



FACULTAD DE INGENIERÍAS Y CIENCIAS APLICADAS

REMOCIÓN DE PLOMO Y CADMIO DE AGUAS RESIDUALES
INDUSTRIALES MEDIANTE BIOCOAGULACIÓN CON SEMILLAS DE
DURAZNO

AUTORA

GISSELL ANAHI GUANO PAREDES

AÑO

2020



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS APLICADAS

REMOCIÓN DE PLOMO Y CADMIO DE AGUAS RESIDUALES
INDUSTRIALES MEDIANTE BIOCOAGULACIÓN CON SEMILLAS DE
DURAZNO

Trabajo de Titulación presentado en conformidad con los requisitos
establecidos para optar el título de Ingeniera Ambiental en Prevención y
Remediación.

Profesor Guía

Máster. Viviana Pavlova Sigcha Terán

Autora

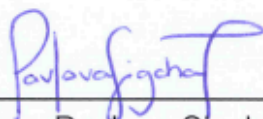
Gisell Anahi Guano Paredes

Año

2020

DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA

"Declaro haber dirigido el trabajo, Remoción de plomo y cadmio de aguas residuales industriales mediante biocoagulación con semillas de durazno, a través de reuniones periódicas con la estudiante Gisell Anahi Guano Paredes, en el semestre 202010, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación".



Viviana Pavlova Sigcha Terán

Máster en Gestión Integral del Agua

CI: 172221616-3

DECLARACIÓN DEL PROFESOR CORRECTOR

“Declaro haber revisado este trabajo, Remoción de plomo y cadmio de aguas residuales industriales mediante biocoagulación con semillas de durazno, de la estudiante Gisell Anahi Guano Paredes, en el semestre 202010, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación”.



Miguel Ángel Gualoto Oñate

Máster of Science en Biología

CI: 170742935-1

DECLARACIÓN DE AUTORÍA DEL ESTUDIANTE

Declaro que este trabajo es original, de mi autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes.



Gisell Anahi Guano Paredes

CI: 175301845-4

AGRADECIMIENTO

A Dios por ser quien bendice mi vida y me guió durante todo el camino, por darme los mejores padres del mundo.

A mi familia quienes han sido un pilar fundamental en mi formación tanto personal como académico y me han brindado todo su apoyo en todo este camino. A mi tutora guía la Máster. Pavlova Sigcha y a mi tutor corrector el Máster. Miguel Ángel Gualoto que con sus conocimientos y experiencia no dudaron en brindarme su ayuda y apoyo. Al profe Javier Álava por siempre estar dispuesto a brindar sus conocimientos y ayudar a resolver los problemas que se presentaron durante este tiempo.

DEDICATORIA

A mis padres por estar conmigo acompañándome en todo momento, por ser quienes confiaron en mí y me dieron las fuerzas para ahora cumplir esta meta. A mi madre quien luchado conmigo y ha sido mi apoyo incondicional. A mi padre que ha hecho lo imposible para verme triunfar y siempre me ha apoyado. A mis hermanos quienes con sus consejos me ayudaron a tomar mejores decisiones en mi vida.

A D.A y T.A quienes han sido las personas que han estado conmigo en todo este tiempo y me han ayudado a no rendirme y me brindan un amor puro, los amo con mi vida y por ustedes seguiré luchando.

RESUMEN

La industria mecánica automotriz crece anualmente, gracias a la demanda de vehículos en todo el mundo y con ella, la contaminación generada en los diferentes procesos de producción, por el uso de químicos tóxicos que se liberan en sus efluentes sin tratamiento. Entre las sustancias tóxicas que se eliminan están los metales pesados como son plomo y cadmio, las metodologías no convencionales que se emplean en el tratamiento son la electrocoagulación, precipitación química, adsorción, y la biocoagulación la cual se realizó para el tratamiento de este tipo de aguas residuales.

En virtud de lo expuesto anteriormente, en la presente investigación se propuso evaluar la remoción de plomo y cadmio de aguas residuales industriales mediante biocoagulación con taninos extraídos de las semillas de durazno, la extracción se realizó mediante la molienda y tamizaje de las semillas y luego se realizó la maceración con metanol. La determinación de la eficiencia de remoción de los metales pesados se realizó mediante biocoagulación con el tanino extraído de dos diámetros de partícula (75 y 300 micrómetros) a diferentes pH (10,7 y 4). Con el tanino extraído de las dos partículas, se determinó la dosis óptima de biocoagulante, obteniendo dosis óptimas de 2.3 ml y 1 ml respectivamente. Los porcentajes de remoción más representativos para el tanino de la partícula de 75 μm es a pH 10 con un 85.9% de remoción de plomo y para cadmio en los 3 pH se obtuvo 100% de remoción; Por otro lado, para el tanino de la partícula de 300 μm , la mejor remoción de plomo fue a pH 10 donde se obtuvo un 97.2% de remoción y para cadmio en los 3 diferentes pH se obtuvo una total remoción 100%. Posteriormente se comparó en pH 10 el coagulante natural con un coagulante químico policloruro de aluminio (PAC), en donde se comprobó que el tanino extraído de las partículas de diámetro de 75 μm , removió el 85.9% del Pb y el 100%; del Cd. No obstante, para el tanino extraído de la partícula de diámetro de 300 μm , se removió 84.5% de plomo y 100% de cadmio, en cambio con PAC no se obtuvo remoción ni de plomo ni de cadmio.

El presente trabajo de investigación demostró que los biocoagulantes, pueden ser empleados en el tratamiento eficiente de aguas residuales, del sector mecánico automotriz, con menor costo, menor generación de lodos, que son más amigables con el ambiente.

ABSTRACT

The automotive mechanical industry grows annually, thanks to the demand for vehicles worldwide and with it, the pollution generated in the different production processes, by the use of toxic chemicals that are released in its effluents without treatment. Among the toxic substances that are eliminated are heavy metals such as lead and cadmium, the unconventional methodologies used in the treatment are electrocoagulation, chemical precipitation, adsorption, and biocoagulation which was performed for the treatment of this type of water waste.

Based on the foregoing, in the present investigation it was proposed to evaluate the removal of lead and cadmium from industrial wastewater by biocoagulation with tannins extracted from peach seeds, the extraction was carried out by grinding and screening the seeds and then He made the maceration with methanol. The determination of the removal efficiency of heavy metals was carried out by biocoagulation with the tannin extracted from two particle diameters (75 and 300 micrometers) at different pH (10 ,7 and 4). With the tannin extracted from the two particles, the optimal dose of biocoagulant was determined, obtaining optimal doses of 2.3 ml and 1 ml respectively. The most representative removal percentages for 75 μm particle tannin is at pH 10 with 85.9% lead removal and for cadmium at 3 pH 100% removal was obtained; On the other hand, for the 300 μm particle tannin , the best lead removal was at pH 10 where 97.2% removal was obtained and for cadmium at the 3 different pH a 100% total removal was obtained. Subsequently, the natural coagulant was compared at pH 10 with a chemical polychloride aluminum coagulant (PAC), where it was found that the tannin extracted from the 75 μm diameter particles removed 85.9% of the Pb and 100%; of Cd. However No, tannin extracted from the particle diameter of 300 μm , 84.5% lead and cadmium 100% shifted, however with no removal or PAC lead was obtained or of cadmium.

This research work showed that biocoagulants can be used in the efficient treatment of wastewater, the automotive mechanical sector, with lower cost, lower generation of sludge, which are more environmentally friendly.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Antecedentes	1
1.2. Objetivos	3
1.2.1. Objetivo General	3
1.2.2. Objetivos Específicos	4
1.3. Alcance	4
1.4. Justificación	4
2. MARCO TEÓRICO	7
2.1. Impactos de la Industria Automotriz	7
2.2. Procesos de la industria	10
2.2.1. Área de mantenimiento	10
2.2.2. Área de reparaciones.....	11
2.3. Generación de aguas residuales de la industria automotriz	11
2.3.1. Plomo.....	13
2.3.2. Cadmio.....	14
2.4. Tratamiento de aguas residuales industriales	15
2.4.1. Técnicas convencionales	15
2.4.2. Técnicas no convencionales	16
2.5. Biocoagulación de aguas residuales	16
2.6. Mecanismos de la biocoagulación.....	17
2.6.1. Neutralización de la doble capa eléctrica	18
2.6.2. Protonación	18
2.6.3. Hidrólisis	18

2.7. Coagulantes naturales	19
2.7.1. Tipos de coagulantes naturales	19
2.8. Aplicación de durazno en las aguas residuales.....	25
2.8.1. Cotiledón.....	25
2.8.2. Hueso.....	26
3. METODOLOGÍA.....	26
3.1. Toma de muestra	26
3.2. Obtención del biocoagulante	27
3.2.1. Recolección.....	28
3.2.2. Secado.....	29
3.2.3. Molienda	29
3.2.4. Tamizaje	30
3.3. Caracterización fisicoquímica.....	30
3.3.1. Determinación de pH	31
3.3.2. Determinación de turbidez	31
3.3.3. Determinación de Demanda Química de Oxígeno (DQO)	32
3.3.4. Determinación de metales pesados, Pb y Cd.....	33
3.4. Normativa aplicable para el análisis	34
3.5. Determinación experimental de la dosis óptima del tanino de durazno	35
3.5.1. Acondicionamiento de la muestra de agua residual.....	35
3.5.2. Maceración del tanino con metanol	35
3.5.3. Determinación de la dosis óptima del tanino	36
3.5.4. Ensayo con las dosis óptimas obtenidas	40
4. ANÁLISIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	43

4.1. Caracterización inicial de la muestra	43
4.2. Determinación de la dosis óptima para cada tamaño de partícula.....	43
4.3. Análisis del diseño experimental y discusión.....	53
4.3.1. Análisis de turbidez.....	54
4.3.2. Análisis de DQO	60
4.3.3. Análisis de metales pesados	64
4.4. Determinación de porcentajes de remoción para los testigos.....	72
4.4.1. Análisis de turbidez.....	72
4.4.2. Análisis de DQO.....	76
4.4.3. Análisis de metales pasados	79
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	84
5.1. Conclusiones	84
5.2. Recomendaciones	85
REFERENCIAS.....	86
ANEXOS	103

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Principales residuos generados en un taller de mecánica automotriz. .	8
Tabla 2. Propiedades fisicoquímicas y toxicidad de los metales pesados (Pb), (Cd).	12
Tabla 3. Factores que influye en la extracción del tanino.	25
Tabla 4. Límites permisibles para descarga al alcantarillado	34
Tabla 5. Ensayos realizados previo a la determinación de la dosis óptima.	37
Tabla 6. Diseño experimental para la obtención de la dosis óptima mediante pepas de durazno en polvo.	40
Tabla 7. Diseño experimental después de la obtención de la dosis óptima mediante pepas de durazno en polvo.	41
Tabla 8. Variables dependientes que fueron medidas, con sus conceptos y unidades de medición.	42
Tabla 9. Variables independientes del proceso.	42
Tabla 10. Parámetros iniciales de la muestra recolectada.	43
Tabla 11. Análisis de normalidad para turbidez con los dos diámetros de partícula.	46
Tabla 12. Análisis de varianza para turbidez con diámetro de 75 micrómetros.	46
Tabla 13. Pruebas de Tukey para turbidez con diferentes dosis.	47
Tabla 14. Análisis de varianza para turbidez con diámetro de 300 micrómetros.	47
Tabla 15. Pruebas de Tukey para turbidez con diferentes dosis.	48
Tabla 16. Pruebas de normalidad para los parámetros a analizar con dosis óptima.	54
Tabla 17. Análisis de varianza para turbidez con pH 4.	56
Tabla 18. Pruebas de Tukey para turbidez con los dos diámetros de partícula.	57
Tabla 19. Análisis de varianza para turbidez con pH 7.	57
Tabla 20. Prueba de Tukey para turbidez con dos diámetros de partícula.	58
Tabla 21. Análisis de varianza para turbidez con pH 10.	58

Tabla 22. Prueba de Tukey para turbidez con dos diámetros de partícula.	59
Tabla 23. Prueba de Kruskal Wallis para DQO con dos diámetros de partícula y diferente pH.....	62
Tabla 24. Análisis de varianza para plomo con pH 4.	65
Tabla 25. Prueba de Tukey para plomo con dos diámetros de partícula.	66
Tabla 26. Análisis de varianza para plomo con pH 7.	66
Tabla 27. Pruebas de Tukey para plomo con dos diámetros de partícula.....	67
Tabla 28. Análisis de varianza para plomo con pH 10.	67
Tabla 29. Prueba de Tukey para plomo con dos diámetros de partícula.	68
Tabla 30. Prueba de Kruskal Wallis para cadmio con dos tamaños de partícula a diferentes pH.....	70
Tabla 31. Prueba de normalidad para los diferentes parámetros a analizar comparando coagulantes.	72
Tabla 32. Prueba de Kruskal Wallis para turbidez comparando coagulantes en dos diámetros de partícula.	74
Tabla 33. Prueba de Kruskal Wallis para DQO comparando coagulantes en dos diferentes diámetros de partícula.	77
Tabla 34. Prueba de Kruskal Wallis para plomo comando coagulantes en diferentes diámetros de partícula.	80
Tabla 35. Prueba de Kruskal Wallis para cadmio comparando coagulantes en diferentes diámetros de partícula.	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Fuentes de contaminación por metales pesados en aire, suelo, agua y plantas.....	2
Figura 2. Diagrama de procesos de talleres automotrices	10
Figura 3. Modelo esquemático del proceso de coagulación.....	17
Figura 4. Estructura de la molécula de amilopectina.....	20
Figura 5. Estructuras químicas de materiales taninos útiles.	21
Figura 6. Estructura de taninos hidrolizables.....	22
Figura 7. Estructura de los taninos condensados.....	23
Figura 8. Cotiledón rodeado por el hueso de durazno.	26
Figura 9. Recolección de agua residual en la caneca.	27
Figura 10. Procedimiento para la obtención del material natural.....	28
Figura 11. Muestra inicial de pepas de durazno.....	29
Figura 12. Equipo utilizado para el secado de las pepas.	29
Figura 13. Proceso de molienda de las pepas de durazno.	30
Figura 14. Tamices utilizados para obtención de los diferentes tamaños de partícula.....	30
Figura 15. Equipo de medición de pH.	31
Figura 16. Equipo de medición de turbidez.	32
Figura 17. Kits de DQO utilizados.	32
Figura 18. Procedimiento para la medición de DQO según los kits.	33
Figura 19. Calentamiento de muestras en el bloque digestor.	33
Figura 20. Filtración con bomba de vacío.	35
Figura 21. Procedimiento para la maceración con metanol.....	36
Figura 22. Dosificaciones para obtención de la dosis óptima.....	39
Figura 23. Remoción de turbidez con diámetro de 75 micrómetros.	44
Figura 24. Remoción de turbidez con diámetro de 300 micrómetros.	45
Figura 25. Remoción de turbidez vs dosis y tamaño de partícula.	49
Figura 26. Remoción de DQO con las mejores dosis en cada repetición con diámetro de 75 μm	50

Figura 27. Remoción de DQO con las mejores dosis en cada repetición con diámetro de 300 μm	51
Figura 28. Remoción de metales pesados (Pb y Cd) con las mejores dosis en cada repetición con diámetro de 75 μm	52
Figura 29. Remoción de metales pesados (Pb y Cd) con las mejores dosis en cada repetición con diámetro de 300 μm	53
Figura 30. Remoción de turbidez con los dos tamaños de partícula	55
Figura 31. Remoción de turbidez vs dosis optima y diámetro de partícula.	59
Figura 32. Cantidad de remoción de DQO en cada tamaño de partícula con los tres diferentes pH.	61
Figura 33. Remoción de DQO vs pH y diámetro de partícula.....	63
Figura 34. Remoción de Pb y Cd en cada tamaño de partícula con los tres diferentes pH.	64
Figura 35. Remoción de plomo vs pH y diámetro de partícula.	69
Figura 36. Remoción de cadmio vs pH y diámetro de partícula.	71
Figura 37. Remoción de turbidez comparando el biocoagulante con el PAC...	73
Figura 38. Remoción de turbidez comparando dos coagulantes.....	75
Figura 39. Remoción de DQO comparando biocoagulante vs PAC.	76
Figura 40. Remoción de DQO con dos tipos de coagulante.	78
Figura 41. Remoción de plomo y cadmio comparando biocoagulante vs PAC.	79
Figura 42. Remoción de lomo con los dos tipos de coagulante.	81
Figura 43. Remoción de cadmio con los dos tipos de coagulante.....	83

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

Los metales son elementos naturales que se encuentran en la corteza terrestre, y en los organismos vivos, en cantidades pequeñas como oligoelementos, que cumplen la función de cofactores de los sistemas enzimáticos que regulan y controlan todos los procesos metabólicos del organismo (López, 2016). En calidad de oligoelementos participan el Mn, Co, Mo, Cu, Fe, Cu, Mg, Zn. Sin embargo, no todos los elementos metálicos son necesarios para el organismo, al contrario, suelen ser tóxicos no solo para el organismo, sino también, para los ecosistemas, este es el caso de los metales pesados como: Pb, Cd, Cr, Hg, V, etc. Sus efectos negativos dependen de formas de exposición, naturaleza química del metal y dosis absorbida (Ferré et al., 2007).

Las fuentes de producción de metales pesados se dan en varios procesos de origen antrópico de los cuales se derivan diversas fuentes de contaminación, como son las descargas de efluentes procedentes de actividades industriales; por otro lado, se encuentran fuentes no puntuales, como las escorrentías procedentes de zonas urbanas y agrícolas (Mendiguchía, 2005). La generación de aguas residuales a partir de las actividades humanas ha ido aumentando con el pasar de los años, debido al acelerado desarrollo industrial y a las actividades agrícolas (Reyes et al., 2016); esto ha generado grandes cambios en los ecosistemas acuáticos, siendo uno de los elementos de mayor preocupación la concentración de metales pesados que resultan ser altamente tóxicos a bajas concentraciones como es el caso del mercurio, cadmio, zinc, níquel, plomo, cromo, aluminio y cobalto (Kennish, 1997).



Figura 1. Fuentes de contaminación por metales pesados en aire, suelo, agua y plantas.

Tomado de (Reyes et al., 2016).

La mayor fuente de contaminación por metales pesados como Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni, Hg, Co, Ag, Au) y radionuclidos (U, Th) es la industria, cuyas descargas afectan la fertilidad de los suelos, contaminan los acuíferos y aguas superficiales, imposibilitando su consumo (Vullo, 2003).

Enfrentar este problema es muy complicado, debido a que el agua residual con frecuencia es empleada como agua de riego en los cultivos, de esta forma los contaminantes pasan a los alimentos produciendo enfermedades e intoxicaciones graves (Delgadillo et al., 2010).

De los metales pesados mencionados, el plomo y cadmio son considerados contaminantes peligrosos, debido a su persistencia ambiental, no Biodegradabilidad, alta toxicidad a bajas concentraciones y su capacidad para acumularse en diferentes organismos (Cervantes, 2006).

Para remediar la contaminación por metales pesados en aguas residuales, se emplean varios tratamientos, entre ellos están: filtración por membrana, intercambio iónico, adsorción, precipitación química, electrocoagulación, electro

floculación, flotación, etc. (Iván et al., 2015). Uno de los tratamientos es la coagulación, que permite la eliminación de las partículas coloidales suspendidas en el agua residual, mediante la utilización de compuestos naturales de origen orgánico (Yanguas, 2017).

Los coagulantes naturales son mejores en comparación con los coagulantes inorgánicos tradicionales, debido a que los biocoagulantes producen hasta cinco veces menos cantidad de lodos residuales (Choy et al., 2014). Adicionalmente, los coagulantes naturales no consumen la alcalinidad del medio, mientras que los coagulantes a base de aluminio y hierro sí lo hacen; razón por la cual no se provocan cambios elevados de pH (Banchón et al., 2016). Estos coagulantes son biodegradables, no provocan efectos adversos en la salud de los seres vivos.

De los coagulantes de origen vegetal, son conocidos cuatro: semillas de Nirmali (*Strychnos potatorum*), *Moringa oleifera*, taninos y cactus (Bravo, 2017). Gran parte de los extractos naturales provienen de hojas, semillas, raíces, cortezas y frutas (Pritchard et al., 2009). Las semillas de *M. oleifera* son las más estudiadas y utilizadas como coagulante en la clarificación de aguas. Los principales componentes activos de los coagulantes son los polisacáridos o proteínas, que coagulan y floculan diferentes contaminantes que están presentes en el agua residual (Bravo, 2017).

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo General

Evaluar la remoción de plomo y cadmio de aguas residuales industriales mediante biocoagulación con tanino de semillas de durazno.

1.2.2. Objetivos Específicos

- Determinar la dosis óptima del coagulante natural mediante un diseño experimental.
- Comparar la eficiencia del coagulante en la remoción de metales pesados (plomo y cadmio).

1.3. Alcance

El presente trabajo de titulación se realizará en el Laboratorio de Aguas de la carrera de Ing. Ambiental de la UDLA. El agua residual será tomada de una industria de mecánica automotriz, ubicada en la ciudad de Quito. El estudio removerá metales pesados, específicamente: plomo y cadmio del agua residual mediante biocoagulación con taninos de semillas de durazno.

A fin de evaluar el efecto del tratamiento se realizará una caracterización fisicoquímica de la muestra problema antes y después del tratamiento, las variables respuesta a determinar serán: DQO, DBO₅, turbidez y concentración de Pb y Cd. Asimismo, se establecerá la dosis óptima del coagulante mediante prueba de jarras y, finalmente se efectuará una comparación de la eficiencia de remoción del coagulante natural utilizado con gráficos que representen los resultados.

1.4. Justificación

Según cifras de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura UNESCO (2017), la contaminación por metales pesados se ha transformado en un problema ambiental muy grave, los países en vías de desarrollo más del 80% de las aguas residuales industriales no reciben tratamiento previo, sus descargas contaminan gran parte de los ríos, lagos y zonas costeras.

El incremento de la industrialización, para cubrir las necesidades genera la emisión de grandes cantidades de contaminantes al ambiente (Demirayak et al., 2011; Moncayo, 2010), de esta forma los metales pesados derivados de procesos industriales, son liberados directamente en altas concentraciones a la atmósfera o derramados en medios acuáticos y terrestres (Fu y Wang, 2011; O'Connell et al., 2008). La elevada toxicidad de estos, hace necesaria la determinación de las concentraciones en el ambiente, en especial en el medio acuático (Senior et al., 2016).

El consumo prolongado de aguas contaminadas con metales pesados, genera enfermedades silenciosas como el cáncer, problemas reproductivos, malformaciones, alteraciones fisiológicas (Fernández, 2017).

Ecuador es un país rico en fuentes de agua, sin embargo, su calidad es mala, según un estudio publicado por Jurado (2013), más del 65% de los ríos que se encuentran ubicados debajo de los 2.000 metros sobre el nivel del mar (msnm), están contaminados y por ende no cumplen con los parámetros para que puedan ser utilizados para el consumo humano. Para Sorgato (2017), la causa de este estado, son las descargas de desechos líquidos y sólidos producidos por la actividad industrial y el crecimiento de la población.

La falta de tratamiento de descargas líquidas y de mecanismos eficientes de gestión del recurso hídrico, ponen al Ecuador en riesgo de sufrir un déficit de este recurso, en la siguiente década; no solo para actividades recreativas, riego y productivas, sino para consumo humano (Acosta y Martínez, 2010).

Según datos establecidos por INEC (2012), un 31 % de las industrias del Distrito Metropolitano de Quito no cumplen con los valores permisibles de descarga de sus efluentes en todos los parámetros. Los empresario no invierten en saneamiento ambiental, consideran que los sistemas de tratamiento son muy costosos o que son gastos innecesarios (Pérez, 2018).

La industria de la mecánica automotriz, que se dedica a la rectificación de motores, reparación y mantenimiento automotor, consume ingentes cantidades de agua, se contamina con metales pesados y adquiere alta turbidez, por la presencia de: grasas, aceites, carbón y aditivos (de los cuales se derivan algunos metales tóxicos). Las principales áreas de generación de este tipo de aguas son: la recepción, diagnóstico, desmontaje, y limpieza del motor, cigüeñales, cabezotes, etc., que involucra el uso de detergentes no biodegradables, solventes que remueven la grasa y lodos que impregnan las partes de los vehículos. Este tipo de sustancias pueden mantenerse en el agua por largos periodos de tiempo, debido a que se son artificiales, de difícil biodegradación y de estructura molecular compleja (SMA, 2015).

Entre los metales pesados presentes en estas aguas residuales están, el Pb, Cd y Hg, que son tóxicos a bajas concentraciones, no biodegradables, tienen la capacidad para bioacumularse en los organismos. La presencia del Pb en el agua se debe la contaminación con combustibles ricos en tetraetilo de plomo, en pinturas y baterías, entre otros. Según la Agencia de Protección Ambiental (EPA) el límite máximo permisible en el agua potable para plomo es de 0,001 ppm (Lavado et al., 2010). Por otro lado, el origen de la presencia del cadmio en el agua, son las descargas industriales y desechos de minería (Pacheco, 2004).

Las tecnologías existentes para remover metales pesados son extremadamente caras y difíciles de implementar; adicionalmente generan residuos tóxicos que son complicados tratarlos por su alta concentración. El agente químico más utilizado es el sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$, que muestra buenos resultados en la remoción de contaminantes; pero, su eficiencia es limitada con los metales pesados, además su costo es alto y produce cantidades elevadas de lodos, que generan un gran impacto ambiental (Choque et al., 2018)

Para los años setenta, en algunos países de Latinoamérica, se inició con el uso de coagulantes naturales extraídos de especies vegetales o animales como sustitutos de los coagulantes químicos, con ellos se logró reducir la generación

de lodos. Los lodos producidos resultaron ser más biodegradables y más amigos con el ambiente y la salud humana (Cabrera et al., 2017).

El interés por el uso de coagulantes naturales, en los últimos años; experimenta un aumento considerable. Según investigaciones realizada, el uso de coagulantes de origen vegetal y mineral para la depuración de aguas, se realizó mucho antes a la elaboraran los productos sintéticos, a manera de ejemplo podemos mencionar al coagulante natural extraído de las semillas de la *Moringa oleífera* (Lédo et al., 2009).

Moringa oleífera se emplea para la floculación de suspensiones coloidales en el tratamiento de aguas, tiene el poder de remover la mayoría de metales presentes en corrientes de agua continua procedentes de las descargas industriales sin un previo tratamiento (Rondón et al., 2017).

La presente investigación, tiene como objetivo remover metales pesados (plomo y cadmio) de un agua residual industrial, por coagulación con un tanino extraído de las semillas de durazno, que constituye una alternativa de aprovechamiento de residuos orgánicos, que permite disminuir el impacto ambiental que genera el uso de químicos en el medio ambiente.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Impactos de la Industria Automotriz

La industria automotriz dedicada al ensamblaje y producción de vehículos, camiones, buses para el mercado interno e internacional, es la industria que mayor uso tienen de la tecnología (Proexport, 2013). Esta industria no solo está integrada por fábricas de ensamblaje, sino que también, por una amplia red de talleres de mantenimiento, proveedores de accesorios, repuestos e insumos de otras industrias como metalmecánica, petroquímicos (plásticos - cauchos) y textiles (Banda et al., 2016).

La relevancia de la industria automotriz, en la economía global y en las economías nacionales, es fundamental, porque impulsa el desarrollo de diferentes sectores de un valor agregado alto, que potencia el fortalecimiento de la industria en su conjunto (Dirección General de Industrias Pesadas y de Alta Tecnología, 2012). El efecto de la industria automotriz, en el desarrollo de la economía y el bienestar de la sociedad es positivo (Jiménez, 2006). Sin embargo, tiene un lado negativo ambiental, por su enorme potencial de contaminación atmosférica (por las emisiones gaseosas de sus motores), contaminación hídrica y edáfica (por la descarga de sus efluentes industriales, sólidos y líquidos).

En Ecuador, el crecimiento automotriz anual es del 5 al 10%, factor que estimula el surgimiento de talleres especializados, que generan plazas de trabajo y cadenas productivas importantes, bajo un ambiente de demanda creciente (Moreira, 2014). Así a la mecánica automotriz, dedicada al manteniendo preventivo y correctivo del parque automotor, el CIIU (Rev. 3.1) le asigna el código 5020, y define sus actividades específicas, que según Mena (2009), son:

- Servicio de mantenimiento ordinario
- Reparaciones mecánicas
- Reparaciones eléctricas

En la ejecución de estas actividades, se generan residuos; cuya incorrecta gestión termina liberándolos en el entorno, con consecuencias graves para el ambiente y la salud de la población. Según MAPFRE (2000), los residuos principales que se producen en un taller son los siguientes:

Tabla 1.

Principales residuos generados en un taller de mecánica automotriz.

Residuos urbanos	Residuos inertes	Residuos peligrosos
-------------------------	-------------------------	----------------------------

Despojos de alimentos, botellas de vidrios, papel y cartón, materiales de oficina, residuos de estuches, recipientes de productos no peligrosos, latas, trapos y ropa de trabajo no contaminada, virutas y aserrín no contaminados.	Chatarra, neumáticos, plásticos, cables, piezas desechadas de vehículos, lunas, circuitos impresos, filtro de aire.	Filtros de aceite, de combustible, baterías, filtros de cabinas de pintura, material absorbente para limpieza de derrames, productos químicos caducados, aerosoles, recipientes de sustancias peligrosas, disolventes de lavado de piezas o herramienta, lodos de pintura.
--	--	---

Adaptado de (MAPFRE, 2000).

En Ecuador, la mayor parte de los talleres de mecánica automotriz no poseen sistemas de tratamiento de descargas, ni sistemas de gestión de residuos, que les permita con la normativa ambiental. Adicionalmente, la falta de conocimiento sobre la correcta disposición de residuos, por parte del personal operativo de los talleres automotrices, amplifica la problemática ambiental de la gestión de residuos y su disposición final (Rodríguez, 2012).

La contaminación por parte de los talleres de mecánica automotriz cambia de forma directa a los componentes del ecosistema, agua, aire y suelo, los efectos se ven manifestados en los daños que se producen a los ecosistemas y con ello se ve afectado la salud de los seres humanos, animales, tierra y agua (Ramírez y León, 2004).

Los impactos que producen los derrames de desechos tóxicos en el agua pueden afectar a la transferencia de oxígeno y dañar los organismos que se encuentran presentes y alterar al pH inicial del agua provocando alteraciones en las propiedades fisicoquímicas del recurso (Barros, 2012). Por otro lado, los componentes volátiles que pueden contener dichas sustancias y se encuentran presentes en el agua pueden llegar a evaporarse desde el suelo y el agua lo que puede causar una penetración en el suelo y contaminar aguas subterráneas y bioacumularse (Hoja de Seguridad Petroecuador Vivanco, 2007).

2.2. Procesos de la industria

Los talleres automotrices, disponen de diferentes áreas operativas y de servicios en donde se realizan diferentes actividades y trabajos rutinarios, que generan distintos tipos de contaminantes. Entre las actividades que se desarrollan en los talleres automotrices tenemos a:

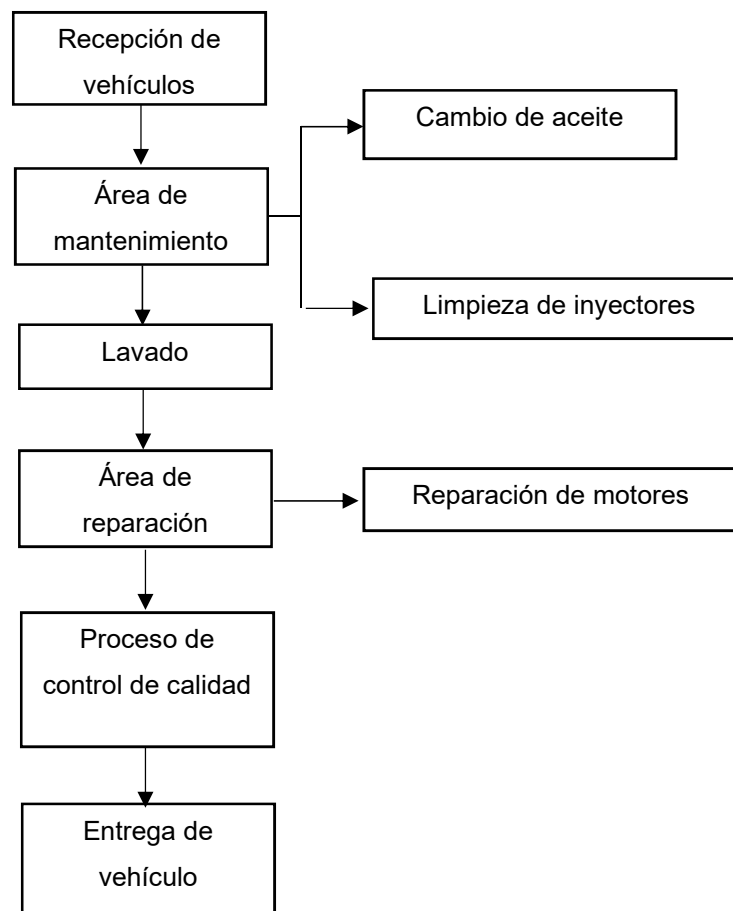


Figura 2. Diagrama de procesos de talleres automotrices
Adaptado de (Sánchez, 2014).

2.2.1. Área de mantenimiento

En esta área las principales actividades a realizarse son las siguientes:

- Cambio de aceite: esta actividad se realiza usando aceites nuevos con una calidad y viscosidad, adecuadas (Moreira, 2014). Los aceites que se utilizan son derivados del petróleo, en consecuencia, están saturados de hidrocarburos.
- Limpieza de inyectores: para eliminar los sedimentos que se forman en el interior, e impiden la pulverización del combustible dentro de los cilindros; para la limpieza se usa líquidos limpiadores los cuales se añaden al combustible (Fuseau et al., 2016).

2.2.2. Área de reparaciones

La reparación de motores se realiza, cuando existe un daño en su funcionamiento o un desperfecto. La reparación inicia con el desarmada totalmente del motor y el lavado de cada una de sus piezas (Moreira, 2014).

2.3. Generación de aguas residuales de la industria automotriz

La industria automotriz, durante sus operaciones, produce una variedad de residuos como, aceites de motor, líquido de frenos, solventes, combustibles, metales pesados, ácidos de las baterías entre otras; cuando estas sustancias son desechadas sin un tratamiento, terminan en las aguas de descarga de la industria, en el sistema de alcantarillado y de allí en ríos y quebradas, generando serios problemas en el entorno, en especial en los cuerpos de agua subterránea y superficial. (Brighton, s.f.).

Los productos más utilizados dentro de las actividades que se realizan en un taller mecánico son los aceites, desengrasantes, refrigerantes y lubricantes, que, al ser liberados, en forma similar con los anteriores contaminan el ambiente. Los aceites, en la superficie de los cuerpos de agua, forman películas, que impiden el acceso del oxígeno al agua, produciendo la muerte de los organismos acuático e impidiendo la fotosíntesis. “Un litro de aceite usado puede llegar a contaminar aproximadamente un millón de litros de agua potable” (Narvárez, 2014).

Según MAPFRE (2000), las fuentes de contaminación del agua son varias, entre ellas sugiere:

- Aguas contaminadas con aceites y grasas
- Aguas producto de la limpieza del taller
- Aguas producto de la limpieza de piezas y herramientas
- Derrames accidentales de ciertos productos peligrosos
- Lodos que se producen en las cabinas de pintura
- Sustancias tóxicas que son vertidas directamente.

Uno de los constituyentes de las aguas residuales de la industria automotriz, son los metales pesados, que comparten un conjunto de propiedades que los agrupa dentro de esta clase (Callender, 2003). Los metales pesados son tóxicos, no solo para el hombre, sino también, para los ecosistemas en su conjunto. Conocimiento de esta propiedad, se tenía ya desde la antigüedad (Irán et al., 2014).

Los metales pesados proceden de los trabajos de lijado y preparación de la superficie de piezas metálicas, uso de pinturas y anticorrosivos (Middag et al., 2015). Una vez en el agua los metales pesados, se adsorben en la materia orgánica disuelta, tienden a acumularse sedimentos y a través de ellos se transfieren a las cadenas tróficas (Lenntech.es, 2017).

La Tabla 2 muestra algunas propiedades comunes a los metales pesados.

Tabla 2.

Propiedades fisicoquímicas y toxicidad de los metales pesados (Pb), (Cd).

Elemento	Densidad (g.cm ⁻³) a 20°C	Peso molecular (g.mol ⁻¹)	Solubilidad	Toxicidad (IARC)*
Plomo	11,340	207,200	Insoluble	2B
Cromo (III)	7,200	51,996	Insoluble	3

Cromo (VI)	7,200	51,996	Insoluble	1
Cadmio	8,650	112,400	Insoluble	1
Cobre	8,960	63,546	Insoluble	3

Adaptado de (Lenntech.es, 2017).

Nota explicativa: Entiéndase que (IARC) es El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer.

Entre los metales pesados de mayor relevancia en las aguas residuales, están el Pb y Cd, de cuyo análisis nos ocuparemos a continuación.

2.3.1. Plomo

Según Badillo (1992), el plomo es un metal pesado que tiene densidad de $11,34 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ a 20°C y masa atómica de $207,19 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$. Este metal se encuentra de forma natural en la corteza terrestre, en una cantidad aproximada de $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, que representan en forma global $3,8 \times 10^{14}$ toneladas. El Pb, también puede hallarse como producto de las actividades humanas (Nordberg, 1998; Belaïre y Fantassi, 2017), tales como, la minería y la quema de combustibles fósiles. Debido a estas actividades, se incrementa su presencia en el aire, de donde la población lo inhala junto a partículas de polvo.

El 95% del plomo inorgánico se absorbe por inhalación IARC (2016). En el agua, es tomada por los microorganismos y micro invertebrados (bioacumulación), y transferida a las cadenas tróficas (bioamplificación). El plomo puede llegar al agua y suelo mediante por la corrosión de tuberías de plomo, en los sistemas de transporte y asimismo a través de la corrosión de pinturas que contengan plomo (Lenntech.es, 2017).

El plomo no posee ninguna función biológica útil en el ser humano, ni a nivel natural como agente de contaminación, no es muy representativo, sin embargo; pero provoca preocupación cuando este metal sobrepasa las concentraciones máximas permisibles en el ámbito ambiental (González et al., 2006). En la actualidad el contacto con dicho metal, se produce por inhalación o ingesta, a

pesar que el marco regulatorio existente, ha limitado el riesgo de exposición, no quiere decir que el riesgo se ha eliminado (Belaire y Fantassi, 2017).

El plomo se utiliza un 40% como metal; mientras que, el 25% se utiliza en aleaciones y un 35% se maneja como compuesto químico tanto de origen orgánico como inorgánico (Ubillus, 2003).

2.3.2. Cadmio

El cadmio es un elemento químico, con una densidad de $8,65 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ a 20°C , peso atómico de $112,40 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$. Dicho metal posee propiedades parecidas al zinc, razón por la cual puede asociarse con este metal en la naturaleza. Se puede hallar en los minerales en una proporción 1:100 (Belaire y Fantassi, 2017). El cadmio se encuentra generalmente como mineral compuesto con distintas sustancias como oxígeno, cloro o azufre, en el mineral conocido como greenockita o blenda de cadmio. El carbón y abonos minerales poseen trazas de dicho metal. El nivel natural de cadmio en el suelo es de $1.5 \times 10^{-5} \%$ en peso de la corteza terrestre (Adriano, 2001).

De manera natural, grandes cantidades de cadmio se liberan al ambiente, más o menos 25.000 toneladas al año. La mitad de este elemento es descargado a los ríos mediante la descomposición de rocas y la otra parte de cadmio es liberado al aire, mediante incendios forestales y erupciones volcánicas (Lenntech.es, 2017).

El Cd, se caracteriza por su resistencia a la corrosión, es por eso que se utiliza especialmente para la electrodeposición en otros metales como, son el acero y hierro, razón por la cual se encuentra sales de cadmio como es el estearato de cadmio, el cual se utiliza para la estabilización térmica de los plásticos de PVC (Belaire y Fantassi, 2017). Las aguas residuales con cadmio proceden en su mayoría de las industrias que finalmente terminan en el suelo y el agua. El cadmio que se encuentran en los efluente residuales también pueden ingresar

en el aire, mediante la quema de residuos urbanos y combustibles fósiles. Gracias a las regulaciones ambientales, tan hoy solo una mínima cantidad de cadmio ingresa en el agua mediante descargas de aguas residuales domésticas o industriales (Lenntech.es, 2017).

2.4. Tratamiento de aguas residuales industriales

Debido a sus características especiales de composición, volumen y procedencia, el tratamiento de aguas residuales industriales constituye un reto especial para los diseñadores de sistemas de tratamiento, con frecuencia; las metodologías convencionales, son ineficientes para su tratamiento, requiriéndose de tratamientos terciarios de elevado costo y eficiencia limitada (Puente, 2019).

Entre las técnicas de tratamiento de aguas industriales están las convencionales y no convencionales.

2.4.1. Técnicas convencionales

Son aquellas técnicas que contribuyen a la depuración del agua residual, con consumo de energía, altos los costos de operación, generación de subproductos como los lodos residuales, para los cuales, con frecuencia, no se disponen sitios para su disposición final ni se pueden implementar sistemas de generación de energía (biogás), o producción de abonos (compost) (Díaz et al., 2012).

Las plantas de tratamiento convencionales, a pesar de que alcanzan resultados favorables en tratamiento, generan problemas que requieren seguimiento y un control continuo, y por ende exigen costos operativos adicionales (Bracho et al., 2016); este es el caso de la producción de lodos residuales. La aplicación de tecnologías alternativas, tienen como principal ventaja el alto rendimiento de depuración y, la generación de menor cantidad de lodos residuales. (Castellanos, 2018).

2.4.2. Técnicas no convencionales

Son alternativas viables para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones debido a su versatilidad, adaptabilidad, integración con el entorno, y bajo coste de implantación (Secretariado Alianza por el Agua / Ecología y Desarrollo, 2017).

El empleo de estas técnicas ayuda a que los procesos de depuración de aguas residuales se desarrollen mediante autodepuración natural, en otras palabras, que estas se depuren de la misma forma en la que lo harían en la naturaleza y, por ende, los costos de operación y mantenimiento de este tipo de tratamientos son menores a la depuración convencional. Una de estas técnicas es la coagulación natural, ya que últimamente está siendo estudiada debido a su gran potencialidad (Bracho et al., 2016).

2.5. Biocoagulación de aguas residuales

La biocoagulación o llamada coagulación natural, es el proceso donde se agrega sustancias de origen natural u orgánicas que son extraídas de residuos que pueden ser reutilizados. Los biocoagulantes adicionados con mezcla rápida y lenta, estimulan la agrupación las partículas de los contaminantes disueltos en partículas más grandes, permitiendo su retiro, mediante algún proceso físico de remoción de sólidos (Dempsey, 2006). Según Matilainen et al (2010), la biocoagulación es un proceso en el cual el potencial repulsivo de la doble capa eléctrica del coloide se reduce; por lo tanto, se producen micropartículas que colisionan entre ellas y forman los llamados flóculos mediante el proceso de floculación (Guzmán et al., 2013).

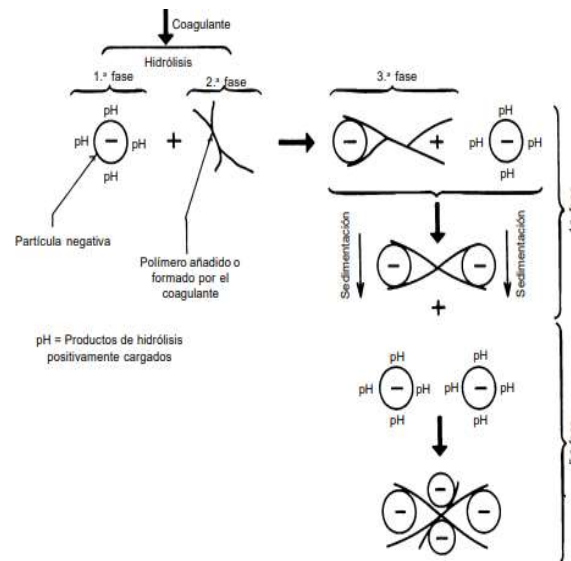


Figura 3. Modelo esquemático del proceso de coagulación.

Tomado de (Barrenechea, 2004).

La coagulación natural es un tratamiento donde se utilizan productos de origen natural, que según Ojeda (2012), presentan ventajas como:

- La calidad del agua filtrada y decantada es mejor
- El uso de coagulante inorgánico es nulo
- Los lodos sedimentados tienen menor volumen
- Mayor eficiencia de desinfección
- Reducción de costos

2.6. Mecanismos de la biocoagulación

La coagulación natural, se produce por mecanismos fisicoquímicos cuya comprensión es fundamental para entender por qué, en un sistema coloidal estable como el agua residual, no es posible eliminar sólidos suspendidos con sistemas de filtración u ósmosis inversa (Banchón et al., 2016).

Los mecanismos de coagulación para el proceso de desestabilización coloidal en aguas residuales son los siguientes:

2.6.1. Neutralización de la doble capa eléctrica

La neutralización es debida al alto potencial de generación de protones, generado en el medio acuoso. Yin (2010) recalca, que desde hace mucho tiempo atrás; se sabe del potencial que tienen varios extractos de plantas para desempeñar una función parecida. Un ejemplo de estos, son los taninos, que tienen grupos fenólicos que contribuyen iones de hidrógenos al medio. Cuando los taninos se disuelven en agua, se da la deslocalización de electrones dentro del anillo aromático y se tiene como resultado el aumento de la densidad del átomo de oxígeno, el cual provoca que los grupos fenólicos generen la protonización del medio (Banchón et al., 2016). Los taninos desestabilizan los coloides aniónicos de carga negativa que se hallan presentes en el agua residual (Beltrán et al., 2010). Las sales de hierro que se encuentran en la composición de los taninos también producen la sedimentación de coloides contaminantes de las aguas residuales. Así, los coloides cargados negativamente son desestabilizados y forman lodos residuales.

2.6.2. Protonación

El proceso de protonación cambia principalmente la estructura y la estabilidad termodinámica de la molécula receptora, razón por la cual convierte al grupo hidroxilo en H_2O (Grupo de Síntesis Orgánica, 2011). El cambio de color se da debido al cambio estructural provocado por la protonación de la especie. Los indicadores ácido-base, tienen un intervalo de viraje que va de unas dos unidades de pH, en la que cambian la disolución en la que se encuentran de un color a otro (Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 2015).

2.6.3. Hidrólisis

La hidrólisis es una reacción química en la cual ocurre la ruptura de la molécula del agua. Los productos de esta reacción pueden ser especies neutras como las moléculas orgánicas, o iónicas como las sales. La magnitud de la hidrólisis del

catión o del anión dependerá del valor de la constante de basicidad o acidez de la base o el ácido del cual provengan los iones, y en la medida en que esta sea más pequeña, mayor será la hidrólisis (González, 2009).

2.7. Coagulantes naturales

Los coagulantes naturales son una opción con alto potencial, debido a que estos se producen de forma espontánea, a partir de reacciones bioquímicas que suceden en los animales y en las plantas; pero que todavía no se han explotado lo suficiente (Lee et al., 1995). Presentan una baja o nula toxicidad, y en la mayoría de los casos, son productos alimenticios que tienen un alto contenido de proteínas y carbohidratos que son solubles en agua (Guzmán, 2013). Los biocoagulantes poseen compuestos bioactivos como mucílagos, proteínas, polisacáridos, taninos y alcaloides.

En el tratamiento de aguas residuales industriales, los coagulantes naturales contribuyen a la desestabilización de coloides o sólidos suspendidos y sólidos disueltos en forma de DQO; demostrando su eficiencia incluso en la adsorción de metales pesados como son el plomo, cadmio, zinc y cromo (Sotheeswaran et al., 2011).

2.7.1. Tipos de coagulantes naturales

2.7.1.1. Almidón

Es un polisacárido que se localizan en las células vegetales en forma de partículas insolubles o gránulos. Químicamente es una unión de glucanos, integrado por dos moléculas: la amilosa y la amilopectina. Estos pueden ser extraídos de frutas y granos (Ortega et al., 2010). Uno de los almidones con gran porcentaje de eficiencia en la remoción en función de turbidez, es el almidón de yuca con un porcentaje del 93% de efectividad (Desiderio, 2017).

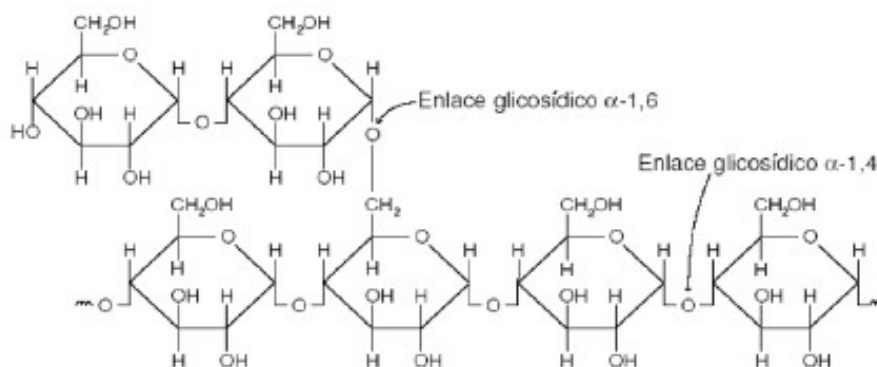


Figura 4. Estructura de la molécula de amilopectina.

Tomado de (Meneses et al., 2017).

2.7.1.2. Algas

Las algas pueden ser consideradas como agentes eficientes para la remoción de nutrientes como el nitrógeno, fósforo y potasio, entre otros (Mahapatra et al., 2013). Varias algas han sido estudiadas por varios años debido al alto contenido de lípidos, su rápido crecimiento y capacidad de secuestro de CO₂ atmosférico (Chen, 2004). Según investigadores brasileños y holandeses, se ha demostrado que existe la manera de transformar las aguas negras mediante el uso de algas del género *Chorella* ya que estas al crecer con la ayuda de los nutrientes de dichos efluentes, ayudan a la descontaminación de esta agua, y al mismo tiempo, producen gran cantidad de biomasa que puede ser utilizada de forma natural o procesada como abono (López, 2017).

2.7.1.3. Taninos

La palabra "tanino" ha sido utilizado desde finales del siglo XVIII para referir a la familia de sustancias orgánicas que son solubles en agua y se encuentran en extractos de plantas. Los taninos vegetales (Figura 4), son compuestos ricos en fenoles que son solubles en agua, tienen pesos moleculares entre 500 y 3000 Da. y son capaces de unir proteínas solubles en agua (Chowdhury et al., 2010).

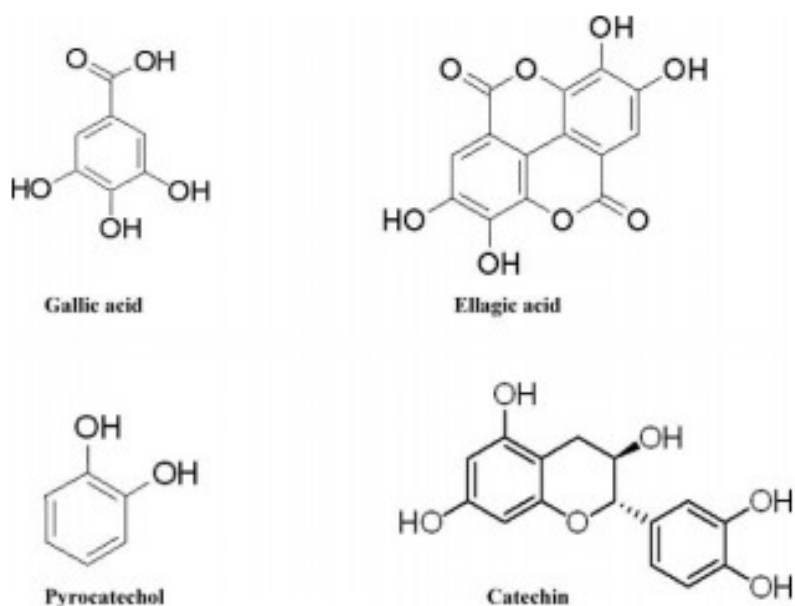


Figura 5. Estructuras químicas de materiales taninos útiles.

Tomado de (Chowdhury et al., 2010).

Estos coagulantes poseen un leve olor que les caracteriza y un color que puede ir de amarillo a castaño oscuro, cuando se expone a la luz su color se oscurece, tienen un sabor amargo y astringente. Finalmente, se pueden disolver con facilidad en metanal, agua y acetona (Céspedes, 2013).

Uno de los taninos más utilizados y estudiados son las semillas de *Moringa stenopetala* ya que se ha alcanzado un porcentaje de 99.86% de remoción de cromo total de efluentes de industrias de curtiembre (Gatew y Mersha, 2013).

2.7.1.3.1. Clasificación de los taninos

En la actualidad, la clasificación de los taninos es muy importante; razón por la cual se deben realizar estudios constantes para la identificación de las estructuras de los taninos, debido a que su estructura química está condicionando su actividad biológica (Gonçalves et al., 2011).

2.7.1.3.2. Taninos hidrolizables

Los taninos hidrolizables. son ésteres normalmente formados por una molécula de azúcar como la glucosa, enlazados a un número variable de moléculas de ácidos fenólicos, como el ácido gálico o su dímero, el ácido elágico (Peña, 2007).

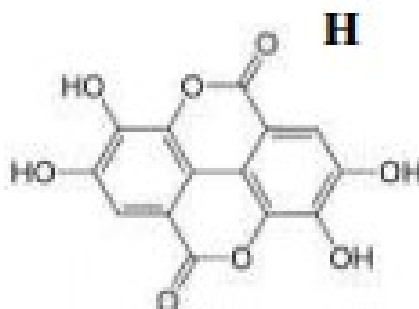


Figura 6. Estructura de taninos hidrolizables.

Tomado de (Peña, 2007).

Para la extracción de los taninos hidrolizables se puede utilizar diferentes disolventes como es el hexano, diclorometano, metanol y agua (Okuda et al., 1990). Un ejemplo de este tipo de tanino es la Acacia que tiene una remoción de color del 74.52% con pH neutro y con dosis de tanino bajas (Quintero, 2018).

2.7.1.3.3. Taninos condensados

Los taninos condensados son conocidos como poliflavonoides o proantocianidinas, porque se encuentran formados por flavonoides con diferentes grados de condensación como, por ejemplo: (flavan-3-ol y flavan-3,4-diol), así como también otros flavonoides análogos, carbohidratos y trazas de amino e imino ácidos (Hon y Shiraishi 2001; De Bruyn et al., 1999; Samil et al., 2005; Santana et al., 1996).

Estos taninos tienen una característica importante ya que mediante una hidrólisis ácida libera una antocianidina, para el caso del durazno, sus semillas liberan cianidina llamada también procianidina, que químicamente es un polímero de flavanoles (Álvarez, 2007). Al ser tratados con ácidos en caliente, se origina una polimerización progresiva hasta dar taninos amorfos, llamados flobafenos o taninos rojos (Cortez, 2012).

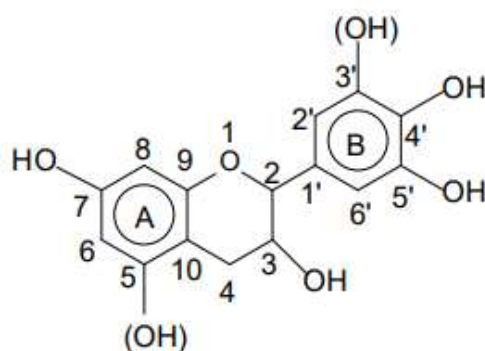


Figura 7. Estructura de los taninos condensados.

Tomado de (Cortez, 2012).

Las semillas de durazno son un residuo orgánico que puede ser utilizado como coagulante natural de aguas residuales con porcentajes de remoción de turbidez de hasta el 79% (Arboleda, 2000).

2.7.1.4. Métodos de extracción

La maceración, extracción asistida por ultrasonidos (EAU) y la extracción asistida por microondas (EAM), son los métodos utilizados para extraer a partir de hojas, semillas y frutos (totalmente secos y harinas molidas) extractos concentrados, de taninos con ayuda de solventes de elevada polaridad (Avello, 2016).

- **Maceración:** La maceración simple consiste en colocar el material elegido, con el diámetro de partícula que se desee, en contacto con el solvente, en este caso el metanol, en recipientes completamente

cerrados, sin luz solar, a temperatura ambiente y por un tiempo que puede ser horas y hasta días. Finalmente, se realizan agitaciones ocasionales (Chavez, 2017) para generar un contacto permanente entre el solvente y el material vegetal. El tanino es extraído cuando se ha cumplido el tiempo maceración y el solvente deja de actuar sobre el material, esto depende de la dificultad de encontrar el tanino, ya que algunos necesitan menos tiempo para la extracción y para finalizar se realiza una filtración al vacío para obtener solo un líquido con la concentración del tanino.

- **Extracción asistida por ultrasonidos (EAU):** Es utilizada para aislar compuestos (Hussam et al., 2013). Esta extracción puede mejorar mediante el colisión de burbujas que se forman de la cavitación, junto a las paredes celulares (Toma et al., 2001). Según Rodríguez et al (2010), se puede mejorar la extracción y el rendimiento mediante la combinación óptima de variables de ultrasonidos, como es la intensidad y el tiempo (Corona, 2016).
- **Extracción asistida por microondas (EAM):** Se utiliza para la extracción de contaminantes de origen orgánico que pueden ser los plaguicidas, insecticidas, pesticidas, fungicidas y compuestos de anillos unidos aromáticos como pueden ser los hidrocarburos aromáticos policíclicos y aminas heterocíclicas aromáticas (Wang et al., 2016).

2.7.1.5. Factores que influyen en el proceso de extracción del tanino

Para que la extracción del tanino sea eficiente, se debe tener en cuenta algunos factores que puedan impedir que el proceso se realice de forma correcta, en la Tabla 3 se muestran algunos de ellos.

Tabla 3.

Factores que influye en la extracción del tanino.

Solvente	Temperatura	Tamaño de partícula
Se debe utilizar un solvente selectivo y debe tener una polaridad parecida a la del compuesto que se quiere extraer. Los solventes más utilizados por su polaridad del compuesto son: etanol, metanol, y n-hexano, principalmente por la alta selectividad que tiene para compuestos fenólicos.	Es el factor responsable para la aceleración del proceso de extracción. A mayor temperatura disminuye la viscosidad del solvente, y ayuda a penetrar la matriz, teniendo un mejor proceso de extracción y disminuye la tensión superficial del solvente, compuestos y la matriz.	Este influye en la extracción, debido a que si el tamaño de partícula es pequeño existe un mayor porcentaje de producción de sólidos extraíbles, los cuales ayudan a que exista una mayor recuperación de los compuestos bioactivos.

Adaptado de (Osorio, 2013).

2.8. Aplicación de durazno en las aguas residuales

El melocotón (*Prunus pérsica L.*) es una fruta rica en polifenoles. El ácido clorogénico, la catequina, la epicatequina, la rutina y el cianidin-3-glucósido representan los principales compuestos fenólicos de esta fruta, aunque es rico en ácido ascórbico y carotenoides. Se encontró que el contenido fenólico del durazno es el principal contribuyente a la actividad antioxidante observada, razón por la cual, es un coagulante natural para la depuración de aguas residuales (El Darra, 2018).

2.8.1. Cotiledón

El durazno es una especie, cuyos cotiledones, llamadas almendras; tienen propiedades coagulantes, con excelentes beneficios antioxidantes, aparte del

contenido de minerales como calcio, vitamina C, en sus tejidos carnosos y gran porcentaje de fibra en las almendras de las semillas (Rodríguez, 2005). Los cotiledones, se caracterizan por su porcentaje de humedad de 7%, contenido de aceites y grasas de 51.40% (Hildebrando, 2013). Las semillas retrasan las reacciones químicas, microbiológicas, y la formación de enzimas, razón se los emplean en el tratamiento de aguas, siendo uno de los más empleados y con excelentes resultados (Hildebrando, 2013), en la disminución de la turbidez de las aguas residuales.



Figura 8. Cotiledón rodeado por el hueso de durazno.

2.8.2. Hueso

El hueso del durazno, es la parte dura que recubre al cotiledón, contiene proteínas, grasas, vitaminas, calcio, factor que lo convierte en un coagulante con alta potencialidad para la depuración de aguas residuales.

3. METODOLOGÍA

3.1. Toma de muestra

El muestreo se realizó en una empresa mecánica automotriz ubicada en el Sur de Quito, en el proceso de lavado de motores. La muestra fue tomada en una caneca de 20 litros (Figura 8), bajo la Norma Técnica Ecuatoriana INEN

2169:2013 que, establece las técnicas y precauciones en la toma, conservación y transporte de muestras de agua.



Figura 9. Recolección de agua residual en la caneca.

Una vez recolectada la muestra, fue sellada con parafilm para evitar contaminación; fue trasladada al Laboratorio de Aguas de la UDLA, y conservada en refrigeración a 4°C.

3.2. Obtención del biocoagulante

La obtención del material para la elaboración del biocoagulante se realizó mediante los siguientes procedimientos.



Figura 10. Procedimiento para la obtención del material natural.

3.2.1. Recolección

Las pepas de durazno fueron recolectadas en un mercado ubicado en el sur de Quito, para obtener la cantidad necesaria para la experimentación.

Después de su recolección se tomó una muestra inicial de 5 kilogramos de pepas de durazno (Figura 10). Las pepas fueron rotas con martillo con el fin de facilitar su manipulación en las siguientes etapas.



Figura 11. Muestra inicial de pepas de durazno.

3.2.2. Secado

Una vez obtenidas las semillas, se sometieron a secado, utilizando un Horno de Convección Forzada marca Wise Ven a 60°C, para evitar su desnaturalización.

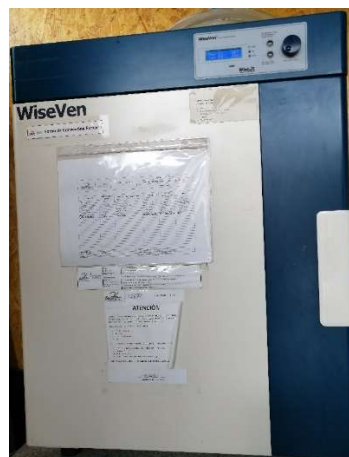


Figura 12. Equipo utilizado para el secado de las pepas.

3.2.3. Molienda

Esta operación se realizó manualmente mediante la utilización de un molino de uso doméstico después de haber golpeado las pepas con el martillo y triturado en una piedra de moler (Figura 13).



Figura 13. Proceso de molienda de las pepas de durazno.

3.2.4. Tamizaje

Del material molido, se obtuvo dos polvos homogéneos, con ayuda de tamices marca Humboldt de mallas 50 y 200, de acero Inoxidable 304 y bajo las normas ASTM E11 & AASHTO M92 (Figura 14). Estos permitieron disponer de tamaños de partícula de 75 μm y 300 μm .



Figura 14. Tamices utilizados para obtención de los diferentes tamaños de partícula.

3.3. Caracterización fisicoquímica

La caracterización fisicoquímica fue realizada antes y después del tratamiento con la ayuda de los equipos del Laboratorio de Aguas de la UDLA.

3.3.1. Determinación de pH

Para la determinación del pH se utilizó un pHmetro de mesa modelo BT-675, marca Boeco Germany, calibrado (Figura 15). Se empleó 500 ml del agua residual industrial y se introdujo el electrodo en la muestra; Se esperó el tiempo adecuado para su estabilización en la pantalla digital y se anotaron los valores medidos.



Figura 15. Equipo de medición de pH.

3.3.2. Determinación de turbidez

Para la determinación de la turbidez se utilizó el espectrofotómetro modelo UV/UVIS II NANOCOLOR, marca Macherey – Nagel (Figura 16). Para realizar la medición se tomaron 15 ml de agua residual industrial en un tubo de ensayo, este fue limpiado previamente con alcohol.



Figura 16. Equipo de medición de turbidez.

3.3.3. Determinación de Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Para la determinación del DQO se utilizaron kits NOVACHEM (Figura 17), con un rango de 0 a 1500 mg/l O₂. Las mediciones se realizaron en el espectrofotómetro modelo UV/VIS II NANOCOLOR, marca Macherey – Nagel, ingresando el código 029 que es para el rango del kit obtenido.



Figura 17. Kits de DQO utilizados.

Para la medición (Figura 18), se usó 2 ml de la muestra de agua residual industrial y se colocó en un tubo de test de DQO. Se agitó 3 veces hasta homogenizar la muestra y luego se calentó el bloque digestor a 160°C por 30 minutos (Figura 19).

Finalmente, se dejó enfriar los tubos para su posterior lectura en el espectrofotómetro.

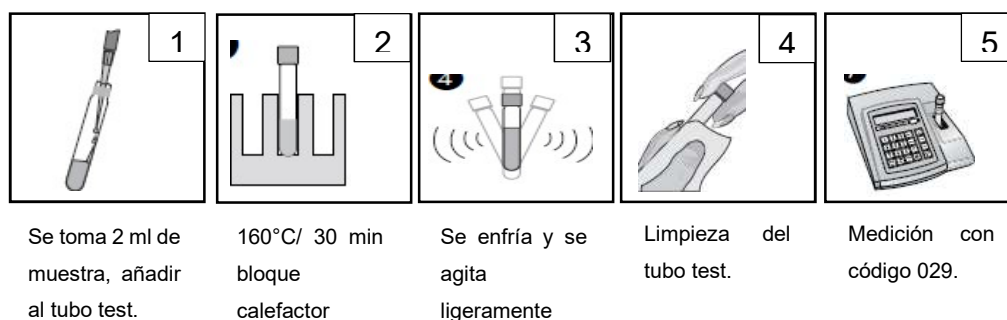


Figura 18. Procedimiento para la medición de DQO según los kits.

Adaptado de (Macherey-Nagel, sf.).



Figura 19. Calentamiento de muestras en el bloque digestor.

3.3.4. Determinación de metales pesados, Pb y Cd.

Para la determinación de los metales pesados se envió al Laboratorio de Investigación de la UDLA, en donde se preparó la muestra de la siguiente manera:

- Se tomó 45 ml de muestra de agua y se añadió 5 ml de HNO₃ al 67% libre de metales.
- Se digirió durante 30 minutos.

- Se filtró y aforó a 50 ml con agua Tipo I.

La técnica que se utilizó fue ICP-OES (Plasma Inductivo Acoplado), con el método US EPA 3015a, que funciona utilizando un plasma de argón en el cual se inyecta una muestra líquida atomizada. La muestra se ioniza en el plasma y los iones emiten luz a diferentes longitudes de onda características las cuales después son medidas y se utilizan para analizar simultáneamente varios elementos y en niveles muy bajos como 1-10 ppm o ppb (Carbuos Metálicos Grupo Air Products, 2019).

3.4. Normativa aplicable para el análisis

La normativa que se aplica, en la presente investigación, es la de los límites máximos permisibles para descargas al sistema de alcantarillado público del TULSMA, AM 097-A tabla 8, que prohíbe realizar descargas líquidas sin un previo tratamiento al sistema de alcantarillado público. En la Tabla 4, se pueden observar los parámetros establecidos por el marco regulatorio.

Tabla 4.

Límites permisibles para descarga al alcantarillado

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Potencial de hidrógeno	pH	UpH	6-9
Temperatura	°C		<40.0
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	500.0
Cadmio	Cd	mg/l	0.02
Plomo	Pb	mg/l	0.5

Adaptado de (Tapia, 2015).

3.5. Determinación experimental de la dosis óptima del tanino de durazno

Para la determinación de la dosis óptima se realizó previamente los siguientes procedimientos:

3.5.1. Acondicionamiento de la muestra de agua residual

La muestra de agua, debido a su alto contenido de aceites y grasas de origen inorgánico, antes de ser sometida al tratamiento fue acondicionada, mediante filtración al vacío (Figura 20), estabilización de la capa flotante durante 30 minutos y retiro de grasa con la ayuda de un papel filtro.



Figura 20. Filtración con bomba de vacío.

3.5.2. Maceración del tanino con metanol

Una vez obtenido los diferentes tamaños de partícula de las semillas de durazno se procedió a realizar la maceración con metanol que consistió en (Figura 21):

- En un matraz, que contiene 4 gramos de la harina de semillas de durazno, cubierto con papel aluminio (para evitar la presencia de luz), se agregó 30 mililitros de metanol.
- Se añadió 2 gotas de HCl 6N.
- Se cubrió con papel Parafilm.
- Finalmente, se colocó la mezcla en la Sorbona para su filtración.



Figura 21. Procedimiento para la maceración con metanol.

3.5.3. Determinación de la dosis óptima del tanino

Para la determinación de la dosis óptima se realizaron 23 ensayos (Tabla 5), en base a diferentes métodos de extracción, hasta obtener resultados que evidencien la mejor remoción de turbidez, siendo el ensayo 23 el que mayor remoción de turbidez y DQO registró.

Tabla 5.

Ensayos realizados previo a la determinación de la dosis óptima

Ensayo	Metodología
Ensayo 1	30ml de alcohol más 1 gramo de harina más 1 día de maceración y filtración.
Ensayo 2	30ml de acetona más 1 gramo de harina más 1 día de maceración y filtración.
Ensayo 3	30ml de agua destilada más 1 gramo de harina más 1 día de maceración y filtración.
Ensayo 4	30ml de metanol más 1 gramo de harina más 1 día de maceración y filtración.
Ensayo 5	30ml de alcohol más 1 gramo de harina más 2 día de maceración y filtración.
Ensayo 6	30ml de acetona más 1 gramo de harina más 1 día de maceración y filtración.
Ensayo 7	30ml de agua destilada más 1 gramo de harina más 1 día de maceración y filtración.
Ensayo 8	30ml de metanol más 1 gramo de harina más 2 día de maceración y filtración.
Ensayo 9	30ml de alcohol más 1 gramo de harina más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 10	30ml de agua destilada más 1 gramo de harina más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 11	30ml de acetona más 1 gramo de harina más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 12	30ml de metanol más 1 gramo de harina más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 13	30ml de alcohol más 1 gramo de harina más calentamiento más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.

Ensayo 14	30ml de acetona más 1 gramo de harina más calentamiento más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 15	30ml de agua destilada más 1 gramo de harina más calentamiento más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 16	30ml de metanol más 1 gramo de harina más calentamiento más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 17	60ml de metanol más 6 gramos de harina más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 18	300ml de agua destilada más 30 gramos de harina más calentamiento por 10 minutos a 60°C más agitación a 200 rpm por 30 min más 300 de metanol más filtración sin presencia de luz.
Ensayo 19	30ml de metanol más 2 gramos de harina más 2 gotas de HCl más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 20	30ml de metanol más 2 gramos de harina más 2 gotas de HCl más 2 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 20	30ml de metanol más 2 gramos de harina más 2 gotas de HCl más 1 día de agitación y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 21	30ml de metanol más 2 gramos de harina más 2 gotas de HCl más 3 horas de agitación y 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 22	30ml de metanol más 1 gramo de harina más 2 gotas de HCl más 1 día de

	maceración y filtración sin presencia de luz.
Ensayo 23	30ml de metanol más 4 gramos de harina más 2 gotas de HCl más 1 día de maceración y filtración sin presencia de luz.

Para las pruebas, se tomaron 500 ml de agua residual industrial acondicionada en vasos de precipitación de 1000 ml. Se agregaron dosis de coagulante natural, de 1 a 6 ml, seguido de mezcla rápida a 200 rpm durante 4 minutos y la mezcla lenta a 35 rpm durante 20 minutos (Figura 21).

Finalmente, se colocaron 15 ml de la muestra tratada en tubos de ensayo y se dejaron reposar, durante 24 horas para su posterior análisis. Transcurrido el tiempo de reposo, se procedió a medir la turbidez calculando el porcentaje de remoción; mediante la siguiente fórmula:

$$\% \text{ remoción} = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100$$

Donde, C_o : Concentración inicial

C_f : Concentración final

(Ecuación 1)



Figura 22. Dosificaciones para obtención de la dosis óptima.

Este procedimiento se realizó para los dos tamaños de partícula, con tres repeticiones. Para la definición de la dosis óptima, se realizó un promedio de las tres mejores dosis en cada corrida.

3.5.4. Ensayo con las dosis óptimas obtenidas

Para la obtención de la dosis óptima se realizaron 36 experimentos (Tabla 6), correspondientes a un modelo de efectos aleatorios con dos factores (dosis de coagulante y diámetro de partícula), siendo dosis de coagulante el factor A y diámetro de partícula el factor B. El primero con 6 niveles y el segundo con 2 niveles; en ambos casos fueron seleccionadas las combinaciones completamente al azar y se realizaron 3 repeticiones.

Tabla 6.

Diseño experimental para la obtención de la dosis óptima mediante pepas de durazno en polvo.

Dosis de coagulante (ml) (Factor A)	Diámetro de partícula (micras) Factor B	
	B ₁ = 75 μm	B ₂ = 300 μm
A₁= 1 ml	A ₁ *B ₁	A ₁ *B ₂
A₂= 2 ml	A ₂ *B ₁	A ₂ *B ₂
A₃= 3 ml	A ₃ *B ₁	A ₃ *B ₂
A₄= 4 ml	A ₄ *B ₁	A ₄ *B ₂
A₅= 5 ml	A ₅ *B ₁	A ₅ *B ₂
A₆= 6 ml	A ₆ *B ₁	A ₆ *B ₂

Factor A: Dosis de coagulante (ml).

Factor B: Diámetros de partículas (μm).

An*Bn: Porcentaje de la variable respuesta obtenida.

Una vez obtenida la dosis óptima, se realizaron 18 experimentos (Tabla 7), correspondientes a un modelo de efectos aleatorios con tres factores (dosis de coagulante, diámetro de partícula y pH), siendo dosis de coagulante el factor A, diámetro de partícula el factor B y pH factor C. El primero con 1 nivel, el segundo con 2 niveles y el tercero con 3 niveles; en ambos casos fueron seleccionadas las combinaciones completamente al azar y se realizaron 3 repeticiones.

Tabla 7.

Diseño experimental después de la obtención de la dosis óptima mediante pepas de durazno en polvo.

ml de coagulante de pepas de durazno (Factor A)	Tamaño de la partícula (micras) (Factor B)		pH (Factor C)		
	B ₁ = 75 μm	B ₂ = 300 μm	B ₁ = 10	C ₂ = 7	C ₃ = 4
A₁= 1 ml	A ₁ *B ₁	A ₁ *B ₂	A ₁ *C ₁	A ₁ *C ₂	A ₁ *C ₃

Factor A: Dosis de coagulante (ml).

Factor B: Diámetros de partículas (μm).

Factor C: pH (UpH).

An*Bn*Cn: Porcentaje de la variable respuesta obtenida.

Se tomó como testigo al agua residual con coagulante químico (policloruro de aluminio - PAC), con la dosis óptima en cada diámetro de partícula obtenida.

3.5.4.1. Variables dependientes

Las variables dependientes que se midieron en cada uno de los tratamientos fueron: turbidez, DQO y porcentaje de remoción de plomo y cadmio (Tabla 8). Estas fueron determinadas en el Laboratorio de Aguas de la carrera de Ingeniería Ambiental ubicado en la Sede UDLAPARK.

Tabla 8.

Variables dependientes que fueron medidas, con sus conceptos y unidades de medición.

Variable	Método	Periodicidad de medición	Unidades
% de remoción de plomo y cadmio	Fotometría	Inicial - Final	mg/L
Turbidez	Fotometría	Inicial - Final	NTU
DQO	Fotometría	Inicial - Final	mg/L

3.5.4.2. Variables independientes

Las variables independientes que fueron medidas son la concentración del biocoagulante y tamaño de la partícula (Tabla 9). Estas fueron determinadas en el Laboratorio de Aguas de la carrera de Ingeniería Ambiental ubicado en la Sede UDLAPARK.

Tabla 9.

Variables independientes del proceso.

Variable	Definición	Unidades
Concentración del biocoagulante	Cantidad de biocoagulante presente en 500 ml de solución	ml
Tamaño de la partícula	Dimensiones de las partículas	µm

pH	Coefficiente que indica el grado de acidez o basicidad de una solución acuosa.	UpH
-----------	--	-----

3.5.4.3. Optimización

Se realizó la optimización del proceso mediante el efecto del pH y la remoción de turbidez (Pinedo et al., 2017), el pH porque es un factor importante para algunos procesos químicos, que solo se producen a un determinado pH (Lenntech.es, 2017). El pH inicial fue básico, el cual, se modificó, para obtener un pH neutro y ácido.

4. ANÁLISIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización inicial de la muestra

Los resultados de la caracterización inicial se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10.

Parámetros iniciales de la muestra recolectada.

Caracterización inicial de la muestra recolectada		
Parámetros	Unidades	Datos
Turbidez inicial	NTU	628.9
DQO	mg/l O ₂	1710
pH	UpH	9.98
Plomo	mg/l	0.071
Cadmio	mg/l	0.018

4.2. Determinación de la dosis óptima para cada tamaño de partícula

Para la determinación, se realizó la prueba de jarras, durante la cual, se aplicó dosis de coagulante que iban de 1 ml a 6 ml, esto por tres corridas en los dos

tamaños de partícula. Esto permitió determinar la dosis óptima sacando un promedio de las mejores dosis en cada corrida; así para el diámetro de partícula de 75 micrómetros, la dosis óptima fue de 2.3 ml y para el diámetro de partícula de 300 micrómetros una dosis óptima de 1 ml.

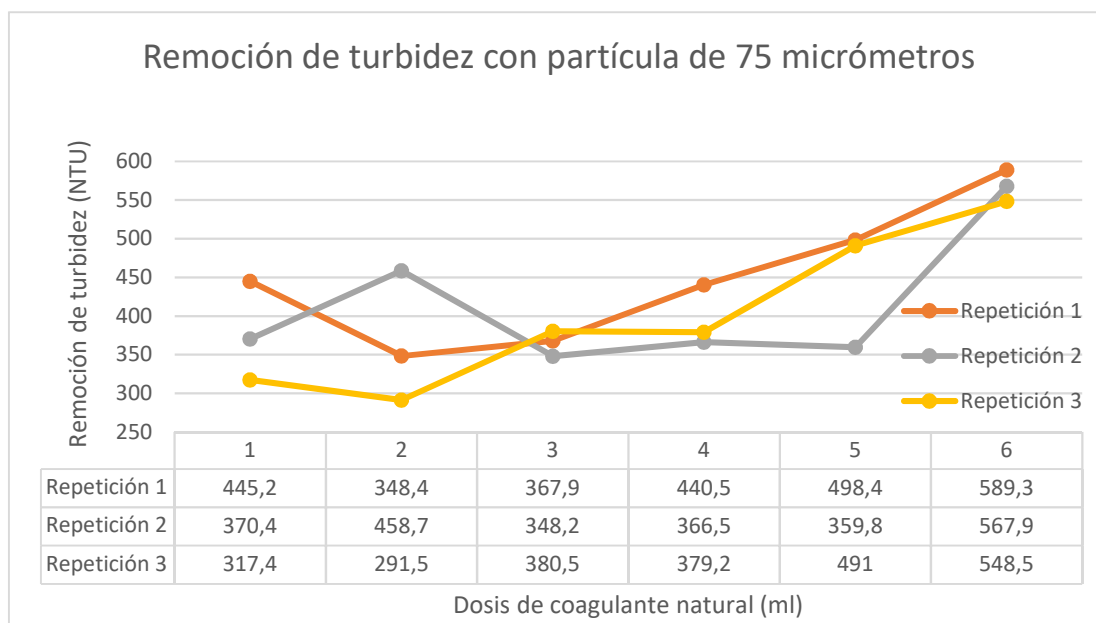


Figura 23. Remoción de turbidez con diámetro de 75 micrómetros.

La Figura 23 indica la remoción de turbidez con el diámetro de partícula de 75 μm ; donde en la repetición 1 la mejor dosis fue de 2 ml, por cuanto alcanzo una remoción de 348.4 NTU, que representa el 44.6%. En la repetición 2, la mejor dosis fue de 3 ml; ya que se removió hasta 348.2 NTU lo que corresponde a un 44.6% y, en la repetición 3, la mejor dosis fue de 2 ml ya que registró una remoción de 291.5 NTU lo que comprende un 53.6%. Promediando estos valores, la dosis óptima para este tamaño es de 2.3 ml.

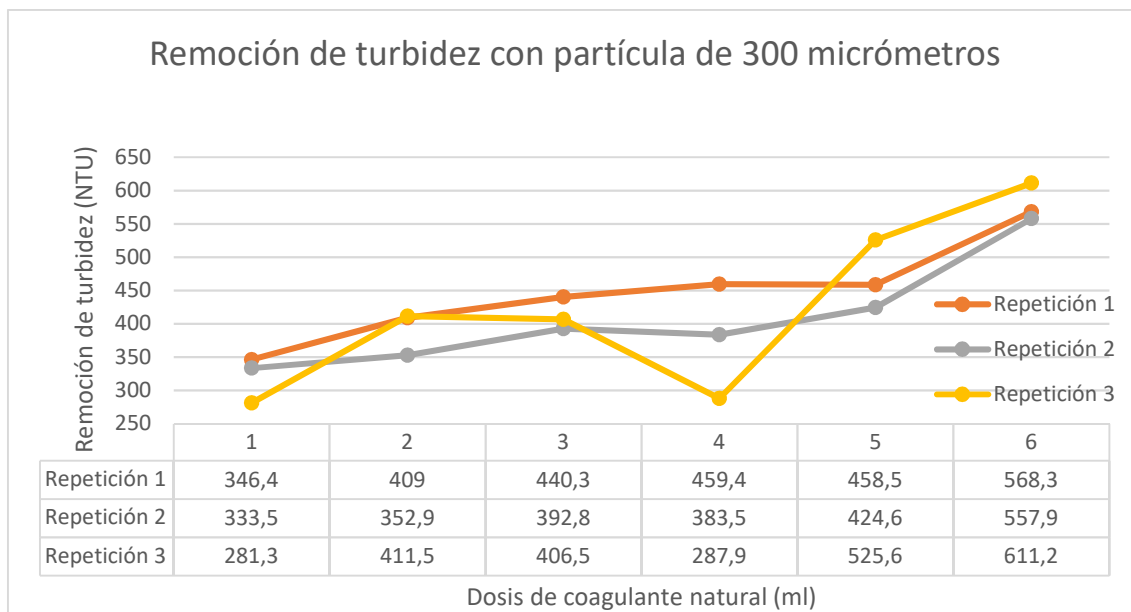


Figura 24. Remoción de turbidez con diámetro de 300 micrómetros.

La Figura 24, muestra la remoción de turbidez con el tanino extraído de la partícula de 300 μm realizados en las tres repeticiones. En la repetición 1 la mejor dosis fue de 1 ml, con 346.4 NTU, que representa un 44.9% de remoción. En la repetición 2 la mejor dosis fue, de 1 ml, 333.5 NTU de remoción, equivalentes al 47% y, en la repetición 3, nuevamente la mejor dosis fue de 1 ml; con 281.3 NTU de remoción, representan al 55.3%. El promedio de todas las dosis, para esta prueba (300 μm) es de 1 ml.

El análisis estadístico ANOVA y Kruskal Wallis A, para todos los parámetros analizados, se efectuó con el programa Infostat, se realizaron además pruebas de normalidad, que resultaron normales o asimétricos. Para el estudio se plantearon las siguientes hipótesis:

H₀: La eficiencia de remoción de los dos diámetros de partícula son semejantes

H₁: El diámetro de 75 μm es más eficiente en la remoción.

H₂: El diámetro de 300 μm es más eficiente en la remoción.

A continuación, se observa la prueba de normalidad que se le realizó a los dos tamaños de partícula.

Tabla 11.

Análisis de normalidad para turbidez con los dos diámetros de partícula.

Shapiro-Wilks (modificado)						
Diámetro	Variable	n	Media	D.E.	W*	p(Unilateral D)
75	Turbidez (NTU)	18	420.52	88.45	0.9	0.134
300	Turbidez (NTU)	18	425.06	93.39	0.94	0.4716

En la Tabla 11, se puede observar que tanto para el diámetro de 75 y 300 μm los datos son normales, ya que tienen en valor de p (Unilateral D) de 0.134 y 0.4716 siendo estos mayores a 0.05, razón por la cual se realizará las ANOVA para cada diámetro.

En la Tabla 12, se muestra el análisis de varianza ANOVA para el parámetro de turbidez, de la partícula con 75 m μm .

Tabla 12.

Análisis de varianza para turbidez con diámetro de 75 micrómetros.

Análisis de la varianza					
Diámetro	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
75	Turbidez (NTU)	18	0.7	0.58	13.62

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)						
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor	
Modelo.	93638.56	5	18728	5.71	0.0064	
Dosis de coagulante natural	93638.56	5	18728	5.71	0.0064	
Error	39352.89	12	3279.4			
Total	132991.45	17				

Según la Tabla 12, se puede observar que los valores para F son de 5.71 los cuales son mayores a 1. Razón por la cual se determina que los tratamientos en función de diámetro de partícula son diferentes, y el factor de confiabilidad (p – valor) es menor a 0.05 lo que se puede decir que la probabilidad de fallar en la aseveración es casi nula.

A continuación, se realizó la prueba de Tukey para determinar diferencias o similitudes entre tratamientos.

Tabla 13.

Pruebas de Tukey para turbidez con diferentes dosis.

Test: Tukey Alfa=0.05 DMS=157.05502					
Error: 3279.4072 gl: 12					
Dosis de coagulante natura..	Medias	n	E.E.		
3	365.53	3	33.06	A	
2	366.2	3	33.06	A	
1	377.67	3	33.06	A	
4	395.4	3	33.06	A	
5	449.73	3	33.06	A	B
6	568.57	3	33.06	B	

La Tabla 13, nos indica que las dosis 1, 2, 3 y 4 tienen mucha semejanza ya que comparten el criterio a nivel de A, la dosis 5 tiene un cierto criterio semejante al nivel A y B; mientras que, en el 6 solo tiene un criterio semejante al nivel B.

A continuación, se observa la tabla para el análisis de varianza ANOVA para el parámetro de turbidez con diámetro de 300 μm .

Tabla 14.

Análisis de varianza para turbidez con diámetro de 300 micrómetros.

Diámetro	Variable	N	R²	R² Aj	CV
300	Turbidez (NTU)	18	0.82	0.74	11.25

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)					
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo	120843.02	5	24169	10.58	0.0005
Dosis de coagulante natural	120843.02	5	24169	10.58	0.0005
Error	27419.19	12	2284.9		
Total	148262.2	17			

Según la Tabla 14, se puede observar que los valores para F son de 10.58 los cuales son mayores a 1. Razón por la cual se determina que los tratamientos en función de diámetro de partícula son diferentes, y el factor de confiabilidad (p – valor) es menor a 0.05 lo que se puede decir que la probabilidad de fallar en la aseveración es casi nula.

A continuación, se realizó la prueba de Tukey para determinar diferencias o similitudes entre tratamientos.

Tabla 15.

Pruebas de Tukey para turbidez con diferentes dosis.

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=131.09641					
Error: 2284.9322 gl: 12					
Dosis de coagulante natural	Medias	n	E.E.		
1	320.4	3	27.6	A	
4	376.93	3	27.6	A B	
2	391.13	3	27.6	A B	
3	413.2	3	27.6	A B	
5	469.57	3	27.6	B C	
6	579.13	3	27.6	C	

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

La Tabla 15, nos indica que las dosis 2, 3 y 4 tienen mucha semejanza, la dosis 5 tiene un cierto criterio semejante al nivel B y C; mientras que, en el 6 solo tiene

nivel C y el 1 solo es semejante al nivel A. En la Figura 25, se observa la turbidez vs la dosis y el tamaño de partícula.

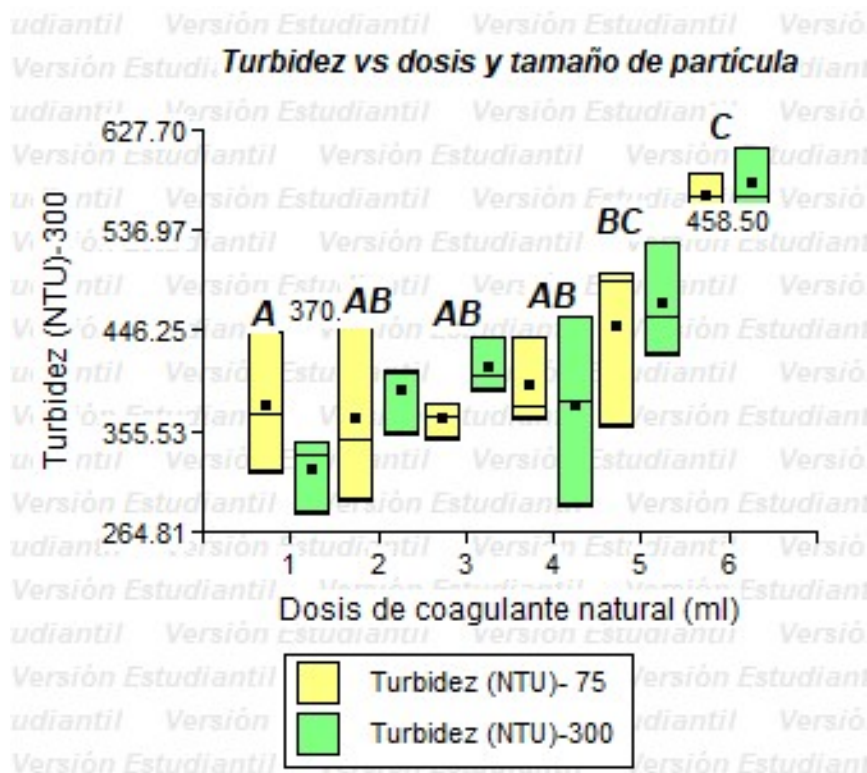


Figura 25. Remoción de turbidez vs dosis y tamaño de partícula.

En Figura 25, se puede observar que en el diámetro de 75 µm, la turbidez dentro del rango de las dosis 2 ml y 3 ml; muestra el menor nivel de amplitud dentro del cuadrado (amarillo), por tanto, dentro de ese espacio está la dosis óptima, razón por la cual se tomó la dosis de 2,3 ml. Para el diámetro de partícula de 300 µm; la dosis óptima es de 1 ml, ya que existe una tendencia de acercamiento a la menor de las bases estadísticas, es decir el cuadrado (verde) no es el de menor tamaño que el expuesto en otras dosis (3 ml y 6 ml), pero estos son crecientes y lo que se busca es una turbidez cada vez menor.

Ahora bien, en referencia al análisis de DQO, la Figura 26 muestra la remoción de este parámetro, con la partícula de 75 µm en las mejores dosis, en cada repetición.

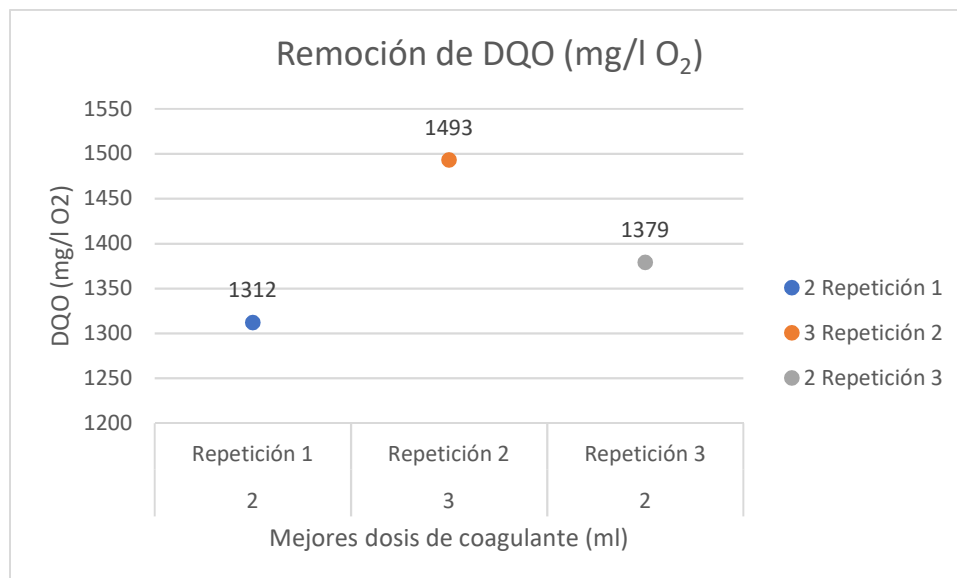


Figura 26. Remoción de DQO con las mejores dosis en cada repeticion con diámetro de 75 µm.

En la repeticion 1, con dosis de 2 ml; se obtuvo un DQO de 1312 mg/l O₂, que corresponde al 23.3% de remocion, para la repeticion 2, con dosis de 3 ml un DQO de 1493 mg/l para un 12.7% de remocion, finalmente para la repeticion 3, con dosis de 2 ml; se obtuvo un DQO de 1379 mg/l O₂, que representa el 19.4% de remocion.

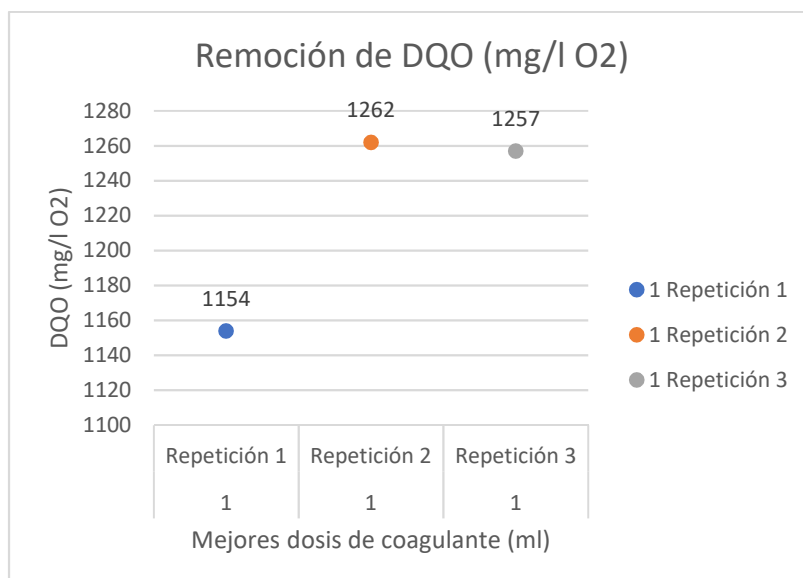


Figura 27. Remoción de DQO con las mejores dosis en cada repetición con diámetro de 300 μm .

La Figura 27 presenta la remoción de DQO con las mejores dosis obtenidas en cada repetición, para la partícula de 300 μm , determinando así que en la repetición 1 con dosis de 1 ml, se obtuvo un DQO de 1154 mg/l O₂ equivalente al 32.5% de remoción, para la repetición 2, se vuelve a obtener una dosis de 1 ml y un DQO de 1262 mg/l O₂, que representa un 26.2% de remoción.

Finalmente, para la repetición 3; se mantiene la dosis de 1 ml donde, que generó un DQO de 1257 mg/l O₂, igual al 26.5% de remoción.

A continuación, en la Figura 28, se muestran las curvas de remoción de los metales pesados (Pb y Cd) en las mejores dosis con partícula de 75 μm .

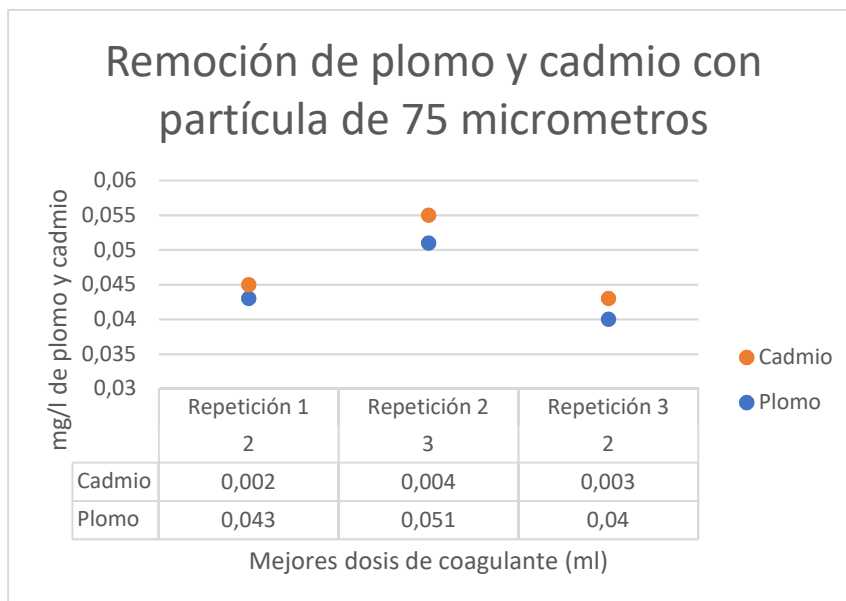


Figura 28. Remoción de metales pesados (Pb y Cd) con las mejores dosis en cada repetición con diámetro de 75 μm .

La repetición 1 con dosis de 2, generó 0.043 mg/l, que corresponde al 39.4% de remoción de Pb; con Cd se llegó 0.002 mg/l, equivalentes al 88.8% de remoción. Para la repetición 2, con dosis de 3 ml se llegó a 0.051 mg/l, igual a 28.2% de remoción de Pb y un valor de 0.004 mg/l, que corresponden a un 77.7% de remoción de Cd. En la repetición 3, con dosis de 2 ml se consiguió remover 0.04 mg/l de Pb, que representa un 43.7% y de Cd se obtuvo un 0.003 mg/l que corresponde a 88.3% de remoción.

De igual forma, se trazó la curva de remoción de metales pesados (Pb y Cd) con las mejores dosis en diámetro de partícula de 300 μm (Figura 29).

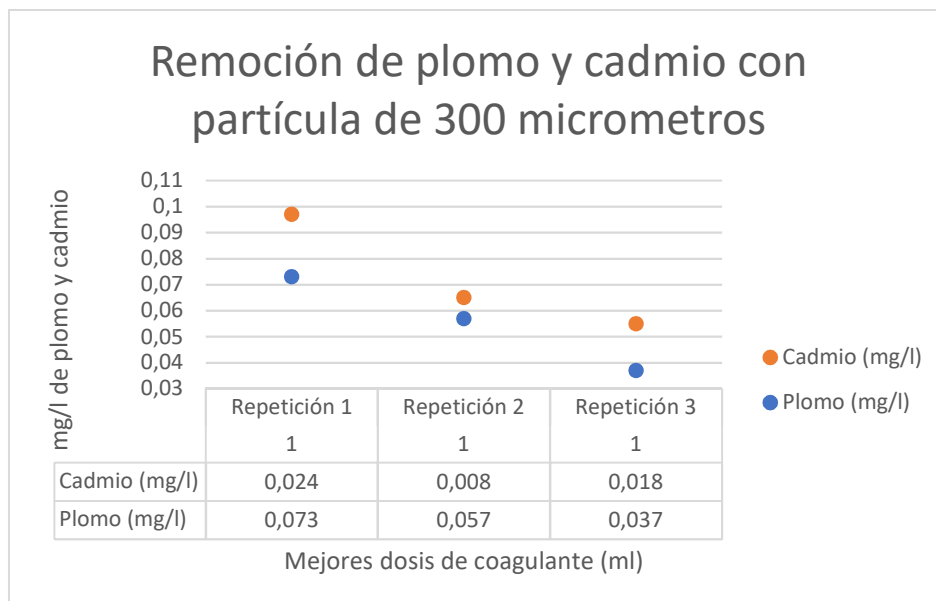


Figura 29. Remoción de metales pesados (Pb y Cd) con las mejores dosis en cada repetición con diámetro de 300 μm .

Los resultados muestran que, en la repetición 1 con dosis de 1 ml se obtuvo de 0.073 mg/l de Pb, y de cadmio 0.024 mg/l lo que nos indica, que no se removieron estos metales. Para la repetición 2, con una dosis de 1 ml se obtuvo 0.057 mg/l de Pb, que corresponde a 19.7% de remoción y de Cd 0.008 mg/l, equivalentes a 55.5% de remoción. Al final, para la repetición 3 se mantiene la dosis de 1 ml, con 0.037 mg/l de Pb, que corresponde a 47.9% de remoción. Para el Cd, 0.018 mg/l, que muestra que el metal pesado ni aumento ni disminuyó con el tratamiento.

4.3. Análisis del diseño experimental y discusión

Para la experimentación se realizaron 18 experimentos, correspondientes a un modelo de efectos aleatorios con tres factores (dosis de coagulante, diámetro de partícula y pH), siendo la dosis de coagulante el factor A, diámetro de partícula el factor B y pH factor C. El primero con 1 nivel, el segundo con 2 niveles y el tercero con 3 niveles; en ambos casos fueron seleccionadas las combinaciones completamente al azar y se realizaron 3 repeticiones.

Para empezar, se realizó la prueba de Shapiro-Wilks, para determinar que las variables a analizar, sean normales o asimétricas y poder ejecutar el análisis correspondiente.

Tabla 16.

Pruebas de normalidad para los parámetros a analizar con dosis óptima.

Shapiro-Wilks (modificado)					
Variable	n	Media	D.E.	W*	p(Unilateral D)
DQO mg/l O2	18	1580.44	439.86	0.84	0.009
PLOMO mg/l	18	0.02	0.01	0.96	0.804
CADMIO mg/l	18	1.10E-04	3.20E-04	0.39	<0.0001
TURBIDEZ	18	291.73	41.35	0.93	0.3874

En la Tabla 16, se puede evidenciar que todos los valores de p (Unilateral D) para DQO y cadmio son menores a 0.05 razón por la cual son datos asimétricos mientras, que para Pb y turbidez son mayores a 0.05 siendo estos datos normales.

4.3.1. Análisis de turbidez

La turbidez es uno de los parámetros que fueron medidos en los tres diferentes pH (10, 7 y 4), razón por la cual se tiene un total de 9 unidades experimentales para cada diámetro de partícula debido a que cada tratamiento se realizó 3 repeticiones como se evidencia en la Figura 30.

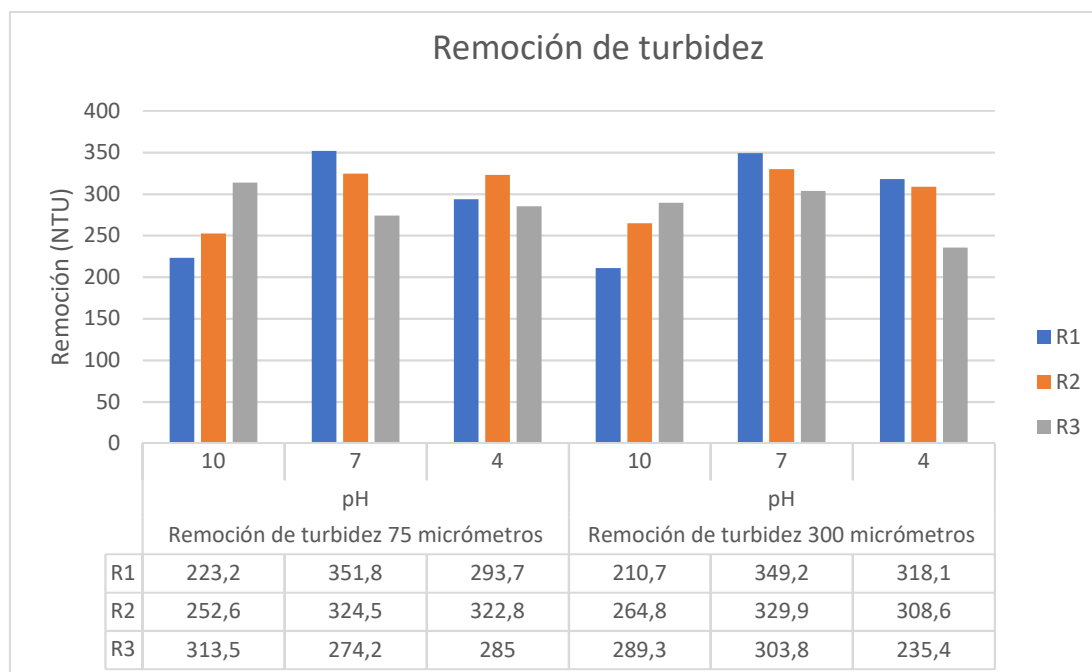


Figura 30. Remoción de turbidez con los dos tamaños de partícula

La Figura 30 muestra la remoción de turbidez con los tres diferentes pH, empleando las dosis óptimas de 2.3 ml y 1 ml, obteniendo las mejores remociones para el diámetro de 75 μm con pH 10 de 223.2 NTU que corresponde a un 64.5%. Para el pH 7 con 274.2 NTU equivalentes a 56.4% y para pH 4 con 285 NTU que representan el 54.7% de remoción.

Para el diámetro de 300 μm , se obtuvo una remoción con pH 10 que alcanzó a 210.7 NTU que corresponde a 66.5%, a pH 7 se llegó a 303.8 NTU equivalentes a 51.7% de remoción y para el pH 4, se llegó a 235.4 NTU correspondiente a 62.6% de remoción.

Los resultados evidencian que el mejor pH para remover turbidez, tanto con partículas de 75 o 300 μm , es con pH básico; ya que existe un porcentaje considerable de remoción, en tanto que a pH neutro la remoción disminuye.

Un estudio realizado por Paredes y Banchón (2015), de remediación de efluentes de curtiembres, evaluó el efecto que tiene el pH inicial de la muestras en la

remoción de la turbidez, utilizando guarango con dosis óptima de 10.8 g/l y 0.015 g/l, de policloramida al 0.1 %. Obtuvieron remoción de 79.4% y 92.1% de remoción con pH 1 y 6 respectivamente; en tanto que para pH básicos de 10 y 12.5 el porcentaje de remoción fue de 81.6% y 99.2%.

A continuación, se presentan los análisis de varianza para cada uno de los diámetros con los diferentes pH.

Tabla 17.

Análisis de varianza para turbidez con pH 4.

Análisis de la varianza					
pH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
4	TURBIDEZ	6	0.05	0	11.88

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)						
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor	
Modelo.	258.73	1	258.73	0.21	0.6691	
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	258.73	1	258.73	0.21	0.6691	
Error	4879.71	4	1219.93			
Total	5138.43	5				

Según la Tabla 17, se puede observar que para un pH de 4 los valores para F son de 0.21 los cuales son menores a 1, razón por la cual se determina que los análisis en función de diámetro de partícula, no tienen mucha diferencia, pero el factor de confiabilidad (p – valor) es mayor a 0.05, lo que significa que la probabilidad de fallar en la aseveración es alta.

A continuación, se realizó la prueba de Tukey para determinar diferencias o similitudes entre tratamientos.

Tabla 18.

Pruebas de Tukey para turbidez con los dos diámetros de partícula.

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=79.17940				
Error: 1219.9267 gl: 4				
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	Medias	n	E.E.	
300	287.37	3	20.17	A
75	300.5	3	20.17	A
Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)				

La Tabla 18, nos indica que los diámetros de partícula de 300 y 75 μm tienen mucha semejanza, ya que comparten el criterio semejante al nivel A.

Los análisis de varianza para pH 7 con cada uno de los diámetros, se presentan en la Tabla 19.

Tabla 19.

Análisis de varianza para turbidez con pH 7.

pH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
7	TURBIDEZ	6	0.04	0	9.98

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)						
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor	
Modelo.	174.96	1	174.96	0.17	0.7019	
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	174.96	1	174.96	0.17	0.7019	
Error	4137.33	4	1034.33			
Total	4312.29	5				

Según la Tabla 19, se observa que para un pH de 7 los valores para F son de 0.17 los cuales son menores a 1, razón por la cual se determina que los análisis en función de diámetro de partícula no tienen mucha diferencia, pero el factor de

confiabilidad (p – valor) tiene un valor de 0.7019, que es mayor a 0.05 que evidencia que la probabilidad de fallar en la aseveración es alta.

La prueba de Tukey (Tabla 20), realizada para determinar diferencias o similitudes entre tratamientos, muestra los siguientes resultados.

Tabla 20.

Prueba de Tukey para turbidez con dos diámetros de partícula.

Test: Tukey Alfa=0.05 DMS=72.90807				
Error: 1034.3333 gl: 4				
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	Medias	n	E.E.	
75	316.83	3	18.57	A
300	327.63	3	18.57	A
Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)				

La Tabla 20, nos indica que los diámetros de partícula de 300 y 75 μm , tienen mucha semejanza, ya que comparten el criterio semejante al nivel A.

La Tabla 21, muestra los análisis de varianza para pH 10 con cada uno de los diámetros.

Tabla 21.

Análisis de varianza para turbidez con pH 10.

pH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
10	TURBIDEZ	6	0.01	0	16.69

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)						
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor	
Modelo.	100.04	1	100.04	0.05	0.8284	
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	100.04	1	100.04	0.05	0.8284	
Error	7477.43	4	1869.36			
Total	7577.47	5				

Según la Tabla 21, se observa que, para un pH de 10, los valores para F son de 0.05 los cuales son menores a 1, razón por la cual se determina que los análisis en función de diámetro de partícula no tienen mucha diferencia, pero el factor de confiabilidad (p – valor) tiene un valor de 0.8284, que es mayor a 0.05 y señala que la probabilidad de fallar en la aseveración es alta.

La Tabla 22, nos indica que los diámetros de partícula de 300 y 75 μm , tienen mucha semejanza, ya que comparten el criterio semejante al nivel A.

Tabla 22.

Prueba de Tukey para turbidez con dos diámetros de partícula.

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=98.01475				
Error: 1869.3567 gl: 4				
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	Medias	n	E.E.	
300	254.93	3	24.96	A
75	263.1	3	24.96	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

Para finalizar, se trazó la Figura 31, donde se observa la variación de la turbidez con las diferentes dosis vs pH y tamaño de partícula.

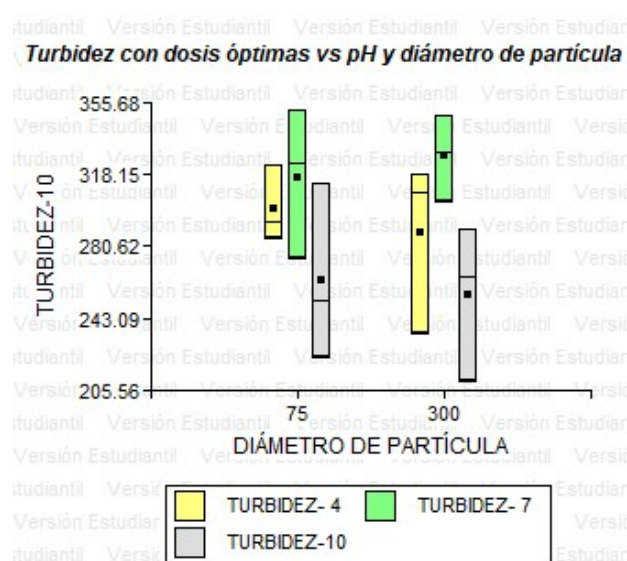


Figura 31. Remoción de turbidez vs dosis óptima y diámetro de partícula.

En la Figura 31 podemos observar que para el diámetro de 75 μm y 300 μm , las medias son parecidas y también sus desviaciones estándar, razón por la cual se llega a concluir; que para la remoción de turbidez; una vez utilizadas las dosis óptimas, el pH y tamaño de partícula no influyen en la remoción, sino que, dependen más de la dosis que se emplee. Según estudios realizados con magnetita natural, en calidad de coagulante, en el tratamiento de aguas, como único material de remoción de turbidez, el tratamiento no se ve afectado por el pH, pero su acción si puede depender de este (Gamarrá y Zapata, 1995).

Por otro lado, un trabajo de investigación realizado por Trujillo et al (2014), que evalúan la eficiencia de remoción de turbidez, de una agua proveniente de una fuente natural, utilizando coagulante a base de almidón de plátano, determina que una proporción 50:50 en peso de sulfato de aluminio o almidón de plátano, tienen mayor eficiencia, que al utilizar una proporción 20:80 en peso, razón por la cual concluyen que una dosis muy baja, disminuye la efectividad de remoción de turbidez. Laines et al (2008), afirman, que el uso de sulfato de aluminio provoca una oxidación química de la materia orgánica disuelta, en cambio el almidón de plátano; lo único que remueve es la fracción particulada de DQO y no la fracción disuelta.

4.3.2. Análisis de DQO

El parámetro de DQO es uno de los parámetros que fueron medidos para determinar la cantidad de materia orgánica en los tres diferentes pH (10, 7 y 4), razón por la cual se tiene un total de 9 unidades experimentales para cada tamaño de partícula, con 3 repeticiones como se puede observar en la Figura 31.

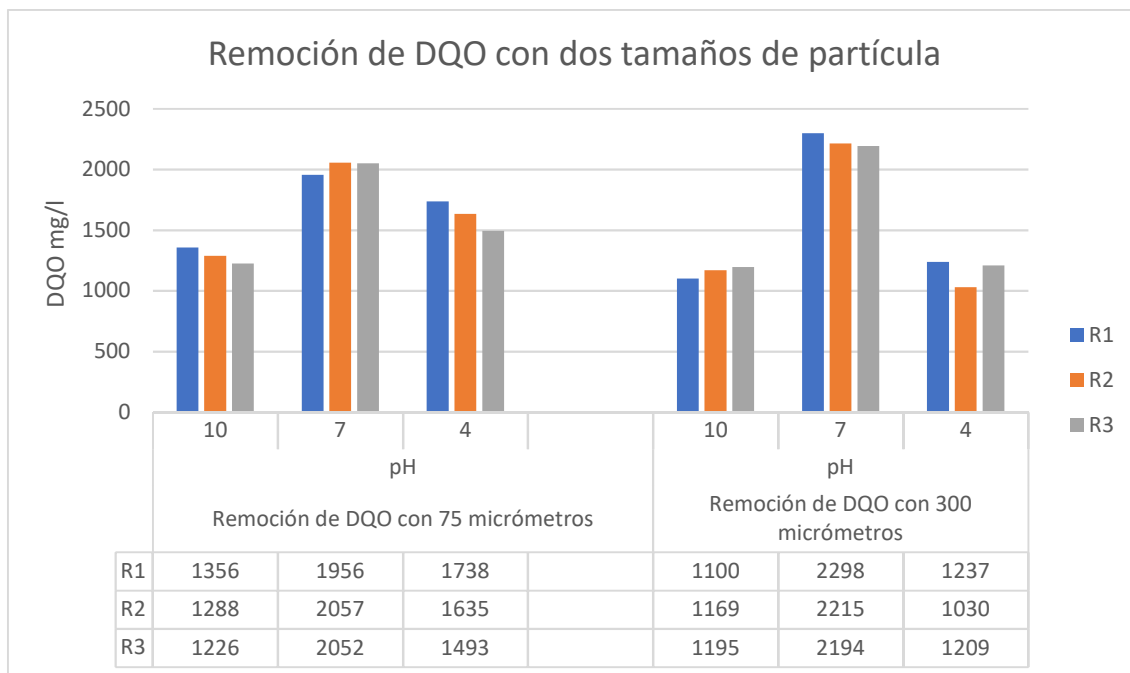


Figura 32. Cantidad de remoción de DQO en cada tamaño de partícula con los tres diferentes pH.

La Figura 32 muestra la cantidad remoción de DQO con los tres diferentes pH con la dosis óptima de 2.3 ml y 1 ml. Las mejores remociones para el tamaño de partícula de 75 μm con pH 10 fue de 1226 mg/l O_2 correspondiendo a un 28.3% de remoción. Para el pH 7 se obtuvo 1956 mg/l O_2 , esto evidencia que no existió una remoción y para pH 4 se obtuvo 1493 mg/l O_2 , que corresponde a 12.7% de remoción. Para el diámetro de 300 μm con pH 10 se logró 1100 mg/l O_2 equivalentes a 35.7% de remoción, para pH 7 no hubo remoción, 2194 mg/l O_2 y para pH 4; 1030 mg/l O_2 que corresponde a 39.8% de remoción.

El mejor pH para remover DQO es a pH básico, que produce un mayor porcentaje de remoción; sin embargo, no se descarta en pH ácido ya que en algunos casos existe un buen porcentaje de remoción de este parámetro.

Como ya se pudo observar en la tabla para el parámetro de DQO se obtuvo mediante la prueba de normalidad que los datos son asimétricos razón por la cual se aplicó la prueba de Kruskal Wallis.

Tabla 23.

Prueba de Kruskal Wallis para DQO con dos diámetros de partícula y diferente pH.

Prueba de Kruskal Wallis								
pH	Variable	DIÁMETRO		Medias	D.E.	Medianas	H	p
		DE	N					
		PARTÍCULA						
4	DQO mg/l O2	75	3	1622	123.02	1635	3.86	0.1
4	DQO mg/l O2	300	3	1158.67	112.3	1209		
pH	Variable	DIÁMETRO		Medias	D.E.	Medianas	H	p
		DE	N					
		PARTÍCULA						
7	DQO mg/l O2	75	3	2021.67	56.92	2052	3.86	0.1
7	DQO mg/l O2	300	3	2235.67	54.99	2215		
pH	Variable	DIÁMETRO		Medias	D.E.	Medianas	H	p
		DE	N					
		PARTÍCULA						
10	DQO mg/l O2	75	3	1290	65.02	1288	3.86	0.1
10	DQO mg/l O2	300	3	1154.67	49.1	1169		

Adicionalmente, se trazó la Figura 33, donde se observa el DQO vs pH y tamaño de partícula.

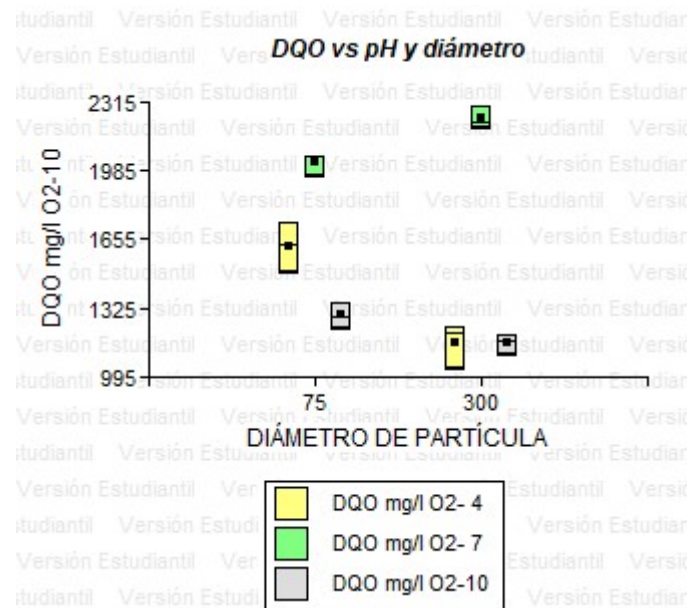


Figura 33. Remoción de DQO vs pH y diámetro de partícula

Para el diámetro de 75 µm con pH 4 la media es de 1622 y la desviación estándar es de 123.02; mientras que, para pH 7 la media es de 2021.67 y la desviación estándar de 56.92. Finalmente, para pH 10, se tiene una media de 1290 y la desviación estándar de 65.02.

En tanto que, para el diámetro de 300 µm, con pH 4 la media es de 1158.67 y la desviación estándar de 112.3. Por otro lado, para pH 7 tiene una media de 2235.67 y una desviación estándar de 54.99. La media para pH 10 tiene una media de 1154.67 y la desviación estándar es de 49.1. Esto evidencia que ninguno de los análisis son semejantes ya que el valor de H es de 3.86 y que existe una probabilidad de fallar en la aseveración del 10%, porque p tiene un valor de 0.1, razón por la cual para la remoción de DQO tanto el tamaño de partícula como el pH, ejercen influencia en el tratamiento.

4.3.3. Análisis de metales pesados

La remoción de metales pesados (Pb y Cd), fue medida para los tres diferentes pH (10, 7 y 4), para los dos diámetros de partícula, con un total de 9 unidades experimentales para cada diámetro con 3 repeticiones.

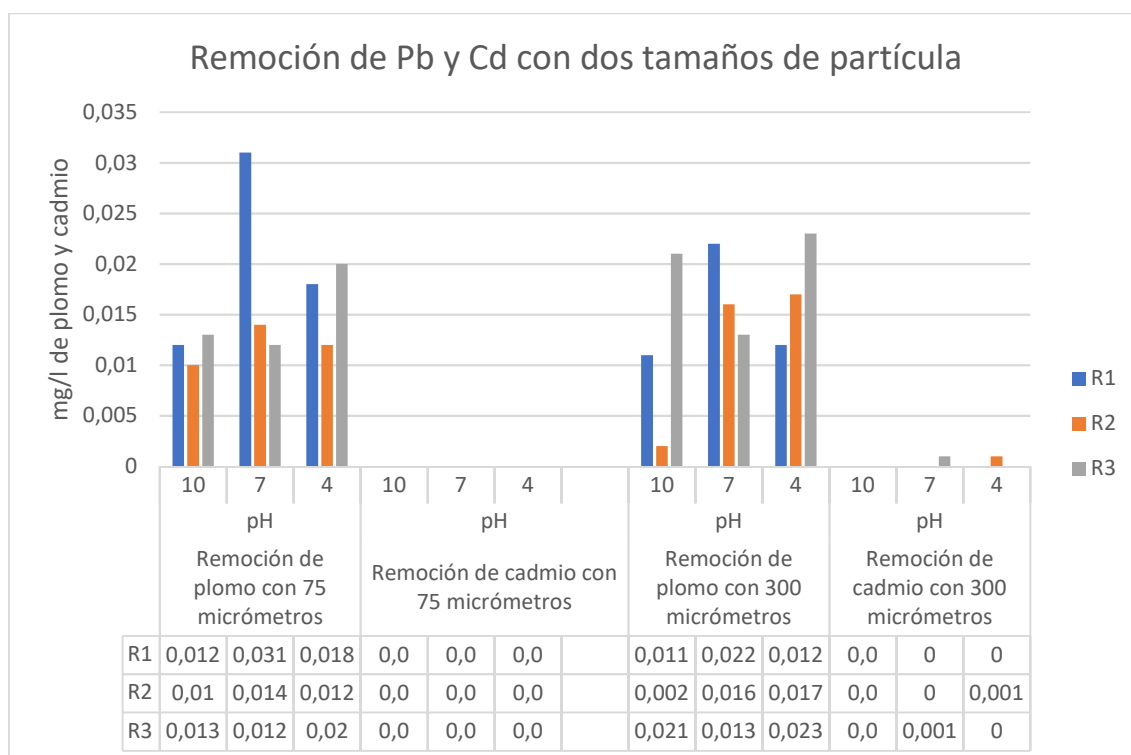


Figura 34. Remoción de Pb y Cd en cada tamaño de partícula con los tres diferentes pH.

La Figura 34 muestra la remoción de Pb y Cd, con los tres diferentes pH con las dosis óptimas de 2.3 ml y 1 ml, las mejores remociones de Pb con un diámetro de partícula de 75 μm , con pH 10 fue de 0.01 mg/l equivalente a 85.9%, para pH 7 se obtuvo 0.012 mg/l lo que representa un 83.1% de remoción y para pH 4 se logró 0.012 mg/l correspondiendo a 83.1% de remoción. En tanto que, para el Cd, a pH 10, pH 7 y pH 4 existe una remoción total lo que quiere decir que se obtuvo un 100% de remoción. Por otro lado, para el diámetro de 300 μm , con pH 10 fue de 0.002 mg/l que corresponde a 97.2% de remoción de Pb, para pH 7

fue 0.013 mg/l que representa a 81.7% y 0.012 mg/l para pH 4 con un 83.1% de remoción. Para el Cd, con pH 10, pH 7 y pH 4 existe una remoción total en la mayoría de repeticiones, aunque en algunos se obtuvo un 0.001 mg/l correspondiente a 94.4% de remoción.

Los resultados muestran que, en la remoción de Cd, no influye el pH, sea básico, neutro o ácido, por cuanto en todos se obtuvo una excelente remoción, para Pb; tampoco existe una gran diferencia, debido a que en todos los pH se obtuvo buenos porcentajes de remoción; sin embargo, el pH que mayor remoción generó fue pH 10 para ambos diámetros de partícula.

La prueba de normalidad para el Pb, muestra que los datos son normales, razón por la cual se aplicó ANOVA.

Tabla 24.

Análisis de varianza para plomo con pH 4.

Análisis de la varianza					
pH	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
4	PLOMO mg/l	6	0.01	0	28.72

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)						
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor	
Modelo.	6.70E-07	1	6.70E-07	0.03	0.8753	
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	6.70E-07	1	6.70E-07	0.03	0.8753	
Error	9.50E-05	4	2.40E-05			
Total	9.60E-05	5				

Según la Tabla 24, se puede observar que para un pH de 4 los valores para F son de 0.03 los cuales son menores a 1, razón por la cual se determina que los análisis en función de diámetro de partícula, no van a tener mucha diferencia, pero el factor de confiabilidad (p – valor) es mayor a 0.05 lo que se puede decir que la probabilidad de fallar en la aseveración es alta.

Para determinar diferencias o similitudes entre tratamientos., se realizó la prueba de Tukey.

Tabla 25.

Prueba de Tukey para plomo con dos diámetros de partícula.

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=0.01107					
Error: 0.0000 gl: 4					
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	Medias	n	E.E.		
75	0.02	3	2.80E-03	A	
300	0.02	3	2.80E-03	A	

La Tabla 25, nos indica que los diámetros de partícula de 300 y 75 μm , tienen mucha semejanza al momento de la remoción de plomo, ya que comparten el criterio semejante al nivel A.

En la Tabla 26, se observa los análisis de varianza para pH 7 con cada uno de los diámetros.

Tabla 26.

Análisis de varianza para plomo con pH 7.

Ph	Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
7	PLOMO mg/l	6	0.02	0	44.79

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)						
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor	
Modelo.	6.00E-06	1	6.00E-06	0.09	0.7764	
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	6.00E-06	1	6.00E-06	0.09	0.7764	
Error	2.60E-04	4	6.50E-05			
Total	2.70E-04	5				

En la Tabla 26, se puede observar, que para un pH de 7 los valores para F son de 0.09 los cuales son menores a 1, razón por la cual se determina que los análisis en función de diámetro de partícula no van a tener mucha diferencia, pero el factor de confiabilidad (p – valor) es mayor a 0.05 lo que se puede decir que la probabilidad de fallar en la aseveración es alta.

A continuación, se realizó la prueba de Tukey para determinar diferencias o similitudes entre tratamientos.

Tabla 27.

Pruebas de Tukey para plomo con dos diámetros de partícula.

Test: Tukey Alfa=0.05 DMS=0.01828				
Error: 0.0001 gl: 4				
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	Medias	n	E.E.	
300	0.02	3	4.70E-03	A
75	0.02	3	4.70E-03	A

La Tabla 27, nos indica que los diámetros de partícula de 300 y 75 μm , con pH 7 tienen mucha semejanza al remover plomo, ya que comparten el criterio semejante al nivel A.

La Tabla 28, nos muestra los análisis de varianza para pH 10 con cada uno de los diámetros.

Tabla 28.

Análisis de varianza para plomo con pH 10.

pH	Variable	N	R²	R² Aj	CV
10	PLOMO mg/l	6	9.00E-04	0	59.19

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)						
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor	

Modelo.	1.70E-07	1	1.70E-07	3.60E-03	0.9551
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	1.70E-07	1	1.70E-07	3.60E-03	0.9551
Error	1.90E-04	4	4.60E-05		
Total	1.90E-04	5			

Según la Tabla 28, se puede observar que para un pH de 10 los valores para F son de 3.60E-03 los cuales son menores a 1, razón por la cual se determina que los análisis en función de diámetro de partícula no van a tener mucha diferencia, pero el factor de confiabilidad (p – valor) es mayor a 0.05 lo que se puede decir que la probabilidad de fallar en la aseveración es alta.

A continuación, se realizó la prueba de Tukey para determinar diferencias o similitudes entre tratamientos.

Tabla 29.

Prueba de Tukey para plomo con dos diámetros de partícula.

Test:Tukey Alfa=0.05 DMS=0.01543					
Error: 0.0000 gl: 4					
DIÁMETRO DE PARTÍCULA	Medias	n	E.E.		
300	0.01	3	3.90E-03	A	
75	0.01	3	3.90E-03	A	

La Tabla 29, nos indica que los diámetros de partícula de 300 y 75 μm , con pH 10 tienen mucha semejanza al remover plomo, ya que comparten el criterio semejante al nivel A.

Finalmente se trazó la Figura 35, en donde se observa la variación de Pb vs pH y tamaño de partícula.

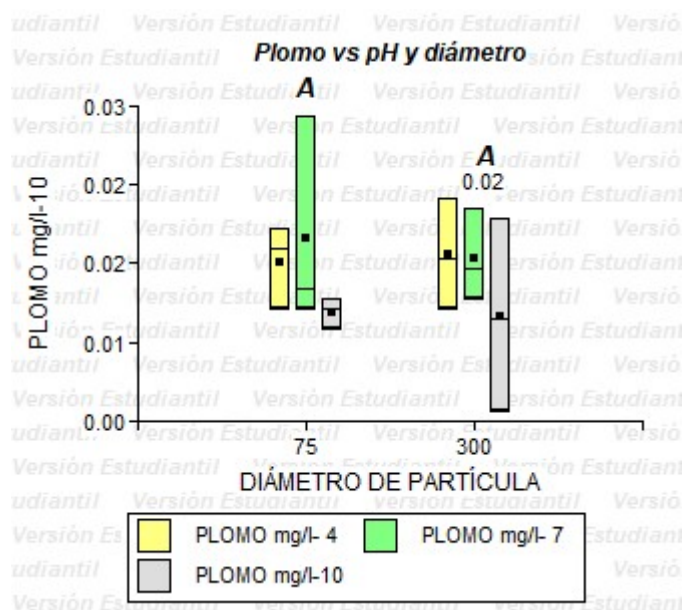


Figura 35. Remoción de plomo vs pH y diámetro de partícula.

Analizando la Figura 35 se evidencia, que la reducción de Pb con un pH 10 a nivel de 300 μm , es la mejor. Si bien, en la dosis para 75 μm , el uso de los diferentes pH causas reducciones similares de Pb, gráficamente se observa que el uso de la dosis con pH 10 tiende a ser un poco más eficiente que el pH 4 y pH 7.

La razón por la que existe una mejor remoción de Pb a pH 10, se debe a que a este pH los metales son insolubles, por la tanto; se quedan retenidos en el filtro, mientras que a pH ácido ingresan más los metales por que se solubilizan en el agua.

Algunos autores como Aksu (2002), indican que la capacidad de retención de los metales pesados, disminuye en algunos casos al aumentar el tamaño de partícula ya que las partículas más pequeñas tienen una mayor área superficial; sin embargo, también dependen del origen del coagulante que se vaya a utilizar, ya que en algunos casos con cualquier diámetro de partícula se puede obtener buenos resultados debido al contenido de grasa y aceites que hacen que se formen enzimas que ayudan al tratamiento.

Como se pudo observar en la tabla para el parámetro de Cd, se obtuvo en la prueba de normalidad, que los datos son asimétricos; razón por la cual se aplicó la prueba de Kruskal Wallis.

Tabla 30.

Prueba de Kruskal Wallis para cadmio con dos tamaños de partícula a diferentes pH.

Prueba de Kruskal Wallis									
pH	Variable	DIÁMETRO		N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
		DE	PARTÍCULA						
4	CADMIO mg/l	75		3	0	0	0	0.43	>0.9999
4	CADMIO mg/l	300		3	3.30E- 04	5.80E- 04	0		
pH	Variable	DIÁMETRO		N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
		DE	PARTÍCULA						
7	CADMIO mg/l	75		3	0	0	0	0.43	>0.9999
7	CADMIO mg/l	300		3	3.30E- 04	5.80E- 04	0		
pH	Variable	DIÁMETRO		N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
		DE	PARTÍCULA						
10	CADMIO mg/l	75		3	0	0	0	0	<0.0001
10	CADMIO mg/l	300		3	0	0	0		
Trat.	Ranks								
75	3.5	A							
300	3.5	A							
Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0.05)									

Acorde a la prueba Kruskal Wallis, las remociones de Cd, tanto en 75 μm y 300 μm , son muy similares y con niveles de eficiencia según el valor de p por 99.99. Donde no existe desviación estándar de los indicadores y por ende menos la determinación de algún tipo de media o mediana; esto quiere decir que para ambos casos las aplicaciones de las dosis estimadas, tienen una eficiencia casi del 100% en la remoción del Cd.

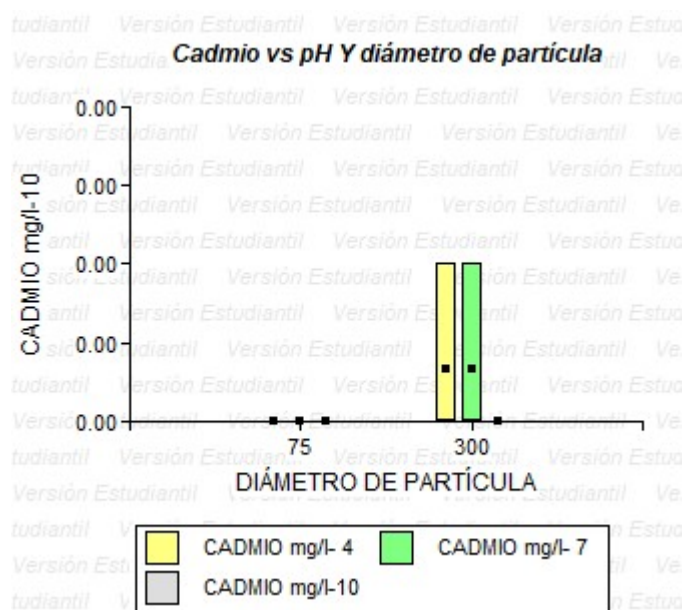


Figura 36. Remoción de cadmio vs pH y diámetro de partícula.

De acuerdo con lo representado en la Figura 36, todas las dosis sin importar el nivel de pH; poseen una remoción de cadmio en 100%, dado que dentro de todas las variables existe un nivel de cero (0) en relación del valor de las medias y medianas.

La determinación del pH, tiene importancia debido a la incidencia sobre el comportamiento del Cd en el agua, ya que según Herrera (2000), entre mayor sea el pH, mayor es la retención del cadmio. Por otro lado, García y Sosa (1994), afirman que en valores mayores a pH 6, la remoción de cadmio se aumenta rápidamente (González et al., 2010).

Los análisis, muestran que para todos los parámetros analizados, en los dos diámetros de partícula, existe similares porcentajes de remoción.

4.4. Determinación de porcentajes de remoción para los testigos

Para los testigos se utilizó coagulante químico llamado policloruro de aluminio (PAC), estos fueron tomados con las dosis óptimas de cada tamaño de partícula 2.3 ml y 1 ml correspondientemente.

Para empezar, se realizó la prueba de Shapiro-Wilks, para determinar que las variables a analizar sean normales o asimétricas y poder ejecutar el análisis correspondiente.

Tabla 31.

Prueba de normalidad para los diferentes parámetros a analizar comparando coagulantes.

Shapiro-Wilks (modificado)					
Variable	n	Media	D.E.	W*	p(Unilateral D)
TURBIDEZ NTU	12	216.45	128.29	0.76	0.002
PLOMO mg/l	12	0.03	0.03	0.69	<0.0001
CADMIO mg/l	12	0.01	0.01	0.56	<0.0001
DQO mg/l	12	1156.17	251.98	0.81	0.0149

En la Tabla 31, se puede evidenciar que todos los valores de p (Unilateral D) son menores a 0.05, razón por la cual todas las variables son asimétricas y se puede aplicar la prueba de Kruskal Wallis en los siguientes análisis:

4.4.1. Análisis de turbidez

La turbidez fue medida con pH 10 y se realizó 3 repeticiones por cada diámetro de partícula comparando el biocoagulante con el coagulante químico (PAC), a continuación, se presenta la figura correspondiente.

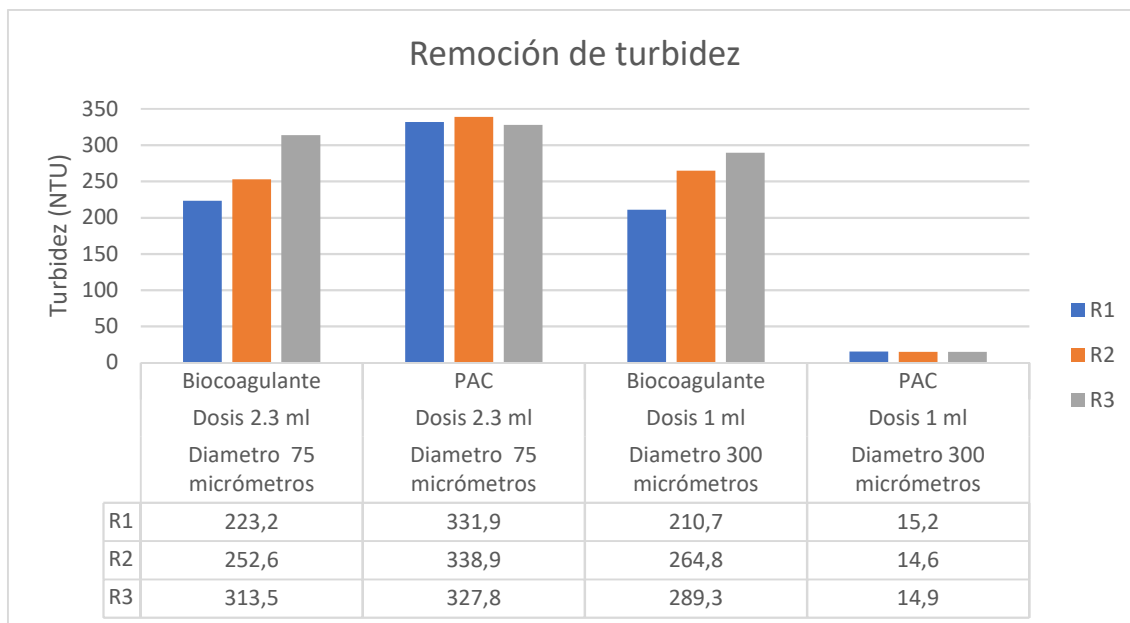


Figura 37. Remoción de turbidez comparando el biocoagulante con el PAC.

La Figura 37 indica la remoción de turbidez, comparando biocoagulante natural y el testigo con coagulante químico (PAC), para diámetro de 75 μm , con biocoagulante se obtuvo una remoción hasta de 223.2 NTU equivalente a 64.5%, y con PAC una remoción hasta de 327.8 NTU que representa el 47.9%. Por otro lado, para partícula de 300 μm , se logró obtener remociones hasta de 210.7 NTU correspondiendo a 66.5% con biocoagulante y con coagulante químico, se obtuvo 14.6 NTU lo que corresponde a 97.7% de remoción.

En resumen, para el diámetro de 75 μm , el biocoagulante obtuvo una mejor remoción de turbidez; sin embargo, para la partícula de 300 μm , el mejor fue el coagulante químico (PAC) ya que se obtuvo casi una remoción total de turbidez.

En estudios realizados con coagulantes naturales de *Ipomoea incarnata* y *Moringa oleifera*, en el tratamiento de efluentes residuales industriales se comprobó que los coagulantes naturales alcanzaron una remoción de turbidez de 99,18 % y 99,29 % respectivamente, en comparación con los coagulantes químicos, donde la remoción también fue buena; pero como se sabe deja un alto

volumen de lodos residuales que no pueden ser aprovechados (Cabrera et al., 2017).

Según Jahn (1988), la efectividad de la remoción de turbidez del coagulante natural y el químico son comparables, pero en el estudio realizado con *M. Oleífera*, muestra que este coagulante tiene más ventajas que el sulfato de aluminio, debido a que no dejan residuos tóxicos en el agua, después de realizado el tratamiento que puedan afectar al organismo de los seres humanos.

Una vez obtenidas las pruebas de normalidad se procedió a realizar la prueba de Kruskal Wallis ya que este parámetro es asimétrico.

Tabla 32.

Prueba de Kruskal Wallis para turbidez comparando coagulantes en dos diámetros de partícula.

Prueba de Kruskal Wallis								
TAMAÑO DE PARTÍCULA (micró..)	Variable	TIPO DE COAGULANTE	N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
75	TURBIDEZ NTU	Biocoagulante	3	263.1	46.06	252.6	3.86	0.1
75	TURBIDEZ NTU	PAC	3	332.87	5.61	331.9		
TAMAÑO DE PARTÍCULA (micró..)	Variable	TIPO DE COAGULANTE	N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
300	TURBIDEZ NTU	Biocoagulante	3	254.93	40.22	264.8	3.86	0.1
300	TURBIDEZ NTU	PAC	3	14.9	0.3	14.9		

En la Figura 38, se observa la turbidez vs tipo de coagulante y tamaño de partícula.

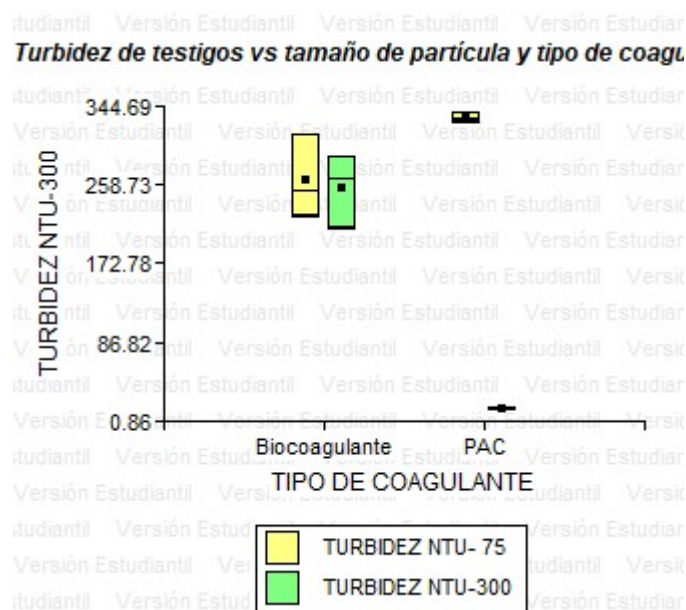


Figura 38. Remoción de turbidez comparando dos coagulantes.

Para el diámetro de 75 μm con biocoagulante, la media es de 263.1 y la desviación estándar es de 46.06; mientras que, para el PAC con el mismo diámetro de partícula, tiene una media de 332.87 y una desviación estándar de 5.61. Por otro lado, para el diámetro de 300 μm con biocoagulante; se tiene una mediana de 254.93 y una desviación estándar de 40.22 y para el PAC una media de 14.9 y una desviación estándar de 0.3. Esto permite aseverar que, ninguno de los análisis es semejante, por lo tanto, el tipo de coagulante como el tamaño de partícula si influye en la remoción de turbidez.

Según Chama (2017), quién realizó un trabajo de investigación, que pretendía determinar el poder que tiene el coagulante a base de almidón de papa, con el policloruro de aluminio, para remover la turbidez, en el agua de a una planta de tratamiento, utilizaron 133 mg/l de coagulante natural, logró remover de 9.1 NTU a 6.3 NTU; mientras que, con PAC con una concentración de 2072,0 mg/l alcanzó a 7.8 NTU, razón por la cual concluye; que el poder coagulante del almidón de papa, arrojo superiores resultados en comparación con el policloruro de aluminio en la remoción de la turbiedad, por ende el tipo de coagulante y la concentración, si afecta en la remoción de turbidez.

4.4.2. Análisis de DQO

El parámetro de DQO es uno de los parámetros que fueron medidos para determinar la cantidad de materia orgánica, removidos por los dos tamaños de partícula, comparando el biocoagulante con el coagulante químico (PAC).

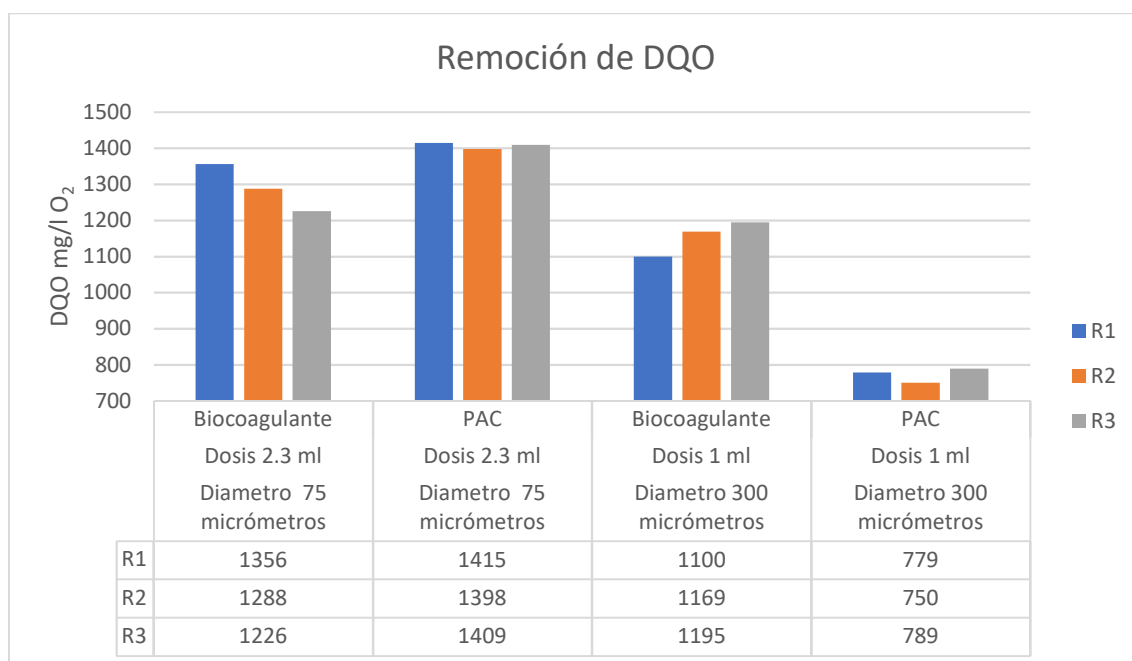


Figura 39. Remoción de DQO comparando biocoagulante vs PAC.

La Figura 39, muestra la cantidad remoción de DQO comparando el biocoagulante con el testigo (coagulante químico PAC), así se obtuvo para diámetro de 75 μm una remoción hasta de 1226 mg/l O_2 lo que corresponde a 28.3% para biocoagulante y para el PAC se obtuvo 1398 mg/l O_2 que representa un 18.3% de remoción. Para el diámetro de partícula de 300 μm , la remoción se dio de 1100 mg/l O_2 correspondiente al 35.7% para biocoagulante en cambio para el PAC se obtuvo una remoción que llegó a 750 mg/l O_2 lo que representa un 56.1%

Los datos demuestran que para remover DQO en el diámetro de 75 μm , lo mejor es con biocoagulante, debido a que la remoción de este parámetro fue mayor y

para remover DQO con diámetro de 300 μm , el mejor es el PAC ya que se tuvo una remoción mayor del 50%.

Para este parámetro se realizó la prueba de Kruskal Wallis ya que este parámetro es asimétrico.

Tabla 33.

Prueba de Kruskal Wallis para DQO comparando coagulantes en dos diferentes diámetros de partícula.

Prueba de Kruskal Wallis								
TAMAÑO DE PARTÍCULA (micró..)	Variable	TIPO DE COAGULANTE	N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
75	DQO mg/l	Biocoagulante	3	1290	65.02	1288	3.86	0.1
75	DQO mg/l	PAC	3	1407.33	8.62	1409		
TAMAÑO DE PARTÍCULA (micró..)	Variable	TIPO DE COAGULANTE	N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
300	DQO mg/l	Biocoagulante	3	1154.67	49.1	1169	3.86	0.1
300	DQO mg/l	PAC	3	772.67	20.26	779		

Con estos datos se realizó la Figura 40, en donde se observa el DQO vs tipo de coagulante y tamaño de partícula.

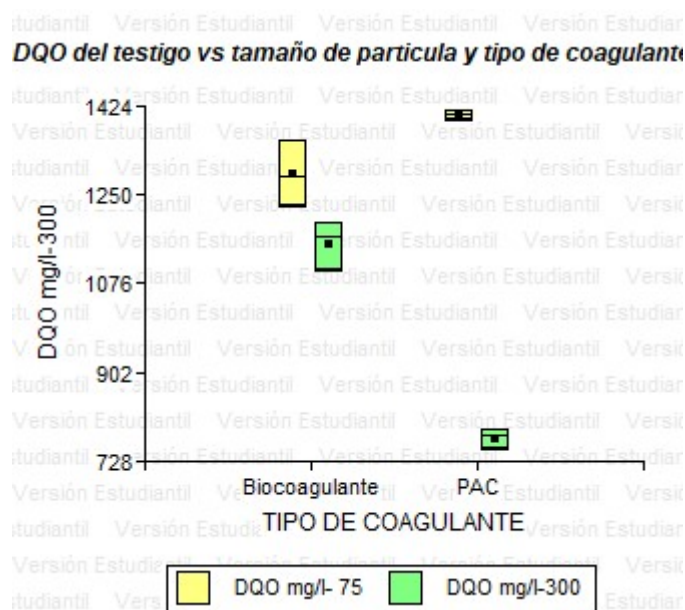


Figura 40. Remoción de DQO con dos tipos de coagulante.

Por medio de la Figura 40 podemos observar que para el diámetro de 75 µm con biocoagulante, la media es de 1290 y la desviación estándar es de 65.02; mientras que, para el PAC con el mismo diámetro de partícula, tiene una media de 1407.33 y una desviación estándar de 8.62. Por otro lado, para el diámetro de 300 µm con biocoagulante se tiene una media de 1154.967 y una desviación estándar de 49.1 y para el PAC una media de 772.67 y una desviación estándar de 20.26. Entonces, ninguno de los análisis es semejante y que tanto el tamaño de partícula como el tipo de coagulante afecta en la remoción de DQO.

Duarte y Ramírez (2015), indica que el tratamiento con *M. oleífera* no presenta remoción de DQO, sino que aumenta la concentración de la demanda química de oxígeno, lo que se puede deducir que este coagulante posee DQO que al momento de agregar a la muestra, queda suspendida y no se sedimenta.

En un estudio realizado por Sánchez, Caldera y Gutiérrez (2017), donde probaron sulfato de aluminio, policloruro de aluminio y quitosano; obtuvieron valores de remoción de DQO mayores a 65% mientras que, sin realizar la adición de un coagulante, obtuvieron una remoción entre el 19% y 51%.

4.4.3. Análisis de metales pasados

Los metales pesados (Pb y Cd), se analizaron comparando el biocoagulante con el coagulante químico, en los dos diámetros de partícula, como se puede observar en la siguiente Figura 41.

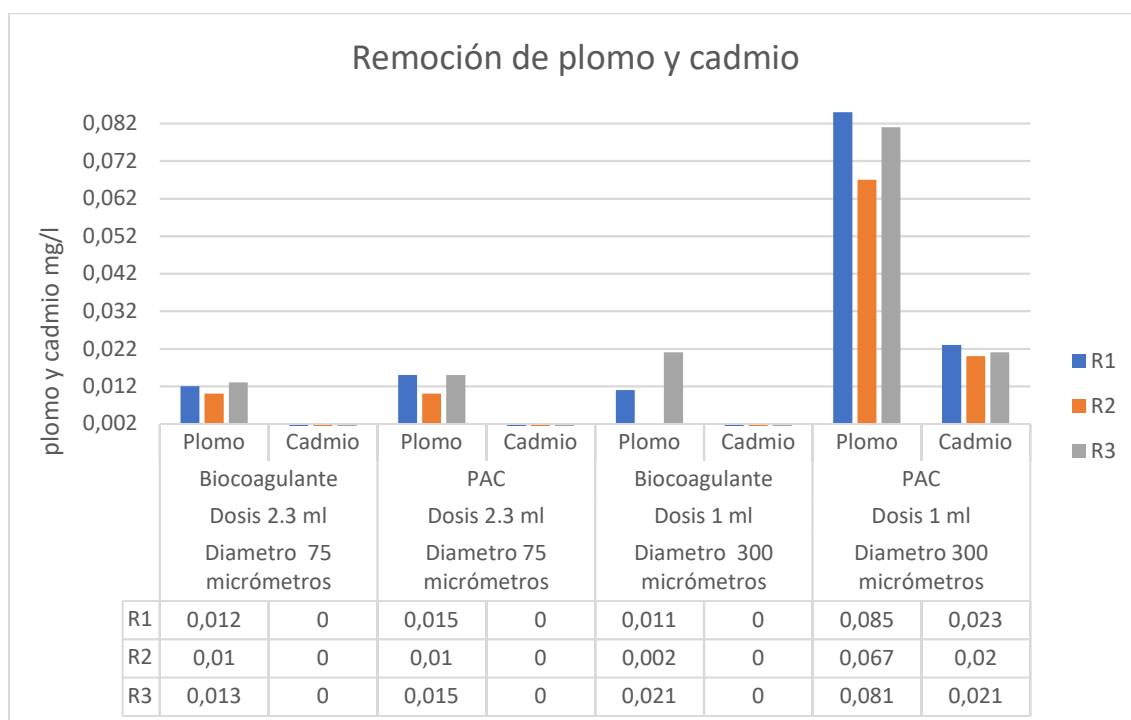


Figura 41. Remoción de plomo y cadmio comparando biocoagulante vs PAC.

La Figura 41 muestra la remoción de Pb y Cd, comparando entre coagulante natural y coagulante químico, obteniendo para el diámetro de 75 μm 0.01 mg/l que corresponde a 85.9% de remoción de Pb y de Cd existe una remoción total, lo que quiere decir un 100% es para el biocoagulante; en cambio para el PAC, la remoción de Pb fue de 0.01 mg/l lo que resulta ser un 85.9% y de Cd se obtuvo un 100% de remoción. Por otro lado, con el diámetro de 300 μm , con biocoagulante, removió 0.002 mg/l que corresponde a 97.2% de Pb y para Cd un 100%. Para el PAC la remoción de Pb fue 0.067 mg/l que representa un 5.7% y para Cd fue de 0.02 mg/l, en consecuencia, no hubo remoción del metal.

En consecuencia, para remover Pb y Cd en el caso de diámetro de partícula de 75 μm , existió el mismo porcentaje de remoción entre el biocoagulante y el coagulante químico, en cambio para el diámetro de partícula de 300 μm , resulta entonces que, para remover metales pesados, es mejor el biocoagulante, en comparación con el PAC.

En un estudio de aplicación de coagulante natural y policloruro de aluminio, para remover Pb de un agua industrial; obtuvieron mejores resultados con coagulante químico a una concentración de 20 ppm, en comparación con el coagulante de *Opuntia floccosa*, por cuanto que se obtuvo un 88.36% de remoción (Cosme y Zevallos, 2017).

La remoción de Pb se compara con un estudio de coagulación floculación, en donde se emplea un biocoagulante llamado Nopal. Se aplicaron 30 mg/l de *O. imbricata*, en las muestras de aguas superficiales con pH de 8.5, logrando reducir Pb un 78.6%; mientras que para un coagulante químico sulfato de aluminio, empleado en una dosis de 2 mg/l, se obtuvo una remoción de 42.7% (Vazquez, 1994).

La prueba Kruskal Wallis (Tabla 34), señala que este parámetro es asimétrico.

Tabla 34.

Prueba de Kruskal Wallis para plomo comando coagulantes en diferentes diámetros de partícula.

Prueba de Kruskal Wallis								
TAMAÑO DE PARTÍCULA (micró..)	Variable	TIPO DE COAGULANTE	N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
75	PLOMO mg/l	Biocoagulante	3	0.01	1.50E-03	0.01	0.76	0.6
75	PLOMO mg/l	PAC	3	0.01	2.90E-03	0.02		

TAMAÑO DE PARTÍCULA (micró..)	Variable	TIPO DE COAGULANTE	N	Medias	D.E.	Medianas	H	p
300	PLOMO mg/l	Biocoagulante	3	0.01	0.01	0.01	3.86	0.1
300	PLOMO mg/l	PAC	3	0.08	0.01	0.08		

En la Figura 42, se muestra la remoción del Pb, comparativa del biocoagulante y PAC para los dos tamaños de partícula.

Para el diámetro de 75 μm , con biocoagulante la media es de 0.01 y la desviación estándar es de 1.50E-03; mientras que, para el PAC con el mismo diámetro de partícula, tiene una media de 0.01 y una desviación estándar de 2.90E-03. Por otro lado, para el diámetro de 300 μm , con biocoagulante se tiene una media de 0.01 y una desviación estándar de 0.01 y para el PAC una media de 0.08 y una desviación estándar de 0.01.

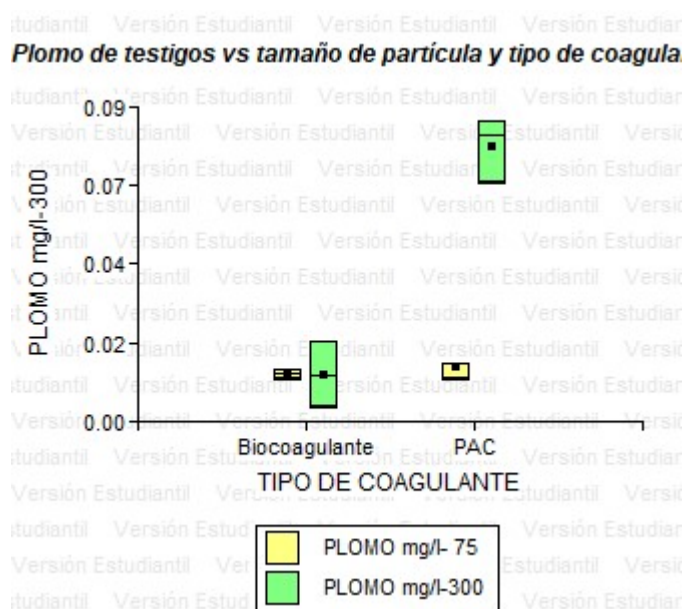


Figura 42. Remoción de lomo con los dos tipos de coagulante.

Pese a que la Figura 42, nos muestra que son iguales los tratamientos; sin embargo, estadísticamente no lo son ya que las medias son parecidas pero la desviación estándar es totalmente diferente. Entonces se puede inferir que en 300 μm la remoción es buena, tanto para biocoagulante como para el PAC, pero en 75 μm , es más efectivo el biocoagulante.

Según Cosme y Zevallos (2017), el tipo y la concentración de coagulante si influye en la remoción de Pb, ya que estos autores, obtuvieron mejores resultados con el coagulante químico (PAC) que, con el coagulante natural, esto lo demostraron mediante la prueba estadística ANOVA y la comparación con Tukey donde se diferenciaba los resultados del tipo de coagulante y la concentración.

En el análisis para Cd (Tabla 35), se obtuvo los siguientes datos.

Tabla 35.

Prueba de Kruskal Wallis para cadmio comparando coagulantes en diferentes diámetros de partícula.

Prueba de Kruskal Wallis								
TAMAÑO DE PARTÍCULA (micró..)	Variabl e	TIPO DE COAGULANT E	N	Media s	D.E.	Mediana s	H	p
75	CADMI O mg/l	Biocoagulant e	3	0	0	0	0	<0.0001
75	CADMI O mg/l	PAC	3	0	0	0		
Trat.	Ranks							
Biocoagulan te	3.5	A						
PAC	3.5	A						
Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)								

TAMAÑO DE PARTÍCULA (micró..)	Variabl e	TIPO DE COAGULANT E	N	Media s	D.E.	Mediana s	H	p
300	CADMI O mg/l	Biocoagulant e	3	0	0	0	3.86	0.1
300	CADMI O mg/l	PAC	3	0.02	1.50E -03	0.02		

La Figura 43, muestra la remoción del Cd, comparativa del biocoagulante y PAC, para los dos tamaños de partícula. Así, para el diámetro de 75 y 300 μm con biocoagulante y PAC, la remoción del Cd, es igual. A pesar, de que la cantidad era mínima, se logró remover el 100% del Cd, en ambos tamaños de partícula.

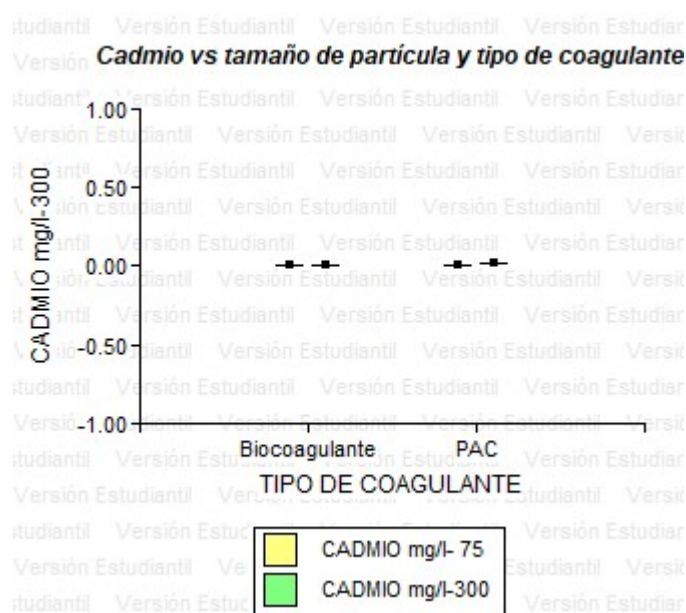


Figura 43. Remoción de cadmio con los dos tipos de coagulante.

La investigación desarrollada por Peña (2016), realiza el tratamiento de adsorción de Cd de un agua sintética, con cáscaras de plátano. El autor determina que entre menor sea la concentración del metal (5 mgL^{-1}), mayor es la remoción (80%), mientras que a mayor concentración (20 mgL^{-1}) alcanzó un 45% de remoción.

Los análisis muestran que tanto para turbidez, como DQO, con partícula de 75 μm , el biocoagulante tuvo una mejor eficiencia y con partícula de 300 μm , el coagulante químico (PAC), tuvo mejor remoción de turbidez. Por otro lado, para la remoción de metales pesados, con partículas diámetro de 75 μm , se obtuvieron el mismo porcentaje de remoción con coagulante natural y coagulante químico. En relación con la partícula de 300 μm , el coagulante natural tuvo una mejor remoción, en tanto que el coagulante químico lo incrementó.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

Las semillas de durazno poseen un alto contenido de fibra en sus almendras, con un alto contenido de aceites y grasas, que retrasan las reacciones químicas y la formación de enzimas. Esto lo convierte en un coagulante natural, útil para el tratamiento de aguas (Hildebrando, 2013).

Los tamaños de partícula 75 y 300 μm , obtenidos de la harina de las semillas de durazno, son los ideales para su empleo en el tratamiento de agua, por cuanto según Osorio (2013), entre menor es el tamaño de partícula, existe un mayor contacto con la superficie y por ende mayor recuperación de compuestos activos. La dosis óptima para el diámetro de 75 μm fue de 2.3 ml y para 300 μm de 1 ml.

La turbidez, para el diámetro de 75 μm a pH 10 se obtuvo un 64.5%, a pH 7 se logró 56.4 % y, a pH 4 se alcanzó un 54.7% de remoción. En contraste con el diámetro de 300 μm a pH 10 se obtuvo 66.5%, a pH 7 se logró 51.7% y a pH 4 se alcanzó 62.6% de remoción.

La DQO, para el diámetro de 75 μm a pH 10 se obtuvo un 28.3%, a pH 7 no se obtuvo una remoción y, a pH 4 se logró 12.7% de remoción. En contraste con el diámetro de 300 μm a pH 10 se logró 35.7%, a pH 7 no se obtuvo remoción y a pH 4 se alcanzó 39.8% de remoción.

La remoción de metales pesados (Pb y Cd), para el diámetro de 300 μm a pH 10 se obtuvo un 97.2% en comparación a pH 7 que se alcanzó un 81.7% y a pH 4 que se logró un 83.09%, mientras que con diámetro de 75 μm a pH 10 se obtuvo 85.9% en comparación con pH 7 y pH 4 donde se logró un 83% de remoción de Pb. En general, en todos los pH se obtuvo un porcentaje alto de remoción. Para la remoción de Cd en las partículas con diámetro de partícula de 75 y 300 μm , en los 3 diferentes pH, se obtuvieron un 100% de remoción.

Pese a que en la comparación entre el biocoagulante con el testigo (PAC) se obtiene buenas remociones en algunos parámetros; el porcentaje de Pb y Cd, no disminuye con partícula de 300 μm , al contrario, aumenta, el Pb 1.4% y el Cd 1%. Con partícula de 75 μm , tanto para Pb y Cd se obtuvo similares porcentajes de remoción, Cd 100% y Pb 85.9%. Concluyendo que, para la remoción de Pb y Cd, la partícula de 75 μm fue la que mejor porcentaje de remoción se obtuvo con PAC y biocoagulante.

5.2. Recomendaciones

Mejorar el proceso de molienda con un molino adecuado, que permita obtener un material más homogéneo, de calidad y en menor tiempo.

Ejecutar la extracción Soxhlet, de los aceites y grasas de la semilla, antes de la obtención del tanino, por cuanto, pueden interferir en el proceso de tratamiento.

Probar este biocoagulante, con otros tipos de agua, que contengan mayores concentraciones de metales pesados, como son las aguas de formación, para evidenciar la eficiencia del biocoagulante para este tipo de tratamientos.

Ampliar la gama de metales pesados a ser tratados con este biocoagulante y verificar su eficiencia en su remoción.

REFERENCIAS

- Acosta, A., y Martínez, E. (2010). *Agua: un derecho humano fundamental: Discovery Service para UNAD*. Recuperado el 20 de septiembre de 2019, de <http://bibliotecavirtual.unad.edu.co:2171/eds/detail/detail?vid=1&sid=3f86ff06-b9f9-4c01-af44c348516218c9%40sessionmgr4009&bdata=Jmxhbmc9ZXMmc2I0ZT1lZHMtbGI2ZQ%3D%3D#AN=805056&db=edsebk>
- Adriano, D.C. (2001). *Ecological and Health Riskd of Metals. Trace Elements in the Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals*. New York: Springer-Verlag. 2nd Edition.
- Aksu, Z. (2002). *Determiration of the equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters of the batch biosorption of nickel (II) ions onto Chlorella vulgaris*. *Process Biochemistry*, 2002, 89-99.
- Álvarez, J. (2007). *Tanino: la revolución enológica mito o realidad Enología*. Recuperado el 13 de mayo de 2019, de http://www.acenologia.com/aeb/pdf/info_taninos_jmalvarez.pdf
- Arboleda, j. 2000. *Teoría y práctica de la purificación del agua. Tomo I*. McGraw Hill. Bogotá, Colombia, 362
- Avello, Z. (2016). *Determinación del contenido de taninos y evaluación de la disminución del infiltrado celular de distintos genotipos de ugni molinae turcz*. Recuperado el 19 de octubre de 2019, de <http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/144697/Determinacion-del-contenido-de-taninos-y-evaluacion-de-la-disminucion-del.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Badillo, J. (1992). "Plomo". *BVSDE*, vol. 10, pp. 165-180.
- Banchón, C., Baquerizo, R., Muñoz, D., y Zambrano, L. (2016). *Coagulación natural para la descontaminación de efluentes industriales*. *scielo*, 111-126. Recuperado el 24 de noviembre de 2019, de

<http://scielo.senescyt.gob.ec/pdf/enfoqueute/v7n4/1390-6542-enfoqueute-7-04-00111.pdf>

- Banda, H., Gómez, D., y Carrión, L. (2016). *La industria automotriz en el estado de Querétaro*. Pensamiento & Gestión, 36–59.
- Barrenechea, A. (2004). *Capítulo 4. Coagulación. Tratamiento de Agua Para Consumo Humano*. Recuperado el 11 de septiembre de 2019, de <http://www.bvsde.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/MANUALI/TOMOl/seis.pdf%5Cnhttp://cdam.minam.gob.pe:8080/bitstream/123456789/109/5/CDAM0000012-5.pdf>
- Barros, J. (2012). *Estudio del Impacto Ambiental generado por un taller de mantenimiento automotriz de vehículos livianos*. Recuperado el 12 de febrero de 2020, de <http://dspace.uazuay.edu.ec/bitstream/datos/1446/1/09614.pdf>
- Beltrán, J., Sánchez, J., y Gómez, M. C. (2010). New coagulant agents from tannin extracts: Preliminary optimisation studies. *Chemical Engineering Journal*, 162, 1019-1025. <https://doi:10.1016/j.cej.2010.07.011>
- Belaire, A., y Fantassi, B. (2017). *Tratamiento de aguas contaminadas con plomo (ii) mediante un técnica en continuo de bioadsorción en columna de corcho*. Recuperado el 09 de mayo de 2019, de https://ddd.uab.cat/pub/tfg/2017/190174/TFG_BelaireJacobs.pdf
- Bracho, M., Barquilla, P., Moreno, L., y Olivares, J. (2016). *Tratamiento no convencional de las aguas residuales urbanas de tucaní, venezuela*. Recuperado el 15 de abril de 2019, de <https://www.eoi.es/es/savia/publicaciones/26539/proyecto-fin-de-master-tratamiento-no-convencional-de-las-aguas-residuales-urbanas-de-tucani-venezuela>
- Bravo, M. (2017). *Coagulantes y Floculantes Naturales Usados en la Reducción de Turbidez, Sólidos Suspendidos, Colorantes y Metales Pesados en Aguas Residuales*. Recuperado e 11 de septiembre de 2019, de <http://repository.udistrital.edu.co/bitstream/11349/5609/1/BravoGallardoMonicaAlejandra2017.pdf>.

- Brighton, C. of. (s.f.). *Control de derrames y salpicaduras La Industria Automotriz y la contaminación ¿Cómo pueden proteger el medio ambiente los talleres de reparación de autos, gasolineras, venta de vehículos y lavaderos de autos?*. Recuperado el 14 de junio de 2019, de <https://www.brightonco.gov/DocumentCenter/View/1086/Brochure---Industria-Automotriz-spanish-PDF>
- Cabrera, N., Hernández, A., Simancas, E., Ayala, J., y Almanza, K. (2017). *Ensayo de coagulantes naturales extraídos de Ipomoea incarnata y Moringa oleífera en la depuración de aguas residuales industriales en Cartagena de Indias*. Recuperado el 29 de octubre de 2019, de <http://www.scielo.org.co/pdf/prosp/v16n2/1692-8261-prosp-16-02-00094.pdf>
- Callender, E. (2003). *'Heavy metals in the environment-Historical trends'*. ScienceDirect, 67-105
- Callender, E. (2003). *Metales pesados en el medio ambiente: tendencias históricas*. Recuperado el 12 de diciembre de 2019, de https://www.researchgate.net/publication/234446907_Heavy_Metals_in_the_Environment-Historical_Trends
- Carbueros Metálicos Grupo Air Products. (2019). *Aplicaciones para laboratorios de analítica Plasma de acoplamiento inductivo (ICP) e ICP con espectrómetro de masas (ICP-MS)*. Recuperado el 23 de noviembre de 2019, de <https://www.carbueros.com/Industries/Analytical-Laboratories/analytical-lab-applications/product-list/inductively-coupled-plasma-icp-analytical-laboratories.aspx?itemId=8E471387439C4B518218FC44F3748E3D>
- Castellanos, R. d. (2018). *Estudio de dos alternativas de tecnologías no convencionales para el tratamiento de aguas residuales vertidas en el sector noroeste del humedal guaymaral en la ciudad de bogotá*. Recuperado el 17 de abril de 2019, de <https://repositorio.escuelaing.edu.co/bitstream/001/701/1/Castellanos%20Carvajal%20Roc%C3%ADo%20del%20Pilar%20-%202018.pdf>

- Cespedes, A., y Muñoz, G. (2013). *“Influencia de la temperatura, solvente y tipo de vaina en la extracción de taninos de caesalpinia spinosa (tara) por percolación y relación con su actividad antioxidante”*. Recuperado el 14 de mayo de 2019, de <http://tesis.ucsm.edu.pe/repositorio/bitstream/handle/UCSM/3790/42.0079.IB.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Corona, E., Martínez, N., Ruiz, H., y Carranza, J. (2016). *Extracción asistida por ultrasonido de compuestos fenólicos de semillas de chia (Salvia hispanica L.) y su actividad antioxidante*. Recuperado el 08 de octubre de 2019, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952016000400403#B16
- Cortez, D. (2012). *“Obtención de extracto tánico y extracto gálico a partir de la harina de vaina de guarango (Caesalpinia Spinosa) (Mol.) O. Kuntz, a escala laboratorio.”*. Recuperado el 23 de diciembre de 2019, de <http://dSPACE.espace.edu.ec/handle/123456789/1979>
- Cosme, O., y Zevallos, E. (2017). *“Influencia del tipo y concentración de coagulante en la remoción de plomo de una solución acuosa”*. Recuperado el 15 de diciembre de 2019, de <http://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/UNCP/3794/Cosme%20Marticorena-Zevallos%20Osores.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Chama, J. (2017). *Evaluación del poder coagulante del almidón de papa (solanum tuberosum) var. única y el policloruro de aluminio para la remoción de la turbidez al ingreso de las aguas a la planta de tratamiento samegua, moquegua 2016*. Recuperado el 22 de noviembre de 2019, de http://repositorio.ujcm.edu.pe/bitstream/handle/ujcm/202/Jenni_Tesis_titulo_2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Chávez, J. (2017). *“Parámetros óptimos para obtención de taninos de la semilla del fruto del algarrobo (prosopis fallida) a nivel de laboratorio por el método de maceración”*. Recuperado el 18 de enero de 2020, de

http://repositorio.unac.edu.pe/bitstream/handle/UNAC/2982/Chavez%20Toledo_Tesis_2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Chen, G. 2004. *Electrochemical technologies in wastewater treatment*. *Separat. Purif. Technol.* 38,11-41
- Choque, D., Choque, Y., Solano, A., y Ramos, B. (2018). *Capacidad floculante de coagulantes naturales en el tratamiento de agua*. Recuperado el 21 de noviembre de 2019, de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-61852018000200008
- Chowdhury, S., Vijayaraghavan, R. y MacFarlane, D. (2010). *Distillable ionic liquid extraction of tannins from plant materials*. *Green Chemistry*, 1023-1028. <https://doi.org/10.1039/b923248f>
- Choy, S. Y., Prasad, K. M. N., Wu, T. Y., Raghunandan, M. E., y Ramanan, R. N. (2014). *Utilization of plant-based natural coagulants as future alternatives towards sustainable water clarification*. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(11), 2178–2189. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.09.024>
- De Bruyne T, Pieters L, Deelstra H, Vlietinck A. (1999). *Biochemical Systematics and Ecology*. 27, 445 (1999).
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L., y Andrade, M.. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. Recuperado el 14 de junio de 2019, de http://www.infoandina.org/sites/default/files/publication/files/depuracion_de_aguas_residuales_por_medio_de_humedales_artificiales.pdf%5Cnhttp://www.aguasresiduales.info/revista/libros/depuracion-de-aguas-residuales-por-medio-de-humedales-artificiales
- Demirayak, A., Kutbay, H., y Kilic, D. (2011). *Heavy Metal Accumulation in Some Natural and Exotic Plants in Samsun City*. *Ekoloji*, 20(79), 1–11.
- Dempsey, B. 2006. *Coagulant characteristics and reactions*. En: Newcombe, G.; Dixon, D. (Eds.) *Interface Science in Drinking Water Treatment: Theory and Applications*. Arthur Hubbard (Series Editor), Interface Science and Technology - Vol. 10, Elsevier, The Netherlands, 5p.

- Desiderio, M. (2017). *“Optimización del proceso de extracción de almidón de yuca y estudio de su influencia como floculante en el tratamiento de aguas”*. Recuperado el 19 de junio de 2019, de <https://www.dspace.espol.edu.ec/retrieve/102855/D-CD102897.pdf>
- Duarte, D., y Ramírez, L. (2015). *Remoción de nutrientes mediante coagulantes naturales y químicos en planta de tratamiento de aguas residuales, Valledupar Colombia*. Recuperado el 20 de octubre de 2019, de <http://oaji.net/articles/2017/5565-1508903127.pdf>
- Díaz, E., Alavarado, A., y Camacho, K. (2012). *El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México*. Recuperado el 17 de septiembre de 2019, de <https://www.redalyc.org/pdf/401/40123894005.pdf>
- Dirección General de Industrias Pesadas y de Alta Tecnología. (2012). *Industria Automotriz*. Recuperado el 14 de septiembre de 2019, de https://www.economia.gob.mx/files/comunidad_negocios/industria_comercio/Monografia_Industria_Automotriz_MARZO_2012.pdf
- El Darra, N., Rajha, H., Debs, E., Saleh, F., El-Ghazzawi, I., y Louka, N. . (2018). *Estudio comparativo entre extracción etanólica y β - ciclodextrina de polifenoles de orujo de durazno*. *Int J Food Sci*. Recuperado el 23 de octubre de 2019, de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5863354/>
- European Chemicals Agency. (2017). *Substance Infocard*. Recuperado el 18 de diciembre de 2019, de <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.028.320>
- Fernández Cirelli, A. (2017). *El agua: un recurso esencial*. *Green Energy and Technology*, (9783319544564), 75–97. https://doi.org/10.1007/978-3-319-54458-8_5
- Ferré, N., Schuhmacher, M., Llobet, J., y Domingo, J. (2007). *Diseño de un software para evaluar los riesgos de la exposición ambiental a través del agua, suelos y aire Metales pesados y salud*. Recuperado el 24 de

- enero de 2020, de <https://www.mapfre.com/ccm/content/documentos/fundacion/prev-ma/revista-seguridad/n108-programa-hra-metales-pesados.pdf>
- Fu, F., y Wang, Q. (2011). *Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review*. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 407–418. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- Fuseau, D., González, J., y Proaño, D. (2016). *Construcción de un banco de pruebas y limpieza de inyectoros a gasolina*. Recuperado el 18 de noviembre de 2019, de <http://repositorio.usfq.edu.ec/bitstream/23000/6512/1/131040.pdf>
- Gamarra, L., y Zapata, A. (1995). *Uso de la magnetita natural como coagulante en la clarificación del agua*. Recuperado el 27 de diciembre de 2019, de <http://cybertesis.uni.edu.pe/handle/uni/4697>
- Ganjidoust, H.; Tatsumi, K.; Yamagishi, T.; Gholian, R.N. (1997). *Effect of syntethic and natural coagulant on ligning removal from pulp and paper waste water*. *Water Sci. Techn*, 35,286-291.
- García, J., Sosa, A. (1994). *Trace metals in Valencia Lake (Venezuela) sediments*. *Water, Air and Soil Poll*, 77,141-150
- Gatew, S., y Mersha, W. (2013). *Tannery waste water treatment using Moringa stenopetala seed powder extract*. *Wyno Academic Journal of Physical Science*, 1, 1–8.
- González, A. (2009). Hidrólisis. Recuperado el 22 de junio de 2019
- González Julia, Alfaro Gonzalo, Arriagada María Paz, Castillo Carmen, Muñoz Verónica, Espina Juan Pablo, y Aranda Waldo. (2006). Exposición Ocupacional de plomo y cadmio en personal de salud. *Revista chilena de Salud Pública*, 10 (3), 139-145.
- González, C., Thompson, J., Martínez, Y., y Sánchez, N. (2010). *Concentración de cadmio en partículas de diferentes tamaños de un suelo de la Cuenca del Lago de Valencia*. Recuperado el 05 de mayo de 2019, de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0798-40652010000200008

- Gonçalves, R., Mateus, N., Pianet, I., Laguerre, M., De Freitas, V. (2011). *Mechanisms of tannin-induced trypsin inhibition: a molecular approach*. *Langmuir*, 21, 13122-13129.
- Guzmán, L., Villabona, Á., Tejada, C., y García, R. (2013). *Reducción de la turbidez del agua usando coagulantes naturales: una revisión*. Recuperado el 12 de septiembre de 2019, de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-42262013000100029
- Grupo de Síntesis Orgánica. (2011). *Tema 3. Alcoholes*. Recuperado de <http://www.sinorg.uji.es/Docencia/QO/tema3QO.pdf>
- Herrera, T. (2000). *La contaminación con cadmio en suelos agrícolas*. *Revista Venesuelos*, 8, 42-46.
- Hildebrando, A., Jaramillo, J.. (2013). *Agentes naturales como alternativa para el tratamiento del agua. Facultad de ciencias básicas*. Recuperado el 16 de diciembre de 2019, de <https://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rfcb/article/viewFile/1303/1359> ISSN 1900-4699
- Hon DNS, Shiraishi N. *Wood and Cellulosic Chemistry*. Marcel Dekker Inc (2001).
- Hussam Ahmad-Qasem, M., J. Cánovas, E. Barraión-Catalán, V. Micol, J. A. Cárcel, y J. V. García-Pérez. (2013). *Kinetic and compositional study of phenolic extraction from olive leaves (var. Serrana) by using power ultrasound*. *Innov. Food Sci. Emerg*, 17, 120-129.
- Infante, S., Inés, C., Calderón, R., Éver, J., Torres, C., Álvarez, D., y Carlos, J. (2010). *Perfil sociodemográfico y epidemiológico de la población expuesta a la contaminación por mercurio, plomo y cadmio, ubicada en la vereda Manuel Sur del municipio de Ricaurte y los barrios Brisas del Bogotá y La Victoria del municipio de Girardot1*.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (INEC). (2012). *Infoeconomía*. Recuperado el 24 de junio de 2019, de <http://www.inec.gob.ec/inec/revistas/info6.pdf>

- Iran. J. Health y Environ. (2014). "A Survey of Mercury Concentrations in Soft Tissue of Bivalves *Callista umbonella*, *Saccostrea cucullata* and Sediment in the Coastline of Bandar Abbas". ScienceDirect.
- Ivan, D., Rubio, C., Adolfo, R., Calderón, M., Gualtero, A. P., Acosta, D. R., Rojas, S. (2015). *Tratamientos para la Remoción de Metales Pesados Comúnmente Presentes en Aguas Residuales Industriales. Una Revision Treatments for Removal of Heavy Metals Commonly*
- Jahn Saa. (1988). *Using Moringa seeds as coagulants in developing countries*. J Am Water Works Assoc, 80, 43–50
- Kennish, M.J., ed. (1997). *Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution*. Boca Raton, USA: CRC Press: 524
- Laines JR, Goñi JA, Adams RH, Camacho W. (2008). *Mezclas con potencial coagulante para tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario*. Interciencia, 33 (1), 22-8.
- Lavado Meza, Carmencita, Sun Kou, Maria del Rosario, y Bendezu, Salvador. (2010). *Adsorción de plomo de efluentes industriales usando carbones activados con H3PO4*. Recuperado el 26 de noviembre de 2019, de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1810-634X2010000200007&lng=es&tlng=es.
- Lédo, P., Lima, R., Paulo, J., y Duarte, M. (2009). *Estudio Comparativo de Sulfato de Aluminio y Semillas de Moringa oleífera para la Depuración de Aguas con Baja Turbiedad*. Recuperado el 12 de febrero de 2020, de https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-07642009000500002
- Lee, S.H.; Lee, S.O.; Jang, K.L.; Lee, T.H. 1995. *Microbial flocculant from Arcuadendron SP-49*. Biotechnol. 17, 95-100.
- Lenntech, (2017). *Lenntech*. Recuperado el 14 de septiembre de 2019, de <http://www.lenntech.es/metalespesados.htm>
- Lopes, R. (2017). *Usan algas para descontaminar aguas residuales y producir abono*. Recuperado el 29 de octubre de 2019, de

<http://agencia.fapesp.br/usan-algas-para-descontaminar-aguas-residuales-y-producir-abono/26502/>

- López, L. (2016). “*Estudio de complejos metálicos con ligandos de interés biológico*”. Recuperado el 20 de enero de 2020, de http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/55585/Documento_completo.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Macherey- Nagel. (s.f.). *Manual de operacion. Test Nanocolor*. Recuperado de <http://www.macherey-nagel.net.com/StartpageWaterAnalysisTesting/NANOCOLOR/Photometers/PhotomeerNANOCOLORVIS/tabid/4994/language/en-US/Default.aspx>
- Mahapatra, D. M.; Chanakya, H. N. and Ramachandra, T. V. (2013). *Treatment efficacy of algae-based sewage treatment plants*. Environ. Monitor. Assess, 185, 7145-7164.
- MAPFRE. (2000). *Guía de prácticas medioambientales. recuperado de guía de prácticas medioambientales*. Recuperado el 18 de octubre de 2019, de http://www.mapfre.com/documentacion/publico/i18n/catalogo_imagenes/grupo.cmd?path=1030524
- Matilainen, A.; Vepsäläinen, M.; Sillanpää, M. (2010). *Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review*. Adv. Colloid Interface Sci, 159, 189-197.
- Mena, M. (2009). *Estándares de gestión medio ambiental en talleres de mecánica automotriz*. Recuperado el 25 de septiembre de 2019, de <https://books.google.com.ec/books?id=9VOuAwAAQBAJ&printsec=frontcover&dq=impacto+ambiental&hl=es-419&sa=X&ved=0ahUKEwjS5In3-YnfAhUDTd8KHctiBvgQ6AEIJzAA#v=onepage&q=impacto+ambiental&f=false>
- Mendiguchía, C. (2005). *Utilización de ultratrazas de metales pesados como trazadores de los efectos antropogénicos producidos en ecosistemas acuáticos*.

- Meneses, J., Corrales, C., y Valencia, M. (2007). *Síntesis y caracterización de un polímero biodegradable a partir del almidón de yuca*. Recuperado el 17 de enero de 2020, de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-12372007000200006
- Middag, R., Vvan Hulten, M., Van Aken, H., Rijkenberg, M., G. L., P., d. B., y H.J.W. (2015). "*Dissolved aluminium in the ocean conveyor of the West Atlantic Ocean: Effects of the biological cycle, scavenging, sediment resuspension and hydrography*". *Marine chemistry*, 177
- Ministerio de agricultura y pesca, alimentación y medio ambiente (2017). Recuperado el 28 de septiembre de 2019, de <http://www.prtr-es.es/Cd-Cadmio-ycompuestos,15605,11,2007.html>
- Moncayo. (2010). *Niveles de mercurio, cadmio y plomo en productos pesqueros de exportación*. Recuperado el 13 de noviembre de 2019, de <http://www.oceandocs.org/bitstream/handle/1834/4802/65-74.pdf?sequence=1>
- Montgomery, D. (2000). "*Diseño y análisis de Experimentos*". Tercera edición, Grupo Editorial Ibero América.
- Moreira, C. (2014). "*Estudio de residuos generados en talleres de mantenimiento de vehiculos y propuesta de un sistema de manejo ambiental, en el cantón santa ana - manabí*". Universidad Tecnológica Equinoccial.
- Narváez, M. (2014). *Modelo de producción más limpia para mejoramiento del desempeño ambiental y productivo de un taller de mecánica automotriz de vehículos livianos*. Universidad del Azuay.
- Nordberg, G. (1998). *Metales: Propiedades químicas y tóxicas*. En J. M. Stellman, *Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo*. Madrid: Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. Subdirección general de publicaciones.
- O'Connell, D. W., Birkinshaw, C., y O'Dwyer, T. F. (2008). *Heavy metal adsorbents prepared from the modification of cellulose: A review*. *Bioresource Technology*, 99(15), 6709–6724. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.036>

- Okuda T, Yoshida T, Hatano T. *Heterocycles* 30, (1990).
- Ojeda, L. (2012). *Determinación de la eficiencia de las características coagulantes y floculantes del tropaeolum tuberosum, en el tratamiento del agua cruda de la planta de puengasí de la Epmaps*. Recuperado el 16 de noviembre de 2019, de <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/3866/1/UPS-QT03424.pdf>
- Ortega, J., Laines, J., y Aparicio, M. (2010). *Almidón modificado de plátano: Posible uso en el tratamiento de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios*. Recuperado el 12 de octubre de 2019, de <http://ri.ujat.mx/bitstream/20.500.12107/2382/1/-403-324-A.pdf>
- Osorio T., y Meireles A. (2013). *Recent Applications of Pressurized Fluid Extraction: Curcuminoids Extraction with Pressurized Liquids*. *Food and Public Health*, 3(6), 289-303. <http://doi.org/10.5923/j.fph.20130306.05>
- Pacheco Ávila, J. C. S. A. P. C. R. (2004). *Ingeniería revista académica*. Recuperado el 10 de octubre de 2019, de <http://www.redalyc.org/html/467/46780214/>
- Paredes, L., y Banchón, C. (2015). *Tannery liming drum wastewater treatment by natural coagulants from C. spinosa, P. granatum, Eucalyptus spp. and V. vinifera*. *International Journal of Current Research*, 7, 14843-14849.
- Peña, C. (2007). *Caracterización y estudio de la reactividad de extractos tánicos condensados e hidrolizables. análisis de las propiedades físico-químicas y mecánicas de resinas fenólicas de tipo novolaca modificadas con dichos extractos*. Recuperado el 26 de septiembre de 2019, de <https://addi.ehu.es/bitstream/handle/10810/12441/Pe%c3%b1aRodriguez.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Peña, D. (2016). *" Remoción de Cd por Musa cavendishii, L."*. Recuperado el 05 de mayo de 2019, de

<http://ri.uaemex.mx/bitstream/handle/20.500.11799/58718/UAEM-FAPUR-tesis-PE%C3%91A%20MENDIETA%20DIANA.pdf?sequence=1>

- Pérez, N. (2018). *Tratamiento de aguas residuales de industria textil mediante fotocatalisis con dióxido de titanio*. Recuperado el 19 de octubre de 2019, de <http://dspace.udla.edu.ec/bitstream/33000/9316/1/UDLA-EC-TIAM-2018-22.pdf>
- Pinedo, J., Marrugo, S., Enamorado, G., Urango, I., y Marrugo, J. (2017). *Optimización del pH y la concentración de TiO₂ para la remoción de mercurio en un sistema fotocatalítico de recirculación iluminado con lámparas UV*. Recuperado el 10 de noviembre de 2019, de <https://www.redalyc.org/pdf/852/85252030003.pdf>
- Pritchard, M., Mkandawire, T., Edmondson, A., O'Neill, J. G., y Kululanga, G. (2009). *Potential of using plant extracts for purification of shallow well water in Malawi*. *Physics and Chemistry of the Earth*, 34(13–16), 799–805.
- Proexport. (2013). *Industria automotriz en Colombia*. Recuperado el 14 de noviembre de 2019, de https://www.inviertaencolombia.com.co/images/Adjuntos/Industria_Automotriz_en_Colombia_2013.pdf
- Puente, A. (2019). *Optimización del sistema de tratamiento y disposición sanitaria de aguas residuales industriales para vertimiento clase III, provenientes de la boca mina del vertimiento clase III, provenientes de la boca mina del nivel 250 (EF 03) al río San José*. Recuperado el 12 de febrero de 2020, de http://cybertesis.unmsm.edu.pe/bitstream/handle/cybertesis/10782/Puente_ra.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Quintero, M. (2018). *Tratamiento primario de aguas residuales no domésticas provenientes de la pontificia universidad javeriana mediante el uso de tanino modificado de acacia*. Recuperado el 07 de enero de 2020, de <https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/39203/Tra bajo%20de%20grado.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Ramírez, A., y León, T. (2004). *Impacto del crecimiento industrial en la salud de los habitantes de una ciudad minera del Perú*. Recuperado el 12 de febrero de 2020, de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=S1025-55832004000200005&script=sci_arttext
- Registry, Agency for Toxic Substances & Disease. (2017). Recuperado el 15 de noviembre de 2019, de <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=22>
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz, M., y González, E. (2016). *Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria Heavy metals contamination: Implications for health and food safety*.
- Rodríguez, A., Letón, P., Rosal, R., Dorado, M., Villar, S., y Sanz, J. (2006). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. Recuperado el 18 de octubre de 2019, de https://www.madrimasd.org/uploads/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/VT/VT2_Tratamientos_avanzados_de_aguas_residuales_industriales.pdf
- Rodríguez-Bernaldo De Q., A., M. A. Lage-Yusty, and J. López-Hernández. 2010. *Determination of phenolic compounds in macroalgae for human consumption. Food Chem. 121: 634-638.*
- Rodríguez Morante, V. N. (2012). *Procedimiento para disminuir los impactos ambientales en un taller mecánico automotriz. Guayaquil*. Recuperado el 11 de noviembre de 2019, de http://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/21562/1/Tesis_aRodriguez.pdf
- Rodríguez, Susana. (2005). *Empleo de un producto Coagulante Natural para Clarificar por Ciencias químicas*. Recuperado el 08 de junio, de <http://www.redalyc.org/pdf/1816/181620511037.pdf> ISSN 1015-8553
- Rondón, M., Díaz, Y., Rodríguez, S., Guerra, B., Fernández, E., y Tabio, D. (2017). *Empleo de semillas de Moringa oleífera en el tratamiento de residuales líquidos*. SciELO, 38 (2), 87–101.

- Sánchez, J. (2014). *Elaboración de un sistema de control para los procesos productivos de la Empresa " Ingenieros Automotrices"*. Recuperado el 10 de septiembre de 2019, de <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/6526/1/UPS-CT003150.pdf>
- Sánchez, M., Caldera, Y., y Gutiérrez, E. (2017). *Eficiencia de coagulantes durante el tratamiento de aguas residuales de la industria avícola en un sistema de flotación*. Recuperado el 03 de mayo de 2019, de <https://impactocientifico.files.wordpress.com/2017/07/artc3adculomayra-sc3a1nchez.pdf>
- Santana MAE, Baunmann MGD, Conner AH. (1996). *Journal of Wood Chemistry and Technology*.
- Samil A, Alma MH, Acemioğlu B. (2005). *Journal of Applied Polymer Science* 98, 2450
- Secretariado Alianza por el Agua / Ecología y Desarrollo. (2017). *Manual de depuración de aguas residuales urbanas*. Recuperado el 13 de junio de 2019, de <http://idiaqua.eu/web/wp-content/uploads/2018/07/monografico3.pdf>
- Senior, Cornejo-Rodríguez, Tobar, Ramírez-Muñoz., y Márquez. (2016). *Metales pesados (cadmio, plomo, mercurio) y arsénico en pescados congelados*. *Zootecnia*, 34 (2), 143–153.
- Sorgato, V. (2017). *Muestras de agua de los ríos del país ponen en alerta sobre la contaminación*. EL COMERCIO. Recuperado el 27 de diciembre de 2019, de <https://www.elcomercio.com/tendencias/muestras-laboratorio-rios-alerta-contaminacion.html>
- Sotheeswaran, S., Nand, V., Matakite, M., y Kanayathu, K. (2011). *Moringa oleifera and other local seeds in water purification in developing countries*. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 15, 2.
- SMA. (2015). *Sustancias contaminantes y sus efectos en la calidad del agua*. Recuperado el 24 de octubre de 2019, de <http://www.smasa.net/sustancias-contaminantes-agua/>

- Tapia, L. (2015). *Registro Oficial -- Edición Especial N° 387*. Recuperado el 17 de enero de 2020, de <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu155128.pdf>
- Toma, M., M. Vinatoru, L. Paniwnyk, y T. J. Mason. (2001). *Investigation of the effects of ultrasound on vegetal tissues during solvent extraction*. *Ultrason Sonochem*, 8, 137-142.
- Trujillo, D., Duque, L., Arcila, J., Rincón, A., Pacheco, S., y Herrera, O. (2014). *Remoción de turbiedad en agua de una fuente natural mediante coagulación/floculación usando almidón de plátano*. Recuperado el 12 de octubre de 2019, de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-100X2014000100003
- Ubillus Limo, J. (2003). *“Estudio sobre la presencia de plomo en el medio ambiente de Talara”*.
- UNESCO. (2017). *Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP)*. Recuperado el 13 de septiembre de 2019, de <http://www.unesco.org/new/es/natural-sciences/environment/water/wwap/facts-and-figures/all-facts-wwdr3/fact-15-water-pollution/>
- Universidad Nacional Mayor de San Marcos. (2015). *PRACTICA N° 7 Indicadores Ácido – Base*. Recuperado el 17 de enero de 2020, de <http://www.tenttiarkisto.fi/media/exams/8120.1.pdf>
- Valencia, E., Aragón, R., y Romero, J. (2012). *Potencial de reutilización del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de nátaga en cultivo de cacao (Theobroma cacao L.)*. Recuperado el 14 de noviembre de 2019, de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0123-42262012000100009
- Vazquez, O. (1994). *Extracción de coagulantes naturales del nopal y aplicación en la clarificación de aguas superficiales*. Recuperado el 11 de

septiembre de 2019, de
<http://eprints.uanl.mx/7207/1/1020091188.PDF>

- Vera, M., Gustavo. (2005). *Manual de Producción más limpia para Mecánicas Automotrices y Lubricadoras*.
- Vullo, Diana L. (2003). *Interacción En Beneficio Del Medio Ambiente*. Química Viva, 2(3), 93–104.
- Wang, H.; Ding, J., y Ren, N. 2016. *Recent advances in microwave-assisted extraction of trace organic pollutants from food and environmental samples*. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 75, 197-208
- Yanguas, J. (2017). *Optimización en el proceso de depuración de aguas residuales urbanas*. Recuperado el 14 de enero de 2020, de https://biblioteca.unirioja.es/tfe_e/TFE002773.pdf
- Yin, C.-Y. (2010). *Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment*. Process Biochemistry, 45, 1437-1444. [Httpas//:doi:10.1016/j.procbio.2010.05.030](https://doi.org/10.1016/j.procbio.2010.05.030)

ANEXOS

Anexo 1. Remoción de turbidez en las mejores dosis en las repeticiones con diámetro de partícula de 75 micrómetros.

Porcentaje de remoción de turbidez con diámetro de partícula de 75 micrómetros						
Dosis de coagulante natural (ml)	Repetición 1		Repetición 2		Repetición 3	
	Turbidez (NTU)	% Remoción	Turbidez (NTU)	% Remoción	Turbidez (NTU)	% Remoción
1	445.2	29.2	370.4	41.1	317.4	49.5
2	348.4	44.6	458.7	27.1	291.5	53.6
3	367.9	41.5	348.2	44.6	380.5	39.5
4	440.5	30.0	366.5	41.7	379.2	39.7
5	498.4	20.8	359.8	42.8	491	21.9
6	589.3	6.3	567.9	9.7	548.5	12.8

Anexo 2. Remoción de turbidez con los testigos utilizando coagulante químico.

Repeticiones	Diámetro 75 micrómetros	Diámetro 300 micrómetros
	Dosis 2.3 ml	Dosis 1 ml
	Turbidez	Turbidez
R1	331.9	15.2
R2	338.9	14.6
R3	327.8	14.9

Anexo 3. Remoción de DQO con los testigos utilizando coagulante químico

Repeticiones	Diámetro 75 micrómetros	Diámetro 300 micrómetros
	Dosis 2.3 ml	Dosis 1 ml
	DQO	DQO
R1	1415	779
R2	1398	750
R3	1409	789

Anexo 4. Remoción de metales pesados con los testigos utilizando coagulante químico

Repeticiones	Diámetro 75 micrómetros		Diámetro 300 micrómetros	
	Dosis 2.3 ml		Dosis 1 ml	
	Plomo	Cadmio	Plomo	Cadmio
R1	0.015	0	0.085	0.023
R2	0.01	0	0.067	0.02
R3	0.015	0	0.081	0.021

Anexo 5. Remoción de turbidez en las mejores dosis en las repeticiones con diámetro de partícula de 300 micrómetros.

Porcentaje de remoción de turbidez con diámetro de partícula de 300 micrómetros						
Dosis de coagulante natural (ml)	Repetición 1		Repetición 2		Repetición 3	
	Turbidez (NTU)	% Remoción	Turbidez (NTU)	% Remoción	Turbidez (NTU)	% Remoción
1	346.4	44.9	333.5	47.0	281.3	55.3
2	409	35.0	352.9	43.9	411.5	34.6
3	440.3	30.0	392.8	37.5	406.5	35.4
4	459.4	27.0	383.5	39.0	287.9	54.2
5	458.5	27.1	424.6	32.5	525.6	16.4
6	568.3	9.6	557.9	11.3	611.2	2.8

Anexo 6. Remoción de DQO en las mejores dosis en las repeticiones con diámetro de partícula de 75 micrómetros.

Remoción de DQO con diámetro de partícula de 75 micrómetros		
Mejores dosis de coagulante (ml)	Repeticiones	DQO (mg/l O ₂)
2	Repetición 1	1312
3	Repetición 2	1493

2	Repetición 3	1379
----------	--------------	------

Anexo 7. Remoción de DQO en las mejores dosis en las repeticiones con diámetro de partícula de 300 micrómetros.

Remoción de DQO con diámetro de partícula de 300 micrómetros		
Mejores dosis de coagulante (ml)	Repeticiones	DQO (mg/l O ₂)
1	Repetición 1	1154
1	Repetición 2	1262
1	Repetición 3	1257

Anexo 8. Remoción de metales pesados (Pb y Cd) en las mejores dosis en las repeticiones con diámetro de partícula de 75 micrómetros.

Remoción de metales pesados			
Mejores dosis de coagulante (ml)	Repeticiones	Plomo	Cadmio
2	Repetición 1	0.043	0.002
3	Repetición 2	0.051	0.004
2	Repetición 3	0.04	0.003

Anexo 9. Remoción de metales pesados (Pb y Cd) en las mejores dosis en las repeticiones con diámetro de partícula 300 micrómetros.

Remoción de metales pesados			
Mejores dosis de coagulante (ml)	Repeticiones	Plomo (mg/l)	Cadmio (mg/l)
1	Repetición 1	0.073	0.024
1	Repetición 2	0.057	0.008
1	Repetición 3	0.037	0.018

Anexo 10. Remoción de turbidez con los dos tamaños de partícula a diferentes pH.

	Remoción de turbidez 75 micrómetros			Remoción de turbidez 300 micrómetros		
	pH			pH		
	10	7	4	10	7	4
R1	223.2	351.8	293.7	210.7	349.2	318.1
R2	252.6	324.5	322.8	264.8	329.9	308.6
R3	313.5	274.2	285	289.3	303.8	235.4

Anexo 11. Remoción de DQO con los dos tamaños de partícula a diferentes pH.

	Remoción de DQO con 75 micrómetros			Remoción de DQO con 300 micrómetros		
	pH			pH		
	10	7	4	10	7	4
R1	1356	1956	1738	1100	2298	1237
R2	1288	2057	1635	1169	2215	1030
R3	1226	2052	1493	1195	2194	1209

Anexo 12. Remoción de plomo y cadmio con los dos tamaños de partícula a diferentes pH.

	Remoción de plomo con 75 micrómetros			Remoción de cadmio con 75 micrómetros			Remoción de plomo con 300 micrómetros			Remoción de cadmio con 300 micrómetros		
	pH			pH			pH			pH		
	10	7	4	10	7	4	10	7	4	10	7	4
R1	0.012	0.031	0.018	0.0	0.0	0.0	0.011	0.022	0.012	0.0	0	0
R2	0.01	0.014	0.012	0.0	0.0	0.0	0.002	0.016	0.017	0.0	0	0.001
R3	0.013	0.012	0.02	0.0	0.0	0.0	0.021	0.013	0.023	0.0	0.001	0

Anexo 13. Resumen de medidas de Infostat para los parámetros antes de obtener las dosis óptima.

Medidas resumen								
Diámetro	Dosis de coagulante natural	Variable	n	Media	D.E.	Mín	Máx	Mediana
75	1	Turbidez (NTU)	3	377.67	64.21	317.4	445.2	370.4
75	2	Turbidez (NTU)	3	366.2	85.01	291.5	458.7	348.4
75	3	Turbidez (NTU)	3	365.53	16.28	348.2	380.5	367.9
75	4	Turbidez (NTU)	3	395.4	39.57	366.5	440.5	379.2
75	5	Turbidez (NTU)	3	449.73	77.97	359.8	498.4	491
75	6	Turbidez (NTU)	3	568.57	20.41	548.5	589.3	567.9
300	1	Turbidez (NTU)	3	320.4	34.47	281.3	346.4	333.5
300	2	Turbidez (NTU)	3	391.13	33.13	352.9	411.5	409
300	3	Turbidez (NTU)	3	413.2	24.45	392.8	440.3	406.5
300	4	Turbidez (NTU)	3	376.93	85.94	287.9	459.4	383.5
300	5	Turbidez (NTU)	3	469.57	51.4	424.6	525.6	458.5
300	6	Turbidez (NTU)	3	579.13	28.25	557.9	611.2	568.3

Anexo 14. Resumen de medidas de Infostat para los parámetros una vez obtenidas la dosis óptima.

Medidas resumen								
pH	DIÁMETRO	Variable	n	Media	D.E.	Mín	Máx	Mediana
	DE							
4	75	DQO mg/l O2	3	1622	123.02	1493	1738	1635
4	75	PLOMO mg/l	3	0.02	4.20E- 03	0.01	0.02	0.02
4	75	CADMIO mg/l	3	0	0	0	0	0
4	75	TURBIDEZ	3	300.5	19.8	285	322.8	293.7
4	300	DQO mg/l O2	3	1158.67	112.3	1030	1237	1209
4	300	PLOMO mg/l	3	0.02	0.01	0.01	0.02	0.02
4	300	CADMIO mg/l	3	3.30E- 04	5.80E- 04	0	1.00E- 03	0
4	300	TURBIDEZ	3	287.37	45.25	235.4	318.1	308.6
7	75	DQO mg/l O2	3	2021.67	56.92	1956	2057	2052
7	75	PLOMO mg/l	3	0.02	0.01	0.01	0.03	0.01
7	75	CADMIO mg/l	3	0	0	0	0	0
7	75	TURBIDEZ	3	316.83	39.36	274.2	351.8	324.5
7	300	DQO mg/l O2	3	2235.67	54.99	2194	2298	2215
7	300	PLOMO mg/l	3	0.02	4.60E- 03	0.01	0.02	0.02
7	300	CADMIO mg/l	3	3.30E- 04	5.80E- 04	0	1.00E- 03	0
7	300	TURBIDEZ	3	327.63	22.78	303.8	349.2	329.9

10	75	DQO mg/l O2	3	1290	65.02	1226	1356	1288
10	75	PLOMO mg/l	3	0.01	1.50E- 03	0.01	0.01	0.01
10	75	CADMIO mg/l	3	0	0	0	0	0
10	75	TURBIDEZ	3	263.1	46.06	223.2	313.5	252.6
10	300	DQO mg/l O2	3	1154.67	49.1	1100	1195	1169
10	300	PLOMO mg/l	3	0.01	0.01	2.00E- 03	0.02	0.01
10	300	CADMIO mg/l	3	0	0	0	0	0
10	300	TURBIDEZ	3	254.93	40.22	210.7	289.3	264.8

Anexo 15. Resumen de medidas de Infostat para los parámetros comparando biocoagulante y coagulante químico.

Medidas resumen								
TAMAÑO DE PARTÍCUL A (micró..	TIPO DE COAGULANT E	Variable	n	Media	D.E.	Mín	Máx	Median a
75	Biocoagulant e	DQO mg/l	3	1290	65.02	1226	1356	1288
75	Biocoagulant e	TURBIDE Z NTU	3	263.1	46.06	223.2	313. 5	252.6
75	Biocoagulant e	PLOMO mg/l	3	0.01	1.50E -03	0.01	0.01	0.01
75	Biocoagulant e	CADMIO mg/l	3	0	0	0	0	0

75	PAC	DQO mg/l	3	1407.3 3	8.62	1398	1415	1409
75	PAC	TURBIDE Z NTU	3	332.87	5.61	327.8	338. 9	331.9
75	PAC	PLOMO mg/l	3	0.01	2.90E -03	0.01	0.02	0.02
75	PAC	CADMIO mg/l	3	0	0	0	0	0
300	Biocoagulant e	DQO mg/l	3	1154.6 7	49.1	1100	1195	1169
300	Biocoagulant e	TURBIDE Z NTU	3	254.93	40.22	210.7	289. 3	264.8
300	Biocoagulant e	PLOMO mg/l	3	0.01	0.01	2.00E -03	0.02	0.01
300	Biocoagulant e	CADMIO mg/l	3	0	0	0	0	0
300	PAC	DQO mg/l	3	772.67	20.26	750	789	779
300	PAC	TURBIDE Z NTU	3	14.9	0.3	14.6	15.2	14.9
300	PAC	PLOMO mg/l	3	0.08	0.01	0.07	0.09	0.08
300	PAC	CADMIO mg/l	3	0.02	1.50E -03	0.02	0.02	0.02

Anexo 16. Tamices utilizados para encontrar los diámetros de partícula.



Anexo 17. Filtración del biocoagulante después de la maceración.



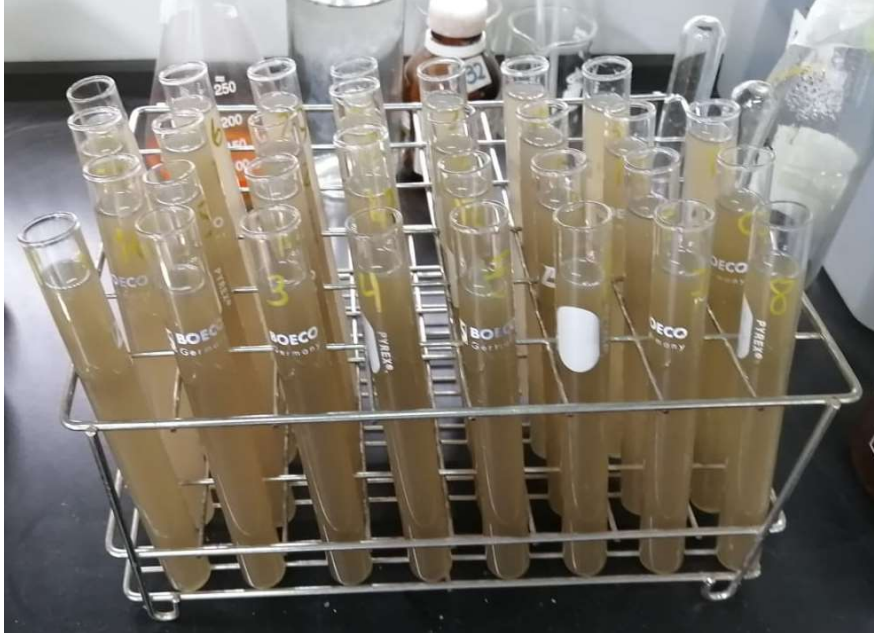
Anexo 18. Biocoagulante listo para ser utilizado en las dosificaciones.



Anexo 19. Test de jarras con las 6 dosis para encontrar la dosis óptima.



Anexo 20. Muestras una vez realizadas en tratamiento con diámetro de partícula de 75 micrómetros listas para dejar reposar por 24 horas.



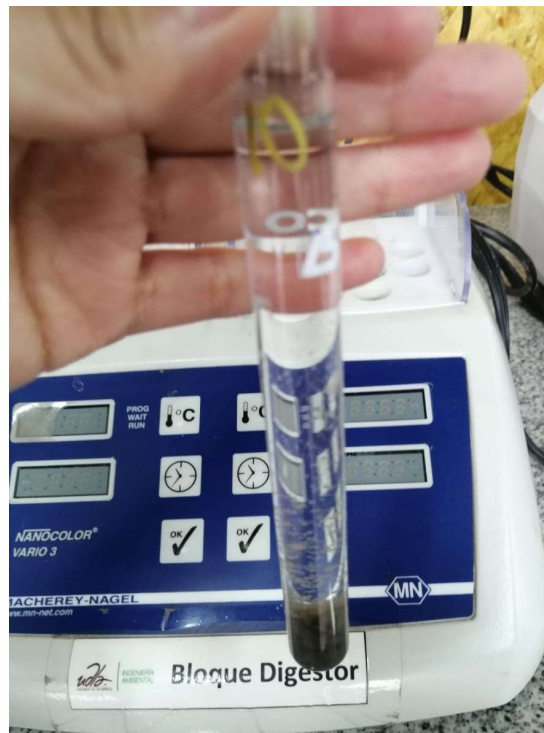
Anexo 21. Muestras una vez realizadas en tratamiento con diámetro de partícula de 300 micrómetros listas para dejar reposar por 24 horas



Anexo 22. Comparación de los testigos con dosis de 1 ml y 2.3 ml con coagulante químico (PAC).



Anexo 23. Sedimentación de la muestra realizada con 1 ml de coagulante químico.



Anexo 24. 32 muestras listas para ser enviadas al laboratorio para su posterior análisis de metales pesados.



ANEXO 25. Resultados de análisis de metales pesados de las 32 muestras.

MUESTRA	VOLUMEN	DILUCIÓN	RESULTADOS METALES ppm (mg/L)																
			B	Ba	Bi	Ca	Co	Cr	Cu	K	Mn	Ni	Pb	Si	Ti	Zn	Cd	Pt	Al
M1	45 ml	50 ml	0,340	0,106	ND	0,002	0,006	0,026	0,188	4,502	0,044	0,022	0,043	0,033	ND	0,489	8,587	0,856	0,390
M2	45 ml	50 ml	0,184	0,097	ND	0,004	0,007	0,058	0,250	6,176	0,048	0,017	0,051	0,032	ND	0,519	8,753	0,788	0,266
M3	45 ml	50 ml	0,216	0,365	ND	0,003	0,004	0,020	0,055	3,327	0,035	0,006	0,040	0,026	ND	0,466	7,307	0,606	0,420
M4	45 ml	50 ml	0,280	0,113	ND	0,024	ND	0,214	ND	5,331	0,009	0,021	0,073	0,027	ND	0,464	8,758	0,653	ND
M5	45 ml	50 ml	0,390	0,156	ND	0,008	ND	0,193	0,310	4,714	0,055	0,012	0,057	0,039	ND	0,554	10,863	0,646	ND
M6	45 ml	50 ml	0,177	0,107	ND	0,018	ND	0,020	0,177	3,771	0,054	0,022	0,037	0,036	ND	0,607	7,633	0,753	0,169
M7	45 ml	50 ml	0,220	0,303	ND	0,005	ND	ND	0,208	4,725	0,042	0,015	0,042	0,021	ND	0,477	6,866	0,848	0,496
M8	45 ml	50 ml	0,209	0,153	ND	0,015	0,006	ND	0,136	7,934	0,009	0,027	0,033	0,027	ND	0,475	9,666	0,931	ND
M9	45 ml	50 ml	0,298	0,156	ND	0,024	ND	0,173	0,129	5,034	0,069	0,031	0,101	0,030	ND	0,517	8,484	0,665	ND
M10	45 ml	50 ml	0,302	0,161	ND	0,023	ND	0,041	ND	5,750	0,094	0,025	0,085	0,015	ND	0,485	10,947	3,399	49,190
M11	45 ml	50 ml	0,004	0,013	0,014	ND	0,002	0,033	0,039	0,935	0,003	0,003	0,018	0,006	ND	0,126	1,386	0,098	ND
M12	45 ml	50 ml	0,005	0,046	0,033	ND	0,003	ND	0,022	0,450	0,002	ND	0,012	0,004	ND	0,081	1,178	0,113	0,172
M13	45 ml	50 ml	0,017	0,051	0,036	ND	0,003	ND	0,034	0,800	0,002	ND	0,012	0,006	ND	0,052	1,286	0,128	0,216
M14	45 ml	50 ml	0,006	0,012	0,007	ND	0,003	ND	0,034	0,943	0,002	0,005	0,010	0,011	ND	0,077	1,306	0,110	0,112
M15	45 ml	50 ml	0,008	0,010	0,038	ND	0,003	0,007	0,038	0,788	0,003	ND	0,013	0,004	0,006	0,077	1,130	0,126	0,099
M16	45 ml	50 ml	0,038	0,082	0,010	ND	0,004	ND	0,043	1,770	0,003	0,008	0,031	0,017	ND	0,288	1,568	0,168	0,216
M17	45 ml	50 ml	0,028	0,019	0,008	ND	0,004	ND	0,047	2,233	0,006	0,001	0,014	0,008	ND	0,101	1,704	0,110	ND
M18	45 ml	50 ml	0,022	0,024	0,023	ND	0,003	ND	0,081	2,591	0,005	0,003	0,012	0,005	ND	0,094	1,945	0,151	0,165
M19	45 ml	50 ml	0,001	0,118	0,023	ND	0,005	0,017	0,039	1,760	0,003	0,003	0,018	0,004	ND	0,110	1,737	0,190	0,166
M20	45 ml	50 ml	ND	0,080	0,033	ND	0,002	ND	0,038	1,663	0,004	0,003	0,012	0,008	ND	0,104	1,520	0,136	0,074
M21	45 ml	50 ml	ND	0,020	0,002	ND	0,003	0,038	ND	1,913	0,011	0,004	0,020	0,008	ND	0,114	1,964	0,161	0,043
M22	45 ml	50 ml	ND	0,029	0,013	ND	0,001	0,015	0,089	0,962	0,008	ND	0,011	0,008	ND	0,108	1,939	0,171	0,134
M23	45 ml	50 ml	0,001	0,097	0,035	ND	0,001	ND	0,039	0,766	0,005	0,003	0,002	0,006	ND	0,108	1,702	0,133	0,247

			RESULTADOS METALES ppm (mg/L)																
MUESTRA	VOLUMEN	DILUCIÓN	B	Ba	Bi	Cd	Ca	Cr	Cu	K	Mn	Ni	Pb	Sr	Ti	Zn	Ce	Fe	Al
M24	45 ml	50 ml	0.006	0.083	0.021	ND	0.001	ND	0.064	1.057	0.007	0.002	0.021	0.008	ND	0.112	1.597	0.128	0.220
M25	45 ml	50 ml	0.003	0.023	0.025	ND	0.003	ND	ND	2.319	0.002	ND	0.022	0.008	ND	0.090	1.769	0.104	ND
M26	45 ml	50 ml	0.036	0.017	0.004	ND	0.002	ND	ND	2.399	0.005	0.003	0.016	0.006	ND	0.110	1.749	0.199	0.145
M27	45 ml	50 ml	ND	0.087	0.019	0.001	0.003	0.008	0.048	3.307	0.007	0.004	0.013	0.008	ND	0.098	1.723	0.145	0.042
M28	45 ml	50 ml	0.027	0.089	0.014	ND	0.001	ND	0.052	1.615	0.007	0.002	0.012	0.006	ND	0.150	2.007	0.187	0.108
M29	45 ml	50 ml	0.017	0.023	ND	0.001	0.002	ND	ND	1.308	ND	0.001	0.017	0.007	ND	0.098	1.850	0.156	ND
M30	45 ml	50 ml	0.040	0.027	0.015	ND	0.002	ND	0.005	1.220	0.002	0.002	0.023	0.007	ND	0.114	1.932	0.149	0.042
M31	45 ml	50 ml	0.312	0.147	ND	0.018	0.009	0.014	0.102	7.521	0.102	0.016	0.071	0.016	ND	0.602	9.806	3.201	0.410
M32	45 ml	50 ml	0.046	0.062	0.040	ND	0.004	ND	ND	1.045	0.003	ND	0.015	0.005	ND	0.137	1.731	0.128	0.100

Observaciones:

*ND= No detectado

