

Universidad Andina Simón Bolívar

Sede Ecuador

Área de Ambiente y Sustentabilidad

Maestría de Investigación en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo

**Evaluación de un método de extracción verde para la remoción de
aceites y grasas en aguas residuales urbanas**

Andrés Sebastián Lagos Estrella

Tutora: Andrea Carolina Landázuri Flores

Quito, 2023



Cláusula de cesión de derecho de publicación de tesis

Yo, Andrés Sebastián Lagos Estrella, autor del trabajo intitulado “Evaluación de un método de extracción verde para la remoción de aceites y grasas en aguas residuales urbanas”, mediante el presente documento dejo constancia de que la obra es de mi exclusiva autoría y producción, que la he elaborado para cumplir con uno de los requisitos previos para la obtención del título de Magíster en Cambio Climático, Sustentabilidad y Desarrollo en la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador.

1. Cedo a la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador, los derechos exclusivos de reproducción, comunicación pública, distribución y divulgación, durante 36 meses a partir de mi graduación, pudiendo, por lo tanto, la Universidad utilizar y usar esta obra por cualquier medio conocido o por conocer, siempre y cuando no se lo haga para obtener beneficio económico. Esta autorización incluye la reproducción total o parcial en formato virtual, electrónico, digital u óptico, como usos en red local y en internet.
2. Declaro que en caso de presentarse cualquier reclamación de parte de terceros respecto de los derechos de autor/a de la obra antes referida, yo asumiré toda responsabilidad frente a terceros y a la Universidad.
3. En esta fecha entrego a la Secretaría General, el ejemplar respectivo y sus anexos en formato impreso y digital o electrónico.

19 de junio de 2023



Firma: _____

Resumen

El agua y el cambio climático están estrechamente relacionados ya que los eventos climáticos poseen un impacto directo en el ciclo del agua. La sustentabilidad y el acceso de la población a este recurso se ve amenazado por el abuso en su uso y el pobre e ineficaz manejo de desechos que lo contaminan. Los contaminantes de origen antrópico del agua son generalmente monitoreados y se dividen en dos grandes grupos: contaminantes de iones metálicos (incluyendo metales pesados) y contaminantes orgánicos. De este último grupo, las grasas y aceites son los que ocasionan mayores daños desde la fuente de contaminación hasta el proceso de tratamiento, si es que hubiese alguno. De los varios métodos que existen para la descontaminación de las aguas residuales, la remediación de esta en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) es la forma más habitual, aunque solo indirectamente se procesen los aceites y grasas. Métodos más especializados se han estudiado como la digestión anaerobia y el aprovechamiento para la producción de biodiésel. El presente estudio utiliza una nueva tecnología verde y amigable con el ambiente: solventes verdes de nueva generación conocidos como solventes eutécticos profundos (SEP). Se propone su uso para la remoción y recuperación de aceites y grasas en aguas contaminadas mediante un proceso de extracción líquido-líquido. Se estudió la mezcla de mentol y ácido láctico para la eliminación de ácido oleico en el agua, un buen representante de ácidos grasos en agua contaminada. Se obtuvo que la eficiencia de la remoción puede ser mayor al 90 % en la mayoría de los casos, considerando factores como la razón molar entre los componentes de la mezcla eutéctica, la cantidad de solvente por volumen de agua a tratar, el tiempo de contacto entre ambos líquidos, la carga de contaminación inicial, la velocidad de agitación y el tiempo de separación de fases. El máximo de remoción llegó a ser no menor al 90,5 % según las condiciones de operación. Este estudio marca un precedente para fomentar la sustentabilidad del agua al ser un recurso que puede recuperarse; impulsar la utilización de solventes verdes en técnicas de descontaminación; y buscar alternativas de mitigación del cambio climático referentes al uso y manejo responsable del recurso hídrico.

Palabras clave: contaminación acuática, solventes eutécticos, grasas y aceites en agua, planta de tratamiento de aguas

A Dios, en primer lugar, por ayudarme en fortaleza a culminar esta nueva etapa de mi vida, en pleno desarrollo profesional y científico.

Dedico este trabajo a mis padres, por su ejemplo de vida, de profesionalidad y dedicación, por ser pilares en mi vida y por todo su amor.

A mi hermano David, por su constante compañía.

A mis amigos, que han sido gran compañía en este caminar por la maestría de investigación: por todo su apoyo, comprensión y cariño.

A mis compañeros de la maestría, por cada día haberme enseñado algo sobre la preocupación mundial sobre el cambio climático.

A mi tutora, Andrea Landázuri, por toda su dedicación y acompañamiento en las largas horas de trabajo que han desembocado en este trabajo.

Y a mi alma máter, la USFQ, en especial mis amigos y compañeros dentro del Departamento de Ingeniería Química, por su apoyo incondicional y confianza para culminar esta etapa académica.

Agradecimientos

Agradezco de manera especial a la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador, y en especial al Área Académica de Ambiente y Sustentabilidad por su apertura, su gente y todas las enseñanzas que me brindaron en cada una de las etapas del proceso formativo de cuarto nivel.

Un profundo y sincero agradecimiento a mi directora de tesis, Andrea Carolina Landázuri Flores, Ph.D., por aceptar la dirección de esta amplia investigación, misma que con este trabajo recién estamos emprendiendo. De seguro que se vienen grandes resultados que ayudarán a la comunidad científica sobre un tema que nos preocupa a todos como el cambio climático.

Agradezco también a la Universidad San Francisco de Quito, por su amor a la ciencia y la investigación reflejados en sus incentivos económicos a través de los Poli-Grants y por permitirme desarrollar esta tesis en sus instalaciones. Una especial mención al Grupo de Ingeniería Circular Aplicada y Simulación, GICAS, por la apertura de su laboratorio para el desarrollo experimental de este trabajo.

Es justo y honroso mencionar también al Departamento de Ingeniería Química de la USFQ por su ayuda con la logística de este desarrollo, y en particular a José Álvarez B., Ph.D., por todo su apoyo y comprensión en las horas invertidas de este trabajo. A sus miembros, mis amigos y compañeros, un merecido reconocimiento por su compañía y colaboración.

Finalmente, agradezco a todos quienes en estas líneas no alcanzo a mencionar pero que con sus palabras y enseñanzas han abierto horizontes antes no conocidos en mis vida investigativa y profesional. Mil gracias a todos.

Tabla de contenidos

Figuras y tablas	15
Introducción.....	17
1. Aguas residuales y su impacto ambiental.....	17
2. Importancia y soluciones de tratamiento de aguas residuales	18
3. Objetivos general y específicos	21
4. Plan de trabajo	22
Capítulo primero: Impactos ambientales del manejo de las aguas residuales y el cambio climático	24
1. Las aguas residuales: un problema ambiental	24
2. Un problema para la salud humana	25
3. Sustentabilidad del agua, contaminación y cambio climático.....	26
4. Grasas y aceites en aguas contaminadas.....	28
5. Estado del tratamiento de aguas residuales en Ecuador	30
Capítulo segundo: Tratamientos convencionales de aguas residuales para grasas y aceites	33
1. Problemática	33
2. Método tradicional de tratamientos	33
3. Eliminación en origen.....	34
4. Eliminación de drenajes.....	34
5. Eliminación en las PTAR	35
6. Métodos físicos de separación	35
6.1 Separación por gravedad.....	36
6.2 Flotación por aire disuelto	36
7. Métodos químicos de separación.....	36
8. Síntesis del capítulo	39
Capítulo tercero: Nuevas soluciones para el tratamiento de sustancias aceitosas	43
1. Pretratamiento en líneas de drenaje y PTAR.....	43
2. Degradación de grasas mediante oxidación avanzada.....	46
3. Co-digestión anaeróbica	48
4. Producción de biodiésel.....	49

5. Síntesis del capítulo	51
Capítulo cuarto: Solventes verdes de última generación como alternativa en la descontaminación de aguas residuales y mitigación del cambio climático.....	57
1. Solventes verdes de nueva generación	57
2. Materiales y métodos.....	60
2.1 Reactivos.....	60
2.2 Instrumentos y procesamiento	61
2.3 Metodología.....	61
2.3.1 Síntesis de solventes eutécticos profundos	62
2.3.2 Preparación de agua artificial	63
2.3.3 Remoción de ácidos grasos.....	63
2.3.4 Análisis de grasas (Método EPA 1664A modificado).....	63
2.3.5 Caracterización de SEP mediante FTIR	64
2.3.6 Diseño experimental	65
3. Resultados y discusión.....	66
3.1 Caracterización mediante técnica de FTIR.....	66
3.2 Validación del método de análisis de grasas y aceites presentes en el agua (EPA 1664B modificado)	69
3.3 Exploración preliminar de los principales factores en el tratamiento de remoción	71
3.4 Estudio de otros factores clave para la eficiencia en la remoción	76
3.4.1 Efecto de la razón molar HBA:HBD	76
3.4.2 Efecto de la razón SEP:agua a tratar.....	77
3.4.3 Efecto del tiempo de agitación o de contacto	77
3.4.4 Efecto de la concentración inicial del contaminante	79
3.4.5 Efecto de la velocidad de agitación	80
3.4.6 Efecto del tiempo de la separación de fases (orgánica/acuosa)	81
Conclusiones.....	83
Lista de referencias	87
Anexos.....	105
Anexo 1: ANOVA del uso de n-hexano y cloroformo para el análisis de grasas y aceites presentes en el agua	105
Anexo 2: Diseño factorial completo para evaluación preliminar de factores – ANOVA y gráficas de normalidad y residuos.....	106

Anexo 3: ANOVA y prueba de Tukey para factor de razón molar de SEP	108
Anexo 4: ANOVA y prueba de Tukey para factor de razón en volumen SEP:agua contaminada.....	109
Anexo 5: ANOVA y prueba de Tukey para factor de tiempo de agitación o contacto	110
Anexo 6: ANOVA y prueba de Tukey para factor de la concentración inicial de ácido oleico (contaminante muestra).....	112
Anexo 7: ANOVA y prueba de Tukey para factor de la velocidad de agitación	114
Anexo 8: ANOVA y prueba de Tukey para factor del tiempo de separación de fases	115

Figuras y tablas

Figura 1. Diagrama de fase de la formación del punto eutéctico en una mezcla de dos componentes HBA (aceptor de enlaces de hidrógeno) y HBD (donador de enlaces de hidrógeno).....	59
Figura 2. Diagrama de flujo de la metodología usada en el estudio de remoción de grasas y aceites en el agua utilizando SEP. Elaboración propia.	62
Figura 3. Espectros FTIR del SEP equimolar de la mezcla eutéctica mentol:ácido láctico (razón 1:1), así como de sus componentes puros, ácido láctico, y mentol (<i>desde arriba hacia abajo</i>)......	67
Figura 4. Espectros FTIR de los SEPs formados por mentol:ácido láctico en las razones molares 1:1, 1:2 y 2:1 (<i>desde abajo hacia arriba</i>).	68
Figura 5. Espectros FTIR del SEP equimolar formado por mentol:ácido láctico en la razón 1:1. Se presentan los espectros tanto antes (DES 1:1 BT) como después del tratamiento de remoción (DES 1:1 AT) (<i>desde abajo hacia arriba</i>)......	69
Figura 6. Estudio de la repetibilidad de extracciones líquido-líquido (L-L) medido en porcentaje de recuperación de ácido oleico utilizando n-hexano y cloroformo.	70
Figura 7. Límites alto (100 mg) y bajo (10 mg) para las extracciones líquido-líquido (L-L) medido en porcentaje de recuperación de ácido oleico utilizando n-hexano y cloroformo.	71
Figura 8. Diagrama de Pareto para los efectos de los factores exploratorios en el porcentaje de remoción de ácido oleico.	73
Figura 9. Gráfica de efectos principales y de interacción para los factores que afectan el porcentaje de remoción de ácido oleico (<i>de arriba a abajo</i>)......	74
Figura 10. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la razón molar. M: mentol y LA: ácido láctico.	76
Figura 11. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la razón SEP:agua a tratar.....	77
Figura 12. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función del tiempo de agitación (contacto) entre el solvente SEP y el agua contaminada.	78
Figura 13. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la concentración inicial (C_0) de este en el agua contaminada.	79

Figura 14. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la velocidad de agitación (en RPM) entre el SEP y el agua contaminada.....	80
Figura 15. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la separación de fases orgánica y acuosa después del tiempo de contacto entre SEP y agua contaminada.....	81
Tabla 1. Resumen de los métodos de separación y eliminación de grasas y aceites en aguas residuales en una PTAR tradicional.	40
Tabla 2. Resumen de los métodos actuales para la eliminación de grasas y aceites en aguas residuales.	52
Tabla 3. Porcentajes (%) de remoción de ácido oleico en la exploración preliminar de los factores más importantes en el método.....	72

Introducción

1. Aguas residuales y su impacto ambiental

El agua es un recurso crucial para el desarrollo de la vida en general. Los seres humanos extraen agua de las reservas naturales (o incluso nuevas tecnologías son aplicadas para procesos más avanzados de extracción), tratan esta agua, la utilizan y finalmente es desechada de distintas formas. Estas aguas residuales poseen algunos desechos, tanto orgánicos como inorgánicos, y esta carga depende esencialmente del uso para el que haya sido destinada. De cualquier modo, cualquier forma de agua residual requiere un tratamiento para que pueda aprovecharse nuevamente.

En términos del cambio climático, el desarrollo sostenible del agua es directamente amenazado por la contaminación de los cuerpos hídricos. Esto afecta directamente a la biodiversidad ya que, por un lado, escasea la disponibilidad del agua para el desarrollo de la vida, y por otro lado, contribuye a la destrucción de los ecosistemas acuáticos donde las aguas negras y los efluentes de las plantas de tratamiento son, en muchos casos, directamente descargados. Adicionalmente, el manejo de las aguas residuales está estrechamente relacionado con el acceso y uso de agua por parte del ser humano (Chappelle et al. 2019). Dado el aumento de la población y la crisis climática, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) pueden encontrarse bajo presión para tratar más contaminación y, al saturarse las instalaciones, mayor cantidad de desperdicios se descargan en ríos o se filtran a aguas subterráneas propiciando un ciclo cerrado de generación de más problemas de contaminación (Singh y Tiwari 2019).

La contaminación del agua debido a la presencia de grasas y aceites es muy grave para el medio ambiente debido a sus características fisicoquímicas. Son sustancias químicas no polares, es decir, hidrofóbicas y deben utilizarse solventes orgánicos para su dilución. Se hidrolizan para formar largas cadenas de ácidos grasos y glicerol, mismo que también puede degradarse hasta formar acetato en condiciones anaeróbicas (Alade et al. 2011). Este tipo de compuesto orgánicos causas fuertes impactos en los animales y plantas, incluidos los humanos, en el cual se evidencia una fuerte relación con enfermedades como cáncer y mutaciones en general (El-Gawad 2014). Adicionalmente, para las industrias y el tratamiento de aguas residuales, la presencia de aceites complica el transporte de fluidos debido a que estos compuestos se adhieren a las paredes de las tuberías y puede provocar obstrucciones, causando pérdidas económicas por

mantenimiento además de consecuente impacto ambiental debido al mal manejo de estos desechos (Yousefelahiyeh, Dominic, y Ducoste 2017).

Un ejemplo cercano es el que ocurre con el distrito Metropolitano de Quito. La industria y la explosión demográfica cada vez más crecientes en la ciudad tienen numerosas consecuencias para el ambiente (Voloshenko-Rossin et al. 2015). Entre estas destacan la contaminación y la afectación química y biológica de los ríos cercanos por descargas de efluentes en los ríos (Landázuri, Cahuasquí Segura, y Lagos Estrella 2019). Los efluentes que llegan a ríos de la capital son escasamente tratados pues el sector público cubre actualmente solo el 3 % del tratamiento de aguas residuales en la capital (EPMAPS 2020).

Entre las fuentes de contaminantes que mayor atención requieren se encuentran las industrias como construcción, textil, plásticos y alimentos y del sector doméstico (Popa et al. 2012; Tjandraatmadja y Diaper 2006). Por ejemplo, en la quebrada Causayllacta, al sur de Quito, se midió una concentración de 18 mg/L de grasas y aceites, siendo el límite permisible solamente 0,3 mg/L (Núñez et al. 2016). La eliminación de estos contaminantes presentes en el agua debería ser de importancia en los estudios académicos ya que, por su poca biodegradabilidad y su alta estabilidad en los cuerpos de agua, genera un impacto negativo sobre el desarrollo de la vida acuática (en especial por la degradación de ecosistemas que provoca) y sobre el uso del recurso por parte del ser humano. Finalmente, esto afecta a la capacidad de adaptación y resiliencia frente al cambio climático (Boni et al. 2016).

2. Importancia y soluciones de tratamiento de aguas residuales

En los últimos años, el hablar de conservación y remediación de agua se ha tornado más en una dialéctica sobre sustentabilidad del recurso agua. Esta sustentabilidad hace referencia a la concepción del manejo circular que debe tener el agua en los procesos principales de uso, desecho y reutilización del agua. A pesar de basarse en estos procesos, la circularidad va más allá e integra más aspectos, teniendo en cuenta que el ámbito socioeconómico es fundamental en el contexto en el que se desarrolla la vida humana del siglo XXI. Estos aspectos son, por nombrar algunos, política, salubridad, biodiversidad y ecosistema, etc. Finalmente, en el sentido estricto, lo que se genera no son desechos sino recursos de alto valor que pueden aprovecharse posteriormente, como aguas residuales recuperadas para uso de riego agronómico (Lagos y Landázuri 2023).

Dada la relevancia de la recuperación y sustentabilidad del agua, es de gran importancia el conocimiento de ciertas técnicas como la biorremediación, que consiste en utilizar microorganismos y sus derivados, capaces de degradar los contaminantes a sustancias menos nocivas, e incluso inocuas (Cheng 2014). En diversas partes del mundo -incluso en el Ecuador con el proyecto MONOIL en la Amazonía- propuestas tradicionales *in situ* como la introducción de trampas de grasa en el drenaje, y *ex situ* como el uso de biorreactores de co-digestión anaeróbica, son métodos de recuperación que han demostrado niveles de eficiencia prometedores en términos ambientales (descontaminación de entre el 60 % y el 90 %) (Amin et al. 2013; Becerra, Maurice, y Desprats-Bologna 2018). Aunque estos métodos convencionales presentan una serie de inconvenientes como la generación de otros tipos de desechos (como lixiviados), instalaciones sofisticadas y de gran espacio físico necesario, y una caracterización detallada de los contaminantes presentes para su debido tratamiento, estos siguen siendo ampliamente usados en el mundo debido a una menor exigencia tecnológica, sus bajos requerimientos energéticos y su baja inversión económica (Lahera 2010; Voloshenko-Rossin et al. 2015; Naciph 2016).

Estos inconvenientes han provocado que los esfuerzos técnicos se centren en la remoción de grasas y aceites de las aguas contaminadas para ser desechados por otras vías (Yousefelahiyeh, Dominic, y Ducoste 2017). Una revisión realizada por el equipo de Yu, Han y He en el 2017 enumeró los distintos métodos existentes para el tratamiento de aguas residuales. Estos incluyeron los métodos convencionales en las plantas de aguas residuales (PTAR). En estas plantas comúnmente se pueden encontrar métodos físicos de separación de las fases acuosa y grasas. Los dos más utilizados son flotación y coagulación. La flotación se consigue, en su mayoría, mediante la inyección de burbujas de aire en el agua a tratar y, por diferencia de densidad de ambas fases, se consigue separar las “natas” (fase rica en grasas) del agua. Por otro lado, el proceso de coagulación consiste en la formación de complejos oleicos con la ayuda de polímeros sintéticos, de forma que las grasas se adhieran a estos, se acumulen y puedan separarse del agua por gravedad (L. Yu, Han, y He 2017; Roggatz y Klute 1988).

Nuevas técnicas adicionales a los procesos convencionales han sido ampliamente estudiadas (Yu, Han, y He 2017). De estos procesos pueden nombrarse los biológicos y los de separación por membranas. Adicionalmente, existen procesos combinados que buscan aumentar la eficiencia de remoción de las grasas del agua. Estos métodos combinan los tradicionales (flotación y coagulación) con métodos biológicos y

fisicoquímicos en una o varias fases con el objeto de obtener juntas todas las ventajas de los procesos por separado y mejorar la efectividad y viabilidad en proyectos a gran escala. Por último, entre los métodos más tecnificados se encuentran los procesos de oxidación avanzada, entre los que se incluyen catálisis electroquímica y la oxidación de agua supercrítica. En estos, se oxidan las sustancias orgánicas en el medio con la ayuda de sustancias oxidantes en ciertas condiciones de temperatura y presión. Si bien estos no representan una fuente de contaminación, requieren de condiciones controladas que pueden generar un coste adicional no deseable del proceso (Cañizares et al. 2007; Amor et al. 2019).

Además de las tecnologías antes mencionadas, la biorremediación y el uso de materiales “verdes” o amigables con el ambiente cada vez es mayor en el mundo y plantean un cambio paradigmático de las industrias, así como del manejo de sus desechos. Una solución interesante para la remoción de contaminantes orgánicos y metales pesados del agua contaminada es el uso de biomateriales como el bagazo de la caña de azúcar en un proceso conocido como biosorción (Boni et al. 2016). Este proceso puede ser reproducido con sustancias como carbón activado (biochar) obtenido de desechos de frutas como la banana (Borhan, Hoong, y Taha 2014; Najaa, Rozidaini, y Norhisyam 2017), de desechos de origen animal como escamas de pescado (Lutfee, Al-Najar, y Abdulla 2020), e incluido la biomasa de organismos vivos como algas, que incluso son potencialmente aplicables a industrias más grandes (Mishra y Mukherji 2012).

Este enfoque de un proceso de producción cada vez más verde y amigable con el ambiente, incluso con cierta tendencia hacia la circularidad en la cadena de producción-consumo-desecho, conlleva a la necesidad de que las técnicas y la tecnología ahora disponible se actualice cada vez más. Desde tiempos antiguos, el sistema de producción lineal solo buscaba generar productos y desechar desperdicios. La preocupación por los impactos ambientales de estos desechos y su correlación con la sustentabilidad del recurso hídrico y sus efectos sobre el cambio climático han hecho repensar las formas de producción, transformando este sistema a uno circular, donde se generen tanto residuos y desechos que puedan ser aprovechados en otros procesos de producción.

Desde su introducción en el 2004, los solventes de última generación, conocidos como solventes eutécticos profundos (SEP), han sido investigados profundamente para explotar sus usos (Abbott et al. 2004). Estos solventes consisten en una mezcla, normalmente binaria, de compuestos con cierta carga iónica que facilitan la formación de enlaces de puentes de hidrógeno a temperatura ambiente y que, en cierta proporción

molar, el punto de fusión de la mezcla es menor que la de los compuestos puros. En el caso de tratamiento de medios acuosos, es deseable el uso de SEP con carácter hidrofóbico, de forma que se favorezca una separación líquido-líquido. En la literatura se ha encontrado que la mezcla de terpenos con ácidos carboxílicos o alcoholes de cadena de carbono corta producen SEP hidrofóbicos que son amigables con el ambiente, biodegradables, de fácil síntesis y económicamente viables (Florindo et al. 2020). Un uso particular se encuentra en procesos de separación. Se han investigado extracciones de materia orgánica, de iones inorgánicos, destilación extractiva, absorción de gases y extracción líquido-líquido (Bai, Li, y Hua 2018). Esta última aplicación es particularmente estudiada en esta investigación.

3. Objetivos general y específicos

El objetivo general de este estudio es evaluar la eficiencia de remoción de mantecas, grasas y aceites presentes en el agua a partir de procesos de extracción utilizando solventes verdes como una potencial alternativa más amigable frente a los métodos de remoción clásicamente utilizados que promueva la gestión sustentable del recurso hídrico.

Los objetivos específicos de esta investigación son los siguientes:

- i. Revisar los efectos e impactos ambientales de la contaminación de las aguas residuales, así como la contribución del mal manejo del agua contaminada sobre el cambio climático y la sustentabilidad del recurso.
- ii. Identificar las técnicas, métodos y tecnologías usadas para la remoción de aceites y grasas de aguas contaminadas más ampliamente utilizadas en el tratamiento de aguas residuales.
- iii. Describir estos métodos en términos de su eficiencia operacional y de las ventajas y desventajas que posee cada uno de estos, así como nuevas investigaciones que se encuentran en curso.
- iv. Diseñar un procedimiento para la utilización de solventes verdes (SEP) para el tratamiento de aguas contaminadas con aceites y grasas que se adapte más al contexto ecuatoriano en zonas urbanas observando sus características y capacidad tecnológica del país.

- v. Ejecutar un estudio experimental en condiciones de laboratorio que evalúe el potencial uso de SEP para la remoción de aceites y grasas de aguas contaminadas.
- vi. Evaluar los factores (razón molar SEP, razón agua/SEP, tiempo de agitación, concentración inicial contaminante, velocidad de agitación y tiempo de separación de fases) que afectan la eficiencia de remoción de aceites y grasas presentes en el agua al utilizar SEP como descontaminante.
- vii. Establecer las condiciones ideales que maximizan la eficiencia de remoción de aceites y grasas mediante los SEP con base en los factores estudiados.

4. Plan de trabajo

Este trabajo consta de cuatro capítulos. El primer capítulo cumple con el objetivo específico 1 y en él se encontrarán datos sobre la realidad del tratamiento de aguas residuales, especialmente sobre el contenido y el desecho de los aceites y grasas en dichas aguas. Se describirán sus efectos e impactos ambientales cuando sus descargas no son tratadas y cuando incluyen tratamientos incompletos. Se buscará y analizará el nexo del impacto ambiental y social sobre el cambio climático y de este último sobre procesos de tratamientos de aguas, contemplando la sustentabilidad del recurso hídrico como principal preocupación actual. Por último, se realizará una revisión bibliográfica de los esfuerzos realizados en la actualidad sobre la gestión de desechos hídricos en el Ecuador.

En el capítulo segundo se revisarán los métodos convencionales existentes para el procesamiento de grasas y aceites encontradas en las aguas residuales. Se enfocará precisamente en los procesos que se encuentran en las plantas de tratamiento convencionales. En este sentido, se encontrará una revisión de la teoría y la práctica de estos mecanismos de descontaminación, cumpliendo así con el objetivo específico 2.

El tercer capítulo describe, a su vez, los métodos que actualmente se encuentran en evaluación, tanto a escala laboratorio como a escala planta piloto, de la remoción de aceites y grasas en el agua contaminada. En el marco del objetivo específico 3, en este se encuentra una breve síntesis de ventajas, desventajas y eficiencias operativas de métodos como las trampas de grasas y oxidación avanzada para la eliminación de los contaminantes, así como métodos avanzados de aprovechamiento de estos contaminantes para generar subproductos aprovechables para la generación de energía.

Por último, el cuarto capítulo satisface los objetivos específicos 4, 5 y 6, y por tanto describirá el método realizado para la descontaminación de aguas con aceites y grasas a través de solventes eutécticos profundos (SEP). Se desarrollará y ejecutará un diseño experimental para evaluar la capacidad de remoción de grasas y aceites, así como parámetros de funcionamiento del método. Así, el objetivo último para este capítulo es la optimización de las condiciones ideales en las cuales se maximice la eficiencia del proceso. Para esto, el método consistirá la ejecución de un diseño factorial completamente al azar y su validación estadística, frente a la discusión de los resultados obtenidos y validados por la teoría.

Capítulo primero

Impactos ambientales del manejo de las aguas residuales y el cambio climático

1. Las aguas residuales: un problema ambiental

Las aguas residuales son un problema diario desde edades muy antiguas. Desde el agua que corre por el desagüe de la ducha hasta la escorrentía que proviene de las carreteras mojadas, esto es un subproducto de estilo de vida humano. Gracias a la tecnología avanzada de tratamiento de aguas residuales, el agua disponible tanto para el aprovechamiento del ser humano como el agua que regresa a ser parte del ecosistema se filtra y trata para eliminar cualquier contaminante como aguas residuales o productos químicos. A pesar de esto, el tratamiento y recuperación de las aguas sigue siendo limitado a localidades donde los recursos económicos permiten su construcción y mantenimiento. En consecuencia, es importante primero identificar los peligros de las aguas residuales para el ambiente y el ser humano y por qué las tecnologías de tratamiento de aguas residuales son tan importantes para el mundo natural (Inyinbor Adejumoke et al. 2018).

Los procesos industriales, ambientales y metabólicos dependen del agua. En los organismos vivos, el agua desempeña una serie de funciones esenciales para la vida, y requiere una serie de parámetros que ayuden a los organismos en su correcto funcionamiento fisiológico. Sin embargo, se dice que el agua está contaminada cuando algunos de los parámetros de calidad del agua se han visto obstaculizados por irregularidades no guiadas e irregularidades de varias actividades antropogénicas, lo que hace que el agua no sea apta para el uso previsto. Esta contaminación puede representar una seria amenaza para el medio ambiente y también para la vida (Inyinbor Adejumoke et al. 2018). Los efectos de los contaminantes pueden variar según su tipo y fuente. Por ejemplo, mientras que los metales pesados, los compuestos clorados y algunos otros contaminantes orgánicos se han identificado como carcinógenos. Se incluyen también los productos farmacéuticos y cosméticos, y los desechos de productos de cuidado personal como sustancias peligrosas. Estos contaminantes, que ingresan a cuerpos acuíferos a través de varios canales, pero predominantemente antropogénicos, se han convertido en

una gran preocupación para los ambientalistas debido a los diversos peligros que representan para el medio ambiente (Palli et al. 2019; Wakelin, Colloff, y Kookana 2008).

Los desechos humanos normalmente son vertidos en depósitos que, tarde o temprano, llegan a cuerpos de agua, contaminando el agua que potencialmente podría ser utilizada. Pero ese no es el alcance total del daño que las aguas residuales causan al medio ambiente. El impacto más inmediato de las aguas residuales en el medio ambiente está sobre su contribución a la contaminación y destrucción de los hábitats naturales y la vida silvestre que vive en esos hábitats al exponerlos a sustancias químicas nocivas que de otro modo no estarían presentes en el curso natural. Consecuentemente, las vías fluviales generalmente corren mayor riesgo de sufrir los efectos nocivos de las aguas residuales.

Los compuestos tóxicos del efluente alteran los ecosistemas acuáticos. Cuando una gran cantidad de sustancias biodegradables terminan en el agua, los organismos comienzan a descomponerlas y utilizan mucho oxígeno disuelto. El oxígeno disuelto es fundamental para que prospere la vida marina y, a medida que se agota, puede poner en peligro la vida de los peces. Las aguas residuales también contienen aceite y grasa que son más difíciles de descomponer y pueden depositarse en la superficie del agua, impidiendo actividades fotosintéticas de plantas acuáticas. También puede asfixiar a los peces y quedar atrapado en las plumas de las aves. Al igual que los metales pesados, como el plomo y el mercurio, estos son tóxicos tanto para los seres humanos como para los animales (Mansour et al. 2019).

2. Un problema para la salud humana

Los patógenos microbianos se consideran factores críticos que contribuyen a numerosos brotes transmitidos por el agua. Muchos patógenos microbianos en las aguas residuales pueden causar enfermedades crónicas con costosos efectos a largo plazo. La densidad y diversidad de estos contaminantes puede variar según la intensidad y la prevalencia de la infección. Estos patógenos suelen proliferar en aguas residuales de desechos humanos y animales. Estas se componen de grandes cantidades de bacterias, la mayoría de las cuales son inofensivas para el hombre. Sin embargo, las formas patógenas que causan enfermedades, como la fiebre tifoidea, la disentería y otros trastornos intestinales pueden estar presentes también en las aguas residuales (Akpor y Muchie 2011). Además, dentro de los peligros microbianos, también se enumeran los virus que pueden tanto o más daño que las bacterias, y cuya detección es más difícil. Virus como

el de que produce la hepatitis A puede estar presente en aguas contaminadas y ser contagioso por esta vía. Otros organismos como hongos, protozoarios y diversos patógenos se encuentran normalmente en aguas residuales sin tratar que son muy peligrosos pues son responsables de enfermedades tanto agudas como crónicas para el ser humano (Choudri y Charabi 2019).

Otras afectaciones para la salud humana son efecto de la contaminación física y química del agua. Por un lado, los sólidos suspendidos en ella son capaces de provocar daños en el sistema digestivo de las personas con su consumo. Por otro lado, contaminantes químicos, tanto orgánicos como inorgánicos, pueden causar fallas a nivel sistémico. Por ejemplo, los metales pesados son bioacumulables en el cuerpo y dañan tanto aguda como crónicamente al mismo. Entre estos metales están el plomo, arsénico, mercurio, cobre, hierro, entre otros que normalmente se encuentran como desechos de plantas industriales. Su ingesta es causante de problemas tales como intoxicaciones relativamente menores o incluso fallos crónicos a nivel multisistémico, incluyendo enfermedades como el cáncer. Otros contaminantes orgánicos como compuestos farmacéuticos son extremadamente dañinos cuando son consumidos directa o indirectamente. Cafeína, ibuprofeno, carbamacepina, hormonas, etc., se han encontrado en cuerpos hídricos a causa de la contaminación generada por el desecho indiscriminado de estos en el sistema de aguas servidas y su pobre tratamiento posterior (Elahi et al. 2017; Choudri y Charabi 2019).

3. Sustentabilidad del agua, contaminación y cambio climático

El cambio climático reciente está causado principalmente por la actividad humana, especialmente la quema de combustibles fósiles. A medida que aumentan las temperaturas del océano y del aire, se altera el delicado equilibrio del clima, los fenómenos meteorológicos y la vida. El impacto negativo debido al cambio climático afecta directamente varios aspectos físicos, biológicos y ecosistémicos del área de desarrollo humano, por lo que los posibles impactos negativos incluyen cambios en todo el mundo, tanto de manera latitudinal como alteraciones altitudinales en el rango habitable de la biodiversidad. En consecuencia, existe una disminución de algunas poblaciones de plantas y animales, así como la alteración en el ritmo reproductivo de estos. Adicionalmente, y como se ha explicado anteriormente, la salud humana también sufre como resultado del impacto climático global. Por tanto, la contaminación del agua

dulce sea una fuerte amenaza pública, que requiere una preocupación mundial (Inyinbor Adejumoke et al. 2018).

Al ser el cambio climático también una crisis del agua, la contaminación de esta es uno de los problemas inevitables de este fenómeno de origen antropogénico que requiere medidas correctivas urgentes, especialmente debido a que la contaminación del agua alterará los parámetros básicos de calidad del agua que comprenden los microcontaminantes, los parámetros fisicoquímicos y los biológicos. En este sentido, cambios probables en el futuro sobre la precipitación y la temperatura atmosférica son capaces de afectar el flujo de los cuerpos hídricos, causando interacciones en la cinética química de los contaminantes presentes en el agua. Además, la dilución de contaminantes se asocia con cargas importantes de sedimentos y lodos que, aguas debajo de ríos, se encuentran con cuerpos más grandes como lagos y mares y afectan al ecosistema que los conforman. Se sostiene que esta forma de contaminación del agua o mediante la adición de productos químicos tóxicos y / o subproductos provocados por el hombre, puede generar algunos gases tóxicos y de efecto invernadero, como dióxido de carbono, metano, sulfuro de hidrógenos, entre otros, que posteriormente pueden contribuir a actividades de calentamiento global o amenazas ambientales más graves (Inyinbor Adejumoke et al. 2018; T. Ahmed, Zounemat-Kermani, y Scholz 2020).

El tratamiento de aguas residuales también contribuye al cambio climático, ya que genera GEI, que representan entre el 3 % y el 7 % de las emisiones relacionadas a los servicios de agua potable y saneamiento, aunque no consideran las emisiones relacionadas a la sola descarga de aguas residuales no tratadas. Por un lado, estas emisiones surgen tanto de la energía requerida para el tratamiento de aguas residuales como de los procesos bioquímicos utilizados en su remediación, como por ejemplo los procesos aeróbicos y aneróbicos para la degradación de los contaminantes orgánicos presentes en el agua. Por otro lado, debido a esta carga de materia orgánica, las aguas residuales sin tratar también son una fuente importante de metano, un gas cuyo efecto invernadero es muy superior al del dióxido de carbono. El reporte de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos señala que las aguas residuales albergan más energía de la necesaria para su tratamiento, siempre que, por supuesto, se aproveche. Se estima que, a nivel mundial, entre el 80 % y el 90 % de las aguas residuales se vierten al medio ambiente sin ningún tipo de tratamiento (UNESCO y UN-Water 2020).

La sustentabilidad de este recurso es también altamente dependiente del cambio climático. En efecto, eventos climáticos extremos provocan que el agua sea cada vez más

escasa, su disponibilidad más impredecible, que sea desechada con mayor carga contaminante, entre otros. Esto impacta directamente al ciclo del agua y amenaza el desarrollo sostenible, a la biodiversidad y el acceso de las personas al agua y al saneamiento. Al referirse exclusivamente sobre el manejo de desechos de las aguas residuales, el panel de la ONU para el cambio climático, en su trabajo sobre el Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) número 6 y en la acción “Water for Life: 2005-2015”, sostiene que aquellos recursos hídricos no convencionales, como las aguas residuales tratadas y reguladas, pueden tener un uso posterior al tratamiento, sea en el riego o en el uso en fines industriales y municipales, y son una fuente asequible y sostenible de agua, energía, nutrientes y otros materiales recuperables. Por tanto, el investigar y desarrollar tecnologías cada vez más sostenibles que permitan una adecuada recuperación de agua debe ser tenido como prioridad dentro del cumplimiento de los ODS, y su seguimiento adecuado debe brindar luces sobre cómo las comunidades humanas pueden beneficiarse y gozar de este recurso tan valioso (UN-Water 2021; United Nations Environment Programme (UNEP) 2010).

El cambio climático, el crecimiento de la población y el desarrollo urbano aumentan la competencia por obtener agua dulce que eventualmente provoca su escasez. Para aliviar el estrés hídrico, varias soluciones y métodos han revelado enfoques para hacer frente a la escasez de agua y se han aplicado con éxito en todo el mundo. La recuperación de aguas contaminadas debe ser también una vía por la cual se ayuda a mitigar la falta de agua debido al cambio climático. En términos concretos, la gestión óptima de los recursos hídricos significa invertir en modernas técnicas de tratamiento que permitan extraer metano de la materia orgánica y luego usar este biogás para generar la energía necesaria para ejecutar el proceso, como ya se hace en países con escasez de agua. De manera similar, la reutilización de aguas residuales parcialmente tratadas para la agricultura y la industria, sin necesariamente hacerlas seguras para beber, es otro enfoque interesante ya que puede liberar la presión sobre los sistemas hídricos que se ven, hoy por hoy, más valiosos y que pueden destinarse al consumo directo por parte del ser humano.

4. Grasas y aceites en aguas contaminadas

Entre los distintos contaminantes de los que se ha hablado anteriormente como ejemplos, unos poco discutidos son las grasas y aceites. En descargas domésticas, normalmente son desechos de cocina, por lo que en este grupo incluye grasas animales y

vegetales, aceites de cocina, margarinas, mantequillas, quesos, terminados grasos, entre otros productos grasosos. Se componen principalmente de ácidos grasos, triglicéridos, fosfolípidos y esteroides. Dependientemente de esta composición, tendrán propiedades físicas, químicas y biológicas distintas que afectarán tanto al ecosistema como quienes la consuman, tanto humanos como animales y plantas. El daño directo está en las tuberías de descargas de aguas. Al ser inmiscibles en agua, las grasas y aceites tienden a pegarse en las paredes de las tuberías, las cuales eventualmente se obstruyen, y si esto se produce en el sistema de desagüe de centros poblados, entonces se crea un perjuicio de orden público (Husain et al. 2014a).

Los efectos inmediatos sobre el sistema de tuberías de las grasas y aceites residen en la deposición de estos. El primero es la sobrecarga del flujo de los efluentes contaminados. Esto provoca que eventualmente las tuberías se echen a perder, y las condiciones anaerobias de las aguas provocarían corrosión de estas. Los sistemas sépticos con fugas presentes y mal mantenidos liberan aguas residuales sin tratar que pueden ser recogidas por las aguas pluviales y posteriormente son vertidas en los cuerpos de agua cercanos. Además, los olores causados atraen insectos y ratas, generando mayor contaminación biológica, que pueden incluso filtrarse hacia cuerpos de aguas subterráneas (Husain et al. 2014a; He et al. 2013).

En el caso de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), la remoción de grasas se da mediante los tanques de clarificación. Una de las propiedades físicas de las grasas en general es que tienen una gravedad específica menor a la del agua, y al ser inmiscibles los líquidos, las grasas se localizan flotando sobre el agua. Por tanto, junto con otros materiales flotantes, estos contaminantes pueden ser retirados de forma relativamente fácil, aunque el tiempo de tratamiento sea largo. Esto produce lodos que deben ser tratados posteriormente. Sin embargo, este tratamiento puede no estar siempre disponible dependiendo de la PTAR que se haya construido.

Particularmente, en Ecuador, se han encontrado distintos valores de concentración de aceites y grasas en aguas muestreadas. Esta concentración puede ser alta o baja, y esto siempre dependerá del tipo de descarga que se tenga. Por ejemplo, en sectores de procesamiento de carnes y productos de origen animal, las descargas tendrán una mayor concentración de contenido graso, a diferencia de descargas urbanas domésticas. A pesar de eso, las descargas domésticas en lugares como la ciudad de Quito tienen cierta concentración de aceites debido a que los restaurantes vierten sus desechos, en el mejor de los casos, en una trampa de grasas que no está muy bien mantenida. En el peor de los

casos, estos desechos son indiscriminados. Por ejemplo, en un estudio ambiental en los alrededores de la PTAR Quitumbe (en el sur de la ciudad), se han encontrado concentraciones de aceites y grasas de hasta 236 mg/L, descarga que debe entrar a la PTAR para su descomposición. Al final del tratamiento, se encuentra una concentración de hasta 10 mg/L, muy por encima de la concentración máxima permisible para estas descargas, que según los criterios de calidad admisible para la preservación de vida acuática es de 0,3 mg/L (Ministerio del Ambiente de Ecuador 2015). Otro estudio, una tesis para la obtención del título de pregrado, encontró que en Guápulo la concentración de grasas y aceites en aguas residuales domésticas era de 987,2 mg/L en el 2016, evidenciándose así la urgencia de programas de descontaminación (EPMAPS 2011; Valle Pazmiño 2016; EPMAPS, s/f; Orellana González 2020).

5. Estado del tratamiento de aguas residuales en Ecuador

En el caso particular de Ecuador, el país solamente posee 421 plantas de tratamiento de aguas residuales, al menos hasta el periodo 2015, según un estudio del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos INEC. Se cuenta con esta información ya que, desde este año, el país empezó con el levantamiento de información sobre el estado del agua potable y los alcantarillados en todo el territorio nacional, haciendo énfasis particular en la gestión del recurso por parte de los gobiernos autónomos descentralizados de los municipios (GAD). En el período monitoreado, que abarca desde 2015 hasta el año pasado 2021, ha crecido la cantidad de plantas de tratamiento hasta un total de 570 plantas (Argüello y Cando 2021). Esto supone un aumento del 61,86 % de los municipios que trata sus aguas residuales en 2015, hasta un 73,80 % del total de municipios. El tipo de plantas residuales que se observa más es el país es de tipo convencional, con 310 plantas. De igual forma, hay una presencia importante de plantas de tratamiento que utilizan lagunas oxidativas (87) y digestión anaerobia (75) como procesos principales de descontaminación. La región que más número de plantas posee es la sierra, con 281 funcionando en total. También, se evidencia en los estudios que 23,0 % de municipios no realiza descontaminación de sus aguas, y 3,2 % restante no tiene redes de alcantarillado (Terán, Argüello, y Cando 2021; EPMAPS 2021).

Las aguas residuales tratadas llegan comúnmente a ríos, quebradas y suelo, donde su tratamiento ineficiente puede propiciar la contaminación de otros ambientes, así como también de otros cuerpos hídricos, especialmente ríos y aguas subterráneas. En el 2020, el 44,9 % de las aguas tratadas termina en ríos, el 33,7 % en quebradas y el 21,4 % restante termina en otros sitios. Si se aborda el problema de las aguas no tratadas, su aporte contaminante es mayor y preocupante debido a que el 56,7 % de aguas residuales crudas es directamente descargada en ríos, el 36,1 % se descarga en quebradas y el 7,2 % tiene como disposición final otros sitios como el mar, canales y esteros. Aunque estas cifras alarmen, la realidad comparada con el año 2015 da una cierta tendencia, aunque muy pobre, en la disminución de estos números. Así, para este año, el 59,26 % de aguas residuales no tratadas terminaba en ríos, pero ha aumentado la cantidad de aguas descargadas en quebradas, con un 25,19 % del total. También ha disminuido la descarga en otros sitios, con un 15,56 % de aguas residuales sin tratar para el año 2015 (Terán, Argüello, y Cando 2021; INEC 2016). De las ciudades más importantes de Ecuador, solamente Cuenca es la ciudad que posee una gestión mucha más controlada e integral de sus aguas residuales. La empresa estatal ETAPA EP reporta que el cantón Cuenca cuenta con una PTAR de Ucubamba que centraliza la gestión de las aguas residuales, con una gestión del 95 % de las aguas servidas de la ciudad de Cuenca, que representan unos 4,30 m³/día de desechos. Esta PTAR se complementa en el tratamiento con otras plantas que se encuentran localizadas en el cantón, 30 PTAR pequeñas en total (ETAPA EP 2023).

En el caso particular del municipio del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), este cuenta con un programa de recuperación de ríos y quebradas de Quito, mismo en el que se contemplan algunos puntos por cumplir para el tratamiento de aguas residuales. Un reporte de la EPMAPS indica que desde 20 años el problema de las aguas residuales es constante. Se estima que unos 3400 litros de aguas residuales son producidos por segundo en la capital, mismas que solo llegan a tratarse menos del 3,5 %, especialmente por la planta de tratamiento de aguas residuales Quitumbe, y otras 6 pequeñas PTAR localizadas en zonas alejadas de la urbe. Las descargas de estas aguas son directamente vertidas en el río Guayllabamba, principalmente. Otros ríos también son contaminados, y la contaminación es arrastrada aguas abajo hasta localidades tan alejadas como Esmeraldas. Por tanto, el municipio estima que requerirían al menos unas 22 plantas de tratamiento más para lograr procesar todas las descargas de la urbe y sus parroquias rurales. Sin embargo, a pesar del proyecto ambicioso del municipio por rescatar los ríos

y quebradas de Quito, para el año 2021, del casi millón de dólares (USD 928997,36) que se presupuestaron para el proyecto, el 0,0 %, absolutamente nada, se ejecutó en el año. Así también, ninguno de los objetivos del municipio, que se reduce en estudios para la actualización y complementación de las obras de intercepción y tratamiento de aguas residuales en parroquias rurales, se han llevado a cabo, generando un avance del 0,0 % del proyecto, y estancándose en 3,26 % de aguas residuales tratadas en todo el DMQ desde años atrás (EPMAPS 2021).

Capítulo segundo

Tratamientos convencionales de aguas residuales para grasas y aceites

1. Problemática

Cuando las grasas, los aceites y las grasas ingresan al sistema de drenaje, se mezclan con los alimentos y otros desechos sanitarios, se congelan y endurecen en la tubería. Además de los olores desagradables, las obstrucciones relacionadas con los aceites y grasas pueden provocar desbordamientos de alcantarillado debido a la reducción de la capacidad o la ruptura de las tuberías de drenaje y alcantarillado. Esto puede tener consecuencias ambientales significativas, incluida la contaminación de la tierra y el riesgo para la salud pública, como se ha mencionado anteriormente. Para evitar obstrucciones, las líneas de alcantarillado problemáticas requieren chorros frecuentes y el uso de productos químicos para dispersar los contaminantes. Desafortunadamente, esto puede causar problemas con las estaciones de bombeo y las bombas de aguas residuales aguas abajo (Collin et al. 2020).

Una vez que los aceites y grasas llegan a la planta de tratamiento de aguas residuales, puede causar más problemas. La grasa es más difícil de degradar biológicamente que otros componentes comunes de las aguas residuales municipales. Además, los aceites y grasas pueden congelarse y formar depósitos en la superficie de tanques de sedimentación, digestores, tuberías, bombas y sensores. La grasa también puede bloquear parcialmente las pantallas y los sistemas de filtrado por goteo, obstruir las bombas de lodos y, en grandes volúmenes, inhibir la actividad de los microorganismos que digieren estos lodos. Otros problemas incluyen la formación excesiva de espuma, el aumento del volumen de lodos y problemas con la formación de flóculos de bacterias desfavorecedoras para el proceso de degradación (Collin et al. 2020; Abuhasel et al. 2021).

2. Método tradicional de tratamientos

El tratamiento para las grasas es triple. La solución más efectiva es asegurarse de que se detenga en la fuente y no ingrese al sistema de aguas residuales. A partir de

entonces, debe retirarse de la red de alcantarillado antes de que llegue a la planta de tratamiento de aguas residuales. Finalmente, existen métodos para tratar el conjunto de grasas y aceites (FOG) en la planta de tratamiento de aguas residuales. Los métodos tradicionales incluyen la introducción de bacterias o enzimas para atacar los FOG, mientras que los métodos más nuevos implican estimular las bacterias existentes, lo que provoca que los FOG se descompongan (Vaca y Montalván 2016).

3. Eliminación en origen

La forma más efectiva de controlar los FOG es en la fuente. Muchos establecimientos de servicio de alimentos emplean una unidad pasiva de interceptor de grasa, instalada en la salida de aguas grises de la cocina para separar los FOG de la suciedad de los restaurantes. La grasa marrón recogida en la trampa debe eliminarse de forma adecuada. Para mantener su eficacia, los interceptores de grasa deben vaciarse y limpiarse con regularidad. Las características de construcción de estas trampas son generalmente buenas, pero siempre debe considerarse la cantidad de grasas a eliminar y el caudal de salida de su desagüe.

4. Eliminación de drenajes

Una vez que los FOG se han fusionado en el sistema de alcantarillado, puede ser necesario eliminarlo manualmente, particularmente de los "puntos críticos" de deposición. Estas ubicaciones serán más propensas a los bloqueos de FOG debido a la proximidad a áreas residenciales, comerciales o industriales; las características de la tubería de alcantarillado, tales como su diámetro o estado; y las características de la red de alcantarillado, como el número de entradas y el volumen de efluentes. Cuando las reparaciones de tuberías o los cambios en la limpieza y el mantenimiento siguen siendo ineficaces, la única solución puede ser la recolección manual, que conlleva un alto requerimiento de mano de obra y riesgos asociados para la salud y la seguridad. Los interceptores y las trampas de grasas pueden ser los mejores equipos al momento de evaluar estas opciones. Sobre estos diseños se discutirá en el capítulo siguiente (He, de los Reyes, y Ducoste 2017; Husain et al. 2014b).

5. Eliminación en las PTAR

En la planta de tratamiento de aguas residuales, la eliminación de FOG implica tradicionalmente la adición de aditivos biológicos para descomponer y consumir la acumulación de grasa. Este proceso, conocido como bioaumentación, utiliza enzimas que forman bacterias para romper el vínculo entre el glicerol y los ácidos grasos. Luego, estos elementos pueden eliminarse por biodegradación, por lo que los microorganismos bacterianos pueden alimentarse de desechos de grasa, azúcar y almidón. La bioaumentación a largo plazo generalmente requiere la inyección regular de organismos especializados, ya que los organismos introducidos no tienden a seguir el ritmo de la población principal de un sistema (Xie et al. 2018).

Los métodos de tratamiento más nuevos se centran en la estimulación de las bacterias existentes para descomponer la FOG, en lugar de introducir enzimas y bacterias extrañas. Este enfoque utiliza proteínas de levadura optimizadas basadas en fermentación, micronutrientes y química de surfactantes especializados, dosificados en solo unas pocas partes por millón, para estimular la población de bacterias autóctonas y acelerar la biodegradación natural. Este efecto biocatalítico puede proporcionar varios beneficios operativos en la planta de tratamiento de aguas residuales, incluida la reducción de la producción de lodos, una mayor absorción de nutrientes y una mejor sedimentación.

En cuanto a este paso, es muy común que se haga un desengrasado tradicional, un paso que va de la mano con otros procesos característicos en las plantas de tratamientos de aguas residuales. En este sentido, la opción más común es el que se da en el tanque de coagulación y floculación y en la zona de desarenado, cada una de estas llevando porciones de grasas y aceites contaminantes, dependiendo de las diferencias de densidades entre los líquidos (Colic et al. 2005; Flippin et al. 2014).

6. Métodos físicos de separación

Existen dos métodos físicos tradicional y ampliamente utilizados en la separación de aceites y grasas y aguas residuales: separación por gravedad y flotación por aire disuelto.

6.1 Separación por gravedad

Este método se basa en las diferencias de densidad entre FOG y el agua. El método es sencillo y nada costoso, pero requiere que las diferencias de densidad sea lo suficientemente grande para que la sea buena separación. Además, requiere sistemas con un área y volumen lo suficientemente grandes para que exista el proceso, y finalmente su manejo y gestión debe ser muy minuciosa para que existan relativos beneficios favorables. Este sistema se vuelve cada vez más obsoleto y no se aplica más que en plantas de tratamiento antiguas o las construidas con baja capacidad de recursos económicos (Rout et al. 2021).

6.2 Flotación por aire disuelto

El principio de *skimmer* es utilizado en algunas aplicaciones, incluida la recuperación de aguas. El método consiste en bombear aire a presión en el fondo de un tanque o depósito abierto y dejar que las burbujas de aire suban a la superficie arrastrando las grasas y aceites con ellas, dada la adhesión de las microburbujas generadas en las gotas o partículas de aceites presentes. Esto aumenta la flotabilidad de las partículas, logrando después la separación por medio de la decantación de ambas fases. Comparado con el método visto anteriormente, este tiene mayores beneficios en cuanto a su eficiencia se refiere. Sin embargo, también posee ciertas desventajas, siendo la principal el alto costo de los equipos, que supone un alto costo de capital inicial al construir la planta de tratamiento. Otra desventaja es que el equipo debe ser altamente monitoreado para que las burbujas de aire inyectado sean lo suficientemente pequeñas para que puedan adherirse a las gotas de aceites. Investigaciones recientes sugieren el uso de sistemas capaces de realizar nanoburbujas, altamente adheribles a las grasas, logrando una eficiencia de remoción mayor al 90 % (Primasari et al. 2011).

7. Métodos químicos de separación

En cuanto a los métodos químicos, estos se denominan así porque requieren agregarse agentes coagulantes y surfactantes que puedan favorecer a los métodos de separación. El método de floculación es el más utilizado actualmente dadas las ventajas que posee.

En el tratamiento de agua moderno, la coagulación y la floculación siguen siendo componentes esenciales del conjunto general de procesos de tratamiento. La coagulación es una reacción física y química que ocurre entre la alcalinidad del agua y el coagulante agregado al agua, lo que resulta en la formación de flóculos insolubles. También se añaden generalmente polímeros con los coagulantes para estimular o mejorar la formación de flóculos insolubles. También, es un proceso mediante el cual se efectúa la desestabilización de una suspensión o solución dada. Es decir, la función de la coagulación es superar aquellos factores que promueven la estabilidad de un sistema. En este sentido, el coagulante primario es la sustancia química añadida a una suspensión o solución determinada para efectuar la desestabilización (Sadri Moghaddam, Alavi Moghaddam, y Arami 2010).

La coagulación normalmente se logra mediante el uso de productos químicos conocidos como coagulantes. Los coagulantes utilizados en el tratamiento de aguas residuales pueden ser inorgánicos (como sulfato de aluminio y cloruro de polialuminio), polímeros orgánicos sintéticos (por ejemplo, derivados de poliacrilamida y polietilenimina) o coagulantes naturales (como quitosano y coagulantes microbianos). Teniendo en cuenta los tipos de coagulantes utilizados para el tratamiento de aguas residuales, algunos de ellos son dañinos para el cuerpo humano y son muy costosos. Para aliviar los problemas asociados con los coagulantes químicos, varios estudios han señalado la introducción de coagulantes naturales producidos o extraídos de microorganismos, animales o plantas (López-Maldonado et al. 2014; Sadri Moghaddam, Alavi Moghaddam, y Arami 2010).

Los coagulantes metálicos comúnmente utilizados se dividen en dos categorías generales: los basados en aluminio y los basados en hierro. Los coagulantes de aluminio incluyen sulfato de aluminio, cloruro de aluminio, cloruro de polialuminio y aluminato de sodio. Los coagulantes de hierro incluyen sulfato férrico, sulfato ferroso, cobre clorado y cloruro férrico. Otros productos químicos utilizados como coagulantes incluyen cal hidratada y carbonato de magnesio. La popularidad de los coagulantes de aluminio y hierro surge no solo de su eficacia como coagulantes, sino también de su fácil disponibilidad y costo relativamente bajo. Poseen una alta capacidad para formar complejos polinucleares multicargados en solución con características de adsorción mejoradas. La naturaleza de los complejos formados puede ser controlada por el pH del sistema (Suresh et al. 2018).

Además de lograr la precipitación de sólidos suspendidos en el agua, la coagulación también es importante en varias operaciones de tratamiento de aguas residuales. Un ejemplo común es la eliminación química de fósforo y otro, en plantas de tratamiento de aguas residuales sobrecargadas, es la práctica de mejorar químicamente el tratamiento primario para reducir los sólidos en suspensión y las cargas orgánicas de los clarificadores primarios.

El proceso de formación de grandes aglomerados de partículas en suspensión o de pequeños aglomerados ya formados como resultado de la coagulación a través de una agitación suave se denomina floculación. En este proceso, las partículas desestabilizadas, o las partículas formadas como resultado de la desestabilización, son inducidas a unirse, hacer contacto y formar grandes aglomerados. Esto es posible gracias a la agitación lenta que provoca la reunión de pequeñas partículas coaguladas en partículas sedimentables más grandes. Una vez reunidos en flóculos, estos se eliminan fácilmente mediante sedimentación y filtración. La colisión entre partículas, o la reunión de partículas, se produce debido a la agitación suave por medios mecánicos o hidráulicos de mezclado. La formación de flóculos está controlada por la velocidad a la que se producen las colisiones entre partículas y por la eficacia de estas colisiones para promover la unión entre partículas. Un óptimo tamaño, densidad y dureza es necesario asegurarlo para su posterior remoción en los procesos de sedimentación y filtración (Sikosana et al. 2019).

El proceso de coagulación y floculación se da en dos etapas. En primer lugar, la mezcla del coagulante químico y el agua cruda a tratar, adecuadamente acondicionada si es necesario. El propósito principal del proceso de esta mezcla agregar rápidamente y distribuir por igual el químico coagulante en el agua. Todo el proceso ocurre en muy poco tiempo (varios segundos), y los primeros resultados son la formación de partículas muy pequeñas de flóculos. En segundo lugar, el proceso de floculación debe conducirse de manera cuidadosa, agitando más lento que en la coagulación y permitiendo un mayor tiempo de residencia en el tanque. Esto es debido a que el grado de la floculación se rige tanto por los gradientes de velocidad aplicados como por el tiempo de floculación. Estos dos parámetros influyen en la velocidad y extensión de la agregación de partículas y la velocidad y extensión de la ruptura de estos agregados. Aunque el flóculo formado contiene la mayor parte de la materia suspendida en el agua, está aún compuesta por agua. Debido a esto, es muy frágil y debe evitarse la floculación a alta velocidad. Un proceso de floculación eficiente implica la selección del tiempo de agitación correcto (tiempo de detención), la intensidad de agitación adecuada, un recipiente con la forma adecuada para

una mezcla uniforme y el equipo mecánico u otros medios para crear la acción de agitación (Suresh et al. 2018; Sikosana et al. 2019).

Nuevos materiales han sido sugeridos en los últimos tiempos para aumentar el efecto floculante y coagulante de las partículas más pesadas presentes en las aguas residuales. Entre estos, se están estudiando biomateriales como proteínas y fibras presentes en algunos materiales lignocelulósicos, como los extractos proteicos de la moringa. Estudios utilizando agua sintética (contaminada en el laboratorio) así como agua proveniente de efluentes del sistema de alcantarillado ha demostrado que, en ciertas dosis, la proteína extraída del cotiledón de la semilla de Moringa oleífera es capaz de reducir desde un 80 % en los índices comúnmente monitoreados de la contaminación de las aguas, como puede ser la turbidez, el COD y la presencia de metales pesados (Landázuri et al. 2018; Orejuela-Escobar, Landázuri, y Goodell 2021; Landázuri et al. 2016).

8. Síntesis del capítulo

Los métodos y tratamientos comúnmente encontrados en la PTAR tradicionales de aguas residuales se han descrito a lo largo de este capítulo. En este último apartado, se presenta un resumen descriptivo en la tabla 1 que reúne las ventajas, desventajas, ciertas características notorias del método, y algunos datos operativos como eficiencia, consumo energético y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Se incluyen las referencias más importantes.

Tabla 1

Resumen de los métodos de separación y eliminación de grasas y aceites en aguas residuales en una PTAR tradicional.

Método	Ventajas	Desventajas	Características	Rendimiento	Consumo energético	Emisiones GEI	Ref.
Físico – Por gravedad	Bajo costo Fácil construcción Fácil mantenimiento No requiere reactivos No requiere pretratamiento	Área de construcción grande Largos tiempos de retención Baja eficiencia Requiere tratamiento posterior	No requiere reactivos o aditivos para su funcionamiento. Requiere grandes piscinas Manejo de desechos continuo en gran volumen	~ 40 - 50 %	En una PTAR tradicional como la que utilizaría estos métodos, el consumo energético sería de entre 20 y 45 kWh / PE (carga per cápita)	En una PTAR tradicional utilizando estos métodos, se estima que las emisiones son de 23 - 100 kg CO ₂ e / PE (carga per cápita)	Campos et al. 2016; D. Wang et al. 2022; Yang et al. 2023; Ritter y Rao Chitikela 2014; Chen et al. 2020; Maktabifard , Zaborowska , y Makinia 2020; Andrade Avalos, Borja Mayorga, y
Físico – Flotación aire disuelto	Bajo costo No utiliza materiales o reactivos peligrosos No requiere pretratamiento Menor tiempo de retención	Gran área de construcción Eficiencia moderada Mayor costo de mantenimiento Requiere tratamiento posterior	Requiere de aire burbujeante por tuberías a nivel de piso No necesita reactivos adicionales El tiempo y la eficiencia son proporcionales al sistema y la geometría	< 60 %			

<p>Químico – Floculación y coagulación</p>	<p>Costo ligeramente mayor Menos tiempo de retención Productos pueden ser utilizados en procesos anaeróbicos posteriores.</p>	<p>Requiere aditivos o reactantes que ayuden a la floculación del material suspendido Requiere postratamiento Requiere grandes espacios como piscinas de lodos Requiere agitación mecánica</p>	<p>Se adiciona algún aditivo floculante/coagulante para agrupar materia suspendida y que se precipite en el tanque Se utilizan concentraciones conocidas de aditivos (e.g. sulfato de aluminio) para formar flóculos Requiere agitación para distribución y formación de flóculos Los lodos (productos) pueden usarse siempre que se han tratado antes por los reactivos usados</p>	<p>> 90 %</p>			<p>García Veloz 2021; Guilcamaigua Anchatuña et al. 2019</p>
---	---	--	---	------------------	--	--	--

Elaboración propia.

Capítulo tercero

Nuevas soluciones para el tratamiento de sustancias aceitosas

En esta sección, se detallan nuevos métodos para la eliminación de aceites y grasas presentes en las aguas residuales. Como se había visto anteriormente, existen métodos convencionales ampliamente utilizados para el tratamiento de aguas con presencia de grasas y aceites. Sin embargo, es común que estos tratamientos sean ligados al tratamiento primario de cualquier planta de recuperación. A veces, puede incluso haber un tratamiento en algún proceso secundario. De cualquier forma, esto normalmente se da de la mano con el tratamiento genérico de aguas residuales, y no forma parte de un tratamiento específico para grasas y aceites, dificultando su posible recuperación y permitiendo que se generen residuos secundarios que deban procesarse ulteriormente.

Esta limitación de los tratamientos convencionales, y el auge de la recuperación de potenciales materias primas que pueden estar presentes en el agua mediante técnicas novedosas han despertado el interés científico en desarrollar nuevos tratamientos que prometen ser amigables con el ambiente y la economía para mitigar la contaminación y aprovechar sustancias potencialmente útiles.

1. Pretratamiento en líneas de drenaje y PTAR

Dentro de las opciones para el pretratamiento de aguas residuales, se incluyen aquellos métodos que permitan evitar que los aceites y grasas entren en las plantas de tratamiento (interceptores de grasas), y aquellos que reducen la cantidad de calcio disuelto (mismo que favorece al depósito de grasas en los alcantarillados).

El primero de estos tratamientos comprenden sistemas que, por la acción de la gravedad, reducen la cantidad de grasas y aceites mediante la flotación de los aceites y el asentamiento de los sólidos suspendidos (favoreciendo la eliminación de otros contaminantes). Esta agua ya clarificada es luego eliminada por medio del alcantarillado para su posterior procesamiento en las plantas de tratamiento. Una limitación es que este tipo de sistemas es más solamente aplicado a pequeños efluentes de desechos, como el sector doméstico. Esto, mediante el accionar de los municipios, puede ser escalado a otros

negocios donde los desechos de aceites y grasas sean más representativos, como restaurantes y hoteles.

Un interceptor de grasas es un dispositivo que funciona de forma pasiva y mecánica, deteniendo el paso de grasas y aceites mediante flotación en los mismos y la sedimentación de sólidos lo suficientemente grandes para que se dé su precipitación. Adicionalmente, dada la carga microbiana que contienen los efluentes de las aguas residuales en su sitio de descarga, el interceptor de grasas ofrece una desventaja: el agua pasa a través de estos y elimina la mayoría de las poblaciones microbianas que ayudan en los procesos de descontaminación. El problema radica en que se elimina el microbiota capaz de producir enzimas que descomponen los desechos en partículas más pequeñas que luego son digeridas por las bacterias (Ducoste et al. 2008).

Otro problema de estos interceptores es la posibilidad de un mal diseño específico para cierta aplicación (aguas residuales provenientes de diversas fuentes de aceites y grasas). La observación visual de los interceptores de grasa ha mostrado numerosas ocurrencias de cortocircuitos hidráulicos debido a descargas de alta concentración de aceites y grasas, descargas a altas temperaturas y fluctuaciones de caudal en los efluentes. Se ha encontrado que existe una variedad de fabricantes de interceptores de grasa que indican una falta de consistencia en la geometría y las consideraciones del diseño (es decir, la variabilidad del tamaño del tanque, el efecto de las relaciones de profundidad, ancho y largo, etc.). Además, estos interceptores de grasa no son capaces de ser respaldados en sus configuraciones de diseño mediante datos científicos o resultados de estudios de investigación (Wallace et al. 2017).

Se han propuesto ya soluciones a este tipo de inconvenientes. Dentro de estas, un diseño óptimo en la geometría del dispositivo puede evitar la formación de zonas muertas donde las grasas y aceites puedan circular hacia la salida de este. Un reporte técnico señala que, dado a que se observan flujos en cortocircuito, se encontró que la eficiencia de eliminación de aceites y grasas en distintos dispositivos era muy baja; y se resalta que la ineficiencia de estos es debido a un diseño inapropiado, a pesar de haber cumplido totalmente con las regulaciones locales. Esto indica que existe un diseño ineficaz de los deflectores y/o las posiciones de entrada y salida del interceptor y la necesidad de revisar las reglamentaciones que rigen estos dispositivos (Flippin et al. 2014; Ducoste et al. 2008).

Este estudio también se centró en buscar las mejores características geométricas para una eficiente remoción de aceites y grasas por medio de estos interceptores. Para

esto, utilizaron métodos numéricos y simulación de fluidos en programas computacionales (CFD). Concluyeron que la eficiencia de eliminación de contaminantes de la configuración estándar del interceptor de grasa se puede mejorar haciendo cambios geométricos simples. Por ejemplo, las configuraciones de afluentes que incorporan una tubería de entrada distribuida permitieron una separación más eficiente con una mayor acumulación de grasas y sólidos más cerca de la parte de entrada del interceptor de grasa. Adicionalmente, el modelado numérico reveló perfiles de velocidad espacial complejos que muestran claramente por qué ciertas configuraciones geométricas pueden mejorar la separación y por qué otras pueden causar efectos perjudiciales en el rendimiento de dicha separación. Además, los resultados del modelado mostraron un acuerdo razonable con los experimentos controlados a escala laboratorio. Finalmente, a pesar de que este sea uno de los primeros pasos en simulación computacional de este tipo de dispositivos eliminadores de grasas, se debe poner más esfuerzos en este tipo de investigaciones ya que pueden mejorar las especificaciones de los equipos. El modelado de los investigadores utilizó solamente dos componentes en el agua contaminada: agua y grasas. Sin embargo, los contaminantes sólidos también son un problema habitual en los interceptores, cambiando los regímenes de flujos dentro de los interceptores y disminuyendo la eficiencia de estos (Ducoste et al. 2008; Colic et al. 2005).

Otra manera de mejorar el rendimiento de los interceptores y trampas de grasa se ha examinado el bioaumentación, que no es más que la adición de sustancias capaces de ayudar a los procesos de degradación de grasas y aceites por parte de microorganismos. El uso de algunos productos como emulsionantes y enzimas libres descomponen las grasas y aceites, pero permiten que se vuelva a formar en la red de alcantarillado. El uso excesivo de surfactantes, solventes o lejía en las líneas de descarga pueden tener un impacto adverso en los sistemas de recolección aguas abajo. Por lo tanto, se requiere el control de los productos y aditivos utilizados para evitar la descomposición temporal de estos en los sistemas.

A menudo se debate el uso de aditivos microbianos para reducir los depósitos de FOG. Los estudios han indicado que algunos interceptores no pueden retener de manera eficiente las grasas disueltas y emulsionadas. En algunos casos, se han introducido aditivos para degradar los desechos. El primer paso de la biodegradación de las grasas es la hidrólisis de los enlaces éster que unen la molécula de glicerol a los ácidos grasos o ácidos fosfóricos que componen los triglicéridos. La hidrólisis de aceites y grasas está catalizada por enzimas degradadoras de grasas, denominadas lipasas. Las reacciones de

los aceites y grasas con lipasas conducen a la hidrólisis de triacilglicerol a diacilgliceroles, monoacilgliceroles, ácidos grasos y glicerol, tal como indica Alves en su investigación (2013).

La adición de inóculos microbianos se ha investigado a la par. Como opción de pretratamiento, las bacterias asociadas con las aguas residuales degradan preferentemente los ácidos grasos insaturados y producen material semisólido y aglutinante que puede bloquear las alcantarillas. Por un lado, la revisión de Wallace et al. (2016), sostiene que un inóculo microbiano de múltiples especies puede degradar cantidades significativas de una variedad de grasas y aceites sin modificar significativamente la composición de ácidos grasos y, por lo tanto, puede ayudar a mantener las líneas de alcantarillado libres de depósitos de grasa. Pero esto también se contrasta con el hecho que un solo inóculo microbiano es difícil de sostener por largos períodos de tiempo, y un crecimiento descontrolado o la muerte rápida de los microorganismos puede que no ayude a la biodegradación de aceites y grasas. Incluso, se sostiene que este tipo de inóculos serían poco sostenibles en tanques clarificadores de plantas de tratamiento de aguas residuales. Una serie de factores podrían prevenir la degradación de los aceites y grasas en el agua. Entre estos factores se pueden mencionar: tiempo de retención corto, temperaturas extremas, pH, presencia de compuestos tóxicos (e.g. cloro), falta de oxígeno y nutrientes como nitrógeno y fosfato. Tales factores podrían causar el cese de la actividad microbiana. En consecuencia, se requieren mayores estudios sobre poblaciones microbianas resistentes a cambios de estos factores, así como análisis particulares del medio en que se dan estos procesos microbianos, ya que incluso fluctuaciones de naturaleza temporal y espacial puede afectar enormemente el desempeño y la operación de los interceptores de grasas.

2. Degradación de grasas mediante oxidación avanzada

Los procesos de oxidación avanzada se refieren a un conjunto de procedimientos de tratamiento químico diseñados para eliminar materiales orgánicos (aunque a veces también inorgánicos) presentes en aguas residuales mediante reacciones de oxidación con radicales hidroxilos ($\bullet\text{OH}$). Generalmente, estos procesos se refieren más a un subconjunto de procesos químicos oxidativos en los que se emplean principalmente ozono (O_3), peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y/o luz ultravioleta (Deng y Zhao 2015).

El mecanismo es relativamente sencillo. Los radicales hidroxilos se producen con la ayuda de uno o más oxidantes primarios (como ozono o peróxido de hidrógeno) y/o fuentes de energía (luz ultravioleta) o catalizadores (dióxido de titanio). Estos se aplican en dosis y combinaciones precisas y preprogramadas de forma que se pueda obtener un rendimiento máximo de radicales $\bullet\text{OH}$. Estos reaccionan de forma no selectiva una vez que se forman y los contaminantes se fragmentan rápida y eficientemente, y finalmente se transforman en pequeñas moléculas inorgánicas. En general, cuando se aplican en las condiciones adecuadas, estos procesos pueden reducir la concentración de contaminantes desde valores superiores a las partes por millón (ppm) a concentraciones menores al orden de billones (ppb), algo que impactará necesariamente en características fisicoquímicas del agua a tratar. Este procedimiento es útil para limpiar sustancias biológicamente tóxicas o no degradables como compuestos aromáticos, pesticidas y compuestos orgánicos volátiles en aguas residuales. Los materiales contaminantes se convierten en gran medida en compuestos inorgánicos estables (agua, dióxido de carbono y sales). Así, se da la reducción de los contaminantes químicos y su toxicidad hasta tal punto que las aguas residuales limpias puedan reintroducirse en las corrientes receptoras (Srinivasan et al. 2018).

Al utilizar este tipo de tratamientos en aguas residuales con presencia de aceites y grasas, se puede lograr un acortamiento y degradación de las largas cadenas que conforman los ácidos grasos. En efecto, se ha encontrado que, en los estudios realizados en el laboratorio, es posible acortar las cadenas de carbono de las grasas en compuestos con grupos funcionales más cortos como aldehídos, cetonas y formas oxidadas de los ácidos grasos, facilitado la remoción de estos con ayuda de otros agentes como organismos microbianos. Recientemente, a estos procesos de oxidación avanzada se le han añadido co-procesos que puedan facilitar la ruptura de estas cadenas largas de carbono o, al menos, que permitan la liberación de mayor cantidad de radicales hidroxilos que aumenten la tasa de oxidación. Tal es el caso de procesos como la oxidación avanzada acompañada de radiación microondas que aumenta la tasa de formación de radicales a partir de peróxido de hidrógeno, H_2O_2 , y que variando las concentraciones de este pueden acortar significativamente los ácidos grasos de cadena larga en unos de cadena corta. Estos tipos de procesos pueden brindar beneficios adicionales, aunque se requieren más estudios experimentales que permitan la escalada del proceso a un nivel más industrial. Por ejemplo, en un estudio, se encontró que los productos de la reducción de cadena, con apropiadas concentraciones de peróxido de hidrógeno y condiciones de temperatura

óptima, producirían una reducción del peso molecular del sustrato investigado, es decir, un acortamiento de cadenas largas de carbono en cadenas más cortas, incluso con un alto contenido nutricional para microorganismos, lo cual haría que los desechos del proceso sean más biodegradables y por tanto más amigables con el ambiente (Srinivasan et al. 2018; Ries et al. 2021).

3. Co-digestión anaeróbica

Dentro de los procesos que actualmente más se han estudiado, y todavía se estudian, el de co-digestión anaeróbica parece ser el más prometedor de todas las alternativas para el procesamiento de los aceites y grasas presentes en el agua. Este, sin embargo, se concibe como un subproceso para tratar los lodos extraídos de aguas residuales y que son ricos en sustancias orgánicas con alto contenido de energía (Xie et al. 2018).

La co-digestión puede describirse, en palabras de la investigación de Xie et al. (2018), como la utilización de la capacidad de digestión sobrante en las plantas de tratamiento de aguas residuales para co-digerir desechos orgánicos y lodos de depuradora, ayudando de este modo, a la recuperación de energía y la gestión sostenible de residuos de manera simultánea. En la digestión habitual de los desechos, los microorganismos encargados de este proceso solo pueden digerir desechos con baja carga orgánica, algo que de utilizarse con desechos que posean un alto contenido de aceites y grasas (con altas cantidades de ácidos grasos saturados e insaturados) y cuya energía es poco aprovechable por estos organismos, sería muy poco eficiente. En consecuencia, una co-digestión ayudaría a desintegrar estas largas cadenas y romperlas para recuperar nutrientes valiosos para bacterias benéficas (Long et al. 2012; Klaukans y Sams 2018). Esta tecnología puede ser aplicada para la extracción de carbono, nitrógeno y fósforo liberados por procesos digestivos tradicionales. Y, adicionalmente, es sostenible con el medioambiente debido a su bajo impacto en términos de emisión equivalente de gases de efecto invernadero (GEI).

En la digestión anaeróbica tradicional, se da como productos biogás (que puede ser utilizado en la misma planta de tratamiento de aguas) y el conocido “digestato”. Este es el que va a servir como sustrato en los procesos posteriores. Este suele contener entre el 2 el 6% de sólidos y el resto es agua. Como resultado, la deshidratación es un paso esencial para reducir el costo de transporte y facilitar la gestión rentable del digestato. Al tratar desechos con altos contenidos de grasas y aceites, es clave entender que estas largas

cadena de carbono pueden ser reutilizables para la obtención de energía. Por ejemplo, los lípidos tienen un potencial de biogás diez veces mayor que los carbohidratos y dos veces mayor que las proteínas (Klaucans y Sams 2018).

Las limitaciones del uso de esta tecnología suelen ser debidos a los diseños actuales. Una mayor cantidad de aceites y grasas entrantes pueden dificultar la transferencia de masa, bloquear bombas y tuberías, generar residuos indeseables, etc. Por tanto, nuevas opciones en el diseño de biorreactores deben ser conducidos (Xie et al. 2018). Adicionalmente, otras tecnologías pueden colaborar en el proceso. Por ejemplo, estudios en los pretratamientos utilizando ondas ultrasónicas y diferencias de temperatura de mano con la co-digestión han demostrado que los tratamientos termoquímicos producen una mayor eficiencia de producción de gas metano hasta en un 10% aproximadamente (C. Li, Champagne, y Anderson 2013). Otros estudios también sostienen que el uso de digestores de doble fase (acidogénica y metanogénica), en contraste con digestores de una sola fase (metanogénica), aumentan la eficiencia de producción de metano, hasta 1.4 veces más. También, la operación de un biorreactor de co-digestión es más estable cuando se alimenta este en forma semicontinua en lugar de continua, como se ha pensado siempre (Long et al. 2012; Salama et al. 2019). Estas y otras alternativas requieren ser aún investigadas al detalle para conocer los factores más importantes en la co-digestión, así como el uso de otros microorganismos que supongan una mejoría en operatividad y costos de biorreactores (Solé-Bundó, Garfí, y Ferrer 2020; Martínez, Fierro, y Morán 2011).

4. Producción de biodiésel

La alta demanda de combustibles fósiles es incompatible con las metas de las medidas buscadas para la mitigación del cambio climático, especialmente en cuanto a emisiones de gases de efecto invernadero se refiere. La búsqueda de nuevas fuentes de energía es vital para el ritmo de vida del mundo actual. Dentro de estas alternativas, la producción de diésel a partir de biomateriales parece ser una opción válida para la explotación de yacimientos pétreos. La producción de biodiésel a partir de diversas materias primas se ha investigado exhaustivamente y se clasifican como de primera, segunda y tercera generación. Las materias primas de primera generación incluyen principalmente plantas comestibles, que compiten con el alimento humano, el uso de agua dulce y requieren grandes extensiones de tierras fértiles. Sin embargo, las materias primas

de segunda y tercera generación incluyen recursos no comestibles como desechos lignocelulósicos, desechos municipales orgánicos y algas, que tienen el potencial de anular los inconvenientes de sostenibilidad asociados con la primera generación. Varios desechos potenciales para la producción de biocombustibles han sido sugeridos. Por mencionar algunos, los desechos agrícolas, los desechos de las industrias alimentarias, los desechos municipales, los lodos de aguas residuales, el aceite de cocina usado y los desechos de cocina han sido estudiados en numerosas investigaciones. De estos desechos, aquellas materias primas que poseen proporciones predominantes de lípidos serían el material ideal para la producción de biodiésel. Una desventaja de estos métodos, empero, es la poca competitividad de los procesos en materia económica. En comparación con el diésel de origen fósil, el costo de producción actual del biodiesel es extremadamente alto, lo que dificulta su viabilidad para reemplazar completamente al diésel convencional (Wallace et al. 2017; Abomohra et al. 2020; He, de los Reyes, y Ducoste 2017).

Existen algunos métodos para la producción de biodiésel a partir de los aceites y grasas en aguas residuales. Dado el contenido de ácidos grasos libres que pueden afectar el rendimiento de producción de biodiésel, el pretratamiento de las aguas debe ser considerado. Uno de los métodos más convencionales es la esterificación ácida del biomaterial. Este método produce la esterificación de los ácidos grasos libres en presencia de alcoholes como solventes y con un catalizador ácido a una temperatura controlada. Algunos factores afectan la eficiencia de conversión, especialmente la cantidad de alcohol (generalmente metanol) y el catalizador ácido utilizados en razón con el contenido de ácidos grasos libres en el sustrato. También, afectan otros factores físicos como la velocidad de mezcla y la temperatura a la que se lleva la conversión. Diversos estudios han encontrado que la conversión puede oscilar entre el 80% y el 98%, afectando significativamente el impacto económico del tratamiento. Otros pretratamientos incluyen la conversión biológica con el uso de bioaumentadores (como se ha revisado anteriormente), el uso de nanocatalizadores, glicerólisis y esterificación supercrítica. Una vez pretratados los desechos, se procede con obtención de biodiésel mediante la transesterificación alcalina. Un co-producto, adicional al biodiésel, es el glicerol, que también puede ser aprovechado para la síntesis de biopolímeros (Abomohra et al. 2020; Lee et al. 2017; Husain et al. 2014b).

Este proceso de producción de biodiésel, junto con la producción de biogás a partir del contenido graso de aguas residuales son alternativas muy deseables, y los costos

podrían ser altamente rentables si la producción de energía sobrepasa el consumo de esta en los procesos antes descritos. Se requiere, en consecuencia, una amplia investigación sobre nuevas materias primas rentables junto con esfuerzos y políticas de los gobiernos para hacer que el biodiésel sea económicamente factible. En efecto, un estudio sostiene que el biodiésel a partir de los aceites y grasas presentes en aguas residuales tiene el potencial de reemplazar el 26,7% del biodiésel total producido en la Unión Europea. En efecto, solo en el 2018 se produjo alrededor del 19,8% de biodiésel a partir de grasas amarilla (aquella que es directamente desechada después del uso en la fritura). El objetivo será buscar la forma en que se realice más eficientemente la producción a partir de la grasa marrón, ya que es más barata porque procede de numerosas fuentes contaminadas. La investigación adicional para determinar este potencial de combustible fomentaría la economía de la gestión de aceites y grasas de manera efectiva y, por lo tanto, reduciría los problemas ambientales relacionados (Abomohra et al. 2020).

5. Síntesis del capítulo

Los nuevos métodos de eliminación y tratamiento de grasas y aceites en aguas contaminadas encontrados en la literatura, se han resumido en este capítulo. Este último apartado presenta un resumen descriptivo en la tabla 2 que reúne las ventajas, desventajas, ciertas características notorias de los métodos mencionados, y algunos datos operativos como eficiencia, consumo energético y emisiones de GEI. Al igual que en la anterior recapitulación, se recogen las referencias más importantes.

Tabla 2

Resumen de los métodos actuales para la eliminación de grasas y aceites en aguas residuales.

Método	Ventajas	Desventajas	Características	Rendimiento	Consumo energético	Emisiones GEI	Ref.
Trampa de grasas	Bajo costo Fácil construcción Fácil mantenimiento Instalación fuera y dentro de una PTAR Grasa residual puede ser usada para producción de biodiesel	Eficiencia dependiente de la geometría Necesita mantenimiento rutinario Requiere tratamiento posterior Uso a escala industrial sigue en fase experimental	La separación se logra por diferencias de densidad de agua y aceites y grasas La geometría de una trampa permite que los aceites y grasas se depositen en el fondo del tanque No requiere reactivos o aditivos para su funcionamiento. Su mantenimiento debe ser constante	~ 80 %	Sin consumo energético	Las trampas de grasa no son responsables de emisiones de GEI, aunque sí su postratamiento	Xing, Marques, y Li 2007; L. Wang, Aziz, y De los Reyes 2013; Contreras Miño 2015
Oxidación avanzada	Alta eficiencia Reacción rápida Bajo impacto en requerimiento de espacio físico No produce subproductos peligrosos Ajustable a más contaminantes orgánicos e inorgánicos	Mayor costo de implementación Mayor costo de mantenimiento Requiere tratamiento posterior en caso de remanentes de oxidantes	Producción de radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$) para la degradación de sustancias orgánicas e inorgánicas. Requiere de oxidantes como peróxido de hidrógeno, ozono o irradiación UV. Tecnología avanzada que requiere más	< 60 %	No existe información. En caso de descontaminación de NO y SO ₂ , el consumo energético de los procesos de oxidación avanzada es de entre 0.029 y 0.039 kWh / m ³ de agua a tratar	No existe información. Sin embargo, utilizando otros contaminantes orgánicos como bisfenol A, se encontró que a cierta concentración de contaminante se tiene entre 0.56 y 3.45 kg CO ₂ e / m ³ de agua a tratar	Luvita et al. 2019; Tu y McDonnell 2016; Pahunang et al. 2021

	No produce lodos o subproductos a tratar		estudios a escala industrial.				
--	--	--	-------------------------------	--	--	--	--

<p>Co-digestión anaeróbica</p>	<p>Bajo costo de implementación y mantenimiento Bajos requerimientos de nutrientes adicionales Producción de metano utilizable Baja producción de lodos</p>	<p>Largo tiempo de implementación Largo tiempo de retención (reacción) Más demanda energética para control de parámetros como temperatura Mantenimiento diario Suele considerarse como un pretratamiento</p>	<p>Proceso de degradación que permite la digestión del contenido orgánico de las aguas residuales, y en especial de FOG, en producción de hidrocarburos de cadena corta. Su principal ventaja es la producción de metano que puede ser aprovechable por la misma planta de tratamiento. No obstante, requiere mantenimiento cercano ya que las condiciones deben ser óptimas para el crecimiento de los microorganismos responsable de la degradación.</p>	<p>> 90 %</p>	<p>0,43 kWh / m³ de agua a tratar</p>	<p>~12,35 kg CO₂e / kg de sólidos volátiles en FOG</p>	<p>Tu y McDonnell 2016; Pahunang et al. 2021</p>
---------------------------------------	---	--	--	------------------	--	---	--

<p>Producción de biodiésel</p>	<p>Producto de alto valor: biodiésel Ventajas dependientes del proceso de producción Utilización de microorganismos y enzimas para la producción de biodiésel Bajo consumo energético Reducción de subproductos inorgánicos Costos de posttratamiento menores Reducción de producción de biodiesel a partir de otras fuentes como cultivos dedicados a este fin</p>	<p>Desventajas dependientes del método Uso de reactivos necesarios para pretratamiento de lodos Uso de áreas específicas para este fin Mayor costo de implementación y mantenimiento Tecnología sigue en desarrollo y actualización</p>	<p>Requiere algunos pasos, desde la captación hasta el almacenamiento de producto. El pretratamiento consiste en una transesterificación para romper largas cadenas de carbono. La conversión biológica se realiza agregando biomasa viva o enzimas para la esterificación y transesterificación Nuevas tecnologías se encuentran en investigación</p>	<p>Depende del método y de la eficiencia de la transesterificación Normalmente es superior al 90 %</p>	<p>2500 kWh / ton de lodo residual seco</p>	<p>10 – 16,9 kg CO₂e / gal grasas Reducción de entre 41-78 % de emisiones con respecto a diésel derivado de petróleo</p>	<p>Maity et al. 2014; Tu y McDonnell 2016</p>
---------------------------------------	---	---	---	---	---	--	---

<p>Descontaminación mediante SEP</p>	<p>Permite la separación de aceites y grasas de la matriz acuática para su recuperación posterior. Biodegradable Amigable con el ambiente Síntesis operativa asequible Bajos costos económicos y energéticos</p>	<p>La separación de fases se realiza de forma lenta. Se encuentra en etapa de investigación. No es escalable a tamaño planta piloto por el momento. No es selectivo a grasas y aceites, por lo que un pretratamiento podría ser necesario.</p>	<p>La separación de logra al mezclar el solvente con el agua contaminada. Los aceites y grasas se transfieren hacia la fase orgánica (del solvente) y por diferencias de densidad se separan ambas fases. Puede ser recuperado varias veces y reutilizado (según muestran las investigaciones previas). Podría requerir pretratamiento. Su uso se limita a pruebas de laboratorio al momento.</p>	<p>Se esperan resultados de remoción superiores al 90%, y una optimización de parámetro con una eficiencia cercana al 95 %.</p>	<p>No existen datos sobre este punto. Sin embargo, se espera que, en un análisis de ciclo de vida de los solventes, su síntesis no demande demasiados recursos energéticos.</p>	<p>No existen datos al respecto. Las emisiones de GEI, sin embargo, comparado con otros métodos, deberían ser menores a lo largo del ciclo de vida del producto.</p>	<p>Lagos y Landázuri 2023</p>
---	--	--	---	---	---	--	-------------------------------

Elaboración propia

Capítulo cuarto

Solventes verdes de última generación como alternativa en la descontaminación de aguas residuales y mitigación del cambio climático

1. Solventes verdes de nueva generación

El enfoque de un proceso de producción cada vez más ecológico y respetuoso con el medio ambiente significa que las técnicas y la tecnología se actualizan continuamente. La química verde, o química sostenible, implica el diseño de productos y procesos químicos que reducen o eliminan el uso y la generación de sustancias peligrosas (Castro Sánchez et al. 2022). La química verde se aplica a la química orgánica, química inorgánica, bioquímica, química analítica y química física con el objetivo de minimizar el desperdicio, el consumo de energía y el uso de recursos, así como utilizar solo recursos renovables (de Marco et al. 2019). Desde la antigüedad, el sistema de producción lineal solo buscaba generar productos y eliminar residuos. La preocupación por los impactos ambientales de estos residuos y su correlación directa con el cambio climático han llevado a repensar el modo de producción, transformándolo en uno circular, donde se generan tanto desechos como residuos que pueden ser utilizados en otros procesos productivos (Jørgensen y Pedersen 2018).

Dentro de la química verde, se han investigado los disolventes eutécticos profundos (SEP) para sustituir sustancias peligrosas históricamente conocidas para los seres humanos y el medio ambiente. Desde su introducción en el 2001, los disolventes de última generación, conocidos como eutécticos profundos (SEP) (Abbott et al. 2004), han sido muy investigados para explotar sus usos: se han investigado la extracción de materia orgánica, la extracción de iones inorgánicos, la destilación extractiva, la absorción de gases y la extracción líquido-líquido (Bai, Li y Hua 2018).

Los SEP son una nueva clase de líquidos formados a partir de una mezcla eutéctica de ácidos y bases de Lewis o Brønsted que pueden contener una variedad de especies aniónicas y/o catiónicas. Las sustancias que conforman la mezcla binaria son comúnmente conocidas como aceptores de enlaces de hidrógeno, o HBA por sus siglas en inglés, y otra que se conoce como donadores de enlaces de hidrógeno, o HBD por sus

siglas en inglés. Aunque existen también mezclas eutécticas ternarias, estas han sido muy poco estudiadas, por lo que las mezclas binarias poseen mayor cantidad de investigación. Los SEP contienen iones grandes y asimétricos que tienen baja energía reticular y, por lo tanto, bajos puntos de fusión. La deslocalización de la carga produce una disminución en el punto de fusión de cada componente individual (Smith, Abbott y Ryder 2014), por lo tanto, este término se refiere a líquidos cercanos a la composición eutéctica de las mezclas. El punto eutéctico es el punto donde la relación molar de los componentes presenta una temperatura de fusión más baja que el de sus componentes puros (Ling y Hadinoto 2022). El origen de este comportamiento de las mezclas eutécticas tiene su origen en la formación de enlaces de hidrógeno. Dado a que su carácter es netamente electrostático, existe una transferencia de carga entre las especies involucradas. Esto da como resultado un enlace “parcialmente” covalente (de fuerza moderada) entre los grupos funcionales de los compuestos. Estos enlaces son responsables de las distintas características fisicoquímicas de los SEP, como su densidad, pH, viscosidad, tensión superficial, entre otros. De estas características, no obstante, la principal es el bajo punto de fusión de la mezcla, y las variaciones en la temperatura de transición vítrea.

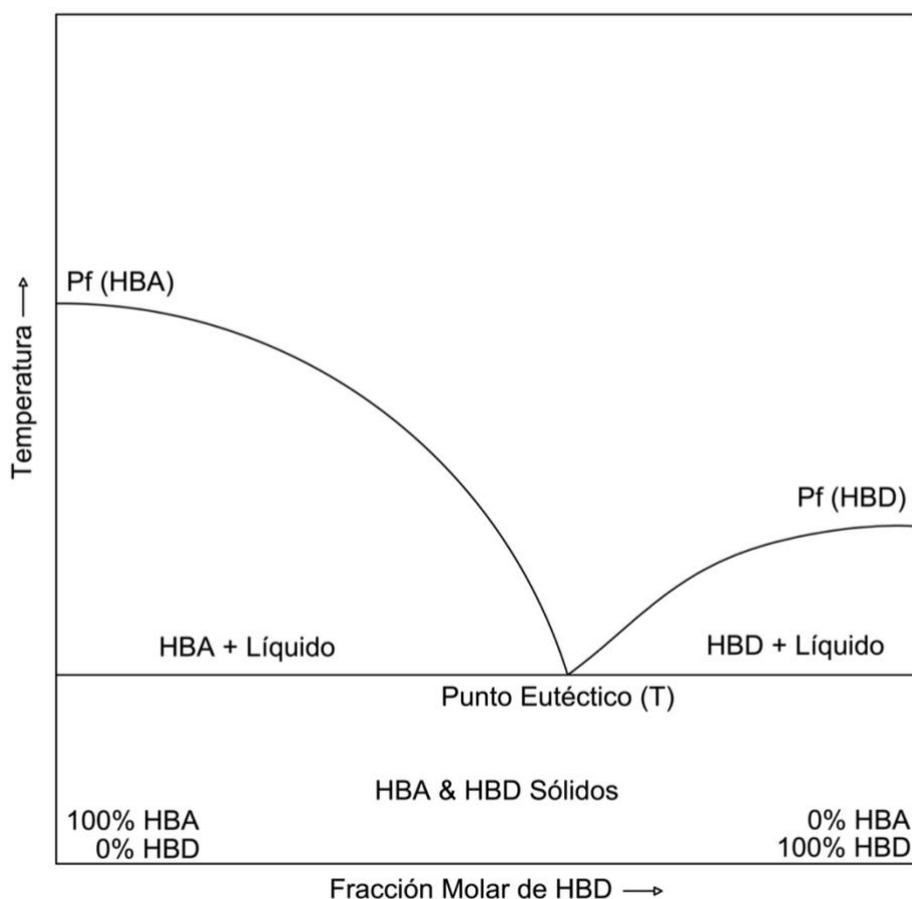


Figura 1. Diagrama de fase de la formación del punto eutéctico en una mezcla de dos componentes HBA (aceptor de enlaces de hidrógeno) y HBD (donador de enlaces de hidrógeno)

Elaboración propia. Imagen adaptada de Makos, Słupek, and Gębicki 2020.

Una mezcla eutéctica posee propiedades físicas similares a los líquidos iónicos, particularmente el potencial como solventes sintéticos que pueden personalizarse para un tipo particular de aplicación química. También muestran una baja presión de vapor, un punto de fusión relativamente bajo y no inflamabilidad. Tienen propiedades superiores, como la facilidad de preparación y la fácil disponibilidad de componentes relativamente baratos (Płotka-Wasyłka et al. 2020; Smith, Abbott y Ryder 2014). La producción de SEP implica la simple mezcla de los dos componentes, generalmente con calentamiento y agitación moderados, reduciendo el costo de producción en comparación con los solventes convencionales y permitiendo aplicaciones a gran escala (Cruz, Jordão y Branco 2017).

Lo que más destaca son sus amplias aplicaciones. Uno de los campos más investigados es el procesamiento de metales (Zante y Boltoeva 2020). Las principales ventajas del uso de SEP sobre electrolitos acuosos son la alta solubilidad de las sales metálicas, la ausencia de agua y la alta conductividad en comparación con los disolventes no acuosos, además de ser una buena alternativa para procesos peligrosos para el medio ambiente. Otro uso conveniente es en la síntesis química (Abbott et al. 2006). Sus ventajas radican en ser, en general, amigables con el medio ambiente, aunque no existe información toxicológica completa y solo se han reportado unos pocos resultados de investigaciones experimentales sobre toxicidad ambiental (Thuy Pham, Cho y Yun 2010; Halder y Cordeiro 2019). Se han realizado investigaciones en síntesis ionotérmica, biotransformación, protección del azúcar y almidón y purificación de biodiesel (M. Zhang et al. 2021; Wagle, Zhao y Baker 2014; Khosravanipour Mostafazadeh et al. 2021; Smith, Abbott y Ryder 2014).

Dadas sus propiedades como disolventes, los SEP también son adecuados para aplicaciones de biorrefinería y remediación ambiental. Otros estudios muestran la capacidad de los SEP para eliminar contaminantes, especialmente metales pesados y algunas sustancias orgánicas, así como su capacidad para ser reutilizados varias veces. Para esto, es necesario recalcar que los SEP estudiados actualmente se clasifican en dos grandes grupos: hidrofílicos e hidrofóbicos. Para este estudio, no obstante, se ha enfocado sobre los SEP hidrofóbicos ya que estos son los responsables de que se produzca la

separación líquido-líquido en un medio acuoso. (Wazeer, Hadj-Kali y AlNashef 2019; X. Zhang et al. 2022; Kalhor y Ghandi 2021; Bjelić et al. 2020; Rashid et al. 2022; Florindo et al. 2020; Pam et al. 2021; Sas et al. 2022; M. Li et al. 2021; Sun et al. 2022; Isci y Kaltschmitt 2021). Programas de descontaminación pueden aprovechar los SEP ya sea que el agua a tratar provenga de vertederos o afluentes del sistema de alcantarillado y plantas de recuperación de recursos hídricos, así como de acuíferos naturales con origen antrópico de contaminación.

Aunque ya se ha estudiado la capacidad de solubilidad de las cadenas largas de hidrocarburos en la matriz de SEP, la aplicación de los SEP para la eliminación de aceites y grasas del agua desde una perspectiva de remediación de agua requiere más exploración y solo unos pocos estudios recientes revisan la importancia de las aplicaciones de los SEP en el sector de petróleo y gas (Sivabalan, Sahith y Lal 2021), así como para el uso de los SEP orientado a la eliminación de derrames de petróleo (Makoś-Chełstowska, Słupek y Małachowska 2022).

Es por tal motivo que el presente trabajo presenta resultados relevantes y prometedores de la remoción de grasas y aceites del agua contaminada, utilizando ácido oleico como un ácido graso modelo presente en concentraciones típicas en agua contaminada con aceites y grasas. El mentol, de la familia de los terpenos, ha sido seleccionado como aceptor de enlaces de hidrógeno (HBA), así como se ha escogido el ácido láctico como donante de enlace de hidrógeno (HBD). Esta formulación se ha escogido principalmente por dos motivos: el primero consiste en que la familia de SEP sintetizados por la mezcla de terpenos y ácidos carboxílicos posee un carácter hidrofóbico natural lo que favorece la separación de fases orgánica y acuosa, y en segundo lugar está la disponibilidad de materia prima en el Ecuador (Hansen et al. 2021). El mentol y el ácido láctico, en efecto, son fáciles de conseguir, no son costosos y son amigables con el ambiente dada su biodegradabilidad.

2. Materiales y métodos

2.1 Reactivos

Los siguientes reactivos fueron utilizados en el método experimental: DL-Mentol grado USP y sulfato de magnesio anhidro grado analítico, mismos que fueron adquiridos de La Casa de los Químicos S.A.; el ácido láctico grado extra puro provino de TM Media;

tanto el ácido oleico (>99 %) como el ácido clorhídrico (ACS 37 %) fueron comprados en Fisher Scientific; el cloroformo (>99 %) en grado ACS fue adquirido de la firma Sigma Aldrich – Supelco. A lo largo de todas las corridas experimentales se utilizó agua desionizada (ASTM tipo II), misma que fue producida en el laboratorio diariamente antes de los experimentos.

2.2 Instrumentos y procesamiento

Entre los instrumentos utilizados en la fase experimental, se contó con un espectrofotómetro de radiación infrarroja mediante transformada de Fourier (FTIR) de la marca Agilent, modelo Cary 630 con accesorio de ATR para determinación de grupos funcionales en SEPs y formación de puentes de hidrógeno entre HBA y HBD. También, se utilizó una balanza analítica de la marca Radwag, modelo AS 310.R2 NTEP con 0.1 mg de sensibilidad, que cumple con los requerimientos de la norma EPA 1664A y 1664B. Para el procesamiento de datos, se utilizó Microsoft Excel 2019 para su recolección y transformación. En el software graficador y de tabla de datos Origin Pro 8 se realizó el procesamiento de los espectros recolectados en el equipo de espectrofotometría FTIR. Finalmente, el diseño experimental preliminar se realizó en el software estadístico Minitab 21.3 y el análisis estadístico se realizó en el software de la firma IBM SPSS Statistics Version 25.

2.3 Metodología

La metodología que ha seguido la presente investigación se encuentra resumida en la siguiente figura (Figura 2). En este se indican los pasos a seguir, que se describen con detalle en esta sección de este capítulo.

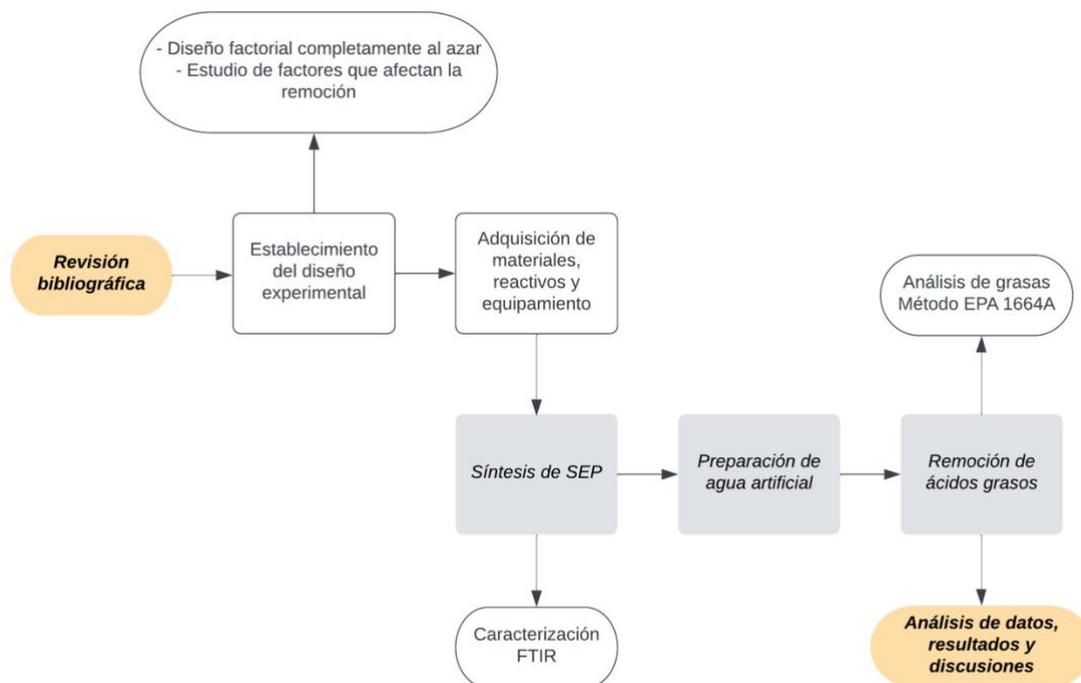


Figura 2. Diagrama de flujo de la metodología usada en el estudio de remoción de grasas y aceites en el agua utilizando SEP.
Elaboración propia.

2.3.1 Síntesis de solventes eutécticos profundos

Es importante cuidar que todos los materiales de vidrio sean cuidadosamente lavados y secados antes de su uso en el método experimental. También, el mentol se mantendrá siempre en un desecador para evitar que se humedezca. Para la síntesis de los solventes, se pesan 156,27 g (1 mol) de mentol y 90,03 g (1 mol) de ácido láctico. Esta formulación produce un solvente equimolar. Se transfiere inmediatamente a un vaso de precipitación y se somete a agitación magnética en su interior en una manta de calentamiento. Se calienta la preparación a 40 °C y se agita a 500 RPM durante una (1) hora. La mezcla resultante es transparente y se debe trasvasar a un recipiente ámbar para su almacenamiento. Todo solvente eutéctico sintetizado en esta fase experimental debe conservarse en un lugar fresco y seco, sin exponer a la luz.

2.3.2 Preparación de agua artificial

Se prepara una solución de determinada cantidad de ácido oleico por cada litro de agua. En el caso estándar, se utiliza agua con una concentración de ácido oleico de 600 mg/L. Se utiliza una micropipeta de precisión previamente calibrada para medir 0,670 mL de ácido oleico. Se transfiere a un frasco de vidrio con tapa y se agregan 100 mL de agua desionizada. Se agita vigorosamente y se utiliza lo más rápido posible para las corridas experimentales. El agua artificial siempre se realiza inmediatamente antes de la experimentación.

2.3.3 Remoción de ácidos grasos

En esta sección se narra el método de remoción de aceites y grasas en el agua artificial utilizando condiciones estándar para el método. Así, se utilizará una proporción de 1:10 de solvente preparado en agua contaminada. Se agrega el solvente en el agua y enseguida comienza la agitación a 500 RPM durante 15 minutos. Trascorrido este tiempo, es necesario retirar la agitación del vaso y dejar separar completamente las fases (acuosa y orgánica). Este tiempo de separación será no menor a ocho (8) horas. Posteriormente, se decanta la fase acuosa, misma que estará libre de ácidos grasos, así como de otros contaminantes que pudieran estar presentes en el agua. El sobrenadante puede recolectarse y volverse a usar en extracciones superiores, no superando nunca cinco (5) ciclos de reutilización. El agua descontaminada puede analizarse para detección de aceites y grasas de acuerdo con los métodos estandarizados mundialmente disponibles.

2.3.4 Análisis de grasas (Método EPA 1664A modificado)

Para la cuantificación de FOG en aguas residuales, se ha utilizado el método estandarizado EPA 1664A con algunas modificaciones: se ha utilizado cloroformo como solvente en lugar de hexano, sulfato de magnesio anhidro como absorbente de humedad, y se ha evaporado el solvente en plancha de calentamiento controlada, no superando los 60 °C.

Se calibra la balanza analítica a 2 mg y 1000 mg utilizando pesas clase "S". La calibración debe estar dentro de $\pm 10\%$ a 2 mg y $\pm 0,5\%$ a 1000 mg. Todas las muestras deben estar a temperatura ambiente. Se verifica el pH a 2 utilizando ácido clorhídrico al

18.5%. Se mide con papel indicador, sin sumergirlo en la muestra. Se vierte 100 mL de la muestra a procesar en el embudo de decantación y se agregan 3 mL de cloroformo. Se extrae la muestra agitando vigorosamente el embudo de decantación durante 2 minutos con ventilación periódica en una campana de extracción para liberar el exceso de presión. La fase orgánica se separa de la fase acuosa durante un mínimo de 10 minutos. Se colecta la fase orgánica en el vaso de precipitación previamente pesado. Estos pasos se repiten dos veces más con 3 mL de cloroformo en cada extracción. Terminado esto, se filtra la fase orgánica en un embudo con sulfato de magnesio anhidro. Puede agregarse un poco de cloroformo para lavar el filtro. Se coloca el vaso de precipitación en una plancha de calentamiento y se deja evaporar el solvente, nunca sobrepasando los 60 °C. Se deja enfriar el vaso de precipitación en un desecador. Finalmente, se pesa nuevamente el vaso. Para determinar la cantidad de grasas y aceites se obtiene la diferencia entre los pesos antes registrados. Esta es la cantidad de ácido oleico (ácidos y grasas equivalentes) en 100 mL de agua a tratar. El porcentaje de remoción del contaminante se determinó utilizando la siguiente ecuación (1):

$$\%remoción = \frac{m_0 - m_f}{m_0} \times 100 \quad (1)$$

Donde m_0 es la masa del ácido oleico antes del tratamiento y m_f es la masa del ácido oleico después del tratamiento.

2.3.5 Caracterización de SEP mediante FTIR

Se utilizó el espectrofotómetro Agilent Cary 630 con módulo ATR para registrar todos los espectros infrarrojos por transformada de Fourier (FTIR). El rango de análisis fue de 4000 a 600 cm^{-1} , y se realizaron 128 barridos (scanning) del ruido de fondo y 128 barridos de cada muestra, con una resolución de 16 cm^{-1} . Se utilizó el software de procesamiento de espectros y datos Origin Pro (OriginLab Corporation, USA) para analizar los picos obtenidos en los espectros FTIR. Los SEPs normalmente se caracterizarán por espectrofotometría FTIR para analizar los puentes de hidrógeno presentes en la mezcla eutéctica. Se obtuvieron espectros para cada mezcla eutéctica

preparada, así como para cada compuesto puro para evaluar las diferencias en los enlaces formados.

2.3.6 Diseño experimental

Dentro de la fase experimental de este trabajo, se utilizaron dos pasos. El paso preliminar sirvió para identificar parámetros clave en el tratamiento de descontaminación utilizando SEP. El primer diseño consistió en un diseño factorial completamente al azar evaluando el factor de razón molar entre HBA y HBD (A) en tres niveles distintos (1:1, 1:2 y 2:1); el factor de razón entre SEP y agua contaminada (B) en dos niveles (1:10 y 2:10); y el factor de tiempo de agitación o de contacto (C) en tres niveles (5, 15 y 30 minutos). Se realizaron tres repeticiones de cada set experimental. El diseño se programó en el software estadístico Minitab 21.3. Los resultados obtenidos fueron procesados previamente en Microsoft Excel, y posteriormente se ingresaron los resultados finales en Minitab 21.3 y se procedió a su análisis. Se estableció un nivel de significación $\alpha = 0.05$ para el análisis de varianza (ANOVA). Se hallaron las gráficas de las medias, interacciones entre factores y residuales y las pruebas de los supuestos estadísticos para determinar que los datos posean una distribución normal y las varianzas sean homogéneas.

El segundo diseño utilizó los parámetros hallados el diseño anterior para fijar los niveles de factores que más afectan al proceso. Junto con datos tomados de otras investigaciones, se determinó que aquellos niveles factoriales de razón molar de los SEPs, razón entre SEP y agua contaminada y tiempo de contacto deben mantenerse en los mínimos adecuados para que la remoción (o descontaminación) del agua preparada sea no menor al 95,0 %. Se evaluaron, en consecuencia, otros niveles de estos factores, además de los factores de la concentración inicial de ácido oleico (contaminación inicial), la velocidad de agitación y el tiempo de separación de fases orgánica y acuosa. Cada uno de estos estuvo evaluado en cuatro (4) niveles cada uno. Los datos se procesaron en Microsoft Excel para obtener los datos de porcentaje de remoción, al igual que en el anterior diseño, y los análisis estadísticos se realizaron en el software estadístico de IBM SPSS Statistics Version 25. Se realizó el análisis de varianza (ANOVA) para cada uno de los factores estudiados con un nivel de significación estadística $\alpha = 0.05$. Finalmente, se realizó la prueba *post-hoc* de Tukey de comparación de medias para determinar qué

niveles de los distintos factores poseen diferencias estadísticamente significativas entre sí.

3. Resultados y discusión

3.1 Caracterización mediante técnica de FTIR

En la Figura 3 se puede observar los espectros de la región infrarroja para el SEP conformado por la mezcla isomolar mentol:ácido láctico (razón 1:1), así como sus componente puros. Estos espectros contienen información importante sobre los enlaces de los compuestos involucrados, especialmente información e los puentes de hidrógeno formados entre ambos. En efecto, se tienen las vibraciones de estiramiento de los enlaces en la región de entre los $3500\text{-}3100\text{ cm}^{-1}$, que corresponden las vibraciones de los enlaces O-H. Se puede notar un pico característico para el mentol (HBD) con un máximo en los 3237 cm^{-1} debido al enlace O-H característico del ciclohexanol, con el que se conforma este compuesto. De la misma manera, se presenta un ancho pico con máximo en los 3147 cm^{-1} debido a las vibraciones de los grupos O-H del ácido láctico. Además, también existe la vibración de estiramiento del enlace O-H del grupo carboxilo con un pico máximo en los 2880 cm^{-1} . La mezcla eutéctica produce, debido a la presencia de estos enlaces, un ensanchamiento de la banda de estiramiento del enlace O-H con un pico máximo en los 3370 cm^{-1} , así como picos característicos en la región de $3000\text{-}2800\text{ cm}^{-1}$ propios de los puentes de hidrógeno formados entre los grupos hidroxilo del mentol y los grupos hidroxilo y carboxilo del ácido láctico (Y. Yu et al. 2019; An y Row 2021; Kareem Aljadri 2013).

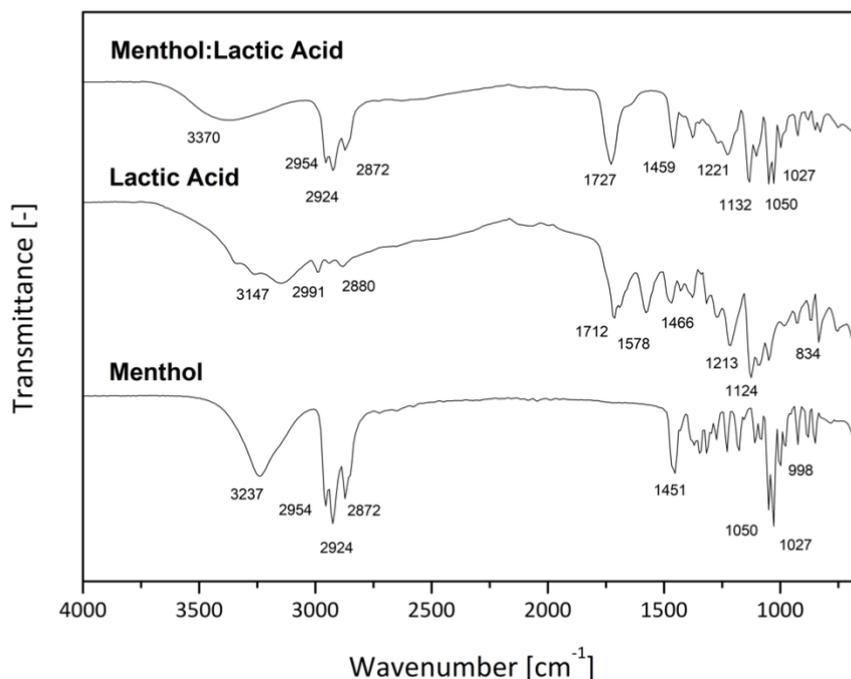


Figura 3. Espectros FTIR del SEP equimolar de la mezcla eutéctica mentol:ácido láctico (razón 1:1), así como de sus componentes puros, ácido láctico, y mentol (*desde arriba hacia abajo*).

La presencia de grupos carboxilo e hidroxilo en el ácido láctico puede suponer una mayor cantidad de posibles enlaces de puentes de hidrógeno con el mentol cuando exista una proporción molar mayor de ácido láctico, y como consecuencia obtener una mejor mezcla eutéctica. Mediante espectrofotometría FTIR, se demuestra que existe un agrandamiento de la banda localizada entre los 3500-2800 cm^{-1} , que corresponde a la presencia de mayores enlaces entre H y O provenientes de una mayor cantidad de grupos -OH tanto del mentol como del ácido láctico. Esto se evidencia en la Figura 4, así como una mayor cantidad de absorbancia medida alrededor de los 1700 cm^{-1} para el SEP 1:2, banda que corresponde al doble enlace C=O del grupo carboxilo perteneciente al ácido láctico. Este fenómeno ha sido ya reportado por la literatura e, incluso estudios computacionales con clústeres conformacionales en los sistemas eutécticos suponen que se propicien los enlaces de puentes de hidrógeno conforme exista una mejor distribución geométrica de los enlaces (Fan et al. 2021; Jafari, Hossein Fatemi, y Estellé 2021; Ali et al. 2021; Raja Sekharan et al. 2021).

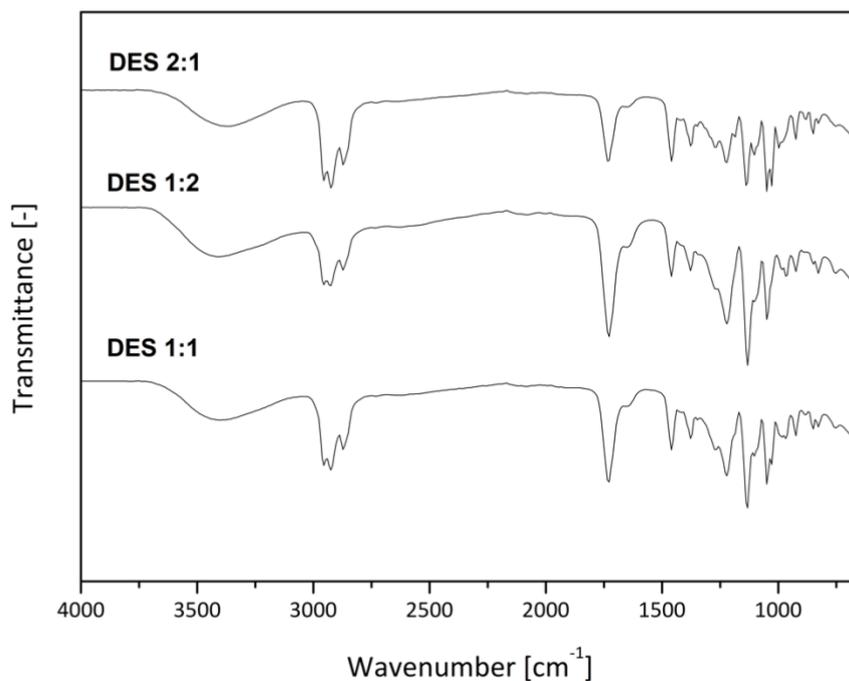


Figura 4. Espectros FTIR de los SEPs formados por mentol:ácido láctico en las razones molares 1:1, 1:2 y 2:1 (desde abajo hacia arriba).

También se obtuvieron los espectros FTIR del solvente SEP en razón molar 1:1 antes y después del tratamiento sobre el agua artificial. En el espectro de la Figura 5 se puede notar que no existen diferencias en los picos tanto antes como después del proceso. La única diferencia está en la altura relativa de los picos correspondientes a los grupos carboxílicos, especialmente en el rango de los enlaces O-H ($3500\text{-}2800\text{ cm}^{-1}$) y de los enlaces C=O (1700 cm^{-1}). Estos cambios son de esperarse cuando no existe cambio en la estructura química de los SEP, pero sí una mayor cantidad de enlaces debido a la solubilidad de los ácidos grasos (ácido oleico) en esta fase orgánica en el tratamiento de extracción (An y Row 2021; Kareem Aljadri 2013; Škulcová y Jablonský 2018).

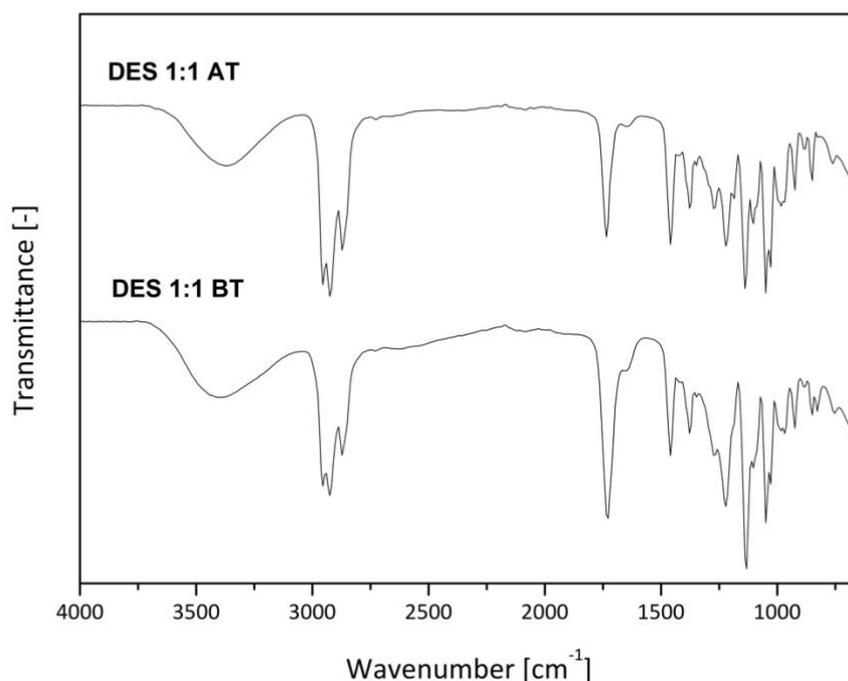


Figura 5. Espectros FTIR del SEP equimolar formado por mentol:ácido láctico en la razón 1:1. Se presentan los espectros tanto antes (DES 1:1 BT) como después del tratamiento de remoción (DES 1:1 AT) (*desde abajo hacia arriba*).

3.2 Validación del método de análisis de grasas y aceites presentes en el agua (EPA 1664B modificado)

El agua contaminada (y descontaminada también) se puede analizar para la detección de aceites y grasas de acuerdo con los métodos estandarizados disponibles en todo el mundo. En este caso se utilizó el método EPA 1664B con la modificación del uso de cloroformo como solvente de extracción como alternativa al n-hexano, esto debido a la ventaja de disponibilidad en el país y las numerosas regulaciones que se deben cumplir ya que el n-hexano es un reactivo que está sujeto a fiscalización y cuyo control está a cargo del Ministerio de Gobierno del Ecuador. El uso del cloroformo está permitido ya que varias investigaciones informan su utilización en la extracción líquido-líquido de ácidos grasos y lípidos, y dado que en esta investigación se observa que solo el ácido oleico se utiliza como estándar para el agua artificial, se puede afirmar que todo el ácido oleico se transferirá de la fase acuosa a la fase orgánica. Sin embargo, es necesario aclarar que el cloroformo no debe utilizarse como solvente universal para el análisis gravimétrico de grasas y aceites ya que los métodos estadounidenses EPA 1664B lo desaconsejan. No

obstante, a la par en este trabajo, los resultados se validaron utilizando el método gravimétrico original EPA 1664B (United States Environmental Protection Agency 2010).

A lo largo de la investigación se validó la repetibilidad de los análisis realizados con cloroformo, así como también se realizaron análisis de repetibilidad de extracción de aceites y grasas utilizando n-hexano, según los estándares que exigen el método EPA 1664B. La Figura 6 muestra el resumen de los análisis de verificación para ambos solventes.

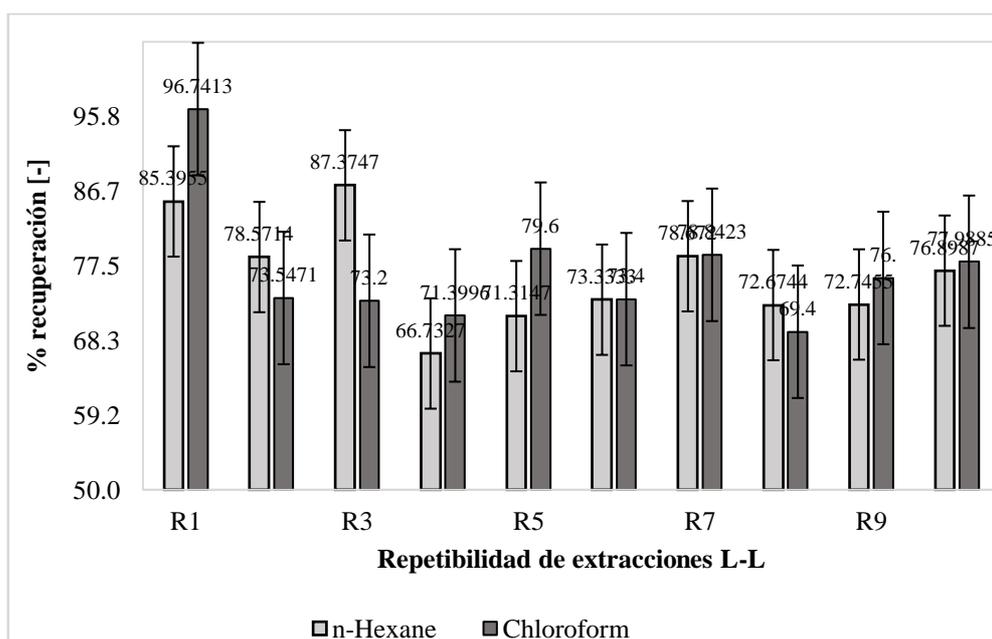


Figura 6. Estudio de la repetibilidad de extracciones líquido-líquido (L-L) medido en porcentaje de recuperación de ácido oleico utilizando n-hexano y cloroformo.

Nótese en la figura que, en promedio, se recuperan el $76,90 \pm 6,77$ % de ácido oleico con n-hexano y el $77,90 \pm 8,13$ % con cloroformo. El análisis de varianza entre el uso de n-hexano y cloroformo muestra que no existen diferencias estadísticamente significativas entre ambos solventes ($p > 0,05$). Si bien son porcentajes aceptables, como se ha mencionado antes, este método modificado no debe ser utilizado cuando se traten muestras de aguas contaminadas debido a la cantidad de materia orgánica e inorgánica en dichas muestras, sustancias que pueden interactuar con el cloroformo y afectar la remoción efectiva de aceites y grasas. Se debe utilizar, en esos casos, solamente los solventes recomendados por el método EPA 1664B, si este es empleado. Es de recordad que este mismo método explica que todo el residuo cuantificable después de la extracción L-L se considera como “material extraíble en hexano”, por lo que, incluso utilizando este

solo método para la cuantificación de aceites y grasas, podría extraer otras sustancias que sean solubles en n-hexano (R. Ahmed, Sinnathambi, y Eldmerdash 2014; Stenstrom, Fam, y Silverman 1986; Goerlitz y Book 1972; Pérez-Bendito y Rubio 1999). Otros métodos que permiten la cuantificación de aceites y grasas mediante técnicas espectrofotométricas incluyen, como paso previo, la separación L-L con algún solvente recomendado (Socaciu et al. 2020). Se debe tener especial cuidado en estandarizar el método para eliminar la mayor fuente de errores que podrían surgir. Varios reportes de monitoreo de contenidos de aceites y grasas en el agua advierten que los métodos actuales son muy variables entre sí (Colic et al. 2005; Flippin et al. 2014; Vinci et al. 2010; Ducoste et al. 2008).

También se evaluaron los límites inferior y superior de detección para ambos solventes. La Figura 7 muestra el resumen de los resultados. Obsérvese que el porcentaje de recuperación oscila entre el 68 % y 86 % para el límite más bajo (10 mg) y entre el 79 % y 82 % para el límite más alto (100 mg) de ácido oleico en las extracciones L-L.

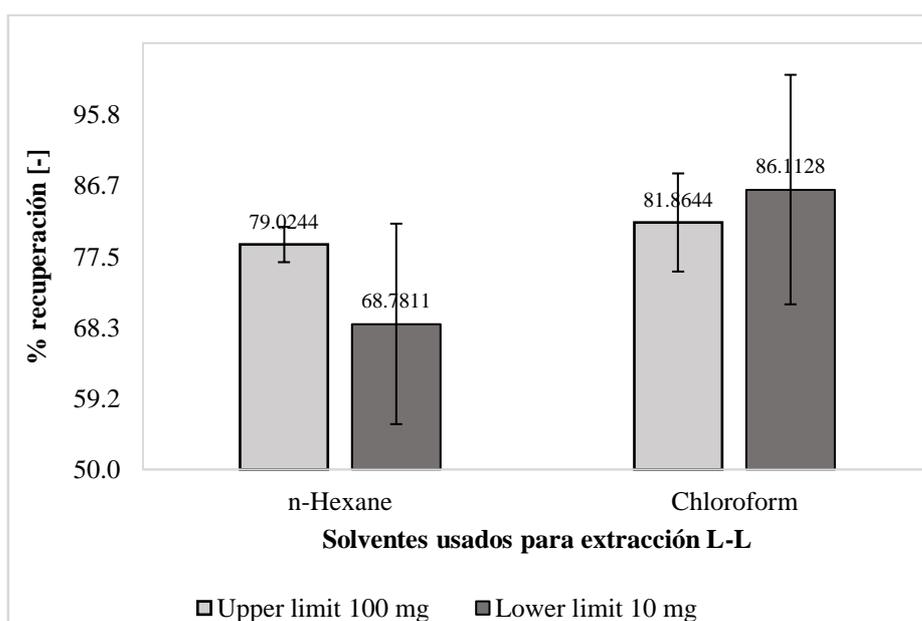


Figura 7. Límites alto (100 mg) y bajo (10 mg) para las extracciones líquido-líquido (L-L) medido en porcentaje de recuperación de ácido oleico utilizando n-hexano y cloroformo.

3.3 Exploración preliminar de los principales factores en el tratamiento de remoción

La Tabla 3 muestra un resumen del diseño experimental usado en la exploración preliminar de los factores que más afectan la remoción de aceites y grasas usando SEP

como solventes para extracción L-L. Los resultados dentro de la tabla se expresan en porcentajes (%) de remoción.

Tabla 3
Porcentajes (%) de remoción de ácido oleico en la exploración preliminar de los factores más importantes en el método

Tiempo de contacto [min]	Razón molar HBA:HBD					
	1:1		1:2		2:1	
	Razón SEP:agua a tratar		Razón SEP:agua a tratar		Razón SEP:agua a tratar	
	1:10	2:10	1:10	2:10	1:10	2:10
5	83,89 ± 1,93	93,11 ± 1,49	91,17 ± 1,92	95,33 ± 0,29	88,50 ± 1,32	91,56 ± 0,42
15	93,00 ± 0,44	96,83 ± 0,17	99,00 ± 0,17	99,06 ± 0,63	97,33 ± 0,44	97,72 ± 0,54
30	98,89 ± 0,25	98,72 ± 0,10	99,28 ± 0,19	99,33 ± 0,17	98,11 ± 0,51	97,56 ± 0,10

Fuente y elaboración propias.

El análisis de varianza (ANOVA) del diseño factorial muestra que todos los factores afectan de manera significativamente estadística a los porcentajes de remoción ($p < 0,05$), así como las interacciones entre dos factores, y la interacción entre los 3 factores. El resumen del modelo arroja, también como un resultado importante, el coeficiente de determinación (R^2) para el modelo que evalúa tantos los efectos principales como la interacción de factores es muy alto ($R^2 = 97,31\%$), así como el coeficiente de determinación de la predicción del modelo también es alto ($R^2 = 93,94\%$). Esto quiere decir que los datos se ajustan de mejor manera al modelo del ANOVA, y también que las nuevas observaciones se predicen satisfactoriamente en su respuesta por sobre un 90 % por el modelo de ajuste de todas los factores y sus interacciones. Los estadísticos descriptivos muestran que los datos cumplen con los supuestos del ANOVA, es decir, siguen una distribución normal y existe homogeneidad en las varianzas. Estos cuadros y datos se encuentran en Anexos. El diagrama de Pareto del análisis se muestra a continuación, confirmando la significancia de todos los factores y sus interacciones (Figura 8).

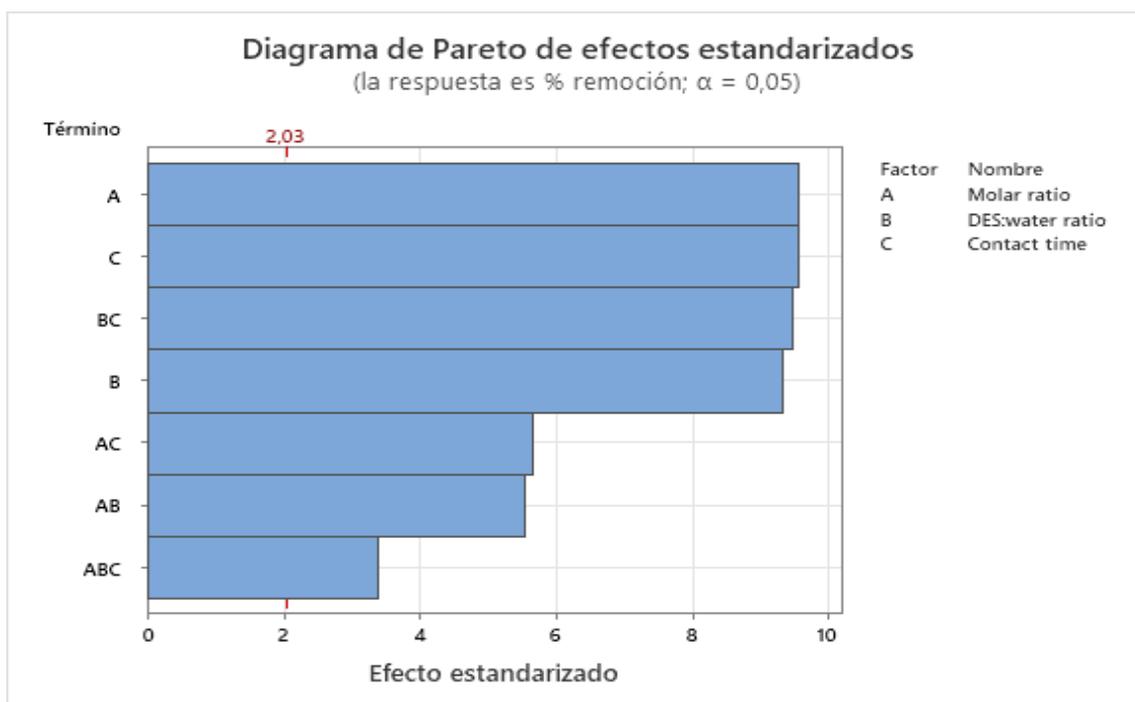


Figura 8. Diagrama de Pareto para los efectos de los factores exploratorios en el porcentaje de remoción de ácido oleico.

En este diagrama se puede apreciar como todos los factores individuales, así como las interacciones entre dos o más factores afectan la remoción de aceites y grasas. Solo la interacción de los tres factores estudiados posee una interacción comparable menor de las demás interacciones. Esto se ha evidenciado en demás estudios, aunque es la primera vez que se reporta en cuanto a remoción de aceites y grasas, y lípidos en general, mediante el uso de SEP (Makoś, Słupek, y Gębicki 2020). Importante revisar que, en este estudio preliminar, lo que se busca es entender cuál de estos factores afecta más la remoción. Sin diferencias estadísticamente significativas, se procede a evaluar las gráficas de los efectos principales (de los factores individuales) y de las interacciones para conocer qué nivel de estos factores es el más adecuado para el estudio posterior. La Figura 9 muestra estas gráficas.

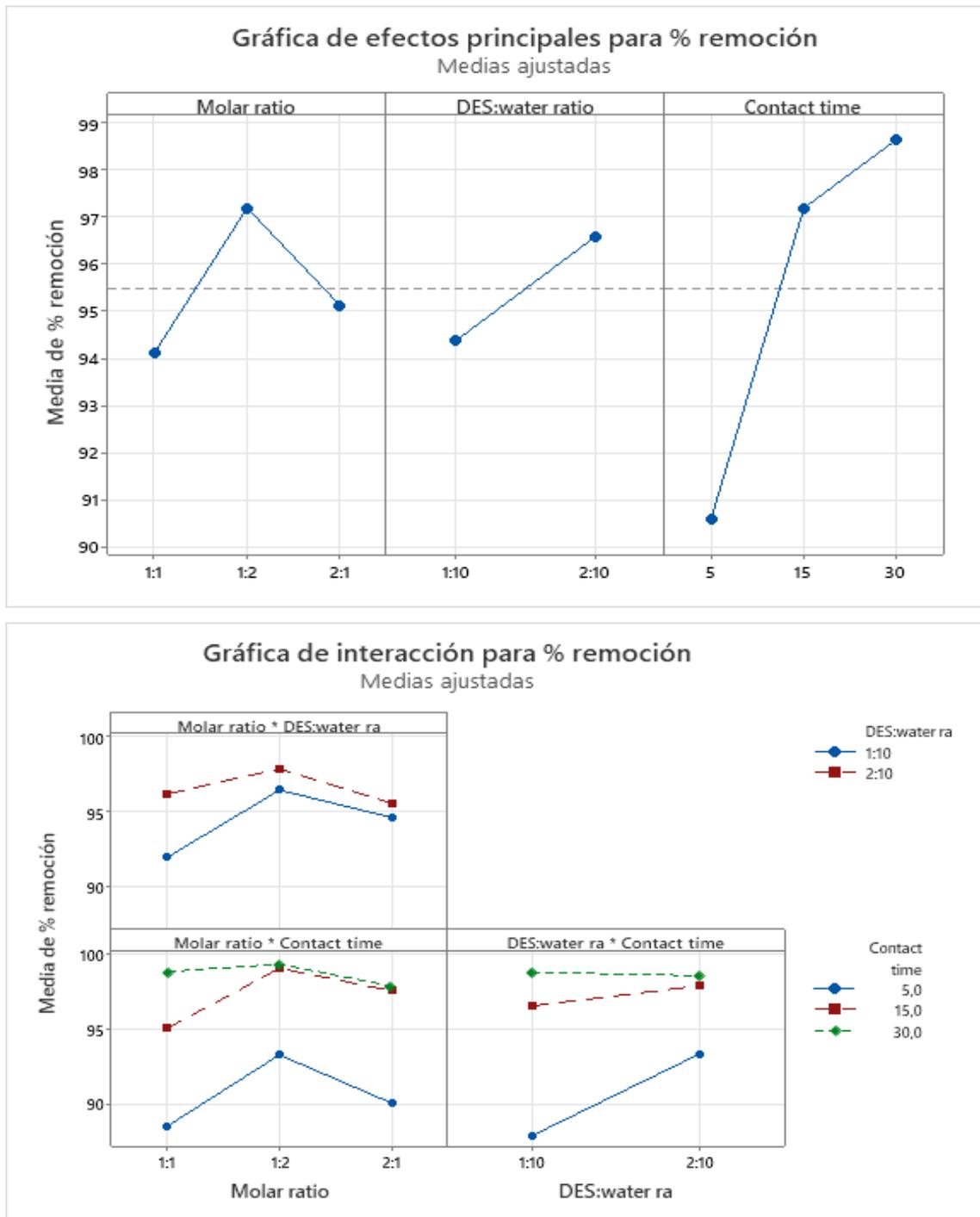


Figura 9. Gráfica de efectos principales y de interacción para los factores que afectan el porcentaje de remoción de ácido oleico (de arriba a abajo).

La media del porcentaje de remoción está alrededor de entre el 95 % y el 96 % para los efectos principales. Esto quiere decir que los niveles por sobre esta línea producen una mejor eficiencia de remoción de ácido oleico relativo en el estudio. A saber, se concluye con este primer análisis que la mejor configuración de estos factores, misma que maximiza la eficiencia de remoción, es aquella con el nivel más alto para los tres factores: razón molar mentol:ácido láctico 2:1, razón SEP:agua 2:10 y tiempo de contacto

(o de agitación) de 30 minutos. Sin embargo, teniendo en cuenta la gráfica de interacción de los factores podemos notar que, de cualquier forma, con solamente 5 minutos de tiempo de contacto, el porcentaje de remoción es comparativamente menor que con los otros tiempos de contacto estudiados, generando eficiencias de remoción menores al 95 %. Así también, como es de esperarse por las interacciones entre solvente y agua contaminada, a mayor cantidad de solvente, se generará una mayor cantidad de ácido oleico removido. No es así, empero, al momento de evaluar la razón molar del mentol (HBA) y del ácido láctico (HBD) en la mezcla eutéctica. En este estudio preliminar, las eficiencias más bajas de remoción se dieron cuando la mezcla eutéctica es equimolar (1:1), mientras que mejoró cuando el ácido láctico dobla la proporción molar del mentol. Esto se debe, según otros estudios de remoción de sustancias orgánicas, a la presencia de mayor cantidad de enlaces de puentes de hidrógeno entre los componentes de la mezcla eutéctica, especialmente entre los grupos -OH del ciclohexanol del mentol con los mismos grupos de los ácidos carboxílicos del ácido láctico. Simulaciones computacionales también confirman este supuesto mediante la orientación geométrica en que pueden ordenarse las moléculas para generar una mayor cantidad de enlaces disponibles (Ali et al. 2021; An y Row 2021).

Finalmente, con el estudio preliminar dado, se pueden fijar niveles de los factores estudiados: (1) razón molar HBA:HBD 1:1, razón SEP:agua 1:10 y tiempo de contacto 15 minutos. ¿Por qué no se escogieron los niveles que maximizan la eficiencia? Según estudios preliminares, tanto con sustancias iónicas como con contaminantes orgánicos, se determinan que los niveles escogidos son los adecuados ya que permitirían una eficiencia muy alta de remoción de ácido oleico (> 95 %), y que permiten trabajar con menores costos operativos, especialmente en caso de ser este proceso escalable (Amphlett y Choi 2019; An y Row 2021; Plastiras, Andreasidou, y Samanidou 2020; Martín García 2014). Así, es menos costoso utilizar cantidades molares iguales de mentol y ácido láctico que aumentar en uno u otro su proporción; también con menor cantidad de descontaminante por volumen de agua se puede dar una remoción altamente eficaz; y un tiempo de trabajo en que ambas fases (orgánica y acuosa) sea el menor con la mayor eficiencia es deseable. Estos parámetros se mantendrán fijos en la siguiente parte de la investigación, exceptuando en los casos en que estos factores se varíen para un mayor análisis entre niveles de estos.

3.4 Estudio de otros factores clave para la eficiencia en la remoción

3.4.1 Efecto de la razón molar HBA:HBD

Como se vio en el apartado anterior, la razón molar puede afectar de manera significativa en el porcentaje de remoción de aceites y grasas en el agua. En la Figura 10 se muestran los porcentajes de remoción para distintos niveles de razón molar en la mezcla eutéctica (1:1, 1:2 y 2:1).

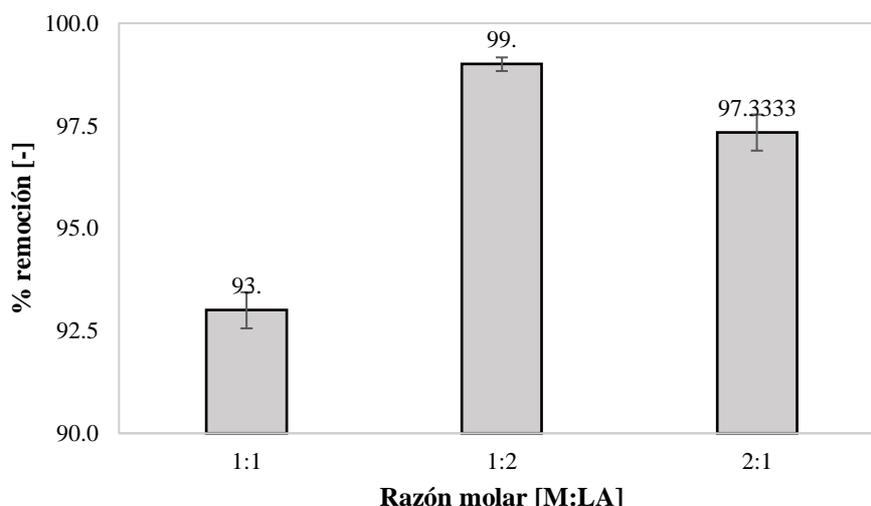


Figura 10. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la razón molar. M: mentol y LA: ácido láctico.

Se obtuvo que para una razón molar 1:1 se tiene una remoción de $93,00 \pm 0,44$ %, del $99,00 \pm 0,17$ % para una razón molar de 1:2, y de $97,33 \pm 0,44$ % para una razón molar de 2:1 (mentol:ácido láctico). El ANOVA resultante para el estudio de este factor reporta que existen diferencias estadísticamente significativas entre las medias ($p < 0,05$). La prueba de significación estadística arrojó que cada uno de los niveles difiere entre sí de manera significativa. A pesar de estas variaciones, así como se había visto anteriormente, se tiene una eficiencia de remoción mayor al 93 % en todos los casos. Proporciones equimolares, para este tipo de aplicaciones, serían deseables para su uso a mayor escala (Plastiras, Andreasidou, y Samanidou 2020).

3.4.2 Efecto de la razón SEP:agua a tratar

La Figura 11 muestra los porcentajes de remoción de ácido oleico para distintas razones de SEP:agua, desde 0.5:10 hasta 2.0:10.

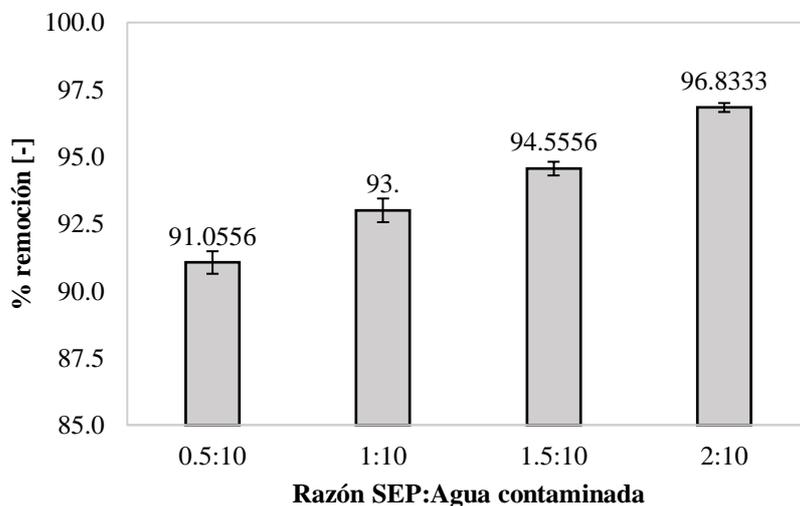


Figura 11. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la razón SEP:agua a tratar.

En el estudio preliminar se trabajó con dos niveles de razón en volumen de SEP y agua contaminada. En esta fase se analizaron dos niveles más. Así, se tiene porcentajes remoción del $91,06 \pm 0,42$ % para la razón 0,5:10, $93,00 \pm 0,44$ % para la razón 1,0:10, $94,56 \pm 0,25$ para la razón 1,5:10, y de $96,83 \pm 0,17$ % para la máxima razón 2,0:10. El análisis de varianza reporta que todos los tratamientos tienen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). Al igual que el estudio con el factor anterior, y como sería de esperarse por el aumento de la cantidad de solvente en el agua, cada nivel es distinto entre sí. Aún con el análisis estadístico, la remoción de ácido oleico es superior al 90 % para cada uno de los niveles evaluados, suponiendo que se puede utilizar, de manera estándar, una proporción 1:10 de solvente en agua para fines descontaminantes, así como otros estudios también revelan para otros contaminantes (Kareem Aljadri 2013; Chen et al. 2019).

3.4.3 Efecto del tiempo de agitación o de contacto

La Figura 12 resume el porcentaje de remoción de ácido oleico en función del tiempo de agitación del agua contaminada y el solvente preparado a 500 RPM.

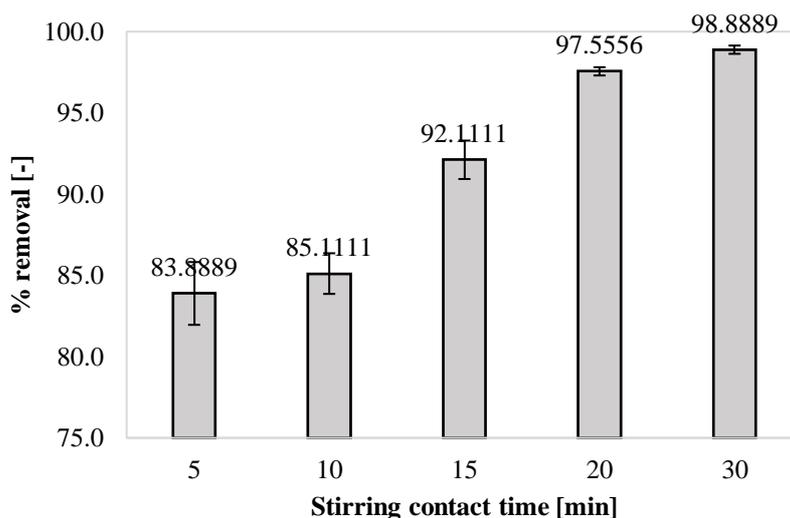


Figura 12. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función del tiempo de agitación (contacto) entre el solvente SEP y el agua contaminada.

Aunque en el estudio preliminar se establecieron 3 niveles (5, 15 y 30 minutos) para el tiempo de contacto, con motivo de conocer si hay más o menos diferencias entre dichos niveles. Así, se obtuvo la menor eficiencia de remoción con 5 minutos de tiempo de contacto ($83,89 \pm 1,93$ %) hasta la máxima eficiencia de remoción a los 30 minutos de tiempo de agitación ($98,89 \pm 0,25$ %). El ANOVA arrojó que existen diferencias estadísticamente significativas entre cada nivel ($p < 0,05$). Sin embargo, la prueba de Tukey para la comparación de medias demuestra que entre los niveles de 5 y 10 minutos de contacto no existe diferencia estadística entre las medias (diferencia menor a 1,50 %), por lo que trabajar con ambos niveles es indistinto para evaluar la eficiencia de remoción de ácido oleico en agua contaminada. De igual forma ocurre con los niveles 20 y 30 minutos: no existen diferencias significativas entre ambos niveles (diferencia menor a 1,50 %). La literatura reporta que, a mayor tiempo de contacto, existe mayor tiempo en que las sustancias contaminantes (iones y moléculas orgánicas estudiadas) pueden transferirse entre las fases acuosa y orgánica. Esto, dicen los estudios, se da cuando también se cumplen otras condiciones como la cantidad inicial de contaminante o la razón en volumen entre SEP y agua contaminada. La razón principal de esto es por el equilibrio que puede ocurrir en la interfase de ambos componentes de la mezcla: si la fase orgánica se satura en un tiempo determinado, deja de aceptar más cantidad de contaminante (Plastiras, Andreasidou, y Samanidou 2020; An y Row 2021).

3.4.4 Efecto de la concentración inicial del contaminante

La Figura 13 muestra el porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la concentración inicial del ácido oleico (contaminante) en el agua.

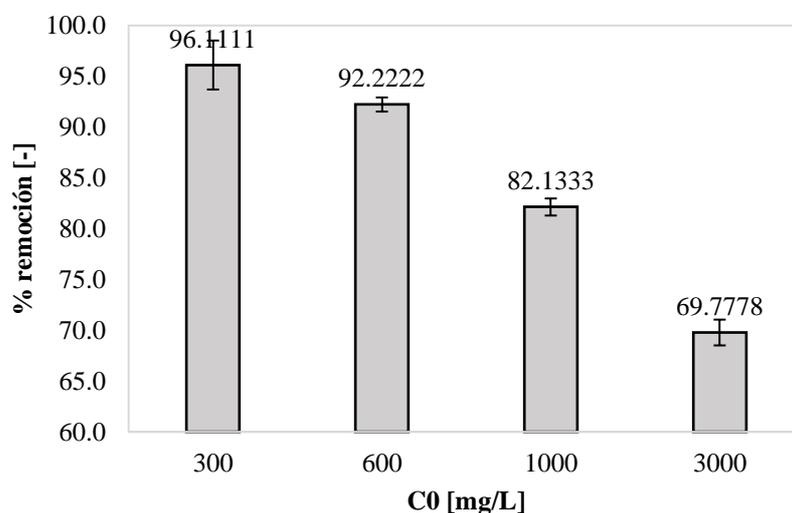


Figura 13. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la concentración inicial (C_0) de este en el agua contaminada.

La concentración inicial del contaminante no se ha tomado en cuenta en el estudio preliminar. A pesar de que los parámetros en el estudio preliminar son los más importantes para la descontaminación, es necesario evaluar otros parámetros o factores que también puedan tener un impacto significativo en los porcentajes de remoción. La concentración inicial del contaminante modelo, en este caso ácido oleico, juega, estadísticamente un rol importante en el proceso. Se evaluaron cuatro niveles de concentración inicial, desde 300 mg/L hasta 3000 mg/L, con rendimientos de remoción del $96,11 \pm 2,41$ % al $69,78 \pm 1,27$ %, respectivamente. El análisis de varianza demostró que existen diferencias estadísticamente significativas para los distintos niveles de concentración inicial de ácido oleico (300, 600, 1000 y 3000 mg/L). También, la prueba de Tukey demostró que cada nivel está presente en distintos grupos con diferencias significativas entre cada uno de estos ($p < 0,05$). Los datos aquí conseguidos se asimilan a aquellos para otro tipo de contaminantes mostrados por otras investigaciones (Amphlett y Choi 2019; Plastiras, Andreasidou, y Samanidou 2020).

3.4.5 Efecto de la velocidad de agitación

Se pueden ver las medias de la eficiencia de remoción de ácido oleico para los niveles de velocidad de agitación investigados en la Figura 14.

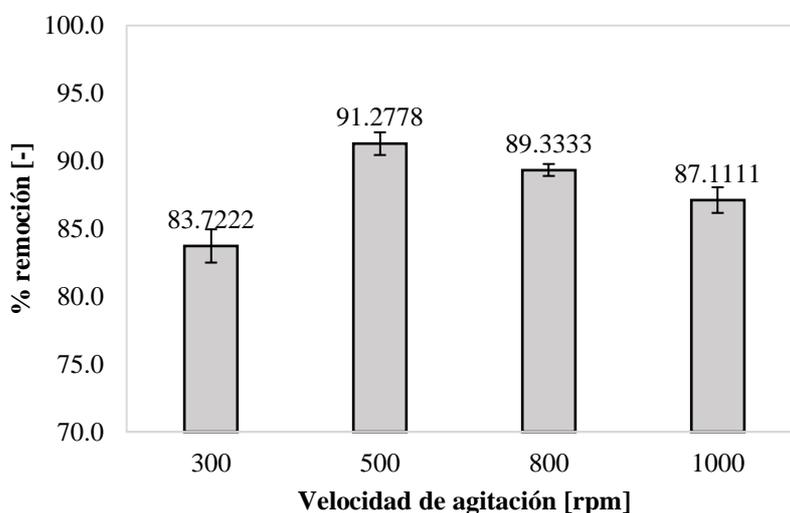


Figura 14. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la velocidad de agitación (en RPM) entre el SEP y el agua contaminada.

La velocidad de agitación también puede afectar de forma directa la eficiencia de remoción de los contaminantes en el agua. Para el caso del ácido oleico, se ha observado que la mejor eficiencia del proceso se da para la velocidad de agitación óptima de 500 RPM, con un $91,28 \pm 0,84$ %. Por otro lado, con una menor velocidad de agitación o con una mayor se dan las peores eficiencias de remoción. Para los 300 RPM, se obtuvo una eficiencia de remoción de $83,72 \pm 1,23$ %, mientras que a una velocidad de 1000 RPM se obtuvo una eficiencia de remoción de $87,11 \pm 0,95$ %. El análisis de varianza muestra que existen diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en las medias de cada nivel investigado (300, 500, 800 y 1000 RPM). La prueba de Tukey revela, de igual forma, que entre cada nivel existen diferencias significativas, aunque las medias puedan agruparse en distintas categorías. De esta forma, no existe diferencias significativas entre usar una velocidad de agitación de 800 o 1000 RPM, ni entre 800 y 500 RPM, aunque cada uno de estos grupos sí tenga diferencias significativas entre sí y con 300 RPM de velocidad. Esto parece ser que responde al régimen turbulento entre los fluidos que se forma con la agitación más o menos violenta. Con bajas velocidades de agitación no existe el suficiente contacto entre cada fase (orgánica y acuosa), mientras que, con altas velocidades, el régimen es tan turbulento que se forman zonas con bajo contacto entre las fases y no

permite que se dé el intercambio del contaminante en la interfase (Abdallah et al. 2022). Otras investigaciones con contaminantes orgánicos como el bisfenol A han observado el mismo patrón al evaluar la velocidad de agitación (An y Row 2021).

3.4.6 Efecto del tiempo de la separación de fases (orgánica/acuosa)

En la figura 15 se puede ver la variabilidad de la eficiencia o porcentaje de remoción de ácido oleico conforme aumenta el tiempo de separación de las fases orgánica y acuosa.

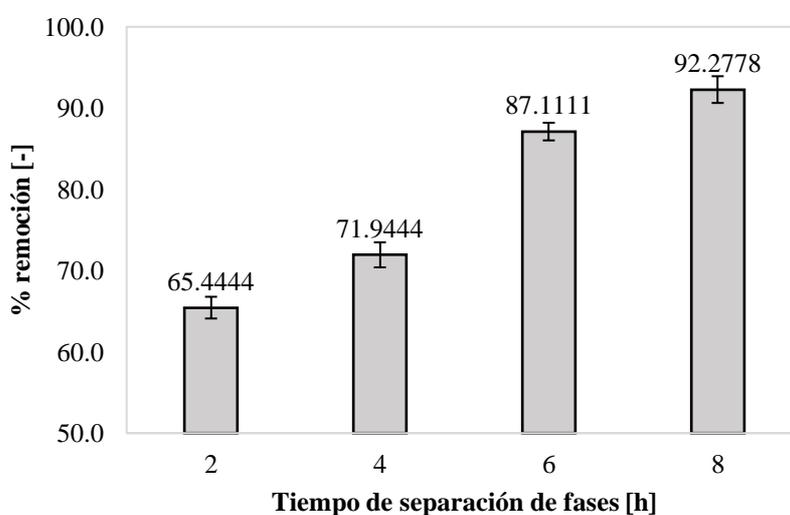


Figura 15. Porcentaje de remoción de ácido oleico en función de la separación de fases orgánica y acuosa después del tiempo de contacto entre SEP y agua contaminada.

Por otro lado, aunque a escala de laboratorio no parece ser importante el tiempo de separación de fases orgánica y acuosa ya que varias investigaciones de separación líquido-líquido sostienen que el tiempo de separación puede tomarse “hasta que se evidencie una separación completa de fases”, en caso de escalar este proceso para una utilidad mayor, el tiempo en que se puede dar la separación es fundamental para el óptimo funcionamiento del método. En este apartado, se evaluaron 4 niveles de tiempo de separación, desde las 2,0 hasta las 8,0 horas, observándose una creciente eficiencia de remoción conforme aumenta este tiempo de separación de fases.

El ANOVA de este factor muestra cambios significativos en las medias de cada nivel ($p < 0,05$). Aún más, la prueba de Tukey separa a cada uno de los niveles en un grupo diferente para cada uno. De esta forma, la peor eficiencia de remoción se da cuando se dejan separar las fases solamente 2 horas después de la agitación del agua y el SEP,

con tan solo $65,44 \pm 1,34$ % de remoción. De igual forma, la mejor remoción se da cuando se han dejado separar por 8 horas ambas fases, con una remoción máxima de $92,28 \pm 1,64$ %. Dadas las diferencias en las medias, para todas las corridas experimentales de descontaminación se ha utilizado 8 horas como tiempo en que las fases logran separarse completamente. En la interfase pueden ocurrir más efectos de intercambio conforme se aumente el tiempo de separación, y esto puede ser evaluado más exhaustivamente, aunque para efectos de esta investigación se proponga que esta es la cantidad de tiempo necesario para que el proceso sea viable y sostenible en caso de ser escalado (Amphlett y Choi 2019; Martín García 2014).

Conclusiones

El presente trabajo tuvo como objetivos el revisar en la literatura disponible acerca de las aguas contaminadas, los contaminantes presentes principalmente en forma de aceites y grasas y sus opciones de recuperación, sea por vía del manejo o descontaminación o por vía de la remoción y tratamiento posterior para su obtención como subproducto. Así, se verificó que el método de descontaminación, en general, para aguas residuales sigue siendo el tratamiento de estas en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Sin embargo, en el contexto ecuatoriano, el país posee un número muy bajo de estas en todo su territorio, y si se toma como muestra las ciudades más densamente pobladas y en las que se desarrollan las distintas actividades humanas que más genera contaminación en cuerpos hídricos, el número de plantas de tratamiento es muy escaso.

La capital del país, Quito, tiene una empresa municipal encargada tanto de la potabilización como el saneamiento de las aguas (EPMAPS) que afirma solo tener capacidad de tratar el 3 % de todas las aguas servidas y descargas contaminadas del perímetro urbano de la ciudad. Si, por otro lado, se evalúa el proceso puntual de descontaminación de materia de aceites y grasas en el agua, no existe en el país un tratamiento ni adecuado ni especializado para tal fin. Esta contaminación es, a fin de cuentas, descargada en cuerpos de agua naturales que eventualmente contaminan extensiones cada vez más grandes del recurso hídrico (cuerpos superficiales y subterráneos).

La presencia de aceites y grasas en el agua debe alarmar a las autoridades porque suponen un obstáculo muy grande en temas de recuperación de fuentes de agua. En primer lugar, este tipo de contaminación es un problema desde el punto de descarga de la fuente ya que puede generar precipitaciones de complejos grasos y ocasionar obstrucciones en las líneas de descarga como desagües en el interior de hogares y emprendimientos, así como la consecuente obstrucción de sistemas de alcantarillado, provocando gastos adicionales en soluciones *in situ* de estos problemas. Por otro lado, también suponen un problema en las pocas plantas de tratamiento ya que esto genera desechos que a su vez deben ser tratados para evitar su acumulación y posterior drenaje y contaminación de superficies y ambientes que no presentan estos.

En el caso puntual de una PTAR, la generación de lixiviados luego debe tratarse de alguna manera, siendo especialmente la más recomendada una digestión anaerobia con el objeto de degradar las grasas y aceites en producción de biogás y así aprovechar su energía interna para la obtención de energía que pueda aprovechar la misma planta o comunidades circundantes a esta. Finalmente, aceites y grasas podrían ser recuperados mediante una técnica viable que permita reutilizar estos contaminantes en procesos posteriores de la manufactura.

La solución presentada en esta tesis de maestría propone el uso de solventes eutécticos profundos (SEP) para la remoción de aceites y grasas mediante extracción líquido-líquido (L-L) en aguas contaminadas. El solvente sintetizado consistió en una mezcla eutéctica de mentol y ácido láctico, ambos escogidos por su disponibilidad y como opción “verde” y amigable con el ambiente. También, se preparó agua artificial contaminada, con ácido oleico como modelo para evaluar lo que ocurría con un solo tipo de contaminante, eliminando interacciones innecesarias en tempranas etapas de investigación. Se diseñó, para este efecto, un esquema experimental exploratorio mediante un diseño factorial completo en que se evaluó la relación de la eficiencia de la remoción, medido en porcentaje de remoción, junto con la razón molar de los componentes de la mezcla eutéctica, la relación entre solvente y agua contaminada y el tiempo de agitación requerido para el proceso.

De este estudio, se obtuvieron los parámetros de relación molar 1:1 (es decir, un mol de mentol mezclado con un mol de ácido láctico), una relación SEP:agua contaminada 1:10 (1 volumen de SEP en 10 volúmenes de agua a tratar) y un tiempo de agitación ideal de 15 minutos. Con esta configuración la eficiencia de remoción siempre fue mayor al 95.0 %. De igual forma, con la mejor configuración se obtuvo un máximo de remoción cercano al 99.5 %.

Del estudio preliminar se optó por realizar un estudio con otros factores que, según distintas fuentes en la literatura científica, afectan el proceso de remoción. El diseño experimental consistió en evaluar distintos niveles de factores como concentración inicial de contaminante modelo, la velocidad de agitación y el tiempo de separación de fases líquidas. Los mejores escenarios para estos factores señalaron que, estadísticamente, se obtienen eficiencias de remoción muy superiores al 95 % conforme la concentración del contaminante es cada vez menor (hasta 300 mg L^{-1}), la velocidad de agitación sea de 500 RPM y el tiempo de separación de fases se maximiza hasta las 8 horas. En particular, se halló que la velocidad de agitación no debe ser menor porque no favorece al contacto de

las fases, y tampoco debe ser mayor porque se forma un régimen turbulento en el flujo que dificulta el transporte del contaminante en la interfase. Junto con los factores antes estudiados, se determinaron las mejores condiciones de operación en escala laboratorio para este método.

Esta investigación es una primera aproximación al uso de solventes eutécticos profundos como descontaminantes de aceites y grasas presentes en el agua. Para evaluar las condiciones de estos factores más apropiados en caso de realizar un escalamiento del proceso debe realizarse teniendo en cuenta algunas otras variables más que pueden dificultar la descontaminación, como por ejemplo el considerar que las aguas contaminadas no solo tendrán aceites y grasas sino una mezcla de contaminantes orgánicos, inorgánicos y agentes microbiológicos que dificulten el intercambio de sustancias en la interfase formada por los líquidos en la extracción.

Finalmente, el estudio también brinda otras perspectivas de la recuperación para un posterior uso de los aceites y grasas en aguas residuales, en el marco del uso y manejo sustentable del recurso hídrico. Esto es particularmente importante, en especial para el contexto de la crisis ambiental y el cambio climático. Si bien la contaminación de cuerpos hídricos ocurre de forma natural, el aporte antropogénico es innegable y muy preocupante porque el ser humano, dado el crecimiento poblacional actual, existe una creciente demanda de recursos y cada vez será más imperativo el cuidado de los cuerpos de agua, como lo sustenta el Objetivo de Desarrollo Sostenible 6: agua y saneamiento para todos de la ONU. En particular, el país no posee un manejo efectivo de aguas residuales, y mucho menos un manejo exclusivo de los aceites y grasas contaminantes.

Por tanto, el trabajo investigativo se aproxima a lo que puede ser un potencial uso de los SEP para tratar este y otros contaminantes también ya estudiados, como contaminantes orgánicos emergentes e iones de metales pesados. Adicionalmente, la actual investigación invita a la comunidad científica del país a unir esfuerzos para abordar estos temas de interés público y pone como ejemplo la capacidad de los sectores de la academia y de la investigación para generar un cambio en temas de la mitigación de la contaminación del agua de origen antrópico y la adaptación de técnicas ya adoptadas en distintas partes del mundo, así como la inclusión de nuevos métodos.

Lista de referencias

- Abbott, Andrew P., David Boothby, Glen Capper, David L. Davies, y Raymond K. Rasheed. 2004. "Deep Eutectic Solvents Formed between Choline Chloride and Carboxylic Acids: Versatile Alternatives to Ionic Liquids". *Journal of the American Chemical Society* 126 (29): 9142–47. <https://doi.org/10.1021/ja048266j>.
- Abbott, Andrew P., Glen Capper, David L. Davies, Katy J. McKenzie, y Stephen U. Obi. 2006. "Solubility of Metal Oxides in Deep Eutectic Solvents Based on Choline Chloride". *Journal of Chemical and Engineering Data* 51 (4): 1280–82. <https://doi.org/10.1021/je060038c>.
- Abdallah, Maha M., Martim Cardeira, Ana A. Matias, Maria Rosário Bronze, y Naiara Fernández. 2022. "Lactic Acid-Based Natural Deep Eutectic Solvents to Extract Bioactives from Marine By-Products". *Molecules* 27 (14). <https://doi.org/10.3390/molecules27144356>.
- Abomohra, Abd El Fatah, Mahdy Elsayed, Sivakumar Esakkimuthu, Mostafa El-Sheekh, y Dieter Hanelt. 2020. "Potential of Fat, Oil and Grease (FOG) for Biodiesel Production: A Critical Review on the Recent Progress and Future Perspectives". *Progress in Energy and Combustion Science*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2020.100868>.
- Abuhasel, Khaled, Mohamed Kchaou, Mohammed Alquraish, Yamuna Munusamy, y Yong Tzyy Jeng. 2021. "Oilywastewater Treatment: Overview of Conventional and Modern Methods, Challenges, and Future Opportunities". *Water (Switzerland)* 13 (7). <https://doi.org/10.3390/w13070980>.
- Ahmed, Reem, Chandra Mohan Sinnathambi, y Usama Eldmerdash. 2014. "N-Hexane, Methyl Ethyl Ketone and Chloroform Solvents for Oil Recovery from Refinery Waste". *Applied Mechanics and Materials* 699 (noviembre): 666–71. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/amm.699.666>.
- Ahmed, Toqeer, Mohammad Zounemat-Kermani, y Miklas Scholz. 2020. "Climate Change, Water Quality and Water-Related Challenges: A Review with Focus on

- Pakistan". *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17 (22): 1–22. <https://doi.org/10.3390/ijerph17228518>.
- Akpor, O. B., y M. Muchie. 2011. "Environmental and Public Health Implications of Wastewater Quality". *African Journal of Biotechnology* 10 (13): 2379–87. <https://doi.org/10.4314/ajb.v10i13>.
- Alade, Abass O., Ahmad T. Jameel, Suleyman A. Muyubi, Mohamad I. Abdul Karim, y Md. Zahangir Alam. 2011. "Removal of Oil and Grease as Emerging Pollutants of Concern (EPC) in Wastewater Stream". *IIUM Engineering Journal* 12 (4): 161–69. <https://doi.org/10.31436/iiumej.v12i4.218>.
- Ali, Md Ackas, Md Sajjadur Rahman, Ranen Roy, Paul Gambill, Douglas E. Raynie, y Mohammad A. Halim. 2021. "Structure Elucidation of Menthol-Based Deep Eutectic Solvent Using Experimental and Computational Techniques". *Journal of Physical Chemistry A* 125 (12): 2402–12. <https://doi.org/10.1021/acs.jpca.0c10735>.
- Alves, Elaine De Santa Izabel. 2013. "Study of the Bioaugmentation of Grease Separators Using the GOR BioSystem™". Thesis of Master, Göteborg: Chalmers University of Technology. www.bioteria.com.
- Amin, Adnan, Ramchandra Naik, Mudassir Azhar, y Harsha Nayak. 2013. "Bioremediation of Different Waste Waters – A Review". *Continental Journal of Fisheries and Aquatic Science* 7 (2): 7–17. <https://doi.org/10.5707/cjfas.2013.7.1.7.17>.
- Amor, Carlos, Leonilde Marchão, Marco S. Lucas, y José A. Peres. 2019. "Application of Advanced Oxidation Processes for the Treatment of Recalcitrant Agro-Industrial Wastewater: A Review". *Water* 11 (205). <https://doi.org/10.3390/w11020205>.
- Amphlett, James T M, y Sungyeol Choi. 2019. "Metal Oxide Solubility in Deep Eutectic Solvents Applications in Decontamination in Decommissioning".
- Andrade Avalos, Mónica Lilian, Danielita Fernanda Borja Mayorga, y Marlene Jacqueline García Veloz. 2021. "Diseño y cotización de una planta de tratamiento de aguas residuales para parroquias rurales del Cantón Riobamba - Provincia de Chimborazo-Ecuador". *ConcienciaDigital* 4 (2). Editorial Ciencia Digital: 198–214. doi:10.33262/concienciadigital.v4i2.1659.

- An, Yena, y Kyung Ho Row. 2021. "Evaluation of Menthol-Based Hydrophobic Deep Eutectic Solvents for the Extraction of Bisphenol A from Environment Water". *Analytical Letters* 54 (9): 1533–45. <https://doi.org/10.1080/00032719.2020.1811716>.
- Arguello, Jenny, y Christian Cando. 2021. "Evolución Histórica de La Estadística de Información Ambiental Económica En GAD Municipales". Quito.
- Bai, Fang, Jing Li, y Chao Hua. 2018. "Research Progresses of Deep Eutectic Solvents and Its Application in Separation and Catalysis". *Materials Science Forum* 921: 3–12. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/msf.921.3>.
- Becerra, Sylvia, Laurence Maurice, y Sabine Desprats-Bologna, eds. 2018. *Nuestro Vivir En La Amazonía Ecuatoriana: Entre La Finca y El Petróleo. Nuestro Vivir En La Amazonía Ecuatoriana: Entre La Finca y El Petróleo*. Quito: Abya-Yala. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.27431>.
- Bjelić, Ana, Brigita Hočevar, Miha Grilc, Uroš Novak, y Blaz Likozar. 2020. "A Review of Sustainable Lignocellulose Biorefining Applying (Natural) Deep Eutectic Solvents (DESs) for Separations, Catalysis and Enzymatic Biotransformation Processes". *Reviews in Chemical Engineering*. De Gruyter Open Ltd. <https://doi.org/10.1515/revce-2019-0077>.
- Boni, H. T., D. de Oliveira, A. A. Ulson de Souza, y S. M.A.G. Ulson de Souza. 2016. "Bioadsorption by Sugarcane Bagasse for the Reduction in Oil and Grease Content in Aqueous Effluent". *International Journal of Environmental Science and Technology* 13 (4): 1169–76. <https://doi.org/10.1007/s13762-016-0962-y>.
- Borhan, Azry, Phoon Kok Hoong, y Mohd Faisal Taha. 2014. "Biosorption of Heavy Metal Ions, Oil and Grease from Industrial Waste Water by Banana Peel". *Applied Mechanics and Materials* 625 (September): 749–52. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.625.749>.
- Campos, J. L., D. Valenzuela-Heredia, A. Pedrouso, A. Val Del Río, M. Belmonte, y A. Mosquera-Corral. 2016. "Greenhouse Gases Emissions from Wastewater Treatment Plants: Minimization, Treatment, and Prevention". *Journal of Chemistry*. Hindawi Publishing Corporation. doi:10.1155/2016/3796352.
- Cañizares, P., J. Lobato, R. Paz, M. A. Rodrigo, y C. Sáez. 2007. "Advanced Oxidation Processes for the Treatment of Olive-Oil Mills Wastewater". *Chemosphere* 67 (4): 832–38. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.10.064>.

- Castro Sánchez, María E, Lisset Noriega, Jose M Perez-Aguilar, Norma A Caballero-Concha, Penélope Merino-Montiel, Anabel Romero López, y Francisco J Melendez Bustamante. 2022. "8 - Green Chemistry Approaches to the Synthesis of Pyrazoline Steroid Derivatives and Their Theoretical DFT Characterization". En *Green Chemistry and Computational Chemistry*, editado por Liliana Mammino, 193–214. Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819879-7.00008-8>.
- Chappelle, Caitrin, Henry Mccann, David Jassby, Kurt Schwabe, y Leon Szeptycki. 2019. "Managing Wastewater in a Changing Climate". *Public Policy Institute of California (PPIC)*. San Francisco.
- Chen, Jingnan, Yun Li, Xiaoping Wang, y Wei Liu. 2019. "Application of Deep Eutectic Solvents in Food Analysis: A Review". *Molecules*. MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/molecules24244594>.
- Chen, Ke Hua, Hong Cheng Wang, Jing Long Han, Wen Zong Liu, Hao Yi Cheng, Bin Liang, y Ai Jie Wang. 2020. "The application of footprints for assessing the sustainability of wastewater treatment plants: A review". *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.jclepro.2020.124053.
- Cheng, Jiechao. 2014. "Bioremediation of Contaminated Water-Based on Various Technologies". *OALib* 01 (01): 1–13. <https://doi.org/10.4236/oalib.preprints.1200056>.
- Choudri, B. S., y Yassine Charabi. 2019. "Health Effects Associated with Wastewater Treatment, Reuse, and Disposal". *Water Environment Research* 91 (10): 976–83. <https://doi.org/10.1002/wer.1157>.
- Colic, Miroslav, Dwain Morse, Wade Morse, y Jan D. Miller. 2005. "NEW DEVELOPMENTS IN MIXING, FLOCCULATION AND FLOTATION FOR INDUSTRIAL WASTEWATER PRETREATMENT AND MUNICIPAL WASTEWATER TREATMENT". *Proceedings of the Water Environment Federation* 2005 (14): 2380–2407. <https://doi.org/10.2175/193864705783867026>.
- Collin, Thomas, Rachel Cunningham, Bruce Jefferson, y Raffaella Villa. 2020. "Characterisation and Energy Assessment of Fats, Oils and Greases (FOG) Waste at Catchment Level". *Waste Management* 103 (febrero): 399–406. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.12.040>.

- Contreras Miño, Juan Fernando. 2015. “Análisis hidrosanitario de trampa de grasa con aireación para disminuir los compuestos tensoactivos y aceites lubricantes”. Tesis de pregrado, Quito: *Universidad Internacional del Ecuador*
- Cruz, Hugo, Noémi Jordão, y Luís C. Branco. 2017. “Deep Eutectic Solvents (DESs) as Low-Cost and Green Electrolytes for Electrochromic Devices”. *Green Chemistry* 19 (7): 1653–58. <https://doi.org/10.1039/c7gc00347a>.
- Deng, Yang, y Renzun Zhao. 2015. “Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Wastewater Treatment”. *Current Pollution Reports*. Springer. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0015-z>.
- Ducoste, Joel J., Kevin M. Keener, John W. Groninger, y Leon M. Holt. 2008. “Assessment of Grease Interceptor Performance - Supplemental Report to 03-CTS-16T”. IWA Publishing.
- Elahi, Ehsan, Liqin Zhang, Muhammad Abid, Muhammad Tariq Javed, y Han Xinru. 2017. “Direct and Indirect Effects of Wastewater Use and Herd Environment on the Occurrence of Animal Diseases and Animal Health in Pakistan”. *Environmental Science and Pollution Research* 24 (7): 6819–32. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8423-9>.
- El-Gawad, H. S. Abd. 2014. “Oil and Grease Removal from Industrial Wastewater Using New Utility Approach”. *Advances in Environmental Chemistry* 2014: 1–6.
- EPMAPS. 2011. “Estudios de Actualización del Plan Maestro Integrado de Agua Potable y Alcantarillado para el DMQ”. Quito.
- . s/f. “ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL - CONSTRUCCIÓN Y OPERACIÓN- MANTENIMIENTO DE LA PLANTA DE RECUPERACIÓN DE AGUA EN EL SECTOR QUITUMBE”. Quito.
- . 2020. “Programa Para La Descontaminación de Los Ríos de Quito”. 2020. <https://www.aguaquito.gob.ec/programa-para-la-descontaminacion-de-los-rios-de-quito/>.
- . 2021. “INFORME DE GESTIÓN 2021 - EMPRESA PÚBLICA METROPOLITANA DE AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO”. Quito.
- ETAPA EP. 2023. “Planta de tratamiento de aguas residuales ETAPA EP”. <https://www.etapa.net.ec/informacion/saneamiento/plantas-de-tratamiento-de-aguas-residuales>.

- Fan, Chen, Yang Liu, Tarik Sebbah, y Xueli Cao. 2021. "A Theoretical Study on Terpene-Based Natural Deep Eutectic Solvent: Relationship between Viscosity and Hydrogen-Bonding Interactions". *Global Challenges* 5 (3): 2000103. <https://doi.org/10.1002/gch2.202000103>.
- Flippin, T. Houston, Lynn Petersen, Brian Brazil, y Kartik Radhakrishnan. 2014. "Fats, Oils and Grease (FOG) Pretreatment Limits: Intent and Serious Impact of Highly Variable Implementation". *Proceedings of the Water Environment Federation* 2014 (13): 6784–89. <https://doi.org/10.2175/193864714815939381>.
- Florindo, C, Nathalie v Monteiro, Bernardo D Ribeiro, L C Branco, y I M Marrucho. 2020. "Hydrophobic Deep Eutectic Solvents for Purification of Water Contaminated with Bisphenol-A". *Journal of Molecular Liquids* 297: 111841. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111841>.
- Goerlitz, Donald F, y Eugene Brown Book. 1972. "Methods for Analysis of Organic Substances in Water". https://doi.org/10.3133/twri05A3_1972.
- Guilcamaigua Anchatuña, Doris Ximena, Nadia Quintero Quiñonez, María Eugenia Jiménez Cercado, y Diego Muñoz Naranjo. 2019. "Absorción de aceites y grasas en aguas residuales de lavadoras y lubricadoras de vehículos utilizando absorbentes naturales". *3C Tecnología_Glosas de innovación aplicadas a la pyme* 8 (3). Area de Innovacion y Desarrollo, S.L. 3 Ciencias: 12–23. doi:10.17993/3ctecno/2019.v8n3e31.12-23.
- Halder, Amit Kumar, y M. Natália D.S. Cordeiro. 2019. "Probing the Environmental Toxicity of Deep Eutectic Solvents and Their Components: An in Silico Modeling Approach". *ACS Sustainable Chemistry and Engineering* 7 (12): 10649–60. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b01306>.
- Hansen, Benworth B., Stephanie Spittle, Brian Chen, Derrick Poe, Yong Zhang, Jeffrey M. Klein, Alexandre Horton, et al. 2021. "Deep Eutectic Solvents: A Review of Fundamentals and Applications". *Chemical Reviews. American Chemical Society*. doi:10.1021/acs.chemrev.0c00385.
- He, Xia, Francis L. de los Reyes, y Joel J. Ducoste. 2017. "A Critical Review of Fat, Oil, and Grease (FOG) in Sewer Collection Systems: Challenges and Control". *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 47 (13): 1191–1217. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1382282>.

- He, Xia, Francis L. de los Reyes, Michael L. Leming, Lisa O. Dean, Simon E. Lappi, y Joel J. Ducoste. 2013. "Mechanisms of Fat, Oil and Grease (FOG) Deposit Formation in Sewer Lines". *Water Research* 47 (13): 4451–59. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.002>.
- Husain, Iman A.F., Ma'an Fahmi Alkhatib, Mohamed Saedi Jami, Mohamed E.S. Mirghani, Zaki bin Zainudin, y Asif Hoda. 2014a. "Problems, Control, and Treatment of Fat, Oil, and Grease (FOG): A Review". *Journal of Oleo Science* 63 (8): 747–52. <https://doi.org/10.5650/jos.ess13182>.
- . 2014b. "Problems, Control, and Treatment of Fat, Oil, and Grease (FOG): A Review". *Journal of Oleo Science*. Japan Oil Chemists Society. <https://doi.org/10.5650/jos.ess13182>.
- INEC. 2016. "ESTADÍSTICA DE INFORMACIÓN AMBIENTAL ECONÓMICA EN GOBIERNOS AUTÓNOMOS DESCENTRALIZADOS MUNICIPALES 2015 (AGUA Y ALCANTARILLADO)". Quito.
- Inyinbor Adejumo, A., O. Adebisin Babatunde, P. Oluyori Abimbola, A. Adelani-Akande Tabitha, O. Dada Adewumi, y A. Orefo Toyin. 2018. "Water Pollution: Effects, Prevention, and Climatic Impact". En *Water Challenges of an Urbanizing World*. InTech. <https://doi.org/10.5772/intechopen.72018>.
- Isci, Asli, y Martin Kaltschmitt. 2021. "Recovery and Recycling of Deep Eutectic Solvents in Biomass Conversions: A Review". *Biomass Conversion and Biorefinery*. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01860-9>.
- Jafari, Kimia, Mohammad Hossein Fatemi, y Patrice Estellé. 2021. "Deep Eutectic Solvents (DESs): A Short Overview of the Thermophysical Properties and Current Use as Base Fluid for Heat Transfer Nanofluids". *Journal of Molecular Liquids* 321: 114752. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.114752i>.
- Jørgensen, Sveinung, y Lars Jacob Tynes Pedersen. 2018. "The Circular Rather than the Linear Economy". En *RESTART Sustainable Business Model Innovation*, editado por Sveinung Jørgensen y Lars Jacob Tynes Pedersen, 103–20. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-91971-3_8.
- Kalhor, Payam, y Khashayar Ghandi. 2021. "Deep Eutectic Solvents as Catalysts for Upgrading Biomass". *Catalysts*. MDPI. <https://doi.org/10.3390/catal11020178>.

- Kareem Aljadri, Mukhtar A. 2013. "NOVEL DEEP EUTECTIC SOLVENTS AND THEIR APPLICATION IN THE LIQUID-LIQUID EXTRACTION OF AROMATIC COMPOUNDS". Thesis of Doctor of Philosophy (Ph.D.), Kuala Lumpur: University of Malaya.
- Khosravanipour Mostafazadeh, Ali, Mahmoodreza Karimiestahbanati, Amadou Diop, Kokou Adjallé, Patrick Drogui, y Rajeshwar Dayal Tyagi. 2021. "20 - Green Chemistry for Green Solvent Production and Sustainability Toward Green Economy". En *Biomass, Biofuels, Biochemicals*, editado por Ashok Pandey, Rajeshwar Dayal Tyagi, y Sunita Varjani, 583–636. Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821878-5.00017-9>.
- Klaucans, Elvis, y Karlis Sams. 2018. "Problems with Fat, Oil, and Grease (FOG) in Food Industry Wastewaters and Recovered FOG Recycling Methods Using Anaerobic Co-Digestion: A Short Review". En *Key Engineering Materials*, 762:61–68. Trans Tech Publications Ltd. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.762.61>.
- Lagos, Andrés y Landázuri, Andrea. 2023. "Impact of Water Circularity on Climate Change: Removal of Fats, Oils and Grease (FOG) from Water Using Green and Simple Extraction Methods". En *Sustainability* 15 (5): 4176. <https://doi.org/10.3390/su15054176>.
- Lahera, Virginia. 2010. "Infraestructura Sustentable: Las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales". *Quivera. Revista de Estudios Territoriales* 12 (2): 58–69.
- Landázuri, Andrea C., Juan S. Villarreal, Esteban R. Núñez, Marlon M. Pico, Andrés S. Lagos, Mario Caviedes, y Estefanía Espinosa. 2018. "Experimental Evaluation of Crushed Moringa Oleifera Lam. Seeds and Powder Waste during Coagulation-Flocculation Processes". *Journal of Environmental Chemical Engineering* 6 (4): 5443–51. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.08.021>.
- Landázuri, Andrea Carolina, Jaime David Cahuasquí Segura, y Andres Sebastián Lagos Estrella. 2019. "Metal Adsorption in Aqueous Media Using Moringa Oleifera Lam. Seeds Produced in Ecuador as an Alternative Method for Water Treatment". *ACI Avances En Ciencias e Ingenierías* 11 (2). <https://doi.org/10.18272/aci.v11i2.763>.

- Landázuri, Andrea, Michel Vargas, Jaime Cahuasquí, David Egas, y Andrés Lagos. 2016. "Metal Adsorption in Aqueous Media Using Moringa Oleifera Seeds Produced in Ecuador as an Alternative Method for Water Treatment". Quito.
- Lee, Jechan, Jong Min Jung, Chanhyuk Park, Byong Hun Jeon, Chi Hwa Wang, Sang Ryong Lee, y Eilhann E. Kwon. 2017. "Rapid Conversion of Fat, Oil and Grease (FOG) into Biodiesel without Pre-Treatment of FOG". *Journal of Cleaner Production* 168 (diciembre): 1211–16. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.096>.
- Li, Chenxi, Pascale Champagne, y Bruce C. Anderson. 2013. "Effects of Ultrasonic and Thermo-Chemical Pre-Treatments on Methane Production from Fat, Oil and Grease (FOG) and Synthetic Kitchen Waste (KW) in Anaerobic Co-Digestion". *Bioresource Technology* 130: 187–97. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.053>.
- Li, Meiyu, Yize Liu, Fanjie Hu, Hongwei Ren, y Erhong Duan. 2021. "Amino Acid-Based Natural Deep Eutectic Solvents for Extraction of Phenolic Compounds from Aqueous Environments". *Processes* 9 (10). <https://doi.org/10.3390/pr9101716>.
- Ling, Jordy Kim Ung, y Kunn Hadinoto. 2022. "Deep Eutectic Solvent as Green Solvent in Extraction of Biological Macromolecules: A Review". *International Journal of Molecular Sciences*. MDPI. <https://doi.org/10.3390/ijms23063381>.
- Long, J. Hunter, Tarek N. Aziz, Francis L. De Los Reyes, y Joel J. Ducoste. 2012. "Anaerobic Co-Digestion of Fat, Oil, and Grease (FOG): A Review of Gas Production and Process Limitations". *Process Safety and Environmental Protection* 90 (3): 231–45. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2011.10.001>.
- López-Maldonado, E. A., M. T. Oropeza-Guzman, J. L. Jurado-Baizaval, y A. Ochoa-Terán. 2014. "Coagulation-Flocculation Mechanisms in Wastewater Treatment Plants through Zeta Potential Measurements". *Journal of Hazardous Materials* 279 (agosto): 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.06.025>.
- Lutfee, Tagreed, Jenan A. Al-Najar, y Firdos M. Abdulla. 2020. "Removal of Oil from Produced Water Using Biosorbent". *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* 737 (1). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/737/1/012198>.

- Luvita, Veny, Novan Agung Mahardiono, Hanif Fakhurroja, Edy Tanu, y Anto Tri Sugiarto. 2019. "COMBINATION METHOD OF ADVANCED OXIDATION PROCESS (AOPs) AND ELECTROMAGNETIC WATER TREATMENT (EWT) TO REDUCE HEAVY METALS IN PIT LAKE". *Instrumentasi* 43 (2): 91. doi:10.31153/instrumentasi.v43i2.174.
- Maity, Jyoti Prakash, Jochen Bundschuh, Chien Yen Chen, y Prosun Bhattacharya. 2014. "Microalgae for third generation biofuel production, mitigation of greenhouse gas emissions and wastewater treatment: Present and future perspectives - A mini review". *Energy* 78 (diciembre). Elsevier Ltd: 104–13. doi:10.1016/j.energy.2014.04.003.
- Maktabifard, Mojtaba, Ewa Zaborowska, y Jacek Makinia. 2020. "Energy neutrality versus carbon footprint minimization in municipal wastewater treatment plants". *Bioresource Technology* 300 (marzo). Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.biortech.2019.122647.
- Makoś, Patrycja, Edyta Słupek, y Jacek Gębicki. 2020. "Hydrophobic Deep Eutectic Solvents in Microextraction Techniques—A Review". *Microchemical Journal*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.104384>.
- Makoś-Chelstowska, Patrycja, Edyta Słupek, y Aleksandra Małachowska. 2022. "Superhydrophobic Sponges Based on Green Deep Eutectic Solvents for Spill Oil Removal from Water". *Journal of Hazardous Materials* 425: 127972. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127972>.
- Mansour, Sahar, Sarra Knani, Rahma Bensouilah, y Zouhaier Ksibi. 2019. "Wastewater Problems and Treatments". *Current Trends and Future Developments on (Bio-) Membranes: Membranes in Environmental Applications*, 151–74. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816778-6.00008-4>.
- Marco, Bianca Aparecida de, Bárbara Saú Rechelo, Eliane Gandolpho Tóoli, Ana Carolina Kogawa, y Hérica Regina Nunes Salgado. 2019. "Evolution of Green Chemistry and Its Multidimensional Impacts: A Review". *Saudi Pharmaceutical Journal*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jsps.2018.07.011>.
- Martín García, Marta. 2014. "THE IMPACT OF SELECTED EUTECTIC SOLVENT TO BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT PLANT". Thesis of Master, Ljubljana: University of Ljubljana.

- Martinez, Judith, Julio Fierro, y Antonio Morán. 2011. "Anaerobic Digestion of High Lipid Content Wastes: FOG Co-Digestion and Milk Processing FAT Digestion NEWFERT (Nutrient Recovery from Biobased Waste for Fertilizer) View Project Integración de Procesos Electroquímicos y Bioelectroquímicos Para La Mejora de La Digestión Anaerobia View Project". *Article in Journal of Residuals Science and Technology*. <https://www.researchgate.net/publication/260869917>.
- Ministerio del Ambiente de Ecuador. 2015. "Acuerdo No 97/A - Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua (Anexo 1, Libro VI de la Calidad Ambiental, del Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente)." Ecuador.
- Mishra, Praveen Kumar, y Suparna Mukherji. 2012. "Biosorption of Diesel and Lubricating Oil on Algal Biomass". *3 Biotech* 2 (4): 301–10. <https://doi.org/10.1007/s13205-012-0056-6>.
- Naciph, Karen. 2016. "Water Quality Analysis of the San Pedro River and Proposal of a Water Treatment Design for Its Use as a Water Source for a Communitarian Irrigation Project". Universidad San Francisco de Quito.
- Najaa, Mohamad, Ghazi Rozidaini, y Ismail Norhisyam. 2017. "Response Surface Methodology Optimization of Oil Removal Using Banana Peel As Biosorbent". *Malaysian Journal of Analytical Science* 21 (5): 1101–10. <https://doi.org/10.17576/mjas-2017-2105-12>.
- Núñez, Tania, Adrián Quijia, Magaly Jaque, Diego Reyes, Eduardo Arias, Gabriela López, y Luidys Reyes. 2016. "Estudio Complementario de La Variante Quitumbe de 2,6 Km de La Primera Línea Del Metro de Quito." Quito.
- Orejuela-Escobar, Lourdes M., Andrea C. Landázuri, y Barry Goodell. 2021. "Second Generation Biorefining in Ecuador: Circular Bioeconomy, Zero Waste Technology, Environment and Sustainable Development: The Nexus". *Journal of Bioresources and Bioproducts* 6 (2): 83–107. <https://doi.org/10.1016/j.jobab.2021.01.004>.
- Orellana González, Esperanza Estefanía. 2020. "Diseño de una propuesta de aprovechamiento de aceites usados en restaurantes del sector La Chala - Guayaquil para ecoemprendimiento". Tesis de pregrado, Guayaquil: *Universidad Agraria del Ecuador*.

- Pahunang, Rekich R., Antonio Buonerba, Vincenzo Senatore, Giuseppina Oliva, Mariam Ouda, Tiziano Zarra, Raul Muñoz, et al. 2021. "Advances in technological control of greenhouse gas emissions from wastewater in the context of circular economy". *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148479.
- Palli, Laura, Federica Spina, Giovanna Cristina Varese, Marco Vincenzi, Mario Aragno, Giulio Arcangeli, Nicola Mucci, Daniela Santianni, Simone Caffaz, y Riccardo Gori. 2019. "Occurrence of Selected Pharmaceuticals in Wastewater Treatment Plants of Tuscany: An Effect-Based Approach to Evaluate the Potential Environmental Impact". *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 222 (4): 717–25. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.05.006>.
- Pam, Aloysius Akaangee, Zul Adlan Mohd Hir, Abdul Halim Abdullah, y Yen Ping Tan. 2021. "Pb(II) Removal in Water via Adsorption onto Deep Eutectic Solvent Fabricated Activated Carbon". *Applied Water Science* 11 (6). <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01420-6>.
- Pérez-Bendito, D, y S Rubio, eds. 1999. "Chapter 11 Determination of Organic Pollutants in Waters". En , 535–603. [https://doi.org/10.1016/S0166-526X\(99\)80013-0](https://doi.org/10.1016/S0166-526X(99)80013-0).
- Plastiras, Orfeas Evangelos, Eirini Andreasidou, y Victoria Samanidou. 2020. "Microextraction Techniques with Deep Eutectic Solvents". *Molecules*. MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/molecules25246026>.
- Plotka-Wasyłka, Justyna, Miguel de la Guardia, Vasil Andruch, y Mária Vilková. 2020. "Deep Eutectic Solvents vs Ionic Liquids: Similarities and Differences". *Microchemical Journal* 159: 105539. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105539>.
- Popa, Paula, Mihaela Timofti, Mirela Voiculescu, Silvia Dragan, Catalin Trif, y Lucian P. Georgescu. 2012. "Study of Physico-Chemical Characteristics of Wastewater in an Urban Agglomeration in Romania". *The Scientific World Journal* 2012. <https://doi.org/10.1100/2012/549028>.
- Primasari, Budhi, Shaliza Ibrahim, M Suffian M Annuar, y Lim Xung Ian Rennie. 2011. "Aerobic Treatment of Oily Wastewater: Effect of Aeration and Sludge Concentration to Pollutant Reduction and PHB Accumulation". En *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 914–18.

- Raja Sekharan, T., R. Margret Chandira, S. C. Rajesh, Shunmugaperumal Tamilvanan, C. T. Vijayakumar, y B. S. Venkateswarlu. 2021. "Ph, Viscosity of Hydrophobic Based Natural Deep Eutectic Solvents and the Effect of Curcumin Solubility in It". *Biointerface Research in Applied Chemistry* 11 (6): 14620–33. <https://doi.org/10.33263/BRIAC116.1462014633>.
- Rashid, Shahidah Nusailah, Haneef F Hizaddin, Adeeb Hayyan, Khairunnisa Hasikin, Sarah Abdul Razak, Mohd Istajib Mokhtar, y Muhammad Mokhzaini Azizan. 2022. "Deep Eutectic Solvents for the Removal of Lead Contaminants in Mangrove Soil". *Journal of Environmental Chemical Engineering* 10 (2): 107264. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107264>.
- Ries, Sarah, Asha Srinivasan, Otman Abida, Kit Caufield, Ping Huang Liao, y Kwang Victor Lo. 2021. "Microwave Enhanced Advanced Oxidation Treatment of Fat, Oil and Grease (FOG) with Organic Co-Substrates". *Environmental Technology (United Kingdom)* 42 (28): 4500–4510. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1767700>.
- Ritter, William F, y S Rao Chitikela. 2014. "Greenhouse Gas Emissions From Wastewater Treatment Plants And By- Product Operations - A Comprehensive Review". En *World Environmental and Water Resources Congress 2014: Water without Borders*.
- Roggatz, H., y R. Klute. 1988. "Chemically Supported Oil and Grease Removal in Municipal Wastewater Treatment Plants". *Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment*, 273–80. https://doi.org/10.1007/978-3-642-73819-7_22.
- Rout, Prangya R., Tian C. Zhang, Puspendu Bhunia, y Rao Y. Surampalli. 2021. "Treatment Technologies for Emerging Contaminants in Wastewater Treatment Plants: A Review". *Science of the Total Environment* 753 (enero). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141990>.
- Sadri Moghaddam, S., M. R. Alavi Moghaddam, y M. Arami. 2010. "Coagulation/Flocculation Process for Dye Removal Using Sludge from Water Treatment Plant: Optimization through Response Surface Methodology". *Journal of Hazardous Materials* 175 (1–3): 651–57. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.058>.
- Salama, El Sayed, Shouvik Saha, Mayur B. Kurade, Subhabrata Dev, Soon Woong Chang, y Byong Hun Jeon. 2019. "Recent Trends in Anaerobic Co-Digestion: Fat,

- Oil, and Grease (FOG) for Enhanced Biomethanation”. *Progress in Energy and Combustion Science*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2018.08.002>.
- Sas, Olalla G, Lorena Villar, Ángeles Domínguez, Begoña González, y Eugénia A Macedo. 2022. “Hydrophobic Deep Eutectic Solvents as Extraction Agents of Nitrophenolic Pollutants from Aqueous Systems”. *Environmental Technology & Innovation* 25: 102170. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102170>.
- Sikosana, Mmontshi L., Keneiloe Sikhwivhilu, Richard Moutloali, y Daniel M. Madyira. 2019. “Municipal Wastewater Treatment Technologies: A Review”. En *Procedia Manufacturing*, 35:1018–24. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2019.06.051>.
- Singh, Suruchi, y Supriya Tiwari. 2019. “Climate Change, Water and Wastewater Treatment: Interrelationship and Consequences”. En *Water Conservation, Recycling and Reuse: Issues and Challenges*, editado por Rajeev Pratap Singh, Alan S. Kolok, y Shannon L. Bartelt-Hunt, 203–14. <https://doi.org/10.1007/978-981-13-3179-4>.
- Sivabalan, Vinayagam, Jai Krishna Sahith, y Bhajan Lal. 2021. “Deep Eutectic Solvents as the New Norm for Oil and Gas Industry: A Mini Review”. En . Atlantis Press. <https://doi.org/10.2991/aer.k.201229.017>.
- Škulcová, Andrea, y Michal Jablonský. 2018. “Properties and Thermal Behavior of Deep Eutectic Solvents Based Lactic Acid”. *Journal of Hygienic Engineering and Design* 25: 75–80.
- Smith, Emma L., Andrew P. Abbott, y Karl S. Ryder. 2014. “Deep Eutectic Solvents (DESs) and Their Applications”. *Chemical Reviews* 114 (21): 11060–82. <https://doi.org/10.1021/cr300162p>.
- Socaciu, Carmen, Florinela Fetea, Floricuta Ranga, Andrea Bunea, Francisc Dulf, Sonia Socaci, y Adela Pintea. 2020. “Attenuated Total Reflectance-fourier Transform Infrared Spectroscopy (Atr-ftir) Coupled with Chemometrics, to Control the Botanical Authenticity and Quality of Cold-pressed Functional Oils Commercialized in Romania”. *Applied Sciences (Switzerland)* 10 (23): 1–16. <https://doi.org/10.3390/app10238695>.
- Solé-Bundó, Maria, Marianna Garfí, y Ivet Ferrer. 2020. “Pretreatment and Co-Digestion of Microalgae, Sludge and Fat Oil and Grease (FOG) from Microalgae-Based

- Wastewater Treatment Plants”. *Bioresource Technology* 298 (febrero).
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122563>.
- Srinivasan, Asha, Moutoshi Saha, Kit Caufield, Otman Abida, Ping Huang Liao, y Kwang Victor Lo. 2018. “Microwave-Enhanced Advanced Oxidation Treatment of Lipids and Food Wastes”. *Water, Air, and Soil Pollution* 229 (7).
<https://doi.org/10.1007/s11270-018-3894-y>.
- Stenstrom, Michael K., Sami Fam, y Gary S. Silverman. 1986. “Analytical Methods for Quantitative and Qualitative Determination of Hydrocarbons and Oil and Grease in Water and Wastewater”. *Environmental Technology Letters* 7 (1–12): 625–36.
<https://doi.org/10.1080/09593338609384453>.
- Sun, Shiqin, Shiwei Liu, Fengli Yu, Jian Zhang, Weiguo Xing, y Shitao Yu. 2022. “Reusable Deep Eutectic Solvents for Clean ϵ -Caprolactam Synthesis under Mild Conditions”. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 10 (4): 1675–88.
<https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c07613>.
- Suresh, Akshaykumar, Ewa Grygolowicz-Pawlak, Santosh Pathak, Leong Soon Poh, Maszenan bin Abdul Majid, Dominik Dominiak, Thomas Vistisen Bugge, Xin Gao, y Wun Jern Ng. 2018. “Understanding and Optimization of the Flocculation Process in Biological Wastewater Treatment Processes: A Review”. *Chemosphere*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.021>.
- Terán, Christian, Jenny Argüello, y Christian Cando. 2021. “Estadística de Información Ambiental Económica En Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales - Gestión de Agua Potable y Saneamiento: Boletín Técnico No. 04-2020-GAD Municipales”. Quito. www.ecuadorencifras.gob.ec.
- Thuy Pham, Thi Phuong, Chul-Woong Cho, y Yeoung-Sang Yun. 2010. “Environmental Fate and Toxicity of Ionic Liquids: A Review”. *Water Research* 44 (2): 352–72.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.030>.
- Tjandraatmadja, Grace, y Clare Diaper. 2006. “Sources of Critical Contaminants in Domestic Wastewater - a Literature Review”. *CSIRO: Water for a Healthy Country*.
- Tu, Qingshi, y Bryant E. McDonnell. 2016. “Monte Carlo analysis of life cycle energy consumption and greenhouse gas (GHG) emission for biodiesel production from trap grease”. *Journal of Cleaner Production* 112 (enero). Elsevier Ltd: 2674–83.
[doi:10.1016/j.jclepro.2015.10.028](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.028)

- UN-Water. 2021. *Resumen actualizado de 2021 sobre los progresos en el ODS 6: agua y saneamiento para todos*. Versión: julio de 2021. Ginebra: ONU.
- UNESCO, y UN-Water. 2020. *The United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change*. Paris: UNESCO.
- United Nations Environment Programme (UNEP), UN-HABITAT, GRID-Arendal. 2010. *Sick Water? The central role of wastewater management in sustainable development. A Rapid Response Assessment*.
- United States Environmental Protection Agency. 2010. "Method 1664, Revision B: N-Hexane Extractable Material (HEM; Oil and Grease) and Silica Gel Treated n-Hexane Extractable Material (SGT-HEM; Non-Polar Material) by Extraction and Gravimetry". <http://www.epa.gov/waterscience/methods/>.
- Vaca, Henry, y Santiago Montalván. 2016. "Operación Y Mantenimiento de La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, Centro Poblado Nono, Ubicado En La Zona Noroccidente de La Ciudad de Quito, Parroquia Nono". Tesis de Tecnología, Quito: Escuela Politécnica Nacional.
- Valle Pazmiño, Verónica Nathalia. 2016. "Evaluación de parámetros físicos, químicos y microbiológicos en el agua residual doméstica de la ciudad de Quito". Tesis de pregrado, Quito: *Universidad Politécnica Salesiana*.
- Vinci, Paul J., Jayson J. Page, Edwin Castilla-Rodriguez, James Ferguson, y Bruce Chalmers. 2010. "FOG – Figuring Out Good Solution to Fats, Oils and Grease in Advanced Wastewater Treatment Systems". *Proceedings of the Water Environment Federation* 2010 (12): 4369–98. <https://doi.org/10.2175/193864710798182763>.
- Voloshenko-Rossin, A., G. Gasser, K. Cohen, J. Gun, L. Cumbal-Flores, W. Parra-Morales, F. Sarabia, F. Ojeda, y O. Lev. 2015. "Emerging Pollutants in the Esmeraldas Watershed in Ecuador: Discharge and Attenuation of Emerging Organic Pollutants along the San Pedro–Guayllabamba–Esmeraldas Rivers". *Environ. Sci.: Processes Impacts* 17 (1): 41–53. <https://doi.org/10.1039/C4EM00394B>.
- Wagle, Durgesh v, Hua Zhao, y Gary A Baker. 2014. "Deep Eutectic Solvents: Sustainable Media for Nanoscale and Functional Materials". *Accounts of Chemical Research* 47 (8): 2299–2308. <https://doi.org/10.1021/ar5000488>.

- Wakelin, Steven A., Matt J. Colloff, y Rai S. Kookana. 2008. "Effect of Wastewater Treatment Plant Effluent on Microbial Function and Community Structure in the Sediment of a Freshwater Stream with Variable Seasonal Flow". *Applied and Environmental Microbiology* 74 (9): 2659–68. <https://doi.org/10.1128/AEM.02348-07>.
- Wallace, Thomas, David Gibbons, Michael O'Dwyer, y Thomas P. Curran. 2017. "International Evolution of Fat, Oil and Grease (FOG) Waste Management – A Review". *Journal of Environmental Management*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.003>.
- Wang, Dan, Weili Ye, Guangxue Wu, Ruoqi Li, Yuru Guan, Wei Zhang, Junxia Wang, Yuli Shan, y Klaus Hubacek. 2022. "Greenhouse gas emissions from municipal wastewater treatment facilities in China from 2006 to 2019". *Scientific Data* 9 (1). Nature Research. doi:10.1038/s41597-022-01439-7.
- Wang, Ling, Tarek N. Aziz, y Francis L. De los Reyes. 2013. "Determining the limits of anaerobic co-digestion of thickened waste activated sludge with grease interceptor waste". *Water Research* 47 (11). Elsevier Ltd: 3835–44. doi:10.1016/j.watres.2013.04.003
- Wazeer, I, M K Hadj-Kali, y I M AlNashef. 2019. "Applications of Ionic Liquids and Deep Eutectic Solvents in Biorefinery-Biodiesel Production". En *Biorefinery: Integrated Sustainable Processes for Biomass Conversion to Biomaterials, Biofuels, and Fertilizers*, editado por Juan-Rodrigo Bastidas-Oyanedel y Jens Ejbye Schmidt, 185–210. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-10961-5_8.
- Xie, Sihuang, Matthew J. Higgins, Heriberto Bustamante, Brendan Galway, y Long D. Nghiem. 2018. "Current Status and Perspectives on Anaerobic Co-Digestion and Associated Downstream Processes". *Environmental Science: Water Research and Technology*. Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/c8ew00356d>.
- Xing, Ji, Marcia Marques, y Li Li. 2007. "Grease trap waste: a headache or a valuable energy source?" *Linnaeus Eco-Tech*, diciembre. Linnaeus University, 389–400. doi:10.15626/eco-tech.2007.040.
- Yang, Mengjie, Man Peng, Dong Wu, Haoyuan Feng, Yixian Wang, Yongpeng Lv, Fengyun Sun, Sanjib Sharma, Yue Che, y Kai Yang. 2023. "Greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants in China: Historical emissions and

- future mitigation potentials”. *Resources, Conservation and Recycling* 190 (marzo). Elsevier B.V. doi:10.1016/j.resconrec.2022.106794.
- Yousefelahiyeh, Roya, Christopher Cyril Sandeep Dominic, y Joel Ducoste. 2017. “Modeling Fats, Oil and Grease Deposit Formation and Accumulation in Sewer Collection Systems”. *Journal of Hydroinformatics* 19 (3): 443–55. <https://doi.org/10.2166/hydro.2017.016>.
- Yu, Li, Mei Han, y Fang He. 2017. “A Review of Treating Oily Wastewater”. *Arabian Journal of Chemistry* 10: S1913–22. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.07.020>.
- Yu, Yarong, Wenjin Zhang, Xiangna Han, Xiao Huang, Jing Zhao, Qinghua Ren, y Hongjie Luo. 2019. “Menthol-Based Eutectic Mixtures: Novel Potential Temporary Consolidants for Archaeological Excavation Applications”. *Journal of Cultural Heritage* 39 (septiembre): 103–9. <https://doi.org/10.1016/j.culher.2019.04.009>.
- Zante, Guillaume, y Maria Boltoeva. 2020. “Review on Hydrometallurgical Recovery of Metals with Deep Eutectic Solvents”. *Sustainable Chemistry* 1 (3): 238–55. <https://doi.org/10.3390/suschem1030016>.
- Zhang, Man, Xingyilong Zhang, Yingying Liu, Kejing Wu, Yingming Zhu, Houfang Lu, y Bin Liang. 2021. “Insights into the Relationships between Physicochemical Properties, Solvent Performance, and Applications of Deep Eutectic Solvents”. *Environmental Science and Pollution Research* 28 (27): 35537–63. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14485-2>.
- Zhang, Xu, Peng Zhu, Qinfang Li, y Haiyan Xia. 2022. “Recent Advances in the Catalytic Conversion of Biomass to Furfural in Deep Eutectic Solvents”. *Frontiers in Chemistry* 10. <https://doi.org/10.3389/fchem.2022.911674>.

Anexos

Anexo 1: ANOVA del uso de n-hexano y cloroformo para el análisis de grasas y aceites presentes en el agua

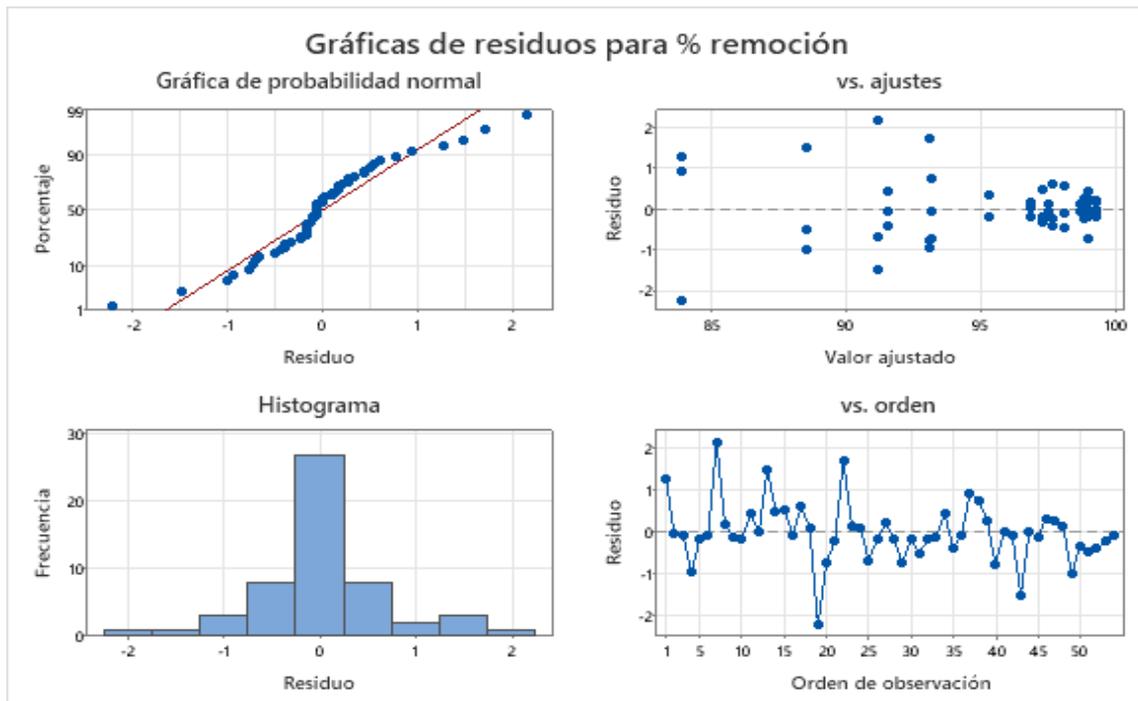
ANOVA

Removal_av

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	1.578	1	1.578	.028	.869
Within Groups	896.360	16	56.023		
Total	897.939	17			

Anexo 2: Diseño factorial completo para evaluación preliminar de factores – ANOVA y gráficas de normalidad y residuos

Análisis de Varianza					
Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	17	977.83	57.519	76.47	0.000
Lineal	5	817.99	163.598	217.51	0.000
Molar ratio	2	88.79	44.397	59.03	0.000
DES:water ratio	1	65.6	65.604	87.22	0.000
Contact time	2	663.59	331.795	441.13	0.000
Interacciones de 2 términos	8	143.58	17.948	23.86	0.000
Molar ratio*DES:water ratio	2	28.06	14.028	18.65	0.000
Molar ratio*Contact time	4	37.4	9.351	12.43	0.000
DES:water ratio*Contact time	2	78.12	39.061	51.93	0.000
Interacciones de 3 términos	4	16.26	4.065	5.4	0.002
Molar ratio*DES:water ratio*Contact time	4	16.26	4.065	5.4	0.002
Error	36	27.08	0.752		
Total	53	1004.91			



Anexo 3: ANOVA y prueba de Tukey para factor de razón molar de SEP**ANOVA**

Removal_MR

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	57.556	2	28.778	208.015	.000
Within Groups	.830	6	.138		
Total	58.386	8			

Post Hoc Tests**Multiple Comparisons**

Dependent Variable: Removal_MR

Tukey HSD

(I) Molar_ratio	(J) Molar_ratio	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
11.00	12.00	-6.00000*	.30369	.000	-6.9318	-5.0682
	21.00	-4.33333*	.30369	.000	-5.2651	-3.4015
12.00	11.00	6.00000*	.30369	.000	5.0682	6.9318
	21.00	1.66667*	.30369	.004	.7349	2.5985
21.00	11.00	4.33333*	.30369	.000	3.4015	5.2651
	12.00	-1.66667*	.30369	.004	-2.5985	-.7349

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Removal_MRTukey HSD^a

Molar_ratio	N	Subset for alpha = 0.05		
		1	2	3
11.00	3	93.0000		
21.00	3		97.3333	
12.00	3			99.0000
Sig.		1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Anexo 4: ANOVA y prueba de Tukey para factor de razón en volumen SEP:agua contaminada

ANOVA

Removal_DWr

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	53.759	3	17.920	155.688	.000
Within Groups	.921	8	.115		
Total	54.680	11			

Post Hoc Tests

Multiple Comparisons

Dependent Variable: Removal_DWr

Tukey HSD

(I) DESWater_ratio	(J) DESWater_ratio	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
1.00	2.00	-1.94333*	.27701	.001	-2.8304	-1.0563
	3.00	-3.49667*	.27701	.000	-4.3837	-2.6096
	4.00	-5.77667*	.27701	.000	-6.6637	-4.8896
2.00	1.00	1.94333*	.27701	.001	1.0563	2.8304
	3.00	-1.55333*	.27701	.002	-2.4404	-.6663
	4.00	-3.83333*	.27701	.000	-4.7204	-2.9463
3.00	1.00	3.49667*	.27701	.000	2.6096	4.3837
	2.00	1.55333*	.27701	.002	.6663	2.4404
	4.00	-2.28000*	.27701	.000	-3.1671	-1.3929
4.00	1.00	5.77667*	.27701	.000	4.8896	6.6637
	2.00	3.83333*	.27701	.000	2.9463	4.7204
	3.00	2.28000*	.27701	.000	1.3929	3.1671

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Homogeneous Subsets

Removal_DWr

Tukey HSD^a

DESWater_ratio	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.00	3	91.0567			
2.00	3		93.0000		
3.00	3			94.5533	
4.00	3				96.8333
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Anexo 5: ANOVA y prueba de Tukey para factor de tiempo de agitación o contacto**ANOVA**

Removal_CT

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	571.112	4	142.778	104.746	.000
Within Groups	13.631	10	1.363		
Total	584.743	14			

Post Hoc Tests**Multiple Comparisons**

Dependent Variable: Removal_CT

Tukey HSD

(I) Contact_time	(J) Contact_time	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
5.00	10.00	-1.22000	.95327	.708	-4.3573	1.9173
	15.00	-8.22000*	.95327	.000	-11.3573	-5.0827
	20.00	-13.66333*	.95327	.000	-16.8006	-10.5260
	30.00	-15.00000*	.95327	.000	-18.1373	-11.8627
10.00	5.00	1.22000	.95327	.708	-1.9173	4.3573
	15.00	-7.00000*	.95327	.000	-10.1373	-3.8627
	20.00	-12.44333*	.95327	.000	-15.5806	-9.3060
	30.00	-13.78000*	.95327	.000	-16.9173	-10.6427
15.00	5.00	8.22000*	.95327	.000	5.0827	11.3573
	10.00	7.00000*	.95327	.000	3.8627	10.1373
	20.00	-5.44333*	.95327	.001	-8.5806	-2.3060
	30.00	-6.78000*	.95327	.000	-9.9173	-3.6427
20.00	5.00	13.66333*	.95327	.000	10.5260	16.8006
	10.00	12.44333*	.95327	.000	9.3060	15.5806
	15.00	5.44333*	.95327	.001	2.3060	8.5806
	30.00	-1.33667	.95327	.640	-4.4740	1.8006
30.00	5.00	15.00000*	.95327	.000	11.8627	18.1373
	10.00	13.78000*	.95327	.000	10.6427	16.9173
	15.00	6.78000*	.95327	.000	3.6427	9.9173
	20.00	1.33667	.95327	.640	-1.8006	4.4740

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Homogeneous Subsets

Removal_CT

Tukey HSD^a

Contact_time	N	Subset for alpha = 0.05		
		1	2	3
5.00	3	83.8900		
10.00	3	85.1100		
15.00	3		92.1100	
20.00	3			97.5533
30.00	3			98.8900
Sig.		.708	1.000	.640

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Anexo 6: ANOVA y prueba de Tukey para factor de la concentración inicial de ácido oleico (contaminante muestra)

ANOVA

Removal_Oc0

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	1246.684	3	415.561	192.955	.000
Within Groups	17.229	8	2.154		
Total	1263.914	11			

Post Hoc Tests

Multiple Comparisons

Dependent Variable: Removal_Oc0

Tukey HSD

(I) Oil_c0	(J) Oil_c0	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
300.00	600.00	3.88667*	1.19824	.047	.0495	7.7239
	1000.00	13.97667*	1.19824	.000	10.1395	17.8139
	3000.00	26.33333*	1.19824	.000	22.4961	30.1705
600.00	300.00	-3.88667*	1.19824	.047	-7.7239	-.0495
	1000.00	10.09000*	1.19824	.000	6.2528	13.9272
	3000.00	22.44667*	1.19824	.000	18.6095	26.2839
1000.00	300.00	-13.97667*	1.19824	.000	-17.8139	-10.1395
	600.00	-10.09000*	1.19824	.000	-13.9272	-6.2528
	3000.00	12.35667*	1.19824	.000	8.5195	16.1939
3000.00	300.00	-26.33333*	1.19824	.000	-30.1705	-22.4961
	600.00	-22.44667*	1.19824	.000	-26.2839	-18.6095
	1000.00	-12.35667*	1.19824	.000	-16.1939	-8.5195

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Homogeneous Subsets

Removal_Oc0

Tukey HSD^a

Oil_c0	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
3000.00	3	69.7767			
1000.00	3		82.1333		
600.00	3			92.2233	
300.00	3				96.1100
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Anexo 7: ANOVA y prueba de Tukey para factor de la velocidad de agitación

ANOVA

Removal_SS	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	94.625	3	31.542	37.976	.000
Within Groups	6.645	8	.831		
Total	101.269	11			

Post Hoc Tests

Multiple Comparisons

Dependent Variable: Removal_SS

Tukey HSD

(I) Stirring_speed	(J) Stirring_speed	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
300.00	500.00	-7.55667*	.74412	.000	-9.9396	-5.1737
	800.00	-5.61000*	.74412	.000	-7.9929	-3.2271
	1000.00	-3.38667*	.74412	.008	-5.7696	-1.0037
500.00	300.00	7.55667*	.74412	.000	5.1737	9.9396
	800.00	1.94667	.74412	.114	-.4363	4.3296
	1000.00	4.17000*	.74412	.002	1.7871	6.5529
800.00	300.00	5.61000*	.74412	.000	3.2271	7.9929
	500.00	-1.94667	.74412	.114	-4.3296	.4363
	1000.00	2.22333	.74412	.068	-.1596	4.6063
1000.00	300.00	3.38667*	.74412	.008	1.0037	5.7696
	500.00	-4.17000*	.74412	.002	-6.5529	-1.7871
	800.00	-2.22333	.74412	.068	-4.6063	.1596

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Homogeneous Subsets

Removal_SS

Tukey HSD^a

Stirring_speed	N	Subset for alpha = 0.05		
		1	2	3
300.00	3	83.7233		
1000.00	3		87.1100	
800.00	3		89.3333	89.3333
500.00	3			91.2800
Sig.		1.000	.068	.114

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Anexo 8: ANOVA y prueba de Tukey para factor del tiempo de separación de fases

ANOVA

Removal_ST

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	1426.837	3	475.612	237.124	.000
Within Groups	16.046	8	2.006		
Total	1442.883	11			

Post Hoc Tests

Multiple Comparisons

Dependent Variable: Removal_ST

Tukey HSD

(I) Settling_time	(J) Settling_time	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
2.00	4.00	-6.50000*	1.15636	.002	-10.2031	-2.7969
	6.00	-21.67000*	1.15636	.000	-25.3731	-17.9669
	8.00	-26.83667*	1.15636	.000	-30.5397	-23.1336
4.00	2.00	6.50000*	1.15636	.002	2.7969	10.2031
	6.00	-15.17000*	1.15636	.000	-18.8731	-11.4669
	8.00	-20.33667*	1.15636	.000	-24.0397	-16.6336
6.00	2.00	21.67000*	1.15636	.000	17.9669	25.3731
	4.00	15.17000*	1.15636	.000	11.4669	18.8731
	8.00	-5.16667*	1.15636	.009	-8.8697	-1.4636
8.00	2.00	26.83667*	1.15636	.000	23.1336	30.5397
	4.00	20.33667*	1.15636	.000	16.6336	24.0397
	6.00	5.16667*	1.15636	.009	1.4636	8.8697

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Homogeneous Subsets

Removal_ST

Tukey HSD^a

Settling_time	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
2.00	3	65.4433			
4.00	3		71.9433		
6.00	3			87.1133	
8.00	3				92.2800
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.