

República de Cuba



Tesis de Doctorado

GESTIÓN INTEGRAL DE LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS EN LAS CENTRALES ELÉCTRICAS QUE OPERAN CON DIÉSEL Y FUEL OIL

Pastora de la Concepción Martinez Nodal

Pastora de la Concepción Martínez Nodal

Gestión integral de las aguas residuales generadas en las centrales eléctricas que operan con Diésel y Fuel Oil (Tesis de Doctorado) / . – La Habana : Editorial Universitaria, 2017 – e-ISBN 978-959-16-3406-1.

© **Autor:** Pastora de la Concepción Martínez Nodal.

Digitalización: Editorial Universitaria del Ministerio de Educación Superior de la República de Cuba.

Calle 23 entre F y G, No. 564. El Vedado, La Habana, CP 10400, Cuba.

Email: eduniv@mes.edu.cu

Página web: <http://eduniv.mes.edu.cu>



**UNIVERSIDAD CENTRAL “MARTA ABREU” DE LAS VILLAS
FACULTAD DE QUÍMICA Y FARMACIA
CENTRO DE ESTUDIO DE QUÍMICA APLICADA.**



**“GESTIÓN INTEGRAL DE LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS EN LAS
CENTRALES ELÉCTRICAS QUE OPERAN CON DIÉSEL Y FUEL OIL”.**

Tesis presentada en opción al grado Científico de Doctor en Ciencias Técnicas.

PASTORA DE LA CONCEPCIÓN MARTINEZ NODAL.

**Santa Clara
2016**

UNIVERSIDAD CENTRAL “MARTA ABREU” DE LAS VILLAS
FACULTAD DE QUÍMICA Y FARMACIA
CENTRO DE ESTUDIO DE QUÍMICA APLICADA.



**“GESTIÓN INTEGRAL DE LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS EN LAS
CENTRALES ELÉCTRICAS QUE OPERAN CON DIÉSEL Y FUEL OIL”.**

Tesis presentada en opción al grado Científico de Doctor en Ciencias Técnicas.

Autor: MSc. Pastora de la Concepción Martínez Nodal.

Tutor: Prof. Tit. Iván L. Rodríguez Rico. Dr. C.

Tutor: Prof. Tit. Elena Rosa Domínguez. Dr. C.

Santa Clara
2016

“Ocuparse de lo fácil, cuando se tienen los bríos para intentar lo difícil, es despojar de dignidad al talento”.

José Martí.

AGRADECIMIENTOS

Mi sincero agradecimiento:

A mis padres, por inculcarme el espíritu de superación.

A la obra de la Revolución por dar la oportunidad de superación a todos por igual.

A mis tutores el Dr. Iván L. Rodríguez Rico y la Dra. Elena Rosa Domínguez, por la amistad, la confianza, y por guiarme en el camino de las ciencias.

A mis oponentes, la Dra. Belkis Guerra Valdés y el Dr. José Antonio Fabelo Falcón por sus valiosas sugerencias y señalamientos oportunos.

A Mercedes Monteagudo por su apoyo, sus atenciones y aliento constante en la realización de este trabajo.

A las doctoras Mayra Morales y Maira María Pérez por su preocupación y apoyo en todo momento.

A mis compañeros del Centro de Estudio de Química Aplicada y en especial al personal del laboratorio de análisis por su apoyo, ayuda, su enorme paciencia y su carácter alegre aún en mis reiterados reclamos

A la Red Nacional UNE-MES sobre Generación Distribuida en especial al Dr. Miguel Castro Fernández y al Ing. Silvio Dorta Herrera por darme su apoyo, su confianza y la oportunidad de trabajar con ellos. A todos los compañeros de la Empresa Eléctrica de Villa Clara, que sin su ayuda no hubiera sido posible este trabajo.

A mi familia que sin su apoyo no hubiera podido realizar este trabajo y hacerlo menos solitario.

A todos los que de una forma u otra han colaborado en la realización de este trabajo.

Muchas Gracias.

DEDICATORIA

A mi esposo Jorge.

A mi hija Yanara

A mis nietos.

A la memoria de los que ya no están.

SÍNTESIS

SÍNTESIS

El trabajo está dirigido a la aplicación de una metodología propia para la Gestión Integral de las aguas residuales oleosas generadas en el proceso de centrifugación del combustible de las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”, que incorpore tratamientos no convencionales para la reducción del poder contaminante de las mismas. La aplicación de las etapas I, II y III en la central eléctrica diésel “Santa Clara Industrial” y UEB “fuel oil” Cayo “Santa María” permitió la clasificación y caracterización físico-química del agua oleosa total, resultando ser un residuo tóxico y peligroso, el cual tiene un valor añadido a partir de los beneficios económicos, sociales y medioambientales que reporta la recuperación de la fase combustible (diésel y “fuel oil”). La aplicación de la etapa IV en la central eléctrica diésel “Santa Clara Industrial” permitió proponer una tecnología de bajo costo y escasa complejidad tecnológica, compuesta por una columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar seguido de un humedal horizontal de flujo subsuperficial construido, que alcanza altas eficiencias de remoción de contaminantes presentes en las aguas oleosas. Se realiza el estudio estructural, termodinámico y cinético sobre bases científicas al bagazo natural de caña de azúcar, para ser utilizado como biosorbente de hidrocarburos y el escalado a piloto de la tecnología propuesta. En la UEB “fuel oil” Cayo “Santa María” se evalúa el sistema de tratamiento instalado y se proponen modificaciones tecnológicas, entre ellas un humedal horizontal de flujo subsuperficial construido como tratamiento secundario, obteniéndose las constantes cinéticas, que permitieron el diseño efectivo del mismo. La evaluación económica mostró que los sistemas propuestos son viables, recuperándose el monto invertido en un período menor de un año.

ÍNDICE		Pág.
INTRODUCCIÓN.		1
CAPÍTULO I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA		
1.1.	Origen de las aguas oleosas. Características generales	5
1.2.	Residuos tóxicos y peligrosos. Definición	6
1.3.	Clasificación de los residuos tóxicos y peligrosos.	7
1.4.	Impactos de los residuos tóxicos y peligrosos sobre el medio ambiente y la salud humana.	8
1.5.	Aspectos generales para la gestión integral de los tóxicos y peligrosos	10
1.5.1.	Principios de jerarquía en la gestión integral de residuos.	11
1.5.2.	Estrategias para prevenir, minimizar, aprovechar y valorizar el residuo tóxico y peligroso	12
1.6.	Métodos convencionales y no convencionales para el tratamiento y disposición final de las aguas residuales oleosas	13
1.6.1	Tratamientos físico-químicos	14
1.6.1.1	Separación o sedimentación por gravedad	14
1.6.1.2	Separación por flotación con aire disuelto (DAF)	15
1.6.1.3	Adsorción	17
1.6.1.4	Biosorción. Tratamiento sostenible para la remoción de hidrocarburos en aguas residuales oleosas.	17
1.6.1.5	Tratamientos biológicos	21
1.7.	Métodos naturales para el tratamiento los residuales líquidos oleosos.	23
1.7.1.	El desarrollo de humedales contruidos para el tratamiento de residuos líquidos generados por la industria del petróleo y el gas	25
	Conclusiones parciales.	26
CAPÍTULO II. METODOLOGÍA PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LAS AGUAS RESIDUALES OLEOSAS GENERADAS EN EL PROCESO DE CENTRIFUGACIÓN DEL COMBUSTIBLE.		
2.	Metodología para la gestión integral de las aguas residuales oleosas generadas en el proceso de centrifugación del combustible	27

	Etapa I. Diagnóstico técnico operativo y ambiental	29
	Etapa II. Clasificación y caracterización de los residuos	29
2.1.	Clasificación de los residuos	29
2.2.	Procedimiento para la caracterización física y físico- química del agua oleosa total	29
2.2.1	Caracterización físico y físico-química del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con diésel	30
2.2.1.1.	Caracterización física del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con diésel	30
	<i>a) Determinación de la densidad de las fases. Método picnométrico</i>	30
	<i>b) Balance de materiales</i>	30
2.2.1.2.	Caracterización físico-química del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con diésel	30
2.2.2.	Caracterización física y físico - química del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con “fuel oil”	31
2.2.2.1.	Caracterización física del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con “fuel oil”	31
	<i>a) Determinación de la densidad de la fase agua. Método picnométrico.</i>	31
	<i>b) Determinación de la densidad de la fase combustible (Método del hidrómetro).</i>	31
	<i>c) Balance de materiales</i>	31
2.2.2.2.	Caracterización físico-química del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con “fuel oil”	32
2.2.2.3.	Caracterización físico – química de la fase agua oleosa de las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”	32
2.2.2.4.	Evaluación de la calidad de la fase agua oleosa	32
	Etapa III. Procedimiento para la evaluación de impactos ambientales asociados al proceso de centrifugación del combustible	32
	Etapa IV. Gestión integral del agua oleosa total	34
2.4.1.	Aprovechamiento y/o valorización. Separación física de la fase	35

combustible

a) Determinación de la calidad de la fase combustible diésel.

b) Determinación de la calidad de la fase combustible “fuel oil”.

c) Beneficio económico

d) Beneficio ambiental.

e) Beneficio social.

2.4.2	Tratamiento y disposición final de la fase agua oleosa. Estudios de biosorción de hidrocarburos utilizando bagazo natural de caña de azúcar en discontinuo	36
2.4.2.1.	Preparación del biomaterial sorbente	36
2.4.2.2.	Caracterización del bagazo natural de caña de azúcar	37
2.4.2.3	Cinética de la remoción de hidrocarburos con el bagazo natural de caña de azúcar	37
2.4.2.4.	Estudios termodinámicos del proceso de biosorción del hidrocarburo con bagazo natural de caña de azúcar	38
2.4.2.5	Estudios en columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar para la remoción de hidrocarburos	39
2.4.2.6.	Evaluación del sistema propuesto para el tratamiento de la fase agua oleosa diésel. Columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar seguido de un humedal horizontal de flujo subsuperficial.	40
2.4.3.	Escalado de la tecnología propuesta para el tratamiento de la fase agua oleosa diesel a nivel de planta piloto.	40
2.4.3.1.	Escalado de la columna de adsorción	41
2.4.3.2.	Diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial para el tratamiento de la fase agua oleosa diésel	41
2.4.4..	Evaluación del sistema propuesto para el tratamiento de la fase agua oleosa “fuel oil” mediante un humedal horizontal de flujo subsuperficial	41
2.4.4.1..	Estudio cinético en el humedal horizontal de flujo subsuperficial utilizado para el tratamiento de la fase agua oleosa “fuel oil”.	41
2.4.4.2..	Diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial para el tratamiento	41

	de la fase agua oleosa “fuel oil”	
2.4.5.	Evaluación económica del sistema de tratamiento propuesto	42
	Conclusiones parciales	42
CAPÍTULO III. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA A UN CASO DE ESTUDIO. CENTRAL ELÉCTRICA DIÉSEL “SANTA CLARA INDUSTRIAL”		
3.	Aplicación de la metodología para la Gestión Integral de las aguas residuales oleosas generadas en la Central Eléctrica diésel “Santa Clara Industrial”	43
	Etapa I. Diagnóstico técnico operativo y ambiental	43
3.1.1	Descripción del proceso de centrifugación del combustible y disposición actual del agua oleosa total generada	
3.1.2	Identificación y descripción de las acciones impactantes y factores impactados generados, por la actividad y los residuos	44
	Etapa II. Caracterización y clasificación de los residuos	44
3.2.1.	Clasificación del agua oleosa total	44
3.2.2.	Resultados obtenidos en la caracterización física y físico-química del agua oleosa total.	44
3.2.3.	Resultados obtenidos del balance de materiales realizado en el proceso de centrifugación del diésel	45
3.2.4.	Resultados de la caracterización físico – química, de fase agua oleosa	45
	Etapa III. Evaluación de impacto ambiental	46
	Etapa IV. Gestión integral del agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible diésel	47
3.4.1.	Separación física de la fase combustible diésel. Aprovechamiento y/o valorización	47
3.4.1.1.	Beneficios obtenidos con la recuperación la fase combustible (diésel)	48
3.4.1.2.	Utilización de la fase intermedia o impurezas	50
3.4.2.	Estudios de remoción de hidrocarburos en la fase aguas oleosas empleando columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar y humedal subsuperficial horizontal	50

3.4.2.1.	Estudios de biosorción de hidrocarburos utilizando bagazo natural de caña de azúcar a Batch	51
3.4.2.2.	Preparación del biomaterial sorbente	51
3.4.2.3	Caracterización del bagazo físico-química del bagazo natural de caña de azúcar	51
3.4.2.4.	Estudios termodinámicos del proceso de biosorción de hidrocarburos con bagazo natural de caña de azúcar	54
3.4.2.5.	Cinética de la remoción de hidrocarburos con el bagazo natural de caña de azúcar	56
3.4.2.6.	Estudios en columna rellenas con bagazo natural de caña de azúcar para la remoción de hidrocarburos	57
3.4.2.7.	Usos del bagazo de natural de caña de azúcar agotado.	60
3.4.2.8.	Evaluación del sistema propuesto para el tratamiento de la fase agua oleosa. Columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar seguido de un humedal horizontal de flujo subsuperficial	61
3.4.2.9.	Remoción de los contaminantes en el sistema de tratamiento compuesto por una columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar y un humedal horizontal de flujo subsuperficial	63
3.4.3.	Escalado de la tecnología propuesta para el tratamiento de las aguas oleosas a nivel de planta piloto	65
3.4.3.1.	Escalado de la columna de adsorción	65
3.4.3.2.	Diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial.	66
3.4.3.2.1	Dimensionamiento biológico	67
3.4.3.2.2.	Dimensionamiento hidráulico.	67
3.4.4.	Evaluación económica del sistema de tratamiento compuesto por compuesto por una columna rellena con bagazo natural de caña de y un humedal horizontal de flujo subsuperficial	68
3.4.4.1.	Análisis de los indicadores dinámicos de rentabilidad	69
	Conclusiones parciales	69

CAPÍTULO IV. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA A UN CASO DE ESTUDIO.
UEB “FUEL OIL” CAYO “SANTA MARÍA”.

4.	Aplicación de la metodología para la Gestión Integral de las aguas residuales oleosas en la UEB Cayo “Santa María”	71
	Etapa I. Diagnóstico técnico operativo y ambiental	71
4.1.	Diagnóstico tecnológico realizado en el sistema de tratamiento del agua oleosa total (lodos) existente en la UEB Cayo “Santa María”	73
4.1.1.	Problemas detectados en los tanques de recepción de agua oleosa total (lodos) y el sistema de calentamiento instalado	74
4.1.2.	Influencia del consumo de combustible en el funcionamiento del sistema de tratamiento de aguas oleosas (lodos) existente.	77
4.1.3.	Identificación y descripción de las acciones impactantes y factores impactados por la actividad y los residuos generados	79
	Etapa II. Caracterización y clasificación de los residuos	79
4.2.1.	Clasificación del agua oleosa total (lodos)	79
4.2.2	Caracterización de las aguas residuales oleosas	79
4.2.2.1.	Resultados obtenidos en la caracterización física y fisico-química del agua oleosa total (lodos)	79
4.2.2.2	Resultados obtenidos del balance de materiales realizado en el proceso de centrifugación del “fuel oil” y el aceite	81
4.2.2.3.	Resultados de la caracterización físico – química de la fase agua oleosa generada en la entidad	81
	Etapa III. Evaluación de impacto ambiental ocasionados por el agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible “fuel oil”	85
	Etapa IV. Gestión integral del agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible “fuel oil” y el aceite	86
4.4.1	Prevención y minimización.	86
4.4.2.	Separación física de la fase combustible. Aprovechamiento y/o valorización	87
4.4.2.1.	Evaluación de la calidad de la fase combustible.	87

4.4.2.2.	Beneficios obtenidos con la recuperación la fase combustible “fuel oil”	88
4.4.3	Propuestas tecnológicas para lograr una buena calidad de la fase combustible.	89
4.4.4.	Remoción de hidrocarburos presentes en el efluente del tratamiento primario de la UEB Cayo “Santa María”.	90
4.4.4.1.	Evaluación del humedal horizontal de flujo superficial en la remoción de DQO en las aguas oleosas durante el período de estabilización	90
4.4.4.2.	Estudio cinético en el humedal horizontal de flujo subsuperficial	93
4.4.4.3.	Diseño del humedal subsuperficial horizontal	94
	Dimensionamiento biológico	95
.	Dimensionamiento Hidráulico	95
.	Cálculo del diámetro de las tuberías y distribución de los orificios	96
4.4.5	Evaluación económica de las modificaciones propuestas para el mejoramiento del sistema de tratamiento instalado.	97
4.4.5.1.	Análisis de los indicadores dinámicos de rentabilidad	98
	Conclusiones parciales	98
	CONCLUSIONES GENERALES	100
	RECOMENDACIONES.	101
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102
	ANEXOS.	

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN.

Actualmente a nivel mundial la industria relacionada con la energía está generando residuos contaminantes a partir de sus actividades en la búsqueda, producción, transporte y procesamiento del petróleo. La evolución futura de los sistemas energéticos y de las emisiones provenientes de los mismos es el resultado de la interacción de muy complejos procesos que involucran fuerzas de gran dinamismo, como son los casos del desarrollo socioeconómico, las tendencias demográficas y el cambio tecnológico. (Pérez, 2001):

Actualmente en Cuba el 23.7% de la generación eléctrica se obtiene mediante Grupos Electrógenos (GE) o Centrales Eléctricas (CE) de fuel oil y diésel (generación distribuida), dadas las ventajas que los mismos tienen sobre las termoeléctricas tradicionales en cuanto a: mayor disponibilidad, rapidez para entrar al servicio y menor consumo de combustible. (Guerra, 2015)

La Unión Nacional Eléctrica en la provincia de Villa Clara, cuenta con GE o CE que operan con combustible diésel y “fuel oil”, cuya función es la de entregar energía al Sistema Electroenergético Nacional en casos de emergencia y en horarios de medio pico y pico eléctrico. En estas instalaciones producto de la centrifugación del combustible utilizado como principal materia prima para eliminar las impurezas mecánicas, el agua y partículas que se incorporan en su traslado, se genera un residual líquido con un alto contenido de hidrocarburos, considerado como un residuo tóxico y peligroso que debe ser tratado de forma adecuada y segura para evitar posibles daños al suelo, a las aguas superficiales, subterráneas y a la población en general, en caso de derrames o vertimientos sin la calidad requerida. (EPA, 2007).

Toda operación realizada con residuos peligrosos, desde su generación hasta su destino final, es potencialmente generadora de impactos ambientales negativos. La magnitud y duración de los mismos dependerá de su tipo y de la modalidad en que se realicen las operaciones de manejo en cada una de las etapas. La gestión de residuos y en particular los peligrosos es un tema de preocupación en casi todos los países. (Martínez, 2005)

El principio de cualquier política de gestión de residuos es el de evitar su generación, dando impulso a las medidas de prevención y minimización antes que a las medidas de tratamiento o manejo al “final del tubo”. Sin embargo, generalmente no es posible lograr una generación

“cero” ya que siempre existirá una determinada cantidad de residuos que debe manejarse en forma adecuada, de acuerdo al volumen generado y a la peligrosidad de los mismos. Resultado de esto, surge el concepto de Gestión Integral de Residuos (GIR): que no es más que un conjunto articulado de acciones desde su generación hasta la disposición final.

Como una adecuada GIR culmina en el tratamiento o disposición final de los residuos, es necesario tener en cuenta que la mayoría de los tratamientos convencionales desarrollados para el tratamiento de efluentes requieren de altos costos de operación, de insumos y producirán otros residuos que requerirán de una gestión especial en función de sus características. Es por ello que para la selección del tratamiento aplicable a los residuos tóxicos y peligrosos se deben tener en cuenta además, los aspectos técnicos, económicos y la búsqueda de nuevas soluciones (Martínez, et al, 2005). Las alternativas de tratamientos no convencionales como: la biosorción y los humedales horizontales de flujo subsuperficial, se perfilan como soluciones tecnológicas de escasa complejidad, sustentables y novedosas, para la depuración de aguas residuales contaminadas con hidrocarburos, en países en vías de desarrollo (Tiez et al, 2007; Lakdawala, 2012). Establecer una gestión integral sustentable y una tecnología no convencional de escasa complejidad tecnológica para el tratamiento de residuos tóxicos y peligrosos en el menor tiempo posible, es una necesidad para minimizar los impactos negativos ocasionados a la salud humana y al medio ambiente por estos residuos.

Problema de la investigación científica.

En la actualidad existen residuales líquidos, generados en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”, que no son gestionados de forma sostenible en su tratamiento y disposición final, por lo que generan impactos ambientales considerables.

Hipótesis:

Es posible minimizar a niveles permisibles el poder contaminante de las aguas oleosas generadas en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”, si se implementa una gestión integral que incluya una tecnología no convencional y sostenible para el tratamiento de las mismas.

Objetivo general:

Desarrollar una metodología para la gestión integral de las aguas oleosas generadas en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil” que incorpore tratamientos no convencionales para la reducción del poder contaminante de las mismas.

Objetivos Específicos

1. Realizar un diagnóstico técnico, operativo y ambiental en dos centrales eléctricas, una que opera con diésel y otra con “fuel oil”.
2. Establecer un procedimiento para la caracterización física y físico- química de las aguas oleosas, su clasificación de acuerdo con la legislación vigente y la evaluación del impacto ambiental focalizado en la toxicidad de las mismas.
3. Aplicar la metodología propuesta para la gestión integral de las aguas oleosas generadas en el proceso de centrifugación del combustible en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil” con inclusión de alternativas más limpias (P+L) que contribuyan a la minimización del efecto tóxico de esas aguas oleosas.
4. Evaluar a nivel de laboratorio la biosorción y humedales horizontales subsuperficiales construidos como alternativas para el tratamiento de las aguas oleosas y su posterior escalado.
5. Evaluar técnica, económica y ambientalmente las alternativas para el tratamiento de las aguas oleosas generadas en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”.

Novedades científicas de la investigación

1. Se propone una metodología propia para la gestión integral de aguas residuales contaminadas con hidrocarburos, establecidas sobre bases científicas y metodológicas, que culmina con la inclusión de tratamientos como la biosorción y humedales horizontales de flujo subsuperficial y que puede ser aplicada a cualquier instalación de generación de energía eléctrica distribuida, para el manejo adecuado y seguro de estos residuales.
2. El estudio estructural, termodinámico y cinético realizado sobre bases científicas al bagazo natural de caña de azúcar, para ser utilizado como biosorbente de hidrocarburos en agua. Así como el estudio estructural del biosorbente una vez agotado, los cuales ofrecen información apreciable sobre el estudio de biosorción.

3. La obtención de las constantes cinéticas, que permiten el diseño efectivo de humedales horizontales de flujo subsuperficial, para el tratamiento de las aguas oleosas generadas en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil” en Cuba.

Aportes.

1. La implementación de un Procedimiento para la caracterización física y físico-química de aguas oleosas generadas en el proceso de centrifugación del combustible diésel y “fuel oil”, el cual forma parte de la “Metodología para la realizar estudios ambientales en Generación Distribuida”, herramienta novedosa para efectuar estudios ambientales en las centrales eléctricas de diferentes tecnologías introducidas en Cuba.
2. La posibilidad de contar con una gestión integral que incorpore tecnologías no convencionales como soluciones tecnológicas de escasa complejidad tecnológica y bajo costo, para el tratamiento de las aguas oleosas, generadas en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”.
3. Las centrales eléctricas dispondrán de los índices de generación de agua oleosa total y las fases que la componen por producto procesado. Esto les permite estimar la cantidad de estos residuales en diferentes escenarios de generación de energía eléctrica, implementar medidas de P+L con beneficios técnicos, económicos, ambientales y sociales y por tanto una mejor operación y desempeño ambiental de la entidad.

CAPÍTULO I. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

1.1. Origen de las aguas oleosas. Características generales.

Según (Gallo et al, 2009) las aguas oleosas provienen de diversas fuentes (zonas de extracción de petróleo, residuales de industria de refinación de petróleo, y otras) y varían ampliamente en la composición y propiedades físicas. Un factor común en ellas, es que contienen tanto aceite como impurezas, que forman una emulsión estable y un alto contenido de hidrocarburos.

Los grupos electrógenos (GE) o centrales eléctricas (CE) no son más que motores de combustión interna que obtienen energía mecánica directamente de la energía química producida por un combustible (diésel y fueloil), que arde dentro de una cámara de combustión (Pons et al, 1987). Están destinados a una gran variedad de empleos, desempeñando la función de proveedor de energía de reserva, suplementaria o de emergencia; para diversas instalaciones de servicios auxiliares (esenciales y no esenciales), alumbrado de emergencia (de seguridad, de escape o de reserva), bancos, estadios deportivos, plantas industriales, hospitales, etc; como así también en viviendas rurales aisladas de la red pública de suministro eléctrico. (Francisco et al, 2010)

Actualmente en Cuba el 23.7% de la generación eléctrica (figura 1.1) se obtiene mediante GE o CE de fuel oil y diésel (generación distribuida), dadas las ventajas que los mismos tienen sobre las termoeléctricas tradicionales en cuanto a: mayor disponibilidad, rapidez para entrar al servicio y menor consumo de combustible. (Guerra, 2015)

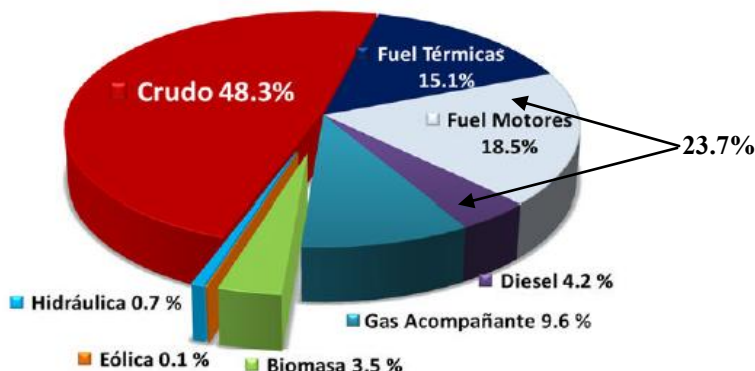


Fig. 1.1. Estructura de la generación eléctrica en Cuba en el año 2013.

Los motores de combustión interna, requieren de un combustible (diésel o “fuel oil”) de muy alta calidad para obtener parámetros óptimos de combustión, aumentar su vida útil y emisiones

de gases de escape menos contaminantes. Para lograr lo anterior, es necesario someterlo a un proceso de centrifugado o limpieza, con el objetivo de eliminar las impurezas mecánicas, el agua y partículas que se incorporan durante su transportación y almacenamiento.

En el proceso de centrifugación del combustible diésel o “fuel oil” se genera un residual líquido oleoso producto de los lavados que se realizan con agua a presión, para eliminar las impurezas que se encuentran en el interior de la centrifuga, al terminar el mismo (Martinez, 2008). Los residuales líquidos oleosos generados en dicho proceso están compuestos por dos fases fundamentales: fase agua y fase combustible (hidrocarburo) y son considerados como residuos peligrosos según (López y col, 2007).

1.2- Residuos tóxicos y peligrosos. Definición.

Un producto se convierte en residuo en el momento en el que su productor o poseedor lo destina al abandono, o también puede considerarse como tal, todo aquel material sólido, pastoso o líquido que se genera como una consecuencia no deseada de la actividad humana. Por consiguiente, la consideración de un producto como residuo se debe principalmente a la voluntad o interés del generador o poseedor del mismo (Gadea, 2001).

La definición "residuo tóxico y peligroso" se encuentra en numerosos artículos (Ruiz et al, 2001; Martinez, 2005) siendo un aspecto común en ellos el peligro que representan los mismos, para la salud humana y el medio ambiente. Cuba presta especial atención a la protección del medio ambiente en el contexto de una política de desarrollo consagrada en la obra revolucionaria iniciada en 1959, como expresión de lo cual, el Artículo 27 de la Constitución de la República postula que:

"El estado protege el medio ambiente y los recursos naturales del país. Reconoce su estrecha vinculación con el desarrollo económico y social sostenible para hacer más racional la vida humana y asegurar la supervivencia, el bienestar y la seguridad de las generaciones actuales y futuras (Ley 81 de la República de Cuba, 1999).

Ley 81 define a los residuos tóxicos y peligrosos como: *“aquellos residuos provenientes de cualquier actividad y en cualquier estado físico que, por la magnitud o modalidad de sus características corrosivas, tóxicas, venenosas, explosivas, inflamables, biológicamente perniciosas, infecciosas, irritantes o cualquier otra, representen un peligro para la salud humana y el medio ambiente ”.*

Una definición más reciente de residuos tóxicos y peligrosos se encuentra en la Resolución 136, 2009 donde: “*se entiende como desechos peligrosos a toda sustancia o artículo que se convierta en desecho y que, por sus características físicas, biológicas o químicas, pueda representar un peligro para el medio ambiente y la salud humana*”.

Ambas definiciones coinciden en un aspecto fundamental y es el peligro que representan para la salud humana y el medio ambiente estos residuos si no son tratados de forma adecuada y segura, en caso de derrames o vertimientos (sin la calidad requerida) según lo establecido, por las legislaciones vigentes.

1.3. Clasificación de los residuos tóxicos y peligrosos.

La clasificación de un residuo es una de las etapas más valiosas en la gestión de los residuos, ya que de ella depende que los que así sean clasificados se sometan a un control más riguroso con el propósito de incrementar la seguridad en su manejo y prevenir y reducir riesgos para la salud y el medio ambiente. Cabe mencionar que no existe una forma universal para clasificarlos. Cada país basado en su desarrollo en el tema y en sus políticas ambientales, adopta su propio sistema de clasificación. En ese sentido nuestro país crea la Resolución No. 136 /2009. “Reglamento para el manejo integral de desechos peligrosos”, por acuerdo del Consejo de Estado de 2 de marzo del 2009 y designado al Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente como autoridad competente. Mediante los anexos I (Clasificación general de desechos peligrosos) y II (Lista de características peligrosas) de dicha resolución, se definen los **códigos Y** y **H** para la clasificación de estos residuos como desechos peligrosos y sus características de peligrosidad respectivamente, dependiendo de los componentes que contengan y su grado de peligrosidad (ver Anexo I). Los **códigos Y** están referidos a la clasificación del anexo I del Convenio de Basilea y el **código H** corresponde al sistema de numeración de clases de peligros de las Recomendaciones de las Naciones Unidas sobre el Transporte de Mercaderías Peligrosas (ST/SG/AC.10/1/Rev.5, Naciones Unidas, Nueva York, 1988). Teniendo en cuenta estos códigos se evidencia que las aguas residuales generadas en el proceso de centrifugación del combustible diésel y “fuel oil” son clasificados como tóxicos y peligrosos, considerándose como tal por poseer un código Y9 y responder a los conceptos de peligrosidad H4 (irritante), H6.1 (tóxico), H11 (sustancias tóxicas) y H12 (ecotóxicos).

1.4. Impactos de los residuos tóxicos y peligrosos sobre el medio ambiente y la salud humana.

Teniendo en cuenta que los aguas oleosas generadas en el proceso de centrifugación del combustible (diésel y “fuel oil”) son consideradas como un residuo tóxico y peligro, dado por el alto contenido de hidrocarburos en su composición, el daño que puede sufrir una comunidad por su emisión, no depende únicamente de las características tóxicas, sino también de la posibilidad de que los residuos puedan entrar en contacto con la población. Si bien las rutas de exposición pueden variar de un residuo a otro y dependen de las características del ambiente, su persistencia y bioacumulación determinan el riesgo implícito.

La toxicidad de una sustancia se determina según los efectos letales, crónicos o subcrónicos que pueden presentarse en diferentes organismos (Kevan, 1996; Lanno, 1996) sin embargo, en general se resaltan los posibles efectos adversos de las sustancias sobre la salud humana.

Cuando los residuos tóxicos y peligrosos entran al ambiente pueden ser ingeridos y retenidos en altas concentraciones por los organismos, ocasionándoles serios trastornos, incluso la muerte. Cuando estas concentraciones son bajas causan efectos subletales, como la reducción del tiempo de vida de ciertas especies, incremento de la susceptibilidad a enfermedades, así como efectos mutagénicos y teratogénicos (Ruiz, 2001).

Para el caso específico de los hidrocarburos, su toxicidad está dada por la presencia de los hidrocarburos totales de petróleo, por sus siglas en inglés (TPH); término que se utiliza para describir a un grupo extenso de varios cientos de sustancias químicas derivadas originalmente del petróleo crudo.

Los crudos de petróleo pueden tener diferentes cantidades de sustancias químicas; asimismo, los productos de petróleo también varían dependiendo del crudo de petróleo del que se produjeron. Debido a que en la sociedad moderna se usan tantos productos derivados del petróleo (por ejemplo, gasolina, kerosén, aceite combustible, aceite mineral y asfalto), la posibilidad de contaminación ambiental es alta.

La contaminación con productos de petróleo estará constituida por una variedad de estos hidrocarburos. Debido al gran número de hidrocarburos involucrados, generalmente no es práctico medir cada uno de ellos. Sin embargo, es útil medir la cantidad total del conjunto de hidrocarburos que se encuentran en una muestra de suelo, agua o aire.

Los hidrocarburos totales de petróleo son liberados al ambiente por accidentes (derrames de crudos), la producción industrial de energía o como productos secundarios a raíz de su uso comercial o privado (Rubio et al, 2006). Cuando hay escapes o derrames de hidrocarburos totales de petróleo directamente al agua, algunas fracciones de ellos flotarán y formarán una capa delgada en la superficie que obstruye la entrada de los rayos solares y restringe el proceso de fotosíntesis, lo que evita la producción natural del oxígeno. La primera comunidad biológica que se afecta como resultado de lo anterior, es el plancton que debido a la toxicidad, muere por asfixia; la misma suerte corre las demás plantas responsables de la producción de alimento y oxígeno para el resto de los animales.

Los peces también se ven afectados, pues el hidrocarburo bloquea las estructuras respiratorias y aquellos que logran salvarse, presentan grados de contaminación que tendrían consecuencias en los animales que se alimentan de ellos y el propio hombre que los consume. Afortunadamente es posible detectar la presencia del hidrocarburo por el olor a petróleo y rechazar su consumo (Amin, 2002).

Las aves y los mamíferos se ven afectados debido a que sus plumas y piel se impregnan del petróleo crudo, provocando su muerte en muchas ocasiones porque altera su capacidad de aislamiento o les impermeabiliza. Cuando el hidrocarburo se adhiere a otros cuerpos, o forma partículas con densidad superior a la del agua, puede sedimentar. Este proceso puede afectar a peces y a otros organismos que se alimentan de dicho sedimento. Algunos organismos en el agua (principalmente bacterias y hongos) pueden degradar algunas de las fracciones de los hidrocarburos totales de petróleo, sin embargo, no todos los componentes de un hidrocarburo son degradados por los microorganismos.

Los hidrocarburos totales de petróleo que son vertidos al suelo pueden movilizarse hacia el agua subterránea, debido a la percolación de las distintas fracciones de hidrocarburos a través del lecho, contaminando el manto freático en dependencia de las características del suelo (permeabilidad, plasticidad, etc.) y la profundidad del manto freático. Allí, los componentes individuales pueden separarse de la mezcla original dependiendo de las propiedades químicas de cada componente. Algunos de estos componentes se evaporarán al aire y otros se disolverán en el agua subterránea y se alejarán del área donde fueron liberados. Otros compuestos se adhieren a las partículas del suelo y pueden permanecer en el mismo durante

mucho tiempo, mientras que otros serán degradados por los microorganismos existentes (ATSDR, 1999).

1.5- Aspectos generales para la gestión integral de los residuos tóxicos y peligrosos.

El principio de cualquier política de gestión de residuos es evitar su generación, dando impulso a las medidas de prevención antes que a las medidas de tratamiento o manejo al “final del tubo”. Sin embargo, generalmente no es posible lograr una generación “cero” ya que siempre existirá una determinada cantidad de residuos que debe manejarse en forma adecuada, de acuerdo al volumen generado y a la peligrosidad de los mismos. Resultado de esto, surge el concepto de Gestión Integral de Residuos (GIR): que no es más que un conjunto articulado de acciones regulatorias, operativas, financieras, administrativas, educativas, de planificación, monitoreo y evaluación para el manejo de los residuos, desde su generación hasta la disposición final. (CAM-GTZ, 1998; Martínez et al, 2005).

Según la normativa cubana artículo 10 (Resolución.136. 2009) se define por manejo integral de desechos peligrosos, *la ejecución de todas las operaciones asociadas a cada una de las etapas del ciclo de vida de estos desechos que incluyen la prevención de su generación, la manipulación, almacenamiento, transporte, tratamiento y la disposición final*. Es por ello que el diseño de un sistema de gestión o manejo de residuos y en particular el de residuos peligrosos será complejo, por la diversidad de actores que intervienen en el mismo y la amplia variedad de tipos de residuos que lo componen.

La concepción de ciclo de vida de productos y residuos deberá ser la base para el desarrollo de un modelo conceptual que permita abordar en forma sostenible y eficaz un sistema en la gestión integral de residuos. Contempla todas las etapas, desde la extracción para la adquisición de las materias primas, hasta el eliminar el producto cuando ya no sirve para el fin que fue adquirido o que dejó de satisfacer las necesidades de su propietario. Nos permite observar que en todas las etapas se producen residuos y que cada una de esas etapas se convierte en una oportunidad o un desafío para reducir el impacto que genera dicho producto. Esta concepción permite tener una visión sistémica a efectos de adoptar medidas en la etapa de mayor eficacia para la disminución de los impactos ambientales y además prevenir el desplazamiento innecesario de cargas ambientales hacia las etapas finales (Martínez et al, 2005).

Estudios realizados por (Parea, 2005; Monroy, 2006; Bravo, 2013), no aplican la concepción de ciclo de vida y la gestión integral solo esta enfocada a las actividades principales de generación, distribución y comercialización de energía eléctrica y en pozos exploratorios. Los resultados obtenidos solo quedan en planes de manejo y acciones de contingencia contra derrames de residuos y desechos, inventarios de estos residuos para contar con información actualizada sobre su generación para establecer línea bases promedios y no toman en cuenta el aprovechamiento y valorización de estos residuos como alternativa importante que disminuye los costos asociados al manejo del residuo hasta su disposición final. Por todo lo anterior se hace necesario el desarrollo de una metodología que permita evaluar las condiciones actuales de manejo de las aguas residuales contaminadas con hidrocarburos y establecer una línea base que permita la gestión integral de las mismas desde su origen hasta su disposición final, a partir de componentes técnicos, operativos y ambientales.

1.5.1. Principios de jerarquía en la gestión integral de residuos.

El desarrollo de un concepto empresarial de manejo integral de los residuos peligrosos e industriales se basa no sólo en la información referente al volumen y tipo de residuos, sino también en aquellos datos que sean de suma importancia para la economía de una empresa (por ejemplo costos de transporte, tratamiento, disposición final, etc.). Considerando que la tendencia de los costos para el manejo y disposición de residuos va en aumento, el desarrollo e instrumentación de este concepto conforma una herramienta importante de planeación económica para las empresas y también un instrumento de autorregulación ambiental que puede considerarse como un instrumento eficiente para la gestión de residuos (Moran, 2001).

En el marco de una *política de gestión integral de residuos* acorde con el desarrollo sostenible, es necesario definir jerarquías en las estrategias de gestión. Las jerarquías en la gestión obviamente tendrán como primera prioridad evitar la generación de residuos en la fuente, dejando la alternativa de disposición final como última opción de manejo.

Las distintas acciones que se pueden realizar con los RTP se podrían resumir en los siguientes puntos (Lunn, 1990; Martínez et al, 2005).

1. Prevenir y minimizar la generación (Evitar)
2. Aprovechamiento y valorización de residuos. (Reducir, reciclar, valorizar)
3. Tratamiento y disposición final o eliminación del residuo (tecnologías).

Todo lo anterior esta en correspondencia por lo planteado en el artículo 11 de la Resolucion.136. 2009: *El manejo integral de los desechos peligrosos abarca las etapas siguientes: aplicación de estrategias de prevención de la generación en las fuentes de origen, generación, recolección, clasificación, transporte, almacenamiento, aprovechamiento económico (reciclaje, reuso), tratamiento y disposición final.*

1.5.2. Estrategias para prevenir, minimizar, aprovechar y valorizar el residuo tóxico y peligroso.

En los niveles de jerarquía están implícitas estrategias importantes a tener en cuenta para realizar una gestión adecuada y segura de estos residuos que permita evitar o mitigar los impactos que estos pueden ocasionar al medio ambiente en caso de derrames o vertimientos indebidos.

La *prevención y minimización de la generación* debe ser una política empresarial aplicada a todas las corrientes de residuos generadas, lo que incluye emisiones gaseosas, líquidas y sólidas. Otro aspecto que se debe incluir son los residuos generados por la comercialización y el consumo, contemplando todo el ciclo de vida de los productos. Generalmente la mayor parte de trabajos realizados en esta área están relacionados a residuos peligrosos. Consisten en reducir el volumen y la peligrosidad de residuos generados, basándose en dos aspectos fundamentales: *segregación y reutilización*, obteniéndose beneficios en cuanto a: ahorro en materias primas, ahorro por reducción de costos de almacenamiento, transporte, tratamiento y disposición final, reducción de potenciales problemas ambientales y cumplimientos con normas ambientales, etc.

Este enfoque ha sido ampliamente vinculado y conocido con el término de ***Producción más Limpia (P+L)***. Es la estrategia actual para reducir el impacto ambiental negativo derivado de la actividad industrial, la cual se centra en la optimización del proceso de producción y en el producto, de forma que se haga un uso mas eficiente de los recursos materiales y energéticos, a modo de incrementar simultáneamente la productividad, la competitividad y se logre la reducción de residuos. Estos conceptos son similares y tiene como objetivo primario la eficiencia ambiental, lo que repercute en beneficios económicos

La ***Eco – Eficiencia*** plantea antes que nada una filosofía de gestión que surge a partir de conceptos de eficiencia económica que logran beneficios positivos sobre el medio ambiente.

La eco-eficiencia aplica los conceptos de la P+L en lo que tiene que ver con el uso eficiente de las materias primas, reducción en la fuente, minimización de residuos, **reúso, recuperación y reciclado (3Rs)**. En este sentido (Lafuente, 2000) propone un sistema de tratamiento para procesar los desechos y aguas que se originan en los procesos de refinación, con el fin de recuperar la fase hidrocarburo y utilizarla como combustible en las calderas de la propia refinería o en otros procesos industriales, dado principalmente por el poder calorífico y el punto de inflamación, cuyos valores indican su facilidad a arder. Con esta acción se logra disminuir el volumen y toxicidad de estos desechos.

1.6. Métodos convencionales y no convencionales para el tratamiento y disposición final de los residuales líquidos oleosos.

Una adecuada gestión integral culmina en el tratamiento o disposición final de los desechos. Es por ello que las tecnologías de tratamiento de estos residuos tienen como objetivo disminuir el volumen, la toxicidad del material peligroso y generar residuos finales (efluentes) que cumplan con los flujos y concentraciones de contaminantes estipulados en la legislación vigente, o en las políticas de la empresa. Escoger el tratamiento adecuado depende de muchos factores: disponibilidad de instalaciones, normas de seguridad, costos, etc. Además dependiendo de la fuente y características del residual, cada caso requiere de una solución técnica propia, que permita minimizar o evitar posibles daños al suelo, a las aguas, a ecosistemas frágiles y a la población en general, en caso de derrames o por vertimientos de estos residuos sin la calidad requerida. (Escalas, 2006)

Se conoce por diferentes autores (Degremot, 1979; Romahlo, 1991; Metcalf and Eddy, 2003; Zarol, 2000; Lafuente, 2000; Carrasco, 2010) que existen diferentes métodos y aplicaciones de tratamiento para los residuos líquidos oleosos, aunque no específicamente para el tratamiento de efluentes acuosos provenientes de pequeñas centrales eléctricas. Por lo general los sistemas de tratamiento reconocidos para este tipo de residuos, responden a entidades de perforación, extracción y refinación de petróleo, donde se generan grandes cantidades de efluentes líquidos oleosos.

Dentro de los procesos de tratamiento tenemos: físico-químicos, estabilización – solidificación, biológicos y térmicos. Estos sistemas de tratamiento generalmente producirán otros residuos que requerirán de una gestión especial en función de sus características. Es por

ello que en el momento de diseñar un sistema de tratamiento se debe evaluar el impacto ambiental que estos nuevos residuos o emisiones pueden representar para la salud o el ambiente y garantizar una gestión adecuada para una disposición viable desde el punto de vista técnico, económico y ambiental de los mismos. (Escalas, 2006)

1.6.1. Tratamientos físico-químicos.

Los tratamientos físico-químicos involucran tanto los procesos físicos como químicos por los cuales se modifican las propiedades químicas o físicas de un residuo. Estos tratamientos pueden cumplir varias funciones en un sistema de gestión de residuos: recuperación de un compuesto para su posterior utilización como materia prima en otro proceso, reducir la peligrosidad del residuo mediante la transformación de sus componentes, transformándolos en compuestos menos peligrosos o reduciendo su movilidad en el medio ambiente y transformar el residuo en un material que cumpla con las condiciones para ingresar a otro sistema de tratamiento o al sistema de disposición final.

Un tratamiento meramente físico constituye normalmente la primera etapa dentro de un tratamiento global. Los más utilizados son: filtración, separación por gravedad (sedimentación, centrifugación, floculación y flotación), evaporación, adsorción, etc.

En el caso de los residuales líquidos oleosos el tratamiento primario se realiza para reducir o retirar hidrocarburos, aceites, grasas, lodos petrolizados y metales pesados disueltos que las aguas residuales generadas por grandes industrias. Al respecto (Zarol, 2000) plantean que los tratamientos físicos más utilizados para el tratamiento de los RLO son: separación por gravedad (flotación), filtración y adsorción, pero no son viables en el caso de pequeñas industrias, talleres de transporte, etc., donde son más factibles los métodos de sedimentación-decantación, separación por gravedad u otros más sencillos y menos costosos.

1.6.1.1 Separación o sedimentación por gravedad.

La sedimentación es una operación típica de la gran mayoría de los tratamientos primarios. En algunas ocasiones, dependiendo de la tecnología, puede constituir la única operación de tratamiento del residual. En estos casos sus objetivos son eliminar sólidos sedimentables y eliminar (por desnatado) aceites, grasas, y otras sustancias tendientes a flotar. Según (Chudoba 1986; Zarol 2000; Menéndez 2007; Carrasco 2010,) un sedimentador primario bien diseñado

puede eliminar entre 50 al 98 % de los sólidos suspendidos, lo que equivale a un 10-40% de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), para tiempos de retención 1.5-4 h.

Estudios realizados por (Lafuente, 2000; Metcalf & Eddy, 2005) plantean que es factible como tratamiento primario, una sedimentación por gravedad, cuya función es separar la fase agua de la fase orgánica o combustible (grasa, aceites e hidrocarburos), gracias a la diferencia de densidades existentes entre ellas. La fase orgánica o combustible (dependiendo de las características del combustible que la origina) es sometida a calentamiento para favorecer la separación del agua que se encuentra ocluida en ella y el combustible pueda ser recuperado y utilizado en procesos que así lo permitan.

Existen además los *separadores de hidrocarburos con coalescencia* fabricados por diferentes firmas (*Contero, Rafibra, etc.*), los cuales están diseñados para el tratamiento de aguas oleosas antes de su vertido en zonas sensibles (ríos, lagos, mar, etc.) o cuando la legislación local exige rendimientos más elevados de lo usual. Trabajan bajo el principio de coalescencia y separación por gravedad. Pueden tratar caudales en el rango de 3 a 150 l/s. Según su diseño pueden emplearse donde los combustibles están mezclados con el agua (Ej: en desagües de aparcamientos y garajes, gasolineras, talleres, lavaderos, etc) y en el tratamiento de aguas urbanas e industriales. El efluente cumple con la normativa internacional para la protección de las aguas (≤ 5 mg/l para el parámetro de hidrocarburos). Constituyen una tecnología avanzada, con elevado grado de separación, pero son muy costosos para países subdesarrollados o en vías de desarrollo (\$4271.43 - \$23828,15 euros, de acuerdo a su capacidad de tratamiento).

1.6.1.2. Separación por flotación con aire disuelto (DAF).

Según la literatura especializada en tecnologías (Degremot, 1979; Romahlo, 1991; Metcalf and Eddy, 2003) la flotación con aire disuelto DAF (*por sus siglas en inglés: Dissolved Air Flotation*), es un proceso de tratamiento en el que predominan los fenómenos físicos, para separar sólidos de baja densidad o partículas líquidas de una fase líquida. La separación se consigue produciendo burbujas muy pequeñas por expansión de una solución acuosa saturada de aire bajo presión. Los sólidos en suspensión o partículas líquidas (Ej. aceites o petróleos) flotan debido a la fuerza ascensorial que experimenta el conjunto partícula-burbuja de aire, haciendo que las mismas suban hasta la superficie del líquido y pueden separarse por sistemas mecánicos. Estos sistemas pueden lograr una remoción de sólidos entre 75 al 98 %, equivalente a un 10 al

30 % de la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). Puede ser utilizado como tratamiento primario o secundario en dependencia de las características físico- química del residual líquido oleoso. Autores como (Zarol, 2000); Salager, 2007), coinciden con estos criterios planteados.

Dentro de las ventajas que estas plantas presentan, esta la alta eficiencia en la remoción de sólidos, menor área requerida para instalación, mayor eficiencia en la remoción de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) que otros procesos de separación y capacidad hasta de 40 m³/m²/h. <http://www.monografia.com>.

Tienen como desventajas que, comparada con la sedimentación por gravedad, la DAF es más sensible a variaciones de temperatura, concentración de sólidos en suspensión (> 3-4 %), recargas hidráulicas y principalmente a variaciones en las características químicas y físico-químicas de los sólidos en suspensión. En ocasiones es necesaria la acción combinada de un coagulante (sulfato de aluminio) y un floculante catiónico para obtener una mayor eficiencia en la operación de estas plantas. Esto resulta ser un inconveniente pues se introducen reactivos químicos y se genera un nuevo residuo, al cual es necesario darle tratamiento y disposición final, encareciéndose dicho proceso (Rigas, 1999).

Los costos operacionales de esta tecnología son elevados, principalmente cuando existe necesidad de un riguroso control automático, de parámetros y dosis de reactivos. Además según la normativa cubana NC 27:2012 el efluente de estos sistemas no cumple los límites máximos permisibles promedios (LMPP) para su vertimiento en cuanto al parámetro grasas y aceites y en el caso de los hidrocarburos se prohíbe su vertimiento para cualquier cuerpo receptor. Mientras que la NC 521:2007 aunque es menos exigente que la anterior también prohíbe el vertimiento de grasas y aceites e hidrocarburos para el cuerpo receptor clase B.

Lo anterior constituye una desventaja para estos sistemas ya que es necesario incorporar un tratamiento posterior, en el caso que se decida su utilización para la depuración las aguas oleosas provenientes de las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”. Esto encarecería aún más los costos de inversión, de operación y mantenimiento de estos sistemas de tratamiento.

1.6.1.3. Adsorción.

La adsorción es un proceso físico-químico mediante el cual ciertos componentes de una fase líquida o gaseosa son transferidos hacia un sustrato sólido, quedando física o químicamente enlazados en la superficie del adsorbente. Es un fenómeno de gran importancia debido a sus múltiples aplicaciones en la industria. Se diferencia de la absorción porque es un fenómeno que se lleva a cabo en la superficie del adsorbente (Treybal, 1980; Volesky, 2003).

La *adsorción física* está causada principalmente por fuerzas de Van der Waals y electrostáticas, dándose éstas entre las moléculas del adsorbato y los átomos que componen la superficie del adsorbente. Este proceso puede ser lento o rápido, dependiendo de la composición del adsorbente, del adsorbato y de la temperatura. (Treybal, 1980; Volesky, 2003).

La *adsorción química* o quimiodsorción es debida a fuerzas de naturaleza química y es un proceso que depende de la temperatura, la naturaleza química del sólido y la concentración de la especie a adsorber. Los dos tipos de adsorción no tienen por qué darse de forma independiente. En ciertos casos los dos tipos pueden ocurrir simultáneamente en la misma superficie sólida. (Alkaram et. al, 2009; Texeira, 2004).

1.6.1.4. Biosorción. Tratamiento sostenible para la remoción de hidrocarburos en los residuales líquidos oleosos.

El proceso de biosorción ha recibido una atención considerable en los últimos años. Es una de las tecnologías más prometedoras ya que, al tratarse de un proceso con características únicas, lo convierte en una alternativa potencial a los procesos convencionales. Se refiere a la captación de compuestos por medio de una biomasa (viva o muerta), a través de mecanismos fisicoquímicos como la adsorción o el intercambio iónico. Es un proceso pasivo, independiente de la energía, relativamente rápido y puede ser reversible. (Davis, 2003; Tenorio, 2006). La utilización de estos procesos es urgente, debido a que al agua se incorporan cada vez más contaminantes, como materia orgánica, hidrocarburos, desperdicios industriales, metales pesados, colorantes, plaguicidas, productos químicos domésticos y desechos radioactivos. Es por ello que la adsorción es considerada como una técnica avanzada, económica y ambientalmente esencial en la eliminación de compuestos orgánicos e

inorgánicos de las aguas residuales industriales y permite minimizar la contaminación ocasionada por estos desechos. (Lakdawala, 2012)

Debido a que los hidrocarburos están considerados como compuestos contaminantes muy agresivos; los procesos de biosorción constituyen actualmente una opción muy valiosa para su remoción en corrientes líquidas y gaseosas. (Ortiz, 2006; Behnood, 2013).

Según (Ortiz, 2006; Brito, 2006; Moodley, 2011) existen tres tipos básicos biosorbentes:

- **Materiales orgánicos naturales:** corteza, turba, heno, plumas, conchas de coco, cáscara de café, cáscaras de maní, bagazo de caña, cáscara de arroz y aserrín.
- **Materiales con base mineral:** vermiculita, perlita y ceniza volcánica, etc.
- **Materiales sintéticos orgánicos:** espuma de poliuretano y fibras de polipropileno.

En aplicaciones industriales muchos biosorbentes son usados como adsorbentes selectivos debido a la especificidad fisicoquímica que despliegan. La recuperación de hidrocarburos tanto de corrientes líquidas y gaseosas por procesos de biosorción, representa ventajas considerables ya que logra disminuir la contaminación y permite la reutilización de estos biosorbentes una vez agotados. (Hernández, et al, 2005; Crisafully, 2008; Brandão, 2010).

Los biosorbentes una vez agotados aumentan su valor calórico y pueden ser utilizados como biomasa en la generación de energía. Con esta acción se disminuye la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera, incremento provocado por los procesos de combustión con fines energéticos de carburantes fósiles, que constituyen la primera causa de este fenómeno (Reyes, 2003). Actualmente la utilización de la biomasa suple aproximadamente, el 35% del consumo de energía primaria en países subdesarrollados y alcanza un 14% del total de la energía consumida a nivel mundial (Manuales sobre energía renovable, 2002). En Cuba hasta el 2013 solo el 3.5 % de la generación eléctrica de nuestro país se obtiene por biomasa. (Guerra, 2015).

Muchos investigadores han evaluado diferentes biosorbentes para la remoción de hidrocarburos en agua, con el objetivo de dar respuestas rápidas para evitar la expansión de manchas de hidrocarburo y la contaminación de zonas vulnerables. (Beom-Goo, 1999) evaluó la capacidad de adsorción de fibra de algodón, estopa de fibra de kenaf, fibra de kenaf núcleo, y fibra de musgo utilizando diésel en una forma pura, donde el algodón exhibió la más alta capacidad de absorción de aceite. Posteriormente (Ortiz, 2006) evalúa la fibra de caña, la fibra

de coco, y el buchón de agua frente a un material comercial y utilizando tres hidrocarburos, 35, 30 y 25 °API. Se encontró que los materiales evaluados son efectivos para ser usados como materiales sorbentes de hidrocarburos para mitigar y controlar derrames y escape de combustibles líquidos, quienes mostraron capacidades de sorción iguales o superiores al material comercial. Finalmente plantea que la fibra de caña refleja un buen desempeño para el hidrocarburo liviano (35 °API) frente al material comercial (5.37 g de hidrocarburo/g de material seco), lo que la hace favorable para la remoción de hidrocarburos en suelo y cuerpos de agua, no solo por su capacidad de sorción sino también por sus características hidrofóbicas. Posteriormente (Salazar, 2012) realiza la evaluación de un biopolímero natural (plumas de pollo) como sorbente, con tres hidrocarburos diferentes. Los resultados obtenidos demostraron la mejor capacidad de adsorción para el hidrocarburo medio, seguido del diésel y gasolina (hidrocarburos livianos) respectivamente. Estos resultados son similares a los obtenidos por (Ortiz, 2006) para la fibra de coco.

Recientemente se ha demostrado la capacidad del bagazo de caña de azúcar como adsorbentes para la remoción de diferentes contaminantes, entre ellos los hidrocarburos del petróleo. Los resultados obtenidos por (Behnood et al, 2013) demuestran que la capacidad máxima de adsorción del bagazo de la caña de azúcar en bruto para el petróleo crudo es de aproximadamente 6,6 g de petróleo crudo por gramo de sorbente. (Sarkheil et al, 2014) cuando utilizan el bagazo de caña de azúcar modificado para la remoción de aceites, alcanzan una capacidad máxima de adsorción 20g subproducto por g sorbente, con el inconveniente que se generan otros residuos que requieren de una posterior gestión. Estos autores coinciden que a pesar de la capacidad de adsorción limitada de los materiales orgánicos, se perfilan como única solución para hacer frente a los derrames de petróleo, por resultar estas técnicas eficaces, rápidas y menos costosas para la remoción de estas contaminaciones y mitigar los impactos que los mismos ocasionan al medio ambiente.

(ITOPF, 2012; Radetić et al, 2003) corroboraron lo anterior y plantean que los adsorbentes orgánicos presentan la ventaja de ser biodegradables (compostaje- hidrocarburo relativamente bajo) frente a los adsorbentes sintéticos con procesos de biodegradación de varios años.

De acuerdo a estas exigencias, surgió la posibilidad de utilizar materiales lignocelulósicos en la limpieza de aguas aceitosas, demostrando resultados significativos y son más rentables que

los adsorbentes sintéticos a pesar de su menor capacidad de sorción para el mismo peso de material adsorbente. Es un recurso natural, abundante, renovable, de bajo costo, disponible localmente, que ha desempeñado un rol importante en la evolución de la civilización (Hu, 2008). Entre ellos podemos citar el bagazo de caña de azúcar, que una vez agotado puede ser utilizado como biomasa en la generación de energía. Esto representaría un incentivo económico adicional para las comunidades productoras (Reyes, 2003). Otra de las ventajas del uso de este material es su biodegradabilidad, lo que las hace un sorbente ambientalmente amigable. Además elimina los altos costos adicionales de almacenamiento o disposición final que tienen los materiales sorbentes sintéticos. (ITOPF. 2012).

Las tecnologías basadas en la utilización de materiales lignocelulósicos ofrecen una alternativa tecnológica sustentable y novedosa. Su desarrollo puede ser particularmente competitivo en el tratamiento de efluentes industriales, ya que permite reducir la concentración de hidrocarburos en aguas residuales, los posibles impactos ambientales ocasionados al ser vertidas al medio ambiente y la reutilización de dicha biomasa en otros procesos. (Crisafully 2008; Martinez 2008; Brandão 2010).

Utilización de biosorbentes en columnas de lecho fijo. http://www.sinia.cl/1292/articles-49990_02.pdf (CONAMA) plantea que en las tecnologías de adsorción con diferentes materiales, se pueden utilizar en columnas de lecho fijos, rellenas con el material adsorbente. Su eficiencia depende de las características físico-químicas del agua residual a tratar y del material utilizado (generalmente en el rango de 85 a 95%). En este sentido (Hussein et al, 2008) investigaron la capacidad de adsorción de fibras medulares de bagazo de caña, carbonizadas a 300°C, para eliminar contaminantes aceitosos del agua; encontrando que tienen una mayor capacidad de adsorción (89%) en comparación con los adsorbentes comerciales.

Recientemente (Danglar, 2013) investigó la aplicación de partículas hidrofobadas de bagazo de caña de azúcar en el tratamiento de agua contaminada con hidrocarburos derivados del petróleo, en función de aportar soluciones de bajo costo, utilizando una columna lecho fijo para este fin. Logro la mayor remoción de querosén en agua (94%), cuando se utilizó este material con una granulometría de 457 μm de diámetro promedio, 30% m/m de parafina y un tiempo de contacto de 30 min en operación discontinua.

1.6.1.5. Tratamientos biológicos.

Los tratamientos biológicos son por lo general tratamientos terciarios. Consisten en la descomposición de contaminantes por acción de un conjunto de microorganismos. En el caso de los residuos tóxicos estos tratamientos tienen una aplicación limitada, ya que los microorganismos suelen ser muy sensibles a las sustancias tóxicas. Es posible lograr seleccionar cepas y aclimatarlas para lograr la degradación de ciertas sustancias. Generalmente la capacidad de procesamiento de estos sistemas es limitada y se restringe a situaciones donde es posible trabajar con bajas concentraciones de contaminantes. Los ejemplos más comunes son el tratamiento en suelo o *landfarming* y el tratamiento in situ de suelos contaminados o *biorremediación*.

En el caso de los hidrocarburos del petróleo los procesos de biorremediación están condicionados además por la estructura del hidrocarburo, sus propiedades físicas (densidad, solubilidad, presión de vapor, etc) y las características del suelo en cuestión. Estos procesos a pesar de ser muy efectivos, tienen la desventajas que ocurren en un periodo largo de tiempo 2-3 años y para acelerar el mismo es necesario la utilización de productos químicos (surfactantes) que incrementan la biodisponibilidad de contaminantes orgánicos hidrofóbicos como HTP, PCBs, explosivos, clorofenoles, pesticidas, etc. Además necesitan grandes extensiones de suelo y son procesos muy controlados. (Kotterman et al, 1998; Martinez, 2005). Autores como (Galli, 2002; Torres, 2003; Mesa, 2002) plantean como tratamientos terciarios los biológicos, los cuales permiten que los microorganismos predominantemente como bacterias (*pseudomonas*, *corinebacterias* y *micobacterias*), algunas levaduras y hasta algas verdes, son capaces de eliminar los hidrocarburos y otros contaminantes presentes en efluentes de tratamientos anteriores, facilitando su degradación. Estudios realizados por (Morelli, 2005; Berthe-Corti et al, 2007; Panno et al, 2005) in vitro y a escala de laboratorio en condiciones controladas, han demostrado en que estos microorganismos presentan altos grados de degradación de los hidrocarburos, dependiendo de su estructura. Los resultados obtenidos se muestran a continuación.

- Alcanos de menos de 10 carbonos: son tóxicos para muchos microorganismos.
- Alcanos entre 10-24 carbonos: son biodegradables fácilmente.
- Alcanos de más de 24 carbonos: suelen ser recalcitrantes.

- Mayor número de cadenas, mayor dificultad.
- Mayor número de ciclos aromáticos: mayor dificultad.

Cuando lodos orgánicos contienen bajas concentraciones de sustancias tóxicas, es posible realizar un tratamiento de digestión anaerobia, en el cual la materia orgánica se estabiliza y en forma simultánea se produce una degradación de las sustancias tóxicas. Corresponde señalar que la flora microbiana que interviene es sumamente sensible a las sustancias tóxicas presentes y a las variaciones de temperatura y pH.

El diseño de estos sistemas de tratamiento biológicos (aerobios y anaerobios) ha sido tratado por diferentes autores (Metcalf and Eddy, 2003; Degremot, 1979) y plantean que mediante la combinación de los mismos se puede lograr una depuración efectiva de los residuales líquidos oleosos, pero presentan el inconveniente de tener altos costos de operación, mantenimiento, requiere de una alta disciplina tecnológica y estudios a largo plazo. Resultados obtenidos a escala de laboratorio por (Rincón et al, 2004) confirman que la combinación de tratamientos anaerobio-aerobio puede ser considerada una alternativa viable para el tratamiento biológico de las aguas de producción petrolera, pero recomienda utilizar un tratamiento adicional para remover los aceites y grasas que el sistema utilizado no puede eliminar.

Existen tecnologías de tratamiento biológico que son capaces de biodegradar grasas y aceites provenientes de aguas servidas domésticas y efluentes industriales orgánicos (porcinos, elaboración de quesos, elaboración de bebidas no alcohólicas, etc) mediante la acción microbiológica. http://www.sinia.cl/1292/articles-50002_recurso_2.pdf. Entre las tecnologías mayormente utilizadas para reducir estos parámetros se encuentran: biofiltro/lombrifiltro; wetlands, etc. Los mejores resultados en la degradación de grasas y aceites se han obtenido mediante la utilización de biofiltros/lombrifiltro con una eficiencia de remoción de un 80%. Esta tecnología no es adecuada para la remoción específica de grasas y aceites de otras matrices y presenta las siguientes desventajas:

- No resiste periodos sin alimentación- Necesidad de suministrar nutrientes.
- Requiere de un proceso de adaptación -Arranque complejo.
- No soporta variaciones grandes de carga ni caudal.
- No es recomendable para tratar grandes volúmenes de efluente.

Cuba ha dado pasos en el empleo de técnicas biotecnológicas para la descontaminación de suelos y aguas, Sin embargo, aún en el sector petrolero cubano se realizan procesos por otros métodos que no son biológicos, y de los biológicos, algunos no están incorporados a la industria, sino que se encuentran en fase de investigación (Bonell, 2009). Ante esta situación, los **métodos naturales de depuración** de aguas residuales se presentan como una alternativa de bajo costo y, en principio, de menor impacto sobre el medio que los sistemas convencionales de tratamiento.

1.7. Métodos naturales para el tratamiento los residuales líquidos oleosos.

Este tipo de tecnología se propone como alternativa a las técnicas convencionales de tratamiento y a las cuales se les denominan como métodos naturales. Ellos aprovechan y potencian los procesos de purificación que ocurren de forma espontánea en la naturaleza, logrando la reducción de la carga contaminante con costes de operación inferiores a los de los tratamientos convencionales, necesidades de mantenimiento sin grandes dificultades técnicas, y bajo impacto ambiental. Bajo la denominación de sistema natural de depuración se engloban aquellos procedimientos o técnicas en los que la eliminación de las sustancias contaminantes presentes en las aguas residuales se produce por componentes del medio natural, no empleándose en el proceso ningún tipo de aditivo químico.

Los procesos que intervienen en ellos incluyen a muchos de los que se aplican en los tratamientos convencionales (sedimentación, filtración, adsorción, degradación biológica, etc.) junto con procesos propios de los tratamientos naturales (fotosíntesis, fotooxidación, asimilación por parte de las plantas, etc.). A diferencia de las tecnologías convencionales, en las que los procesos transcurren de forma secuencial en tanques y reactores, y a velocidades aceleradas (gracias al aporte de energía), en los métodos naturales se opera a velocidad natural (sin aporte de energía) (Tiez et al, 2007). En este sentido, los **humedales construidos** están considerados como una tecnología no convencional de escasa complejidad tecnológica, de bajo costo tecnológico, fáciles de operar y mantener ya que requieren de un bajo número de operarios y pocos equipos electromecánicos, además de su sencillez de construcción, consumo energético mínimo, vida útil superior a los 40 años, son sistemas versátiles y altamente flexible que permiten tratar diversos tipos de aguas residuales. Son estéticamente, agradables a la vista y armonizan con el medio ambiente (García, 2010). Su aplicación no es solamente una

necesidad para minimizar los impactos negativos ocasionados a la salud humana y al medio ambiente, sino que constituye un elemento fundamental en la aplicación de criterios de calidad y en la gestión de seguridad tecnológica y ambiental. (Quilice et al, 2005; García, 2005; Ji, et al, 2007; Ramos, 2007; EPA, 2000; Pérez, 2012).

Los humedales construidos se han clasificado tradicionalmente en dos tipologías, humedales de *flujo superficial libre (HSL)* y *humedales de flujo subsuperficial (HFS)*, atendiendo a si la circulación del agua es de tipo superficial o subterránea. Estos últimos se clasifican en humedales horizontales o verticales, dependiendo de la dirección del flujo de agua a través del medio poroso. En los humedales HSL el agua fluye sobre la superficie del suelo desde una entrada hasta un punto de salida. Se utilizan como tratamiento terciario de efluentes previamente tratados en depuradoras de tipo convencional. En comparación con los HFS, en estos últimos el área de contacto del agua con las bacterias y el sustrato es mucho más grande. Entre sus desventajas fundamentales se encuentran la proliferación de mosquitos y otros vectores, debido a su poca profundidad. (EPA, 1998; EPA 2000; Ayaz et al, 2012).

En los humedales de flujo (HFS) el agua circula de forma subterránea a través de un medio y en contacto con raíces y rizomas de las macrófitas. Pueden ser utilizados como tratamientos secundarios y terciarios y el área de contacto del agua con las bacterias y el sustrato es mucho más grande (Yildirim, 2012). Debido a que el medio poroso brinda mayor área superficial para el crecimiento de los microorganismos la velocidad de remoción en los sistemas con flujo es mayor. Por otra parte, como el agua en estos sistemas fluye por debajo de la superficie del medio, no se presentan problemas con el desarrollo de los mosquitos y otros vectores (Wittgren, 1997; García, 2010. Sin embargo, a pesar de todas las ventajas antes expuestas hay que señalar que los humedales con flujo tienen como desventajas el costo del medio soporte utilizado, así como su traslado y colocación.

1.7.1. El desarrollo de humedales construidos para el tratamiento de residuos líquidos generados por la industria del petróleo y el gas.

Los humedales de flujo superficial fueron utilizados para el tratamiento de las aguas residuales de petróleo de la planta de refinación Mandan, Dakota del Norte desde principios de la década de los 1970. Uno de los primeros trabajos sobre el uso de los humedales de flujo para el tratamiento de compuestos orgánicos industriales se completó en Alemania por (Seidel, 1973).

Los resultados obtenidos por la Dra. Seidel fueron aplicados con éxito a gran escala en el Mobil Oil AG terminal in Bremen, Germany (Vymazal et al, 1998). Tomando como base los resultados obtenidos anteriormente (Salmon 1998; Knight et al, 1999) demostraron que la combinación de humedales construidos de flujo superficiales, puede ser utilizada con éxito para el tratamiento de las aguas residuales de la industria del petróleo. Posteriormente (Wemple, 2000; Pardue, 2002) plantean que los humedales naturales pueden degradar los hidrocarburos del petróleo en condiciones ambientales naturales, donde la comunidad microbiana asociada a la rizosfera de plantas crea un ambiente propicio para la degradación de compuestos orgánicos.

Investigaciones más recientes como las desarrolladas por (Paz, 2008; Blanco, 2008), utilizan los humedales de flujo superficial libre (HFSL) y de flujo subsuperficial (HFS) respectivamente, como sistemas de tratamiento para aguas de producción de petróleo. Ambas utilizan las mismas plantas acuáticas emergentes (*Cyperus luzulae*, *Cyperus feraz* L.C. Richard, *Cyperus ligularis*, *Paspalum sp.* y *Typha dominguense*). Los mejores resultados en ambos estudios se obtienen cuando se utiliza como planta acuática emergente el *Cyperus* en los humedales de flujo en la remoción de hidrocarburos totales (75,99%), sulfuro (60,24%) y fenol (90,69%). Además en este humedal se dieron las mayores remociones de metales: Cr, Cu, Ni, Pb y Zn. Resultados similares obtuvieron (Ji y col, 2007; Xia y col, 2007; Velasco, 2010), cuando evaluaron el postratamiento de aguas de desecho de refinerías de crudo pesado con estos sistemas y plantas emergentes (*Vetiveria zizanioides*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* y *Lepironia articulata*). Los resultados obtenidos permitieron a los autores demostrar la factibilidad del uso de humedales construidos con plantas emergentes, para el tratamiento eficiente de las aguas residuales de producción de petróleo.

Conclusiones Parciales.

1. Es recomendable emplear el desarrollo e instrumentación de una gestión integral como elemento de suma importancia para la economía de las empresas y constituye una herramienta de autorregulación ambiental, que puede considerarse como un instrumento eficiente para la gestión de residuos.
2. Debido a que los tratamientos convencionales existentes requieren de los altos costos tanto de inversión, de operación, altos requerimientos energéticos, consumo de

reactivos químicos y generación de lodos tóxicos que requieren un acondicionamiento posterior, para su disposición final, en la actualidad existe un déficit en el tratamiento de las aguas residuales contaminadas con hidrocarburos, principalmente en los países en vías de desarrollo.

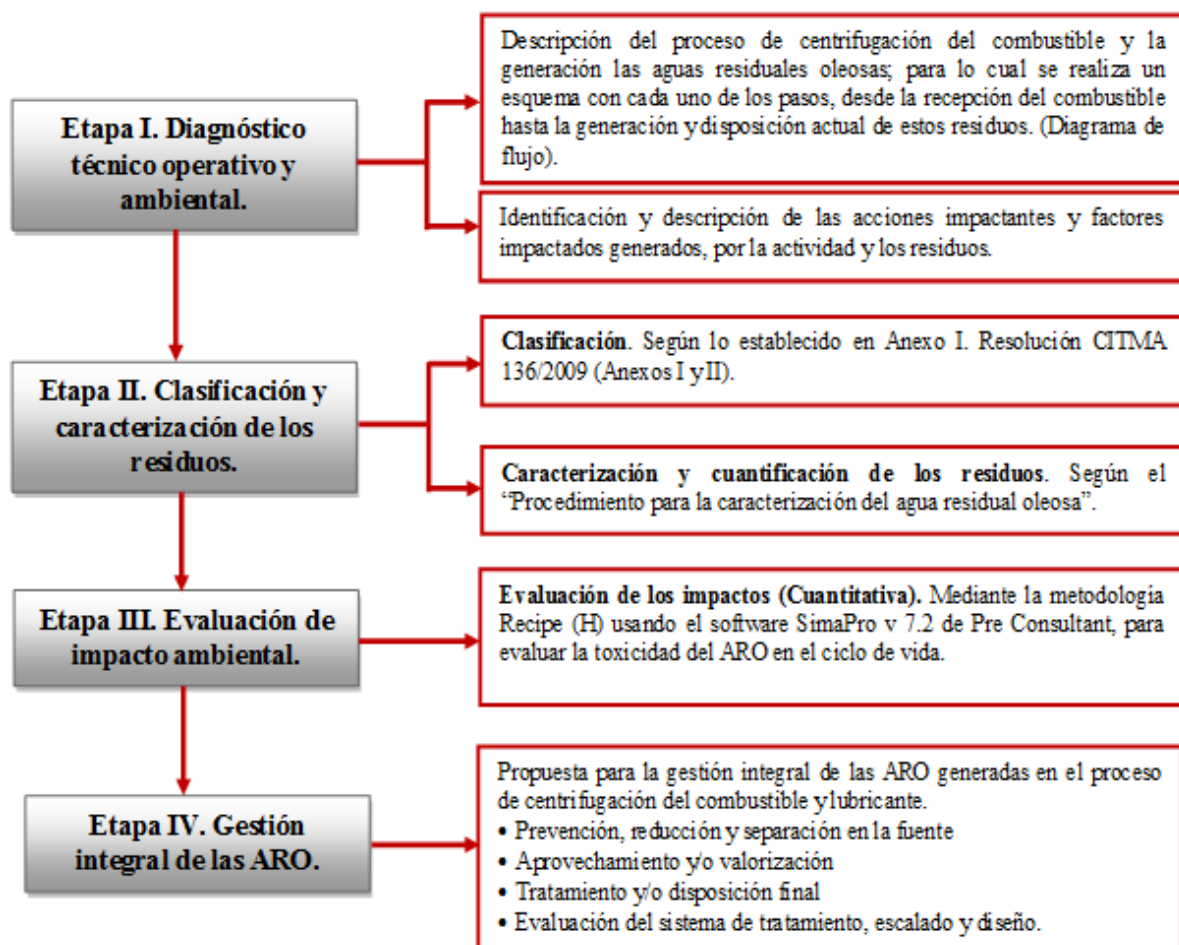
3. Existen experiencias a nivel mundial que avalan las ventajas de los tratamientos no convencionales como: la biosorción y los métodos naturales como soluciones tecnológicas factibles para el tratamiento de estos desechos tóxicos y peligrosos.
4. Dentro de los materiales biosorbentes estudiados por la comunidad científica internacional son ampliamente reportados los de origen lignocelulósicos; donde el bagazo natural de caña de azúcar por su composición, su disponibilidad y bajo costo, pone de manifiesto la posibilidad de su uso como biosorbente de hidrocarburos.
5. En la literatura consultada no aparece reportado una metodología para Gestión Integral de aguas residuales contaminadas con hidrocarburos, que incluya la combinación de tratamientos como la biosorción y humedales horizontales de flujo subsuperficial construido, como soluciones tecnológicas de escasa complejidad tecnológica y bajo costo, para el tratamiento de estos desechos, generados en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”.

**CAPÍTULO II. METODOLOGÍA PARA LA GESTIÓN INTEGRAL
DE LAS AGUAS RESIDUALES OLEOSAS GENERADAS EN EL
PROCESO DE CENTRIFUGACIÓN DEL COMBUSTIBLE.**

2. Metodología para la gestión integral de las aguas residuales oleosas generadas en el proceso de centrifugación del combustible.

Para evaluar la gestión de las aguas residuales oleosas que se generan en el proceso de centrifugación de combustible, utilizado como materia prima para la generación de energía eléctrica en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”, se desarrolló una metodología propia que puede ser aplicada a cualquier organización o región.

La metodología desarrollada permite evaluar las condiciones actuales de manejo de las aguas residuales oleosas y establece la línea base para la gestión integral de estos residuos a partir de los componentes técnicos, operativos y ambientales. Constituye una herramienta en la toma de decisiones inversionistas sobre bases científicas y metodológicas. A continuación se muestra un esquema de la metodología y las etapas que la componen.



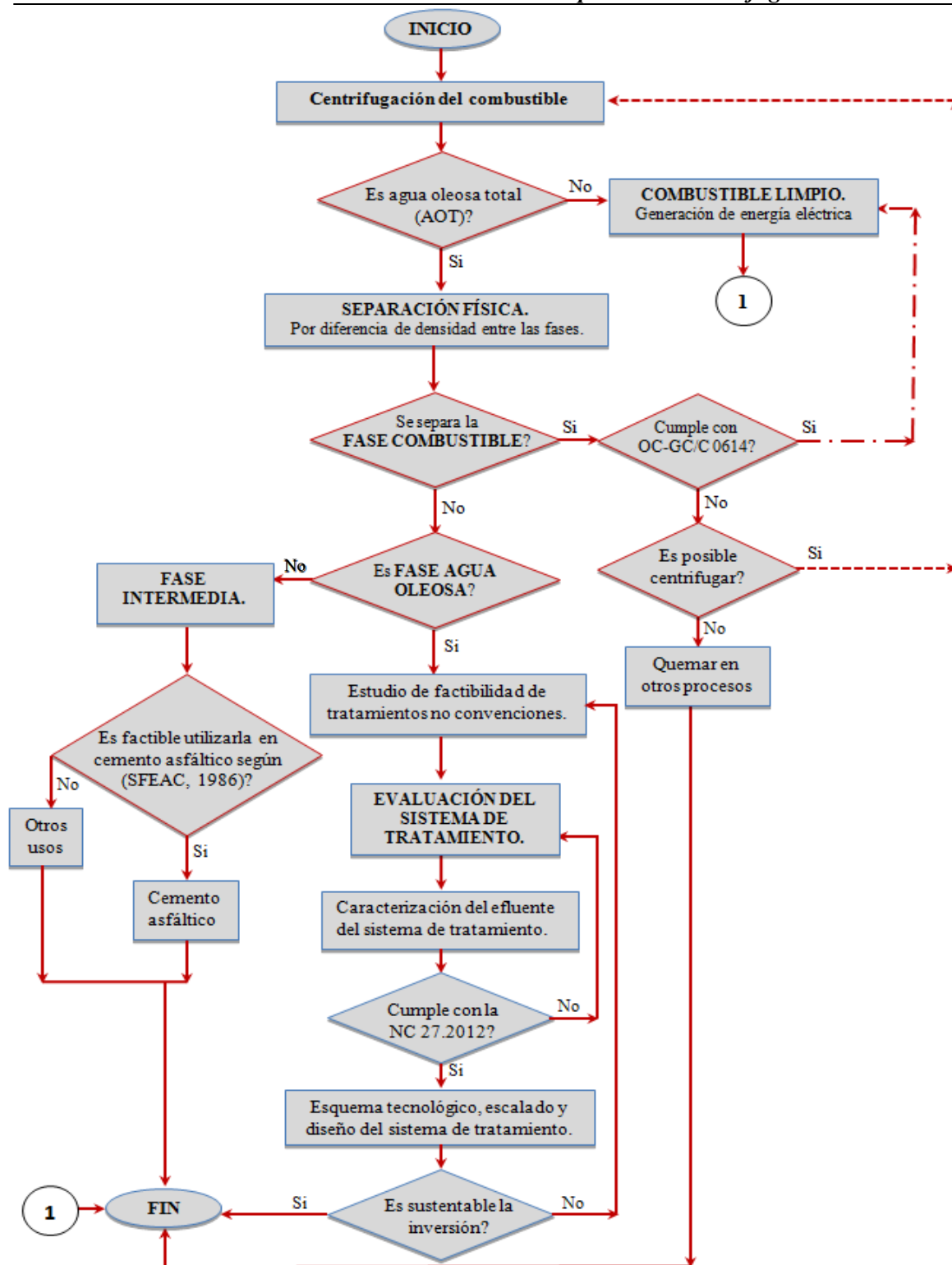


Fig. 2.1. Diagrama heurístico (Etapa IV). Gestión Integral del agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del diésel y del “fuel oil”.

Etapa I. Diagnóstico técnico operativo y ambiental.

Se describe y evalúa el proceso desde la recepción del combustible hasta el tratamiento y/o disposición final actual del agua oleosa total, que se genera en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”; para lo cual se realiza un esquema con cada uno de los pasos que se llevan a cabo. Se realiza la identificación y descripción de las acciones impactantes y factores impactados por la actividad y los residuos generados, teniendo en cuenta el entorno donde se encuentra ubicada la central eléctrica.

Etapa II. Clasificación y caracterización de los residuos.

2.1. Clasificación de los residuos. Antes de realizar la caracterización de un residuo se verifica si se trata de un residuo tóxico y peligroso utilizando los anexos I (clasificación general de desechos peligrosos) y anexo II (lista de características peligrosas) de la Resolución CITMA No. 136. 2009. “Reglamento para el manejo integral de desechos peligrosos”. (Ver Anexo I).

Para realizar la caracterización de los residuales líquidos generados en el proceso de centrifugación del combustible (diésel o “fuel oil”), la autora desarrolla un “*Procedimiento para la caracterización física y físico-química del agua oleosa total*” que responde a las características de las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”.

2.2. Procedimiento para la caracterización física y físico- química del agua oleosa total.

La caracterización de un agua residual es el primer paso para conocer los principales contaminantes, flujos y concentraciones que caracterizan la misma y poder tomar decisiones en cuanto a: minimización de residuos, factibilidad de tratamiento, adaptación de nuevas tecnologías etc.

Para lograr muestras representativas y análisis confiables, en el Anexo II se describe la forma en que debe realizarse el muestreo en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”, dada las particularidades del agua oleosa total que se genera en el proceso de centrifugación del combustible (diésel o “fuel oil”), utilizado como materia prima para la generación de energía eléctrica, en dichas centrales eléctricas.

2.2.1. Caracterización física y fisico-química del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con diésel.

2.2.1.1. Caracterización física del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con diésel.

a) **Determinación de la densidad de las fases. Método picnométrico.** Las muestras parciales (ver figura 2.3, Anexo II) se colocan en un embudo separador, dejándolas en reposo durante 2 h, para lograr una adecuada separación de las fases. Transcurrido el tiempo de reposo, se llena un picnómetro previamente tarado con cada fase y se pesa nuevamente, luego por diferencia de peso se determina la masa de cada fase (m). Conociendo el volumen real del picnómetro (v) se calcula la densidad de cada fase según la ecuación 2.1.

$$\rho = \frac{m}{v} \quad (2.1)$$

Siendo: m: masa de cada fase, v: volumen real del picnómetro.

b) **Balance de materiales.** Permite identificar y cuantificar todos los materiales que entran (materia prima, agua, energía, etc) y los productos, subproductos y residuos o desechos generados. Se realiza en la centrifuga porque es donde se lleva a cabo el proceso de centrifugación del combustible (diésel) y donde se genera el agua oleosa total. Los resultados obtenidos en los muestreos, la caracterización física realizada y los datos obtenidos en la etapa I, proporcionan los datos necesarios para llevar a cabo el mismo. Como resultado se obtienen además los índices de generación en kg/ toneladas de combustible procesado de: agua oleosa total generada y de cada una de las fases que la componen. Estos resultados permiten formular la factibilidad de reutilización y valorización del residuo, así como los beneficios técnicos, económicos, ambientales y sociales asociados a esta acción.

2.2.1.2. Caracterización fisico-química del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con diésel.

Para realizar la caracterización fisico - química del agua oleosa total (AOT) se toma un volumen de 2.5 litros de AOT generada en una centrifugación. A las muestras recolectadas se les deben realizar los siguientes parámetros de calidad: potencial de hidrogeno (pH), demanda química de oxigeno (DQO), grasas y aceites (G y A), hidrocarburos totales (HCT) y metales

disueltos (Pb, Cu, Zn y Fe). Otros análisis podrán ser realizados según el criterio del especialista, el objetivo del estudio y las posibilidades de recursos.

Los métodos utilizados para los análisis físico-químico están basados según lo establecido en el *Standard Methods* (APHA, 2000) y en la UNE-EN ISO 9377-2/2001. Las determinaciones analíticas y los métodos utilizados son reportados en la tabla 2.1.

Tabla 2.1. Métodos analíticos utilizados en el análisis físico – químico del agua oleosa total.

Parámetros	Unidades	Método empleado
Potencial de hidrógeno (pH)	u de pH	Método electrométrico.
Temperatura (T)	°C	Método electrométrico.
Color verdadero (CV)	mg/L. Pt	Método escala platino-cobalto.
Sólidos totales disueltos (TDS)	mg/L	Método electrométrico.
Cloruros(Cl)	mg/L	Método volumétrico.
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg O ₂ /L	Método dicromato. Reflujo abierto.
Grasas y aceites (G y A)	mg/L	Método partición gravimétrica.
Hidrocarburos totales (HCT)	mg/L	Método partición gravimétrica.
Índice de hidrocarburos (IHC)	mg/L	Cromatografía de gases.
Sólidos sedimentables totales (SST)	ml/L	Cono Imhof.
Plomo (Pb)	mg/L	Espectrometría de Absorción Atómica.
Cobre (Cu)	mg/L	Espectrometría de Absorción Atómica.
Zinc (Zn)	mg/L	Espectrometría de Absorción Atómica.
Hierro (Fe)	mg/L	Espectrometría de Absorción Atómica.

2.2.2. Caracterización física y físico - química del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con “fuel oil”.

2.2.2.1. Caracterización física del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con “fuel oil”.

- a) **Determinación de la densidad de la fase agua. Método picnométrico.** Se toman muestras parciales de 0.5 litros (ver figura 2.3, Anexo II) y se procede según epígrafe 2.2.1.1, inciso a.
- b) **Determinación de la densidad de la fase combustible (Método del hidrómetro).** Se toman muestras parciales de 0.5 litros (ver figura 2.3, Anexo II) y se procede según procedimiento UHG 0419. Manual de generación distribuida. Basada en ASTM 287-02. Método estándar para determinar gravedad API de crudos y productos del petróleo.
- c) **Balance de materiales.** El objetivo y procedimiento para la confección del mismo, se realiza según epígrafe 2.2.1.1, inciso b.

2.2.2.2. Caracterización físico-química del agua oleosa total en las centrales eléctricas que operan con “fuel oil”. Para realizar la caracterización físico - química del agua oleosa total se procede según lo descrito en el epígrafe 2.2.2.1.

2.2.2.3. Caracterización físico – química de la fase agua oleosa en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”. La caracterización físico-química de la fase agua oleosa se realiza después de separada la fase combustible y se utiliza el mismo procedimiento descrito en la figura 2.3, Anexo II. En ambos casos (centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”) la fase agua oleosa (*muestra parcial*) se transfiere a un frasco de 2.5 litros, el cual debe estar limpio y seco. A las muestras recolectadas se les realizan los siguientes parámetros de calidad: potencial de hidrogeno (pH), temperatura (T °C), color verdadero (CV), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos sedimentables totales (SST), grasas y aceites (G y A) e hidrocarburos totales (HCT) y metales disueltos (Fe, Cu, Cr, Ni y Zn). Otros análisis podrán ser realizados según el criterio del especialista, el objetivo del estudio y las posibilidades de recursos. Los métodos utilizados para los análisis físico-químicos son reportados en la tabla 2.1 del epígrafe 2.2.1.2.

2.2.2.4. Evaluación de la calidad del agua oleosa total y la fase agua oleosa. La evaluación de la calidad para su vertimiento se realiza teniendo en cuenta los Límites Máximos Permisibles Promedios (LMPP) establecidos en las NC 27:2012. “Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado” y la NC 521:2007. “Vertimiento de aguas residuales a las costas y aguas marinas” de acuerdo al cuerpo receptor.

Etapas III. Procedimiento para la evaluación de impactos ambientales asociados al proceso de centrifugación del combustible.

La evaluación de los impactos ambientales que ocasiona el agua oleosa total generada en la centrifugación del combustible (diésel y fuel oil,) se realiza de acuerdo a los modelos de caracterización de las categorías de toxicidad contemplados en la metodología *Recipe (H)* para evaluar el impacto ambiental en las categorías relacionadas con la toxicidad humana y ecotoxicidad, a partir de la información brindada por la caracterización físico-química realizada y el empleo del *software SimaPro v 7.2 de Pre Consultan*. Para la cuantificación de los impactos, se elaboró un procedimiento teniendo en cuenta lo establecido en la (NCISO 14040:2009; NCISO 14044: 2009). A continuación se exponen los pasos a seguir.

Objetivo: Evaluar el impacto de las categorías relacionadas con efectos tóxicos de los contaminantes presentes en el agua oleosa total antes y después de la separación física de la fase combustible (diésel o “fuel oil”).

Unidad funcional. Para cumplir con la (NCISO 14040.2009) se define como unidad funcional un m³ de agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible en una central eléctrica diésel o “fuel oil”.

Límites del sistema. En la figura 2.6 se muestran los límites del sistema. El alcance del sistema es de puerta a puerta (generación del agua residual oleosa total en el proceso de centrifugación del combustible) pues no se evalúa el impacto de la extracción del combustible.

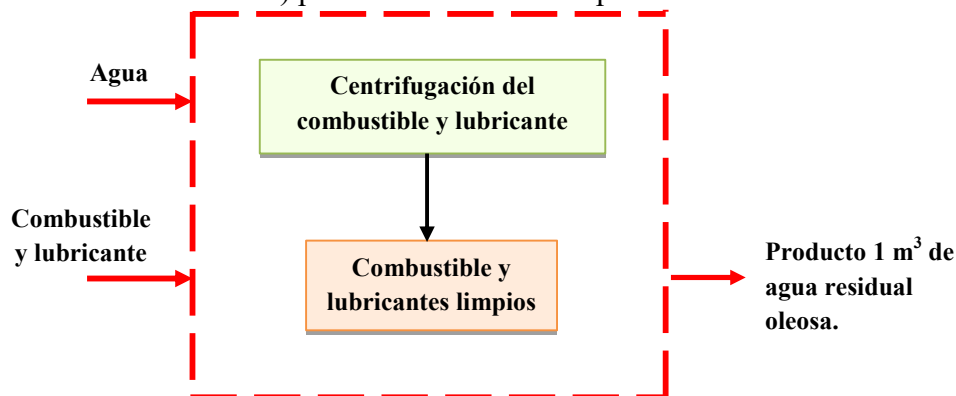


Fig. 2.6. Diagrama de los límites del sistema de generación del agua oleosa total.

Inventario de ciclo de vida. En este caso se propone que los cuestionarios se realicen tomando en cuenta los consumos de combustible (diésel, “fuel oil”) en un período determinado (meses o años). Los datos de primer plano de esta fase se calculan a partir del balance de masa que se efectúe, tomando como base un m³ de agua oleosa total generada y los principales contaminantes determinados en la caracterización físico-química realizada.

Tipo de impacto a evaluar, metodología e interpretación. Para evaluar la toxicidad del agua oleosa total y de la fase agua oleosa, se utiliza un modelo de la metodología *Recipe (H)* y el software *SimaPro v 7.2* de *Pre Consultant* considerando las características físico - química del agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible (diésel, “fuel oil” y lubricantes). La selección del método obedece a la posibilidad de evaluar las categorías de impacto relacionadas con la toxicidad: humana, terrestre, en agua fresca y agua de mar.

Etapas IV. Gestión integral del agua oleosa total.

Según (Martínez, 2005), la Gestión Integral de Residuos (GIR) es la adopción de todas las medidas necesarias en las actividades de prevención y minimización de la generación en el origen, aprovechamiento y/o valorización, tratamiento y disposición final de residuos o desechos peligrosos, individualmente realizadas o combinadas de manera apropiada de forma que armonice con los mejores principios de salud, de economía, ingeniería, estética y consideraciones ambientales que también respondan a las expectativas públicas.

Teniendo en cuenta la clasificación, las características físicas, y físico - química del agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible (diésel y “fuel oil”), los resultados de la evaluación de impacto ambiental y la bibliografía consultada, se propone una gestión integral de la misma.

En la figura 2.1 se observa la gestión integral del agua oleosa total basada en el orden jerárquico establecido, donde la implementación de producciones más limpia (P+L) como primera prioridad, conduce a la prevención y minimización del residual líquido, con el fin de reducir volumen y peligrosidad a través de la reducción en la fuente o de alternativas de recuperación para su aprovechamiento y valorización (separación física de las fases). Como última opción se encuentra el tratamiento y disposición final de la fase agua oleosa contaminada con hidrocarburo (después de la separación física). Para ello se proponen las alternativas de tratamientos no convencionales como: *la biosorción y los métodos naturales de tratamiento, entre ellos los humedales horizontales de flujo subsuperficial*, las cuales se perfilan como soluciones tecnológicas de escasa complejidad tecnológica y bajo costo para el tratamiento de estos desechos. La evaluación y desarrollo de las mismas, permite disponer de una tecnología con recursos propios, que dé solución al problema de las aguas oleosas altamente peligrosas generadas en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”, proporcionando ahorros por conceptos de compra de "know- how" y transferencia de tecnologías. Esta propuesta complementa lo establecido en la Sección segunda, de los planes de manejo de la Resolución CITMA no. 136. 2009, Artículo 25: inciso i). Identificación de los procesos de tratamiento y disposición final a los que se proponen someter a los desechos peligrosos.

Basándonos en el esquema de la metodología, las etapas que la componen y el diagrama heurístico (figura 2.1) se desarrollan los siguientes epígrafes que proporcionan la información necesaria para la implementación de la gestión integral del agua oleosa total generada en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”.

2.4.1. Aprovechamiento y/o valorización. Separación física de la fase combustible.

La recuperación y aprovechamiento de la fase combustible presente en el agua oleosa total, es una medida de producciones más limpia (P+L) que reporta beneficios económicos, ambientales y sociales considerables, al disminuir la cantidad de combustible importado por su reutilización en el propio proceso (*in situ*) o en procesos externos (*ex situ*). Con esta acción se logra reducir volumen, toxicidad y se le da beneficio práctico al residuo generado. A continuación se describe como evaluar la calidad de la fase combustible (después de la separación física) y los beneficios que esta acción reporta.

- a) ***Determinación de la calidad de la fase combustible diésel.*** Después de 2 h de sedimentación de la muestra total (ver figura 2.3, Anexo II), se toma una porción de 1 litro (muestra parcial) y se determinan los parámetros de calidad establecidos: densidad a 15⁰C, destilación (punto inicial, 10% recobrado, 50% recobrado, 90% recobrado y punto final), agua y sedimento por centrifugación, residuos de carbón Conradson, cenizas y corrosión (3 horas a 50⁰C). La evaluación de la calidad del combustible, se realiza teniendo en cuenta lo establecido en (ASTM, 2008). La conformidad del producto se establece por el documento normativo (OC-GC/C 0615, 2014).
- b) ***Determinación de la calidad de la fase combustible “fuel oil”.*** Cuando en el isomódulo (ver figura 2.5, Anexo II) quede solamente la fase combustible se toma una porción de aproximadamente 5 litros (muestra parcial) para determinar los parámetros de calidad: densidad a 15⁰C, agua por destilación, residuos de carbón Conradson/micro, cenizas y temperatura de inflamación. La evaluación de la calidad del combustible, se realiza teniendo en cuenta lo establecido en (ASTM, 2012). La conformidad del producto se establece por el documento normativo (OC-GC/C 0614, 2014).
- c) ***Beneficio económico.*** Con el objetivo de determinar los ahorros que tendría el país con la recuperación del combustible (“fuel oil” o diésel) presente en el agua oleosa total, se realiza una evaluación económica, teniendo en cuenta los resultados del balance realizado en la

centrífuga, el consumo de combustible de 12 meses (1 año) de la central eléctrica objeto de estudio y el precio actual de los combustibles.

- d) ***Beneficio ambiental.*** Se realiza según lo descrito en la Etapa III, donde el objetivo es la evaluación del impacto de las categorías relacionadas con el efecto tóxico de los contaminantes presentes en el agua oleosa total antes y después de la separación física de la fase combustible (diésel o “fuel oil”).
- e) ***Beneficio social.*** Se determina teniendo en cuenta cómo repercute en la sociedad el uso que se le dará a la fase combustible (diésel o “fuel oil”), ya sea en la generación de energía eléctrica o en otros procesos que sea viable su utilización.

Como una gestión integral de residuos (GIR) culmina en el tratamiento o disposición final del residual líquido (en nuestro caso la fase agua oleosa), es necesario tener en cuenta los aspectos técnicos, económicos y ambientales. A partir de la revisión bibliográfica realizada, las alternativas de tratamientos no convencionales como: la biosorción y los humedales horizontales de flujo subsuperficial, se perfilan como soluciones tecnológicas de escasa complejidad, sustentables y novedosas, para la depuración de aguas residuales contaminadas con hidrocarburos, en países en vías de desarrollo (Tiez et al, 2007; Lakdawala, 2012).

2.4.2. Tratamiento y disposición final de la fase agua oleosa. Estudios de biosorción de hidrocarburos utilizando bagazo natural de caña de azúcar en discontinuo.

2.4.2.1. Preparación del biomaterial sorbente. El bagazo natural de caña de azúcar es sometido a las operaciones: secado, molienda y tamizado para obtener una biomasa uniforme según metodología reportada por (Brito, 2006; Alomá, 2011). Para la molienda se utilizó un molino de rotor de 6 paletas modelo SR-2. La muestra del material granular pesada, se coloca en el sistema de tamizado (Serie Tyler: 4 mm, 2 mm, 1 mm y 0,5 mm) y se somete a un proceso de vibraciones durante un período de 10 minutos. Posteriormente se recogieron las fracciones depositadas en cada tamiz y se determinó el rendimiento de cada una de ellas respecto al total procesado.

2.4.2.2. Caracterización del bagazo natural de caña de azúcar. Al bagazo natural de caña de azúcar se le realiza una caracterización físico-química: humedad, densidad aparente, porosidad, capacidad de sorción, textura de las fibras por microscopía electrónica de barrido

(SEM) acoplada a EDX y análisis termogravimétrico (TGA) y térmico diferencial (ATD). Los procedimientos analíticos y ecuaciones se describen en el Anexo III.

2.4.2.3. Cinética de la remoción de hidrocarburos con el bagazo de caña natural de caña de azuacar.

Para la realización del experimento cinético se procede de la siguiente forma: en cada vaso de precipitado de 1 litro de capacidad se añadió la cantidad de diésel (32,7⁰ API) correspondiente, se tomó su peso (g) y se lleva a volumen final de 1 litro con agua destilada. Los vasos de precipitados son sumergidos en un termostato JULABO, se comienza la agitación (450 rpm) y luego se le adiciona 1 gramo de bagazo natural, para diferente tiempos de contacto (0.5, 1, 3, 5, 7 y 9 minutos) y a dos temperaturas diferentes (25°C y 35°C). Todas las muestras son filtradas por escurrimiento de 1 hora a través de un embudo de malla 0,125 mm (120 Mesh). Al filtrado residual se le determina el contenido de hidrocarburos y se realizan tres réplicas en todos los casos

Para el estudio cinético de la biosorción de hidrocarburo (diésel) con bagazo de caña de azúcar natural, se tomaron en consideración los modelos cinéticos de primer orden (Ortiz, 2006), y pseudo segundo orden (Cabal, 2009; Ronda, 2016), porque han sido los que mejor reproducen los datos experimentales en estudios realizados por dichos autores.

El modelo de primer orden se describe mediante la siguiente ecuación linealizada:

$$\ln\left(\frac{C_t}{C_{\max}}\right) = n \ln t + \ln k \quad (2.5)$$

Donde: k es la constante específica de la velocidad de sorción y n la constante específica de tiempo.

A partir de la ecuación (2.5), se determinan los valores de las constantes, al graficar el logaritmo natural de (C_t / C_{\max}) en función del $\ln t$, para lo cual se espera una recta con pendiente n e intercepto en $\ln k$.

La cinética de pseudo segundo orden basado en la capacidad de biosorción del material adsorbente, es capaz de predecir el comportamiento del proceso en un amplio rango de condiciones de operación. El modelo de pseudo segundo orden puede expresarse como:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_{s2} \cdot (q_e - q_t)^2 \quad (2.6)$$

Donde: K_{s2} - constante de velocidad de pseudo segundo orden (g/mg.min)

Para condiciones de fronteras $t=0$; $q_t = 0$ y para $t= t$; $q_t = q_e$ la forma integrada de la ecuación es:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{h} + \frac{1}{q_e} \cdot t \quad (2.7)$$

Siendo:

$$h = k_{s2} \cdot q_e^2 \quad (2.8)$$

Siendo: h - velocidad de sorción inicial (mg/g.min).

Si se grafica entonces $\frac{t}{q_t}$ vs t se obtiene una línea recta, donde q_e y h pueden determinarse de la pendiente y el intercepto respectivamente en ese orden.

2.4.2.4. Estudios termodinámicos del proceso de biosorción del hidrocarburo con bagazo natural de caña de azúcar.

Como el diésel es insoluble en agua, se procede de la siguiente forma: en cada vaso de precipitado de 1 litro de capacidad se añade la cantidad de diésel correspondiente, se toma su peso (g) y se lleva a volumen final de 1 litro con agua destilada. Los vasos de precipitados son sumergidos en un termostato JULABO y se comienza la agitación a 450 rpm recomendada por (Quinchía, 2011). Luego se le adiciona 1 gramo de bagazo natural, para un tiempo de contacto de 15 minutos, sin modificaciones del pH de la solución, teniendo en cuenta los resultados obtenidos por (Quinchía, 2010; Memon et al, 2009). Después de transcurrido ese tiempo, las muestras son filtradas por escurrimiento de 1 hora a través de un embudo de malla 0,125 mm (120 Meshes). La cantidad de diésel agregado a cada frasco tenía una concentración inicial de (0,5; 1; 1,5; 2; 3; 4) gramos de diésel por litro de agua respectivamente. Al filtrado residual se le determina el contenido de hidrocarburos por el método de extracción gravimétrica con n-hexano (APHA, 2005). Se realizaron tres réplicas a dos temperaturas diferentes (25 °C y 35 °C).

Los modelos utilizados son el de Langmuir y Freundlich, porque han sido los más usados para describir con éxito el equilibrio de biosorción (Leyva, 1987; Brito, 2006; Elizalde-González, 2009; Danglad, 2010; Alomá, 2011; Martínez, 2013) El cálculo de las constantes se realizó mediante las ecuaciones linealizadas de ambos modelos:

La ecuación linealizada de Langmuir se representa por la ecuación 2.9.

$$\frac{C_e}{q} = \frac{C_e}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max}} \cdot b \quad (2.9)$$

Siendo: q : cantidad adsorbida por unidad de adsorbente, g/kg, q_{\max} : máxima capacidad de adsorción, g/kg, b : coeficiente relacionado con la afinidad entre el adsorbente y el adsorbato, L/mg, C_e : concentración final en el equilibrio, mg/L.

La isoterma de Freundlich se representa por la ecuación 2.10.

$$\ln q = \ln k + n \ln C_e \quad (2.10)$$

Siendo: k : coeficiente de distribución, L/Kg, n = afinidad adsorbente-adsorbato (adimensional)

Obtención de parámetros termodinámicos. El cálculo de los parámetros termodinámicos se realiza, con la constante obtenida en el modelo que mejor reproduce los resultados experimentales. Calculándose la entalpía (ΔH), la energía libre (ΔG) y la entropía (ΔS) por las ecuaciones 2.10, 2.11 y 2.12 respectivamente.

$$\ln \frac{k_2}{k_1} = -\frac{\Delta H}{R} \left(\frac{1}{T_2} - \frac{1}{T_1} \right) \quad (2.11)$$

$$\Delta G = -RT \ln k \quad (2.12)$$

$$\Delta S = \frac{\Delta H - \Delta G}{T} \quad (2.13)$$

2.4.2.5. Estudios en columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar para la remoción de hidrocarburos.

Para realizar estos estudios se utiliza una columna con diámetro interior de (D) 0,052 m, altura (H) 0,32 m y rellena con bagazo de caña de azúcar natural (59,997 g). La longitud de la cama de bagazo de caña de azúcar natural (L_0) es de 0,31 m y el diámetro de partículas (d_p) entre +1 -2 mm. A la misma se le hace pasar un flujo continuo de 2 L/h de la fase agua oleosa a tratar, para lograr un régimen acelerado en la columna experimental y permitir la saturación de la misma en un tiempo menor. A la salida se toman muestras a intervalos de tiempo constante y se les determinan como variables respuestas los parámetros siguientes: pH, color verdadero (CV) e índice de hidrocarburo (IHC) por los métodos descritos en la tabla 2.1 del epígrafe 2.2.1.2.

2.4.2.6. Evaluación del sistema propuesto para el tratamiento de la fase agua oleosa diésel. Columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar seguido de un humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Para la evaluación del sistema de tratamiento propuesto a escala de laboratorio, se utilizó una columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar como tratamiento secundario, con las

dimensiones descritas en el epígrafe 2.4.2.5. Como tratamiento terciario se utilizó un humedal horizontal de flujo subsuperficial construido de 0.4 m de largo, 0.17 de ancho y 0,09 m de profundidad, logrando de esta forma mantener la altura recomendada para los sistemas horizontales, factor de gran importancia en este tratamiento, ya que los procesos depuradores ocurren horizontalmente en el lecho (Beom-Goo et al, 2009; Watson, 1989). El mismo estuvo conformado por dos bandejas de poliestireno expandido en paralelo de 0.4 m de largo, 0.17 de ancho, 0,09 m de profundidad, logrando de esta forma mantener la altura recomendada para los sistemas horizontales, factor de gran importancia en este tratamiento, ya que los procesos depuradores ocurren horizontalmente en el lecho (Beom-Goo et al, 2009; Watson, 1989). El lecho fue de 8 cm de espesor constituido un medio granular (grava) y un nivel de agua potable y nutriente suficiente para simular un sistema natural de humedal.

La planta utilizada fue la especie emergente *Cyperus alternifolius* ya que se encuentra con gran abundancia en las zonas donde se vierte agua oleosa y se reporta con buenos resultados en la depuración de aguas residuales, además por su alta adaptabilidad a los medios húmedos sin circulación de agua (Curt, 2006; Korboulewsky et al, 2012). A las mismas se les da un tiempo de adaptación al medio de 30 días bajo estas condiciones. Se utiliza como control una de las bandeja de poliestireno expandido que contenía solamente el lecho de grava.

2.4.3. Escalado de la tecnología propuesta para el tratamiento de la fase agua oleosa diésel a nivel de planta piloto.

Para el escalado del sistema piloto se tuvo en cuenta los parámetros utilizados en la columna de adsorción y el humedal horizontal de flujo subsuperficial a nivel de laboratorio; manteniendo los principios establecidos tanto para el modelo como para el prototipo, en la metodología desarrollada por (Rodríguez, 2010).

2.4.3.1. Escalado de la columna de adsorción.

Para el escalado a nivel de planta piloto se emplea la metodología propuesta (Rodríguez, 2010), la cual se basa en tomar en consideración los parámetros de operación del modelo descritos en el epígrafe 2.4.2.6, en función de las mejores condiciones a las cuales opera el mismo. La metodología a desarrollar para el escalado de la columna de adsorción se muestra en el Anexo IV.

2.4.3.2. Diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial para el tratamiento de la fase agua oleosa diésel.

En el caso de los humedales se realiza además, un dimensionamiento biológico y un dimensionamiento hidráulico. El procedimiento a seguir se muestra en el Anexo IV (Procedimiento para el diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial para el tratamiento de la fase agua oleosa diésel), incisos a y b.

2.4.4. Evaluación del sistema propuesto para el tratamiento de la fase agua oleosa “fuel oil” mediante un humedal horizontal de flujo subsuperficial.

2.4.4.1. Estudio cinético en el humedal horizontal de flujo subsuperficial utilizado para el tratamiento de la fase agua oleosa “fuel oil”.

Para el estudio cinético y la determinación de las constantes, se evalúa la remoción de la DQO a diferentes tiempos de retención del agua residual en el humedal. El experimento se lleva a cabo con un flujo discontinuo, pasando el agua residual al humedal por gravedad desde un tanque estabilizador colocado a un nivel superior, y tomando muestras del agua residual efluente (Ce) cada 0,1; 1; 3; 5; 9 y 24 horas respectivamente. Fueron realizadas tres réplicas de estos experimentos.

2.4.4.2. Diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial para el tratamiento de la fase agua oleosa “fuel oil”.

El procedimiento para el dimensionamiento biológico e hidráulico del humedal horizontal de flujo subsuperficial construido se muestra en el Anexo IV (Procedimiento para el diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial para el tratamiento de la fase agua oleosa “fuel oil”), incisos a y b.

2.4.5. Evaluación económica del sistema de tratamiento propuesto.

Se realiza una valoración económica del tratamiento propuesto, donde se evalúan los costos de inversión y operación. Para el análisis de los ingresos se consideran las externalidades asociadas por daños evitados ya que el agua oleosa total es considerada un residuo tóxico y peligroso y el combustible es recuperado y reutilizado. Se calculan los indicadores dinámicos de rentabilidad VAN (valor actual neto) y TIR (tasa interna de rentabilidad) y PRD (período de recuperación de la inversión), según (Peters & Timmerhaus, 2003).

Conclusiones parciales:

1. La metodología propia desarrollada constituye una herramienta que permite el manejo adecuado y seguro de las aguas residuales oleosas generadas en las centrales eléctricas que operan diésel y “fuel oil”, permitiendo a los decisores, centrar los esfuerzos donde sean más efectivos, para minimizar los riesgos que representan estos residuos para la salud humana y el ambiente.
2. Los procedimientos para la caracterización y la evaluación de los impactos asociados a las aguas residuales oleosas desarrollados, son factibles de aplicar a cualquier central eléctrica que operen con diésel y “fuel oil”.

CAPÍTULO III. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA A UN CASO DE ESTUDIO. CENTRAL ELÉCTRICA DIÉSEL “SANTA CLARA INDUSTRIAL”.

3. Aplicación de la metodología para la Gestión Integral de las aguas residuales oleosas generadas en la Central Eléctrica diésel “Santa Clara Industrial”.

La Central Eléctrica diésel “Santa Clara Industrial”, está ubicada en circunvalación sur y Planta de Gases Industriales, municipio Santa Clara, provincia Villa Clara. Es una de las ocho centrales eléctricas con que cuenta la UEB Generación Distribuida de la provincia de Villa Clara. Su función es la de entregar energía al Sistema Electroenergético Nacional (SEN) en casos de emergencia y en horarios de medio pico y pico.

Etapas I. Diagnóstico técnico operativo y ambiental.

3.1.1. Descripción del proceso de centrifugación del combustible y disposición actual del agua oleosa total generada.

El diésel es suministrado por la Empresa Comercializadora de Combustible Villa Clara (ECC-VC), perteneciente a Cuba Petróleo (Cupet) y llega a los tanques de recepción del diésel a través de tanques cisternas de 15000 y 11000 litros de capacidad. Una vez recepcionado el combustible, se procede a su centrifugado, con el objetivo de eliminar el contenido de agua e impurezas que posee. El diésel limpio es enviado a los tanques de operación para ser utilizado en la alimentación de los 16 motores encargados de la generación de energía eléctrica. En la figura 3.1 se muestra el diagrama de flujo del proceso. El funcionamiento y especificaciones técnicas de la centrifuga utilizada para la limpieza del diésel se muestran en el Anexo V.

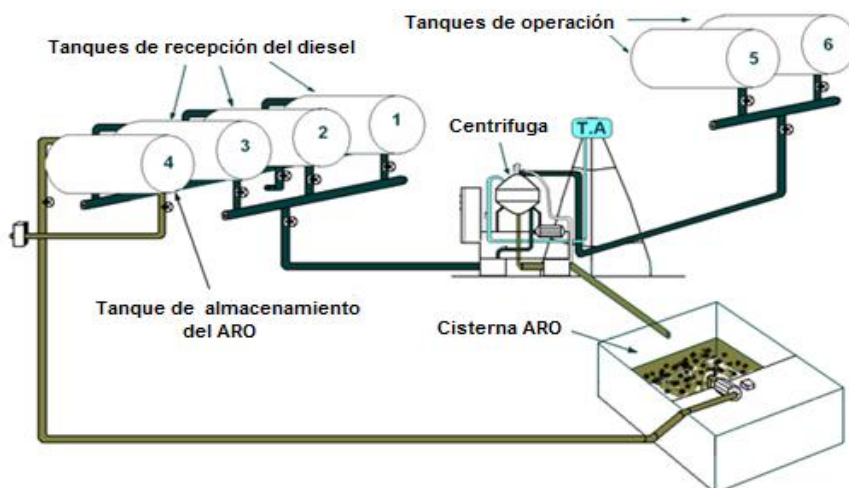


Fig. 3.1. Diagrama de flujo del proceso de centrifugación del diésel en la central eléctrica “Santa Clara Industrial”.

Residuos generados: En el proceso de centrifugación del diésel se generan las aguas residuales oleosas (ARO) o agua oleosa total que van directamente hacia una cisterna de 7.8 m³ de capacidad. Cuando la cisterna llega a su máxima capacidad, ARO es bombeada y almacenada en el tanque cuatro de capacidad 100 m³, sin tratamiento alguno.

3.1.2. Identificación de las acciones impactantes y factores impactados generados, por la actividad y los residuos.

Como resultado de la revisión ambiental actual de la central eléctrica se pudo apreciar que los factores mayormente impactados son: las aguas subterráneas y el suelo, si estas aguas residuales oleosas o agua oleosa total son vertidas al medio, en caso de derrames o sin la calidad requerida. Es un impacto de naturaleza negativa con vulnerabilidad severa (Revista Cubana de Higiene y Epidemiología, 1999).

Etapas II. Caracterización y clasificación de los residuos.

3.2.1. Clasificación del agua oleosa total.

Teniendo en cuenta lo establecido en los anexos I y II de la Resolución 136 /2009 (Anexo I del Capítulo I); las agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del diésel son clasificadas como residuos tóxicos y peligrosos.

Desechos químicos peligrosos. Y 9. Mezclas y emulsiones de desechos de aceite y agua o de hidrocarburos y agua.

Características peligrosas. H6.1 Tóxicos (venenos) agudos. H11 Sustancias tóxicas (con efectos retardados o crónicos). H12 Ecotóxicos.

3.2.2. Resultados obtenidos en la caracterización física y físico-química del agua oleosa total.

La caracterización física y físico-química del agua oleosa total se realiza según el procedimiento descrito en el Capítulo II, epígrafe 2.2.2. El muestreo se realizó en años y épocas diferentes, según lo descrito en el Anexo II. Los resultados de la caracterización física y físico-química realizada al agua oleosa total aparecen en las tablas 3.1, 3.2 y 3.3 del Anexo VI. Las mediciones realizadas permitieron obtener el volumen total de agua residual oleosa (mL), el volumen correspondiente a cada una de las fases (mL), el por ciento en volumen (%v/v) que representa cada fase, con respecto al volumen total, la densidad de cada fase (g/mL) y sus masas (g).

En la tabla 3.1 del Anexo VI se observa que el agua oleosa total no cumple con los parámetros de calidad para su vertimiento, de acuerdo al Límite Máximo Permisible Promedio (LMPP) establecido en la NC 27:2012 para el cuerpo receptor clase C (Acuífero vertimiento en suelo y zona no saturada de 5m). Estas aguas residuales tienen características anóxicas, lo que puede afectar grandemente al cuerpo receptor. Sus características son típicas de aguas residuales generadas en el proceso de refinación del petróleo (Lafuente, 2000).

En la tabla 3.2 de dicho anexo, se observa que por cada 9000 litros de diésel centrifugado se generan 12,798 litros de agua oleosa total; la cual está compuesta por un 42.2 % v/v de combustible (diésel), un 55.4 % v/v de agua contaminada con hidrocarburo y un 2.5 % v/v de impurezas en forma de emulsión. Teniendo en cuenta el porcentaje que representa la fase combustible (diésel) con respecto al volumen de agua oleosa total generada, se evidencia el valor añadido del agua oleosa total.

3.2.3. Resultados obtenidos del balance de materiales realizado en el proceso de centrifugación del diésel.

Los datos tomados para realizar los cálculos fueron: los consumo de combustible (t) del año 2012 (combustible limpio), el volumen de diésel centrifugado en 2 horas (combustible sucio), el volumen (L) y la densidad (g/cm^3) del agua oleosa total y de las fases que la componen, así como el porcentaje que representa cada una de ellas, con respecto al volumen total de agua oleosa total generada en una centrifugación. En el Anexo VII se muestran los balances realizados y los índices de generación obtenidos para cada una de las fases y para el agua oleosa total. En la tabla 3.4 de dicho anexo se muestran un resumen de los resultados obtenidos del balance de materiales realizado por cada centrifugación de dos horas. Estos resultados permiten valorar la factibilidad de reutilización y valorización de la fase combustible (diésel), así como los beneficios técnicos, económicos, ambientales y sociales asociados a esta acción.

3.2.4. Resultados de la caracterización físico – química, de fase agua oleosa.

En la tabla 3.5 se muestran los valores medios obtenidos en la caracterización físico – química de la fase agua oleosa después de la separación física de la fase combustible y el Límite Máximo Permisible Promedio (LMPP) según (NC-27-2012) para las descargas al cuerpo receptor clase C (Acuífero vertimiento en suelo y zona no saturada de 5m). Se observa que no se cumple con los parámetros de calidad para su vertimiento en los parámetros: materia

orgánica (DQO), grasas y aceites. En el parámetro hidrocarburo se prohíbe su vertimiento a cualquier cuerpo receptor.

Tabla 3.5 Comparación de los valores medios obtenidos con el LMPP establecido.

Parámetros	UM	LMPP NC 27. 2012	FAO
pH	u	6,5 – 8,5	7,2± 0,32
Sólidos totales	mg/L	-	739,2± 88,92
Sólidos sedimentables	ml/L	5	0
Demanda química de oxígeno	mg/L	250	751,9±77,49
Grasas y aceites	mg/L	30	978,9 ± 33,4
Hidrocarburos totales	mg/L	PV	892,1 ±49,3
Plomo	mg/L	-	<0,1
Cobre	mg/L	-	<0,05
Zinc	mg/L	-	0,66±0,04
Hierro	mg/L	-	10,2±0,16

PV. Prohibido el vertimiento. Fuente NC-27-2012.

Etapla III. Evaluación de impacto ambiental.

La evaluación de impacto ambiental se realiza según procedimiento desarrollado en la etapa III del Capítulo II, a partir de la información brindada por la caracterización físico-química realizada al agua oleosa total (AOT). En la tabla 3.6 del Anexo VIII aparece el inventario de los principales contaminantes presentes en el AOT, antes de la separación física.

Evaluación del impacto ambiental. Según se observa en la figura 3.2, la categoría más impactada es la toxicidad humana con un valor de 458,3 $\mu\text{Pt}/\text{m}^3$, resultados menos significativos se obtienen en las categorías asociadas con la ecotoxicidad en diferentes medios; demostrándose el carácter tóxico del agua oleosa total.

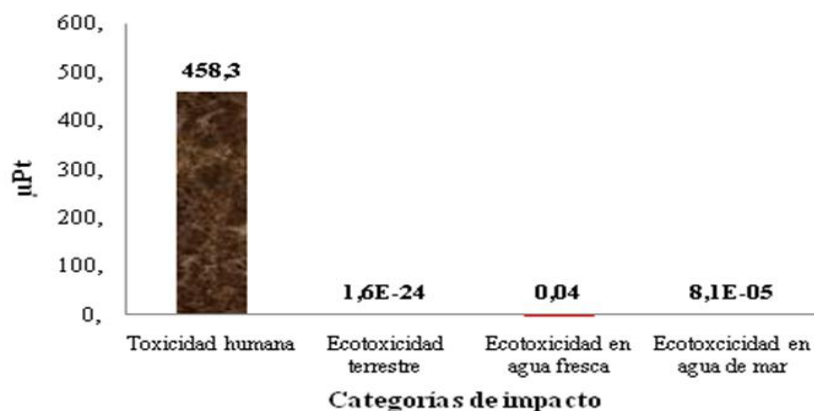


Fig. 3.2. Evaluación de impacto del agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible diésel antes de la sedimentación.

Etapa IV. Gestión integral del agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible diésel.

La gestión integral jerarquizada expuesta en la figura 2.1 del Capítulo II, contempla diferentes acciones que incluyen: prevención, reducción y separación en la fuente, aprovechamiento y/o valorización, evaluación del sistema de tratamiento y/o disposición final de estos residuos líquidos, escalado y diseño del sistema de tratamiento evaluado. Las mismas serán desarrolladas siguiendo el orden lógico del diagrama heurístico desarrollado.

3.4.1. Separación física de la fase combustible diésel. Aprovechamiento y/o valorización.

Una vez separada la fase combustible (diésel), se le determinan los parámetros de calidad para su evaluación, según lo establecido en el epígrafe 2.4.1, inciso a, del Capítulo II. En la tabla 3.7 se muestran los resultados de las determinaciones realizadas a las muestras de la fase combustible (diésel).

Tabla 3.7 Valores de los parámetros analizados a la fase combustible diésel.

Índices de calidad	UM	Valor especificado	M-1	M-2	M-3
Densidad. a 15 ⁰ C	g/cm ³	0,815-0,865	0,854	0,854	0,861
Destilación.					
Punto inicial	⁰ C	Reportar	175	172	228
10% recobrado	⁰ C	Reportar	215	215	242
50% recobrado	⁰ C	235-300	281	283	290
90% recobrado	⁰ C	360 máx.	347	340	349
Punto final	⁰ C	Reportar	371	349	360
Agua y sedimento por centrifugación.	%V/V	0,05 máx	trazas	trazas	0,25
Residuos de Carbón Conr.	%g/g	0,1 máx	0,027	0,04	0,15
Cenizas.	%g/g	0,01 máx.	0,017⁽¹⁾	0,03⁽¹⁾	0,02⁽¹⁾
Corrosión 3 horas 50 ⁰ C.		1 máx.	1	1	1
Punto de inflamación.	⁰ C	-	89	89	90

⁽¹⁾ Según el valor especificado en el documento normativo (OC-GC/C 0614, 2014) para el diésel regular, el combustible diésel recuperado está no conforme, porque las cenizas están por encima del valor especificado. Este parámetro es importante porque informan que existe contaminación por materiales inorgánicos como: herrumbres (de distinta procedencia), polvo atmosférico, desgastes de las partes metálicas en contacto con el combustible, etc. Además las cenizas aceleran el desgaste de los cilindros y la tobera de inyección, obstruyen los filtros y

conductos capilares y afectan en general el buen funcionamiento del motor. Para la recuperación y reutilización de la fase combustible (diésel) este parámetro debe tenerse en cuenta. (Verde, 1982)

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la caracterización física del agua oleosa total, el impacto que las mismas ocasionan el medio y los resultados obtenidos por (Lafuente, 2000), se propone como tratamiento primario una separación física, la cual puede llevarse a cabo en la cisterna de agua oleosa total, por las características de diseño. Una vez que el primer compartimiento se llena, la fase combustible diésel (fase menos densa) pasa al segundo compartimiento por reboso, de ahí según la calidad del combustible puede ser bombeada al tanque de operación (TO-2) para la generación de energía eléctrica, al tanque de recepción (TR-1) para su centrifugado, con el objetivo de eliminar el contenido de agua e impurezas que posee (en este caso cenizas, ver tabla 3.7) o quemar en otros procesos, según se muestra en la figura 2.1 del Capítulo II (líneas discontinuas). Esta acción no lleva ninguna inversión, pues la CE objeto de estudio contaba con los elementos necesarios. En la figura 3.3 se propone el diagrama de flujo para llevar a cabo la separación y reutilización de la fase combustible diésel (medida de P+L).

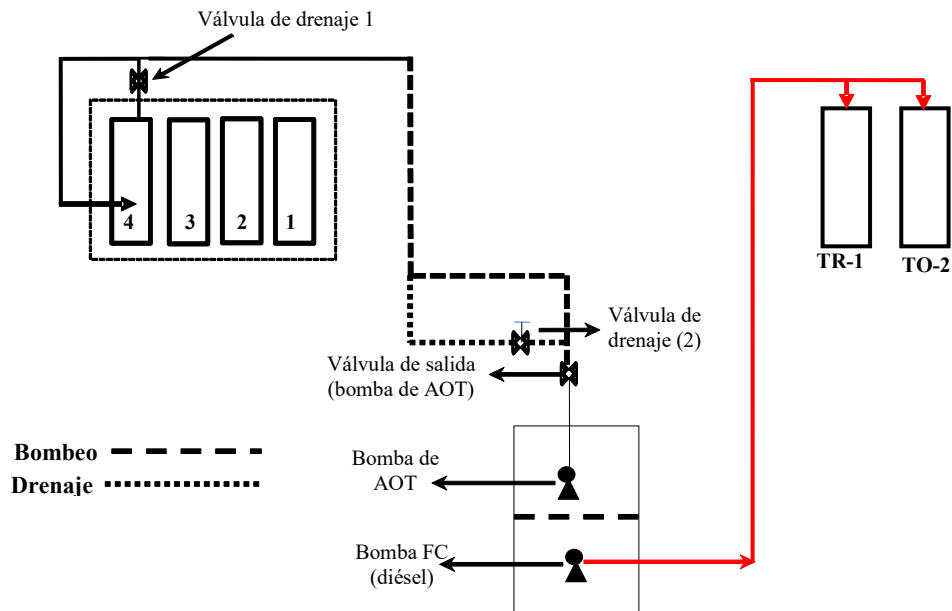


Fig. 3.3. Diagrama de flujo para la separación de la fase combustible diésel.

3.4.1.1. Beneficios obtenidos con la recuperación la fase combustible diésel.

Se realiza según lo establecido en el epígrafe 2.4.1, incisos c, d, y e, del Capítulo II.

Impacto económico. Con el objetivo de determinar los ahorros que tendría el país con la recuperación del diésel presente en las aguas oleosas, se realizó una evaluación económica, teniendo en cuenta los resultados del balance realizado en la centrifuga, el consumo de combustible diésel de 12 meses (año 2012) de la CE objeto de estudio y el precio actual del diésel regular, se obtiene la valorización del residuo:

- Combustible recuperado ($\text{m}^3/\text{año}$) = 2,33
- Monto recuperado ($\$/\text{año}$) = 1 897,25

Teniendo en cuenta el precio del petróleo a nivel mundial y considerando que el combustible diésel recuperado es un recurso no renovable, la cantidad de dinero es significativa si se equipara al valor que representa en MLC.

Impacto ambiental. La evaluación de impacto ambiental según procedimiento desarrollado en la etapa III del Capítulo II, a partir de la información brindada por la caracterización físico-química realizada a la fase agua oleosa. En la tabla 3.8 del Anexo VIII aparece un resumen del inventario realizado de los principales contaminantes determinados en la caracterización físico-química realizada a la fase agua oleosa, después de la separación física de la fase combustible (diésel). En la figura 3.4 se observa, que con la separación física de la fase combustible (diésel), del agua oleosa total, se logra disminuir la toxicidad considerablemente en las categorías ecotoxicidad terrestre, en agua fresca y agua de mar, no así en la categoría toxicidad humana.

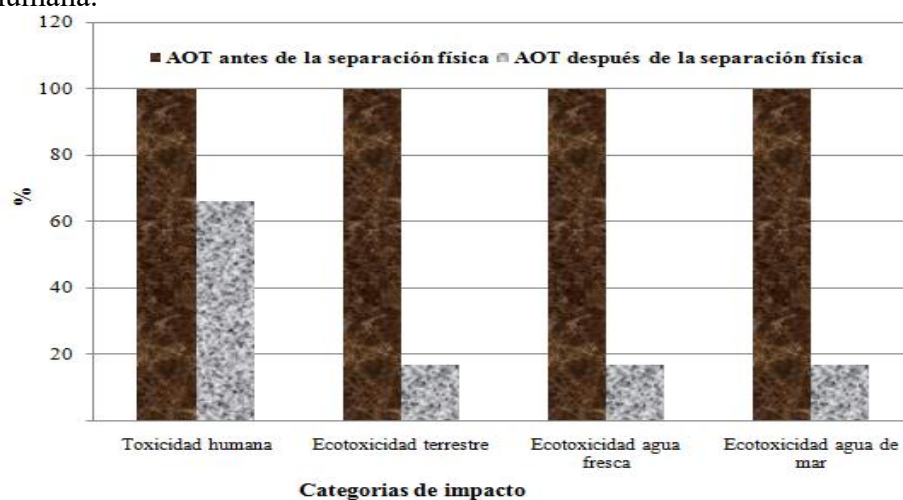


Fig. 3.4. Evaluación de impacto del agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible diésel antes y después de la separación física.

Impacto social. Con el combustible recuperado es posible la generación de 9.13 MW-h, esto es el equivalente al consumo de una comunidad de 16 habitantes en un año, considerando los consumos del sector residencial en Cuba. (Referencia Anuario Estadístico de Cuba 2014. www.one.cu).

3.4.1.2. Utilización de la fase intermedia o impurezas. La fase intermedia o impureza es una emulsión impurezas-hidrocarburo-agua muy estable cuya fase mayoritaria es el hidrocarburo-impurezas. Es de color carmelita muy oscuro a negro, semisólida y de viscosidad media. Teniendo en cuenta lo planteado por (SFEAC, 1986) que, en una emulsión asfáltica la fase dispersa es asfalto y la continua es agua contaminada con hidrocarburos, se recomienda utilizar la fase intermedia como componente del asfalto. Según la *American Society for Testing and Materials* (ASTM) define al asfalto como un material ligante de color marrón oscuro a negro, constituido, principalmente, por betunes que pueden ser naturales u obtenidos por refinación del petróleo. (D’Orazio y col, 2002), diseñaron una metodología novedosa que incorpora métodos de saneamiento que otras metodologías no contemplan, aprovechar al máximo los residuos petrolizados (tanto sólidos como líquidos) para realizar obras en la industria petrolera como la construcción de muros de contención o diques anti-derrames y para alimentar plantas generadoras de asfalto y producir concreto asfáltico y/o arena asfalto en caliente. También puede utilizarse en la impermeabilización de techos, con tela de yute con emulsión pastosa pura (Serrano, 2007).

3.4.2. Estudios de remoción de hidrocarburos en la fase aguas oleosas empleando columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar y humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Según figura 2.1 del capítulo II y los resultados obtenidos en la caracterización físico-química realizada la fase agua oleosa, se propone como tratamiento secundario y terciario, la combinación de tratamientos no convencionales como: la biosorción y los métodos naturales de tratamiento, ya que se perfilan como soluciones tecnológicas factibles para el tratamiento de estos desechos, según lo planteado en los epígrafes 1.6.1.4 y 1.7 del capítulo I.

3.4.2.1. Estudios de biosorción de hidrocarburos utilizando bagazo natural de caña de azúcar a Batch.

Investigaciones recientes han demostrado que algunos materiales pueden ser empleados como sorbentes de hidrocarburos. Tal es el caso de fibras de palma, coco, caña de azúcar, buchón de agua, tallos de flores, cabellos humanos, plumas de pollos, entre otros. (Ortiz, 2006; Elizalde-González, 2009; Salazar, 2012). En el caso biomateriales lignocelulósicos como el bagazo natural de caña de azúcar (Beom-Goo, 1999; Reyes 2003) han aportado resultados significativos en la remoción de hidrocarburos.

3.4.2.2. Preparación del biomaterial sorbente. Se realiza según epígrafe 2.4.2.1, del Capítulo II. Los procedimientos utilizados para la caracterización físico-química del bagazo natural de caña de azúcar se describen en el Anexo III de dicho capítulo. Los resultados del tamizado se muestran en la tabla 3.9, figura 3.5 del Anexo IX. Teniendo en cuenta los resultados obtenidos se decidió realizar los estudios con una granulometría (+1 -2 mm) por: la homogeneidad de dicha fracción, porque proporciona mejores condiciones hidrodinámicas y por la importancia de sus porcentajes máxicos en la muestra (41 %), lo que resultaría operacional y económicamente ventajoso, de ser efectivas para el tratamiento de los residuales líquidos contaminados con hidrocarburos. Esto se confirma en estudios realizados por (Belisário et al, 2009) donde corroboró que el proceso de remoción de hidrocarburos está influenciado, por el diámetro de las partículas, altura del empaque, tiempo de contacto entre las fases (sólido-líquido), la concentración inicial del hidrocarburos en el residual a tratar y la velocidad del fluido a través de la columna.

3.4.2.3. Caracterización físico-química del bagazo natural de caña de azúcar. Se realiza según procedimientos descritos en el Anexo III del Capítulo II. Los resultados obtenidos en la caracterización física realizada (humedad, densidad aparente y porosidad) se muestran en las tablas 3.10 (a, b, c, d, e) del Anexo X.

Análisis físicos. En la tabla 3.11 se muestra un resumen de los resultados medios obtenidos en la caracterización física realizada al bagazo natural de caña de azúcar (BN) y coinciden por lo planteado por (Rosabal, 2006), referido a que la densidad aparente siempre es menor que la densidad real de las partículas, debido a los espacios vacíos existentes entre dichas partículas que forman el conglomerado.

En cuanto a la porosidad y la densidad aparente del material, dependen generalmente del grado de compactación del conglomerado, es decir, de la presión externa que se ejerza sobre el mismo.

Tabla 3.11. Valores medios de las propiedades físicas del BN (+1 -2 mm)

Propiedad física	Valor promedio
Humedad a 105 °C (%)	7,57±1,9E-01
Densidad aparente (g/cm ³)	0,0697±6,9E-06
Densidad real (g/cm ³)	0,1656±9,9E-04
Porosidad	0,60±1,4E-05

Las propiedades físicas de los sorbentes son fundamentales como criterio para la selección de diferentes materiales según la aplicación que se les va a dar. Por ejemplo: si se utilizan en un lecho fijo a través del cual pasará un fluido, no deben ocasionar una alta caída de presión, ni deben ser arrastrados fácilmente por la corriente de fluido. Es por ello que los métodos utilizados para su determinación deben ser confiables y reproducibles. Los valores obtenidos en la caracterización realizada a la fracción seleccionada (+1 -2 mm), corroboran que el bagazo natural de caña de azúcar (BN) puede ser considerado un buen biosorbente para la remoción de hidrocarburo en columnas de lecho fijo. Los resultados son similares y estadísticamente superiores a los obtenidos por (Danglad, 2010).

Capacidad de sorción. En la tabla 3.12 se muestran los valores de capacidad de sorción (Ca) de forma estática y dinámica, obtenidos por (Martinez, 2008), Teniendo en cuenta lo reportado por (Danglad, 2010; Brandão, 2010; Salazar 2012) en estudio realizados con materiales orgánicos naturales, el bagazo natural de caña de azúcar evaluado da resultados satisfactorios como un biosorbente de hidrocarburos en agua, con características similares a los ofertados en el mercado internacional (<http://multimedia.3m.com>). Además de su buen desempeño, la abundancia, disponibilidad, bajo costo y su biodegradabilidad, hacen del bagazo natural de caña de azúcar (BN), un excelente material sorbente sostenible. Esto permite reducir considerablemente los costos adicionales de almacenamiento o disposición final que tienen los materiales sorbentes sintéticos fabricados en su mayoría con polipropileno o poliuretano. (Huang et al, 2012).

Tabla 3.12. Resultados obtenidos en la determinación de la capacidad de sorción del BN (+1 -2 mm) con el hidrocarburo seleccionado (32,7 °API)

Ca Dinámica (g HC/g de BN)	Ca Estática (g HC/g de BN)
1,77±3,0E-02	1,81±1,0E-01

Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) acoplada a EDX. Los resultados de la Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) acoplada a EDX del bagazo natural de caña de azúcar (BN) antes de ser utilizado, se muestran en la figura 3.6 y 3.7. En la figura 3.6 se aprecian los haces conductores (pequeños tubos) que son ventajosos para que el hidrocarburo fluya por capilaridad o para ser retenido por adhesión. Estos resultados son coincidentes con los obtenidos por (Ortiz, 2006; Apostolopoulos y col, 2014). En la figuras 3.7 se muestra el espectro de emisión de electrones retrodispersos (EDX) de la composición química de BN. En la misma se aprecia que la relación entre los conteos de emisión (counts) referentes al C y al O es aproximadamente 4, característica del BN analizado.

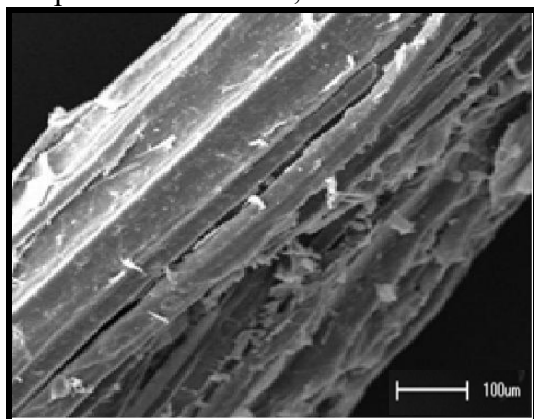


Fig. 3.6. Microscopia electrónica de barrido (SEM) del BN.

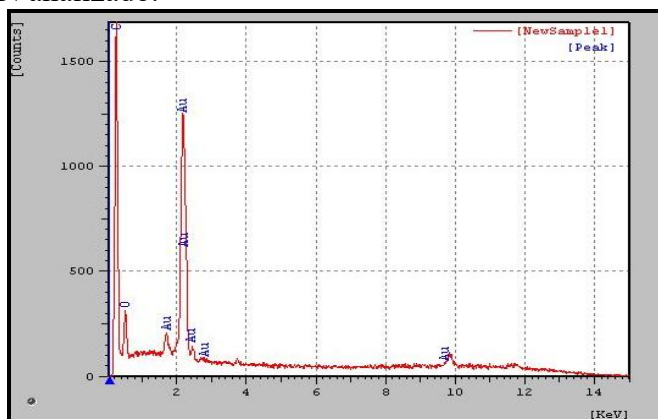


Figura 3.7. Espectro de emisión (EDX) del BN.

Análisis termogravimétrico (TGA) y térmico diferencial (ATD). En el TGA y ATD realizado al bagazo natural de caña de azúcar (BN) antes de ser utilizado de la figura 3.8, se registra la pérdida de masa en función de la temperatura; en el perfil pueden diferenciarse cuatro zonas térmicas fundamentales: una a temperatura inferior a 200 °C, en este intervalo de temperatura ocurre la desorción del agua que se encuentra retenida por fuerzas de carácter polar en los canales de la estructura de la celulosa, componente principal (entre 46,6% - 48%) del BN (ICIDCA, 1987). En el intervalo entre 200 °C y 550 °C, según criterios de (Manals-Cutiño,

2011) se liberan, por descomposición, CO y CO₂, lo cual coincide con nuestros criterios. En nuestro caso, se observó en el intervalo de temperatura 200 °C y 550 °C ocurre una pérdida intensa de masa, donde tiene lugar la pirolisis anaerobia de la hemicelulosa la cual ocurre a temperaturas menores que la celulosa (220-315°C) debido a sus características de material amorfo y la pirolisis de la celulosa (315 y 400 °C) (Yang et al, 2007; Hernández –Montoya, 2009). En el intervalo de temperatura entre 550 °C y 900 °C, se observa una pérdida de masa constante y de menor intensidad, si se compara con las etapas anteriores, la cual está asociada a la pérdida del H⁺ residual, donde ocurre básicamente la descomposición de la lignina (20 - 70 %), según estudios realizados por (Manals-Cutiño, 2011; Yang et al, 2007). Por último se observa una última etapa por encima de los 900 °C relacionada a un proceso exotérmico del carbono residual con el nitrógeno de la atmósfera dinámica del horno.

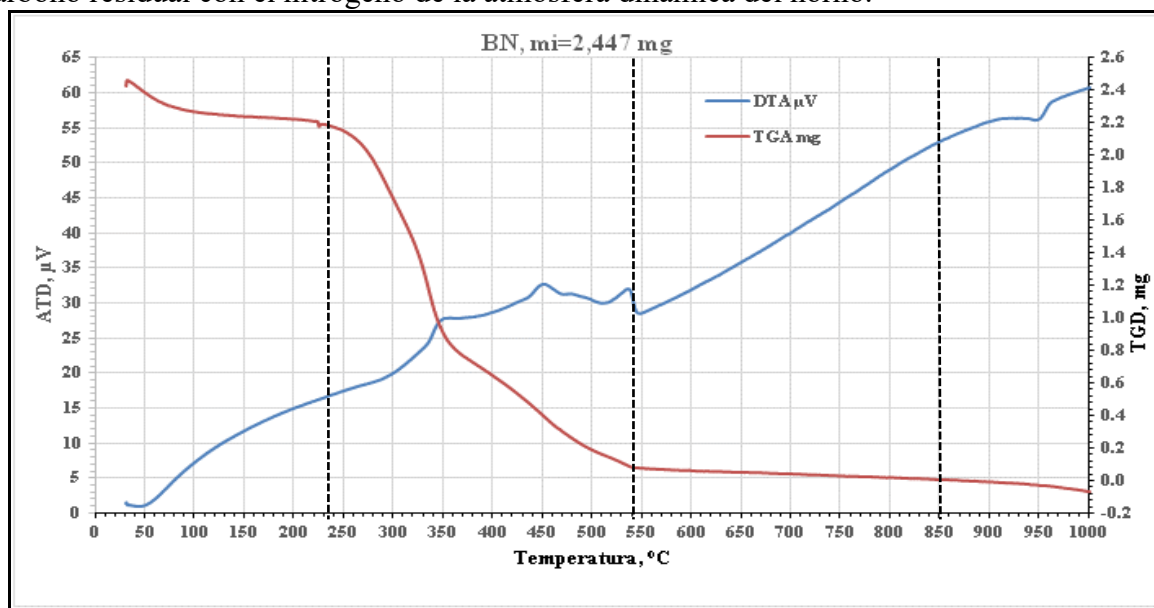


Fig. 3.8. Registro del termograma de las curvas TGA y DTA del BN.

3.4.2.4. Estudios termodinámicos del proceso de biosorción de hidrocarburos con bagazo natural de caña de azúcar.

Los resultados experimentales son presentados en el Anexo XI. Los parámetros de los modelos utilizados Langmuir y Freundlich para el sistema estudiado se muestran en la tabla 3.13. En la misma se puede observar que en el modelo de Langmuir a medida que aumenta la temperatura disminuye la capacidad de sorción del sorbente, lo cual coincide por lo planteado por (Treybal, 1980; Hernández, 2005) para el caso de procesos exotérmicos. Se puede

observar que la capacidad de sorción estática y dinámica reportadas en la tabla 3.12 son similares a las obtenidas por la ecuación linealizada de Langmuir, lo que confirma la validez del modelo.

Tabla 3.13 Parámetros de los modelos de equilibrio en el sistema estudiado.

Langmuir	T (°C)	Ecuación de regresión	R ²	b (L/g)	a _{máx.} (g HC/g BN)	
	25	y= 0,7432x + 0,1053	0,99	7,06	1,44	
	35	y= 0,6923 + 0,1674	0,98	4,14	1,35	
Freundlich	T (°C)	Ecuación de regresión	R ²	K (L/g)	1/n	n
	25	y= 0,7432x + 0,1053	0,96	1,960	0,341	2,936
	35	y= 0,6923 + 0,1674	0,95	1,995	0,321	3,119

Se observa en todos los casos que el modelo de Langmuir es el que mejor reproduce los resultados experimentales (R²: 0,99 y 0,98) y son similares a los obtenidos por el modelo de Freundlich (R²: 0,96 y 0,95) a las temperaturas de 25 °C y 35 °C. Resultados similares son obtenidos por (Belandria, 2010; Quinchía, 2011; Elizalde-González, 2007) con diferentes polímeros, biomateriales, diferentes adsorbente naturales, activados y carbonizados, respectivamente. El valor del parámetro n (parámetro empírico que varía con el grado de heterogeneidad y da la medida de la intensidad de la adsorción) es mayor que uno, indicando la ocurrencia fundamentalmente de una sorción física, en las condiciones experimentales dadas. Según (Crittenden, 2005; Martínez, 2013) la adsorción física o fisorción es el mecanismo más esperado en tratamientos de aguas contaminadas con hidrocarburos.

Obtención de parámetros termodinámicos. En la tabla 3.14 se observan los parámetros termodinámicos calculados. Los valores obtenidos evidencian el predominio de una sorción física ya el calor de adsorción es bajo (en el orden aproximado de 41 kJ.mol⁻¹), justificándose además, que el proceso es exotérmico y espontáneo; dado por los valores negativos de $\Delta H = -43,46$ kJ.mol⁻¹ y el valor pequeño de $\Delta S = -0,12$ kJ.mol⁻¹, por lo tanto, favorecido por la disminución de la temperatura (Matos, 1990). Según (Danglad, 2013; Hernández, 2005) esto se debe a que existen afinidades naturales entre la superficie (hidrófoba) y el hidrocarburo disperso.

Tabla 3.14. Parámetros termodinámicos calculados.

Temperatura (K)	ΔG [kJ.mol ⁻¹]	ΔH [kJ.mol ⁻¹]	ΔS [kJ.mol ⁻¹ .K ⁻¹]
308	-5,00	-43,46	-0,12
318	-3,76		

3.4.2.5. Cinética de la remoción de hidrocarburos con el bagazo de caña natural.

Los resultados experimentales son presentados en el Anexo XII. En la figura 3.9 se muestra el comportamiento cinético del hidrocarburo con el bagazo natural de caña de azúcar (BN) en función del tiempo, observándose que para tiempos inferiores al minuto se logra la máxima sorción del hidrocarburo en el BN para la temperatura de 35°C; sin embargo a la temperatura de 25°C la máxima sorción del hidrocarburo no se efectúa hasta transcurrido los primeros tres minutos. También se observa que la saturación se alcanza antes a 35°C; estos resultados están en correspondencia con los estudios realizados por otros autores como (Ortiz, 2006; Hernández, 2005). Esto se debe fundamentalmente a la ocurrencia de fenómenos de adsorción y absorción, característicos de los materiales sorbentes, en presencia de hidrocarburos medios (32,7° API).

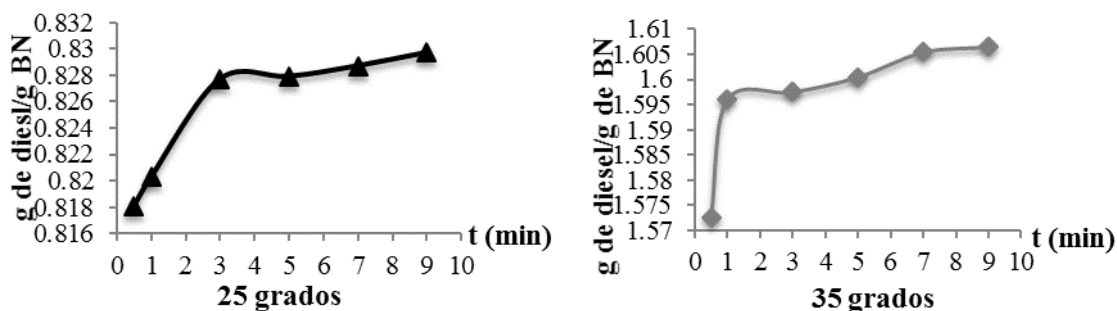


Figura 3.9 Comportamiento cinético.

Aunque el objetivo fundamental de este experimento fue conocer el tiempo necesario para que el sistema alcance la máxima remoción y así poder realizar el estudio de adsorción; también fueron ajustados los datos experimentales a los modelos cinéticos más reportados para la remoción de hidrocarburos en columnas de lecho fijo (Ortiz 2006; Plazinski, 2009; Martínez, 2013).

La tabla 3.15 muestra los parámetros y el coeficiente de correlación para los modelos cinéticos aplicados a la biosorción de hidrocarburos, observándose que el modelo cinético de demanda de sorción presenta un buen ajuste a los datos experimentales del proceso de biosorción de

hidrocarburos con bagazo natural de caña de azúcar a las dos temperaturas evaluadas. Los valores de R^2 están comprendidos entre 0,95 y 0,98 para 25°C y 35°C respectivamente.

Tabla 3.15. Modelos cinéticos para la remoción de hidrocarburo con BN.

Modelos	Parámetro	25°C	35°C
Primer orden $\frac{C_t}{C_{max}} = Kt^n$	K [min^{-1}]	0,0051	0,0061
	R^2	0,95	0,80
Pseudo segundo orden $\frac{dq_t}{dt} = k_{s2} \cdot (q_s - q_t)^2$	K [$\text{g} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$]	0,088	0,022
	q_e [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$]	1,20	0,62
	h [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$]	0,128	0,0086
	R^2	0,98	0,99

Al evaluar el modelo de pseudo segundo orden se obtuvo un coeficiente de correlación $\geq 0,98$ para cada temperatura estudiada. En este caso se aprecia que dicho modelo es el que mejor se ajusta a los datos experimentales. Teniendo en cuenta que el diésel es una mezcla de hidrocarburos en fase acuosa (fase mayoritaria), los componentes de la mezcla se comportan de manera diferente debido a la combinación de factores tales como: polaridad, accesibilidad, factores competitivos y diferencia de polaridad entre los hidrocarburos (adsorbato) y el agua (disolvente).

Los resultados obtenidos son coincidentes con los alcanzados por (Cabal, 2009) quien plantea que se trata de un proceso complejo el cual no puede explicarse a través de un único modelo cinético simple y que la velocidad global del proceso está controlada simultáneamente por tres factores: difusión externa, intraparticular y difusión interna (adsorción). Estudios más recientes realizados (Ronda, 2016) plantea que, dada la diversidad de mecanismos que pueden estar implicados en el proceso de biosorción, se puede emplear un modelo de pseudo-n orden para el cálculo de la constante de velocidad y el orden de reacción. Otros autores como (Ozer, 2007; Pipiska et al, 2010) corroboran lo planteado.

3.4.2.6. Estudios en columna rellenas con bagazo natural de caña de azúcar para la remoción de hidrocarburos.

Los resultados experimentales se muestran la tabla 3.16 del Anexo XIII, observándose que se logra remover a la primera hora de operación el 60,3% de los hidrocarburos. Estos resultados son semejantes con los obtenidos por (Salazar, 2012) con una remoción de un 59 % utilizando granulometría y concentraciones similares. En este sentido (Martínez, 2012) alcanza una

remoción (62,81%) cuando trabaja a bajas concentraciones y demuestra que para niveles bajos de concentraciones de hidrocarburos el porcentaje de remoción disminuye, debido a que el agua que está en exceso ocupa el lugar del hidrocarburo en el adsorbente. Esto se evidencia en estudios realizados por (Danglad, 2010) quien obtiene un porcentaje de remoción mayor (85%), con un tamaño de partícula menor (0,5mm) y una mayor concentración de hidrocarburos. Se debe destacar que aunque se logra una remoción considerable del índice de hidrocarburos (IHC), la calidad del efluente de la columna no cumple con la calidad requerida para su vertimiento de acuerdo a la legislación vigente.

En la tabla 3.17 del Anexo XIII, se muestran los parámetros analizados al efluente de la columna. Se observa una disminución significativa de la eficiencia de remoción a partir de la aparición del punto de ruptura de la columna, debido fundamentalmente a la poca remoción de los hidrocarburos que comienza a aparecer luego de alcanzada las seis horas de operación aproximadamente. En la columna no solo se remueve los hidrocarburos, las grasas y los aceites presentes en el residual, también son removidos otros indicadores de la contaminación según se muestra en la tabla 3.17 de dicho anexo. En este caso nos concentramos en el indicador del índice de hidrocarburos, por ser el más cuestionado en la legislación vigente (NC-27:2012).

En la figura 3.10 se puede observar un punto crítico denominado punto de ruptura o de quiebra, a las 6 horas de operación, que representa el punto donde para propósitos prácticos, la columna está en equilibrio con el afluente y después del cual ocurre poca remoción adicional de soluto. En este punto se hace necesario reemplazar el sorbente de la columna.

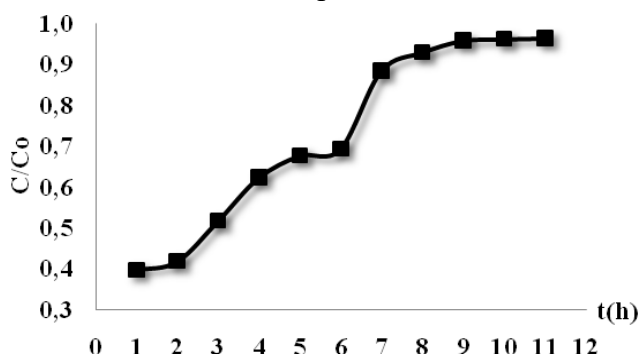


Fig.3.10. Curva de ruptura para una columna ($H/D=6,15$) rellena con BN y un índice de HC inicial de 1444 mg/L para tratar la fase agua oleosa contaminada con diésel.

Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) acoplada a EDX al BN agotado. Al bagazo natural de caña de azúcar agotado (BNC1) se le realizó un análisis de la textura de las fibras por microscopía electrónica de barrido (SEM) acoplada a EDX y un análisis termogravimétrico (TGA). Los resultados obtenidos se muestran en la figura 3.11 y 3.12. En la figura 3.11 se observa que en la textura del BNC1 existe un apreciable grado de desmembramiento superficial con relación a la textura del BN (antes de ser utilizado presentado) en la figura 3.6, debido a dos causas fundamentales que actúan casi simultáneamente: una por hinchamiento y la otra por disolución de la glucosa presente en los haces que conforman la estructura del BN. En la figura 3.12 se distingue que para el BNC1 la relación entre los conteos de emisión (counts) referentes al C y al O es algo superior (5,1) con respecto al BN (4). Este incremento de la relación C/O se debe a la presencia de hidrocarburos en el BNC1, que fueron adsorbidos por el bagazo natural. Se conoce, que a causa de la composición química de los hidrocarburos, la relación elemental C/O es superior a la del bagazo natural (BN). En el espectro de emisión EDX de la figura 3.12 correspondiente al bagazo agotado (BNC1), se observa además la presencia de varios elementos químicos (Fe, Si, Na y Mg), los cuales corresponden probablemente a la existencia de impurezas inorgánicas solubles e insolubles presentes en la fase agua oleosa, que fueron sorbidas por el bagazo natural (BN).

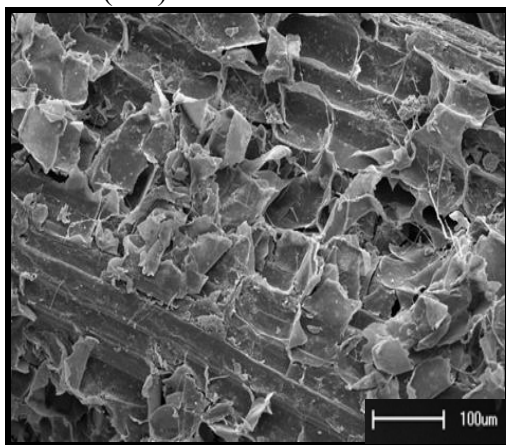


Fig. 3.11. Microscopía electrónica de barrido (SEM) del BNC1.

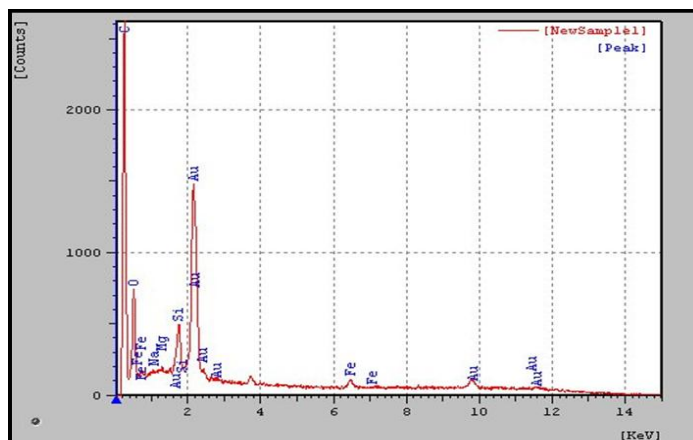


Figura 3.12. Espectro de emisión (EDX) del BNC1.

Análisis termogravimétrico (TGA) y térmico diferencial (ATD) al BN agotado. En el TGA realizado al BNC1 (figura 3.13) se muestra la curva de pérdida de masa en función de la

temperatura, del bagazo natural agotado (BNC1). En la misma se aprecian cuatro zonas fundamentales: la primera es física y coincidente con la del BN, con un ligero desplazamiento a temperatura mayores entre 20 °C y 30 °C, debido a que existen impurezas orgánicas superficiales que hacen que el agua sea retenida en la superficie. La segunda comprendida entre 200 °C y 400 °C, el proceso (pirolisis anaerobia de la celulosa), energéticamente disminuye y la pérdida de masa es menor. En esta etapa la pirolisis ha sido influenciada por los compuestos orgánicos presentes. Estos resultados son coincidentes con (García – Pérez, 2001). En la zona de 400 °C y 900 °C la pérdida de masa es continua asociada a las sustancias orgánicas sorbidas. Se cataloga como la masa retenida en la estructura residual de la celulosa, semejante al carbono de pirolisis. La última etapa, mayor de 900 °C, está relacionada igual que en la BN, a un proceso exotérmico del residual carbono con el nitrógeno de la atmósfera.

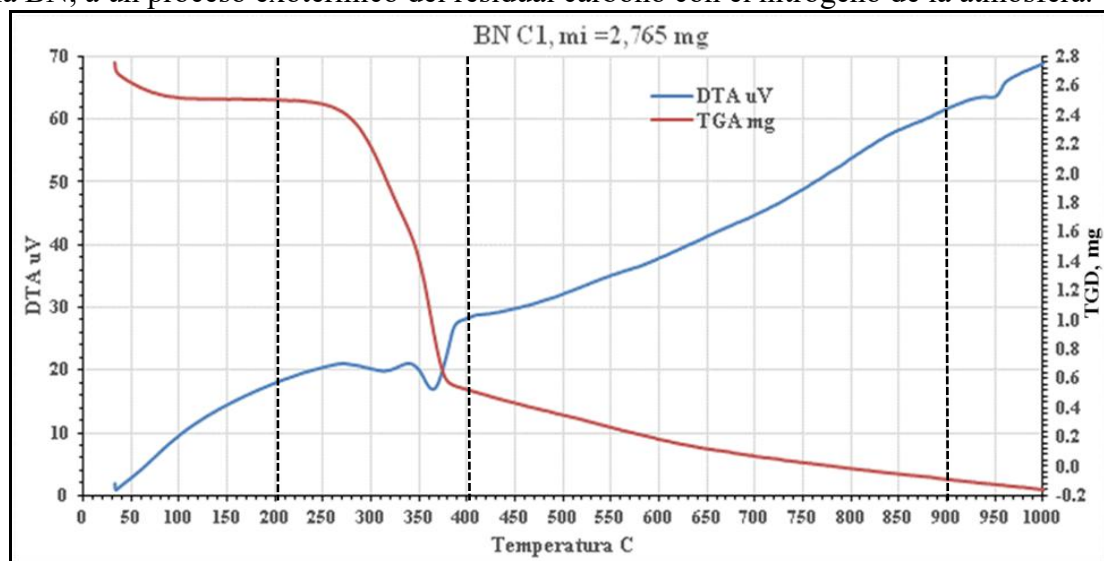


Fig. 3.13. Registro del termograma de las curvas TGA y DTA del BN.

3.4.2.7. Usos del bagazo natural de caña de azúcar agotado. Para evitar la contaminación ambiental que puede ocasionar si no es gestionado adecuadamente, se proponen alternativas viables y ambientalmente compatibles.

En la elaboración de tableros. Estudios realizados por (Tapia, 2000) con el bagazo de caña de azúcar y (Contreras, 1999) caña brava (ambos materiales lignocelulósicos) y utilizando resina termoestable en un 10 % y 13 % respectivamente, obtiene tableros con muy buenos resultados para las variables respuestas (ruptura, resistencia a la tracción perpendicular y adsorción de agua) y baja densidad (0.9g/cm^3 y 0.7g/cm^3). Ambos recomiendan su uso como elemento de

estructuración en la fabricación de muebles y afines, así como también en la multiplicidad de cerramientos decorativos para espacios interiores de edificaciones.

En la elaboración de concreto. (Romero, 2008) demuestra que con el uso del bagazo natural de caña de azúcar y parafinado en un 4% de la mezcla de concreto, se obtiene un material de construcción de buena calidad, gran resistencia y menor peso. Su uso se recomienda para estructuras de poca exigencia estructural, como muros divisorios en viviendas, banquetas de calles con poco tránsito y otros, donde no exista contacto directo con la humedad.

En la fabricación de asfalto. Investigadores del Instituto Federal Fluminense de Educación, Ciencia y Tecnología de Río de Janeiro (IFF), en asociación con la Universidad Federal Fluminense (UFF), desarrollaron una tecnología que permite usar el bagazo de caña de azúcar en lugar de la fibra de celulosa como el elemento estabilizante. La principal ventaja es que se reduce el costo significativamente ya que el bagazo de caña no tiene que ser procesado para servir como aditivo del asfalto, mientras que la fibra de celulosa para agregar al asfalto exige un proceso químico complejo que genera algunos efluentes. Las pruebas en laboratorio demostraron que la mezcla presenta la misma eficiencia que el asfalto mezclado con fibras. La misma será probada como revestimiento de un trecho de la carretera entre Campos dos Goyticazes y Sao Joao da Barra, ciudades del estado de Río de Janeiro. (Xinhua, 2010).
<http://revistapesquisa.fapesp.br/es/2011/03/01/asfalto-con-bagazo-de-ca%C3%B1a/>,
<http://spanish.peopledaily.com.cn/92121/7018863.html>.

3.4.2.8. Evaluación del sistema propuesto para el tratamiento de la fase agua oleosa. Columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar seguido de un humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Para la evaluación del sistema de tratamiento propuesto a escala de laboratorio, se utilizó una columna como tratamiento secundario, con las dimensiones descritas en el epígrafe 2.4.2.5, del Capítulo II. Como tratamiento terciario se utilizó un humedal construido de flujo subsuperficial horizontal (HFS) cuyas dimensiones son descritas en el epígrafe 2.4.2.6, del propio capítulo. Una vez adaptada la planta (*Cyperus alternifolius*), se comenzó a evaluar el sistema completo. El sistema trabajó con una carga orgánica (DQO) de 695,5 mg/L, un caudal de 2L/h y a diferentes tiempo de retención hidráulico (TRH). El HFS sin fitorremediación se tomó como control. En la figura 3.14 se puede observar la estación experimental utilizada para

el tratamiento de estos residuales y la adaptación progresiva de la de especie emergente (*Cyperus alternifolius*) al medio.



Fig. 3.14. a) Estación experimental utilizada. b) 9 días, c) 27 días y d) 45 días de adaptación al medio.

El agua a tratar (afluente): el sistema se alimentó con la fase agua oleosa (contaminada con hidrocarburos) después de la separación física de la fase combustible (diésel), según se muestra en el diagrama heurístico figura 2.1 del Capítulo II. La misma se obtiene del drenaje del tanque 4 de la Central Eléctrica diésel “Santa Clara Industrial”. Se le determinaron los parámetros: pH, color verdadero (CV), e índice de hidrocarburo (IHC), DQO, Nitrógeno total (Nt), Nitrógeno amoniacal, Fósforo (P), Sólidos totales (ST), Sólidos totales fijos y volátiles (STF, STV) y oxígeno disuelto (OD). Al efluente final del sistema de tratamiento, se le determinaron los parámetros: pH, CV, DQO, OD e IHC con el objetivo de evaluar la calidad de los mismos para su vertimiento. Los métodos son descritos en la tabla 2.1, epígrafe 2.2.3, del Capítulo II. El muestreo se realizó sobre la base del criterio de toma de muestras compuestas proporcionales al flujo, según Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH, 2004). Los valores promedios de los parámetros determinados a la fase agua oleosa utilizada (afluente), se muestran en la tabla 3.18. Se evaluaron los parámetros respuestas (efluente): pH, CV, DQO, IHC y OD.

El flujo: Se aplica el flujo intermitente, de (2 L/h) en una medida de dos días continuos y siete de reposo. Escogiéndose el mismo por experiencias similares a pequeña escala reportadas en la literatura (García, 2005).

Evaluación la calidad del afluente y el efluente. Se realiza mediante los Límites Máximos Permisible Promedio (LMPP) establecidos las NC 27.2012. Ríos y Embalses.

Tabla 3.18 Valores de los parámetros analizados al afluente del sistema y LMPP.

Parámetros	UM	Afluente	LMPP NC 27.2012
Potencial de hidrógeno (pH)	u de pH	7,76	6 -10
Color verdadero (CV)	mg/L. Pt	250	-
Sólidos totales (ST)	mg/L	832	-
Sólidos totales volátiles (STV)	mg/L	832	-
Sólidos totales fijos (STF)	mg/L	562	-
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg O ₂ /L	695,5	250
Nitrógeno total Kjeldahl. (NK)	mg/L	30,4	15
Nitrógeno Amoniacal (N-NH ⁴⁺)	mg/L	23,5	-
Fósforo total (PT)	mg/L	8,39	10
Índice de hidrocarburos (IHC)	mg/L	1444,9	PV

Como se puede observar no se cumple con la norma de vertimiento en la materia orgánica (DQO) y en el nitrógeno total (NK). En el caso del parámetro índice de hidrocarburos (IHC), se prohíbe su vertimiento (PV) a cualquier cuerpo receptor.

3.4.2.9. Remoción de los contaminantes en el sistema de tratamiento compuesto por una columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar y un humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Para la evaluación del sistema completo se realizaron muestreos en los dos efluentes: (1) salida del humedal de flujo subsuperficial plantados (HFSP) y (2) salida del humedal de flujo subsuperficial sin planta (HFSSP o control). En cuanto al agua residual a tratar se mantiene la misma naturaleza, con un tratamiento previo (columna de lecho fijo rellena con bagazo natural e caña de azúcar). Las concentraciones de los contaminantes presentes en el afluente, se muestran en la Anexo XIV, tabla 3.19. Estudios realizados por (Knowles et al, 2011; Pedescoll et al, 2011; García et al, 2005) recomiendan la importancia de una remoción previa de estos contaminantes, para lograr una depuración efectiva en estos sistemas.

Los resultados obtenidos en los muestreos realizados a los efluentes del sistema (HFSP) y (HFSSP o control) se muestran la tabla 3.19 Anexo XIV. Se puede observar que los mejores resultados se obtienen a los 7 días de retención hidráulicos (TRH) para ambos efluentes, con un incremento significativo del oxígeno disuelto, corroborándose lo planteado por diferentes autores, (Blanco, 2008; Jia et al, 2010; Vasudevan et al, 2011; Fuchs et al, 2011; Langergraber et al, 2007) cuando se utilizan humedales horizontales como tratamientos terciarios.

Con el humedal plantado se logra un elevado porcentaje de remoción en los indicadores DQO (91,05%) e IHC (98,95%) en el efluente, superiores a los reportados por (Moreno et. al, 2003) de un 64% en la remoción de hidrocarburos para estos sistemas. Los autores atribuyen estos resultados a la capacidad de los componentes del humedal para remover compuestos hidrocarbonados a través de la adsorción y otros mecanismos existentes. En los humedales sin plantas se observa también una remoción significativa de hidrocarburos, superiores a los reportados por, (González et. al, 2001) de 70% para el humedal control. Los resultados obtenidos evidencian el efecto de las macrófitas, la adsorción por el soporte y a la transferencia de oxígeno de las hojas hacia las raíces, favoreciendo un mayor desarrollo de la biomasa microbológica y la incidencia en la remoción del indicador IHC, según criterios de (Dietz and Schnoor, 2001).

Para evaluar la calidad de los efluentes del sistema propuesto, se compararon los parámetros obtenidos en los muestreos realizados al efluente del sistema de tratamiento a los 7 días de tiempo de retención hidráulica (TRH), con los Límites Máximos Permisible Promedio (LMPP) establecidos las NC 27.2012. Ríos y Embalses para el cuerpo receptor C. En la tabla 3.20 se observa que excepto el índice de hidrocarburos, los demás parámetros se encuentran por debajo del LMPP reportado en la misma.

Tabla 3.20. Valores de los parámetros analizados al efluente final del sistema de tratamiento con los normativos.

Parámetros	UM	Efluente.	LMPP NC 27.2012
Potencial de hidrógeno (pH)	u de pH	7,64	6 -10
Color verdadero (CV)	mg/L. Pt	45	
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg O ₂ /L	62,24	250
Oxígeno disuelto (OD)	mg O ₂ /L	3,70	
Índice de hidrocarburos (IHC)	mg/L	15,2	PV

Aunque la norma (NC 27.2012) establece en el epígrafe 4.1 que: se prohíbe el vertimiento directo a la red de alcantarillado y cualquier cuerpo receptor de: gasolina, petróleo y aceites (minerales), se considera que por ser una concentración baja (15,2 mg/L), tener un oxígeno disuelto de 3.7 mg/L y ser el cuerpo receptor (suelo) de baja calidad e utilidad, pueden ser vertidos sin daños alguno, según estudios realizados por (Martínez, 2001; Zamora, 2012) que corroboran además lo planteado en (NC 1048:2014, Anexo C), donde se relacionan cultivos tolerantes a compuestos tóxico.

3.4.3. Escalado de la tecnología propuesta para el tratamiento de las aguas oleosas a nivel de planta piloto.

Para la realización del escalado de la tecnología propuesta se tuvo en cuenta los resultados obtenidos en los estudios de laboratorio realizados en discontinuo, en continuo y los principios fundamentales expuestos en la metodología desarrollada por (Rodríguez, 2010) en el Anexo IV, del Capítulo II, tanto para el modelo como para el prototipo. En la figura 3.15 se muestra un esquema del sistema tecnológico propuesto para el tratamiento del agua oleosa después de la separación física (tratamiento primario). Compuesto por la combinación de tres columnas de lecho fijo rellenas con bagazo de caña de azúcar como biosorbente (tratamiento secundario) operando en paralelo y un humedal de flujo subsuperficial horizontal como tratamiento terciario.

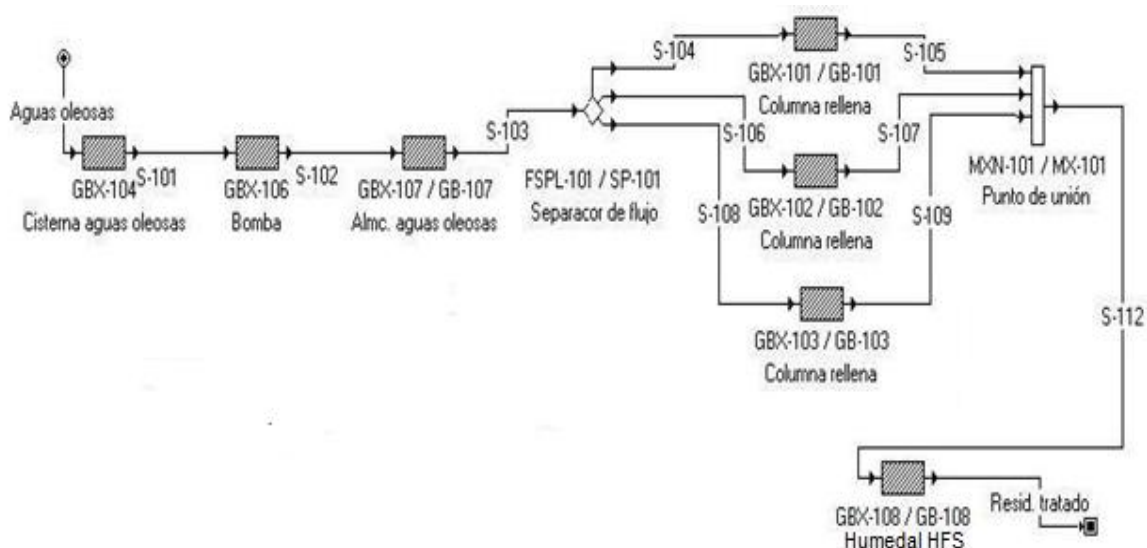


Figura 3.15. Esquema tecnológico del sistema propuesto a nivel de planta piloto para el tratamiento de la fase agua oleosas.

3.4.3.1. Escalado de la columna de adsorción.

Para el escalado de la columna se mantuvieron las mismas propiedades físicas del fluido a tratar, así como las condiciones térmicas, se tuvieron en cuenta criterios de similitud geométrica entre el modelo y el prototipo (escala pilo), similitud dinámica para garantizar igual régimen de transferencia de masa y a partir de ahí se diseñó el prototipo, como se refiere en la metodología desarrollada por (Rodríguez, 2010) en el Anexo IV. En la Tabla 3.21 se muestran las dimensiones del prototipo según la relación de escala. Se determinó la caída de

presión que proporciona el lecho para las alturas que se plantean. Las mismas tienen valores bajos lo cual puede atribuirse a la baja densidad y alta porosidad del relleno. Los cálculos fueron realizados y programados en Excel.

Tabla 3.21. Parámetros de operación según la relación de escala.

Parámetros	Modelo	Piloto
H (m)	0,32	1,6
d (m)	0,052	0,104
ΔP (Pa)	16,4	82,2
Q (m ³ /s)	5,6E-07	2,2E-06
m (kg)	0,06	0,95*

**para una columna.*

Las condiciones antes descritas, propician que la cama se mantenga estable, no se fragmente, que no drene cuando cesa la operación, se logre una caída de presión adecuada y pueda ser tratada la cantidad fase agua oleosa existente en la central eléctrica (CE). Los elementos que conforman la planta piloto serán ubicados aprovechando de forma óptima las instalaciones existentes en la CE. En la figura 3.16 se muestra el diseño de la columna de lecho fijo rellena con bagazo natural de caña de azúcar piloto y el desglose de sus componentes.

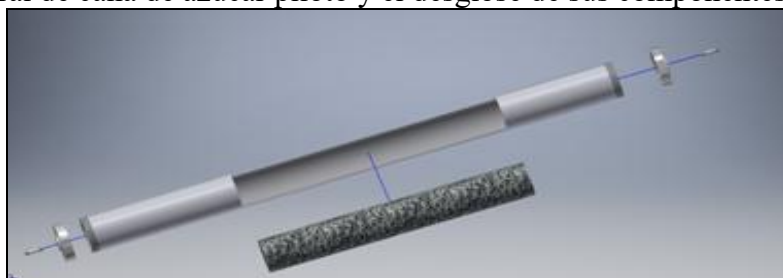


Figura 3.16. Diseño de la columna de lecho fijo. Desglose de sus componentes.

3.4.3.2. Diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Para el diseño del sistema piloto se tuvo en cuenta los parámetros usados en el humedal a nivel de laboratorio. Se propone una altura (profundidad) de 0,4 m; la cual es recomendada para sistemas horizontales donde los procesos depuradores transcurren horizontalmente en el lecho y se logra una mayor oxigenación en los sistemas menos profundos (Kadlec y Knight, 1996; Reed, 1995). Se mantuvo la misma especie de planta emergente (*Cyperus Alternifolius*) utilizada en los humedales experimentales a pequeña escala. Se tomó grava (10-15 mm) como medio soporte, por los resultados obtenidos en los experimentos a nivel laboratorio con el empleo de este sustrato. Para la impermeabilización se recomienda hormigón armado y de esta

forma evitar la contaminación por hidrocarburos en el suelo o en el agua subterránea. El caudal a tratar se mantiene el mismo que para el humedal experimental ($0.19 \text{ m}^3/\text{d}$).

3.4.3.2.1. Dimensionamiento biológico. Se realiza según *Procedimiento para el diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial para el tratamiento de la fase agua oleosa diésel*, descrito en el inciso a, del Anexo IV; utilizando el modelo cinético de primer orden para la remoción de DQO (constante cinética ($K_T = K_{20}$): $1,104 \text{ d}^{-1}$) reportado por (Reed, 1995; Kadlec y Knight, 1996; Crites y Tchobanoglous, 1998) y las ecuaciones descritas en dicho anexo. En la tabla 3.22 se muestran los resultados del tiempo de retención y el área calculados para el humedal subsuperficial horizontal, siendo necesario un tiempo de retención del agua residual en el humedal de un día.

Tabla 3.22. Tiempo de retención y área superficial para el contaminante DQO.

Tiempo de retención (d)	1,0
Área superficial (m^2)	2,0

3.4.3.2.2. Dimensionamiento hidráulico. El dimensionamiento hidráulico se utiliza para determinar las dimensiones del sistema (anchura y longitud) una vez conocida su área superficial. El dimensionamiento hidráulico se realiza según inciso b, del Anexo IV, aplicando la Ley de Darcy, que describe el régimen del flujo en un medio poroso y la ecuación 2.24 de dicho anexo. Sustituyendo en la ecuación 2.24, se obtiene un área de la sección transversal (A_{st}) de $0,02 \text{ m}^2$. Calculada el área de la sección trasversal, y dividiendo este valor entre la profundidad se determina el ancho. Conocido el ancho y teniendo en cuenta el área superficial determinada con el dimensionamiento biológico se determina la longitud del sistema dividiendo dicha superficie entre el ancho (Tabla 3.23).

Tabla 3.23. Dimensionamiento hidráulico.

Ancho (m)	0,21
Largo (m)	4,0

En la figura 3.17 se observa la distribución de las dos celdas del humedal con los diferentes componentes del mismo, observándose la capa compacta de grava, sobre la cual se coloca la tubería de distribución.

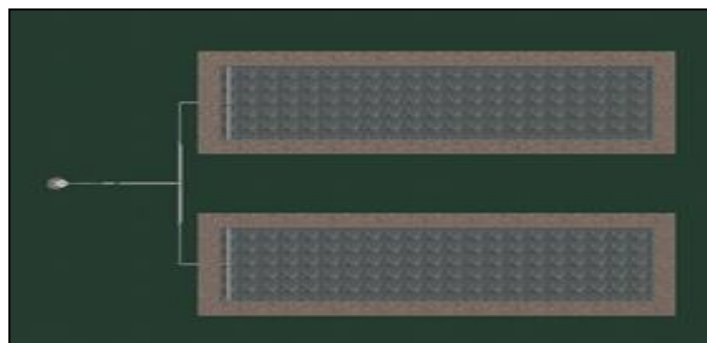


Figura 3.17. Distribución de las celdas del humedal horizontal de flujo subsuperficial.

En la tabla 3.24 se muestra un resumen de los principales parámetros de diseño de una celda del humedal.

Tabla 3.24. Parámetros de diseño del humedal subsuperficial horizontal rectangular

Parámetros de diseño	
Planta emergente	<i>Cyperus Alterniufolius</i>
Medio poroso	Grava 10-16 mm
Profundidad	0,4 m
Largo	4 m
Ancho	0,5 m
Área superficial	2,0 m ²
Tiempo de retención hidráulico	1,0 día
Pendiente	0,01 m/m
Flujo	0,19 m ³ /d

En la superficie del humedal se colocan tuberías perforadas para lograr la distribución uniforme del agua residual en todo el lecho, proponiéndose un diámetro de 1 pulgada para la tubería de alimentación y ½ pulgada para la tubería de distribución.

3.4.4. Evaluación económica de la tecnología propuesta para el tratamiento de la fase agua oleosa a nivel de planta piloto.

Para el costo de la inversión se tuvo en cuenta el costo del sistema de tratamiento propuesto (columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar y un humedal horizontal de flujo subsuperficial). Los costos de inversión de la columna fueron suministrados por *Consuminport* y la firma *COVAL* según sitio internet www.coval.com.co. Los costos de inversión para el humedal se estimaron por los reportados en el manual de la Agencia de Protección de Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA, 2000), para 2 m² de área superficial. En el Anexo XV

se muestran los costos de operación, los ingresos y el costo total de la inversión para el sistema de tratamiento completo.

3.4.4.1. Análisis de los indicadores dinámicos de rentabilidad

Según los valores obtenidos para el Valor Actual Neto (VAN) de \$ **\$36.279,08** y una Tasa Interna de Rentabilidad (TIR) de **71%**, el sistema de tratamiento propuesto es viable desde el punto de vista económico y según el periodo de recuperación (PRD) que se muestra en la figura 3.18 la inversión se recupera antes del año de la puesta en funcionamiento. El Anexo XV, se muestran los cálculos realizados para el análisis económico (tabla de flujo de caja).

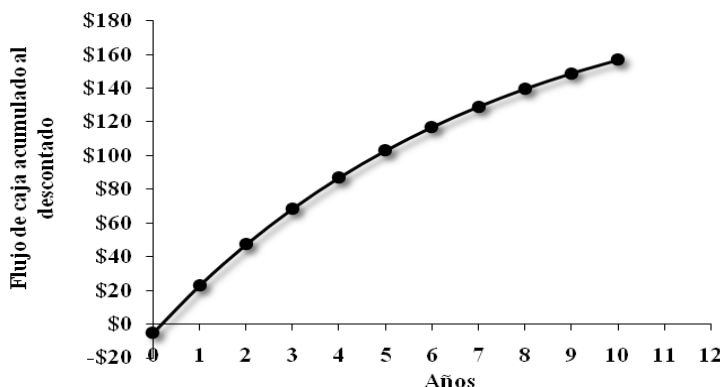


Fig. 3.18. Período de recuperación de la inversión (PRD).

Conclusiones parciales:

1. La caracterización física demuestra que el agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del diésel están compuestas por tres fases fundamentales: diésel como fase combustible 42,2 %v/v, una fase intermedia 2.5%v/v y agua como fase agua oleosa 55,4 % v/v, que es un residuo tóxico y peligroso y tiene un valor añadido a partir de las ganancias que puede reportar la recuperación de la fase combustible diésel.
2. Teniendo en cuenta los resultados del balance de materiales en la centrífuga y de las mediciones realizadas, se concluye que: el índice kg de agua oleosa total por tonelada de productos procesados es de 1,58, el índice kg de fase combustible (diésel) por tonelada de producto procesado es de 0,61, el índice kg de fase intermedia por tonelada de producto procesado es de 0,04 y el índice kg de fase agua oleosa por tonelada de producto procesado es de 0,93.

3. La recuperación de la fase combustible diésel, reporta beneficios económicos, sociales y medioambientales significativos y se reduce aproximadamente un 55,4 % del volumen total de aguas oleosas generadas.
4. La evaluación de impacto ambiental realizada utilizando del software SimaPro v 7.2 de Pre Consultant y la metodología Recipe (H) antes y después de la separación física indica, que se logra disminuir la toxicidad del agua oleosa total en las categorías evaluadas. Los resultados obtenidos corroboran el beneficio ambiental y social que reporta la reutilización de la fase combustible (diésel).
5. La caracterización física del bagazo natural de caña natural de caña de azúcar y su capacidad de sorción 1,77 g hidrocarburo/g de BN (dinámica) y 1,81g hidrocarburo/g de BN (estática) lo hacen un excelente material sorbente.
6. Los estudios de Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) acoplada a EDX, demuestran que el bagazo natural de caña de azúcar agotado sufre cambios en su estructura, apreciándose un grado de desmembramiento superficial. Se observa la presencia de elementos químicos (Fe, Si, Na y Mg) y un aumento en la relación C/O con respecto del bagazo natural de caña de azúcar no agotado.
7. Los estudios termogravimétrico y térmico diferencial muestran un perfil con tres zonas térmicas bien diferenciadas, características del bagazo natural de caña de azúcar (agua, hemicelulosa, celulosa y lignina). En el bagazo natural de caña de azúcar agotado, se aprecian las mismas zonas con un ligero desplazamiento a temperaturas mayores (entre 20 °C y 30 °C), asociado a la presencia del hidrocarburo adsorbido (diésel).
8. Los parámetros termodinámicos calculados demuestran el predominio de una sorción física, en un proceso que es exotérmico y espontáneo. El modelo de pseudo segundo orden reproduce mejor la cinética de biosorción de hidrocarburos con bagazo natural de caña de azúcar (coeficiente de correlación $\geq 0,98$).
9. La tecnología de tratamiento no convencional, de baja complejidad tecnológica y de bajo costo, alcanza altas eficiencias de remoción de contaminantes presentes en las aguas oleosas. Los indicadores dinámicos de rentabilidad demuestran que la propuesta de planta piloto para el tratamiento de la fase agua oleosa es factible (VAN: \$36.279,1 y TIR: 71%), recuperándose el monto invertido en un período menor de un año.

CAPÍTULO IV. APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA A UN CASO DE ESTUDIO. UEB FUEL OIL CAYO “SANTA MARÍA”.

4. Aplicación de la metodología para la Gestión Integral de las aguas residuales oleosas en la UEB Cayo “Santa María”.

La Central Eléctrica se encuentra ubicada en la Base de Apoyo, situada al suroeste de Cayo Santa María. Es una de las centrales eléctricas con que cuenta la UEB Generación Distribuida de la provincia de Villa Clara que trabaja como un sistema de generación independiente y su función es la de generar, transmitir y distribuir la energía eléctrica a todas las instalaciones de la Cayería Norte del municipio de Caibarién.

Etapa I. Diagnóstico técnico operativo y ambiental.

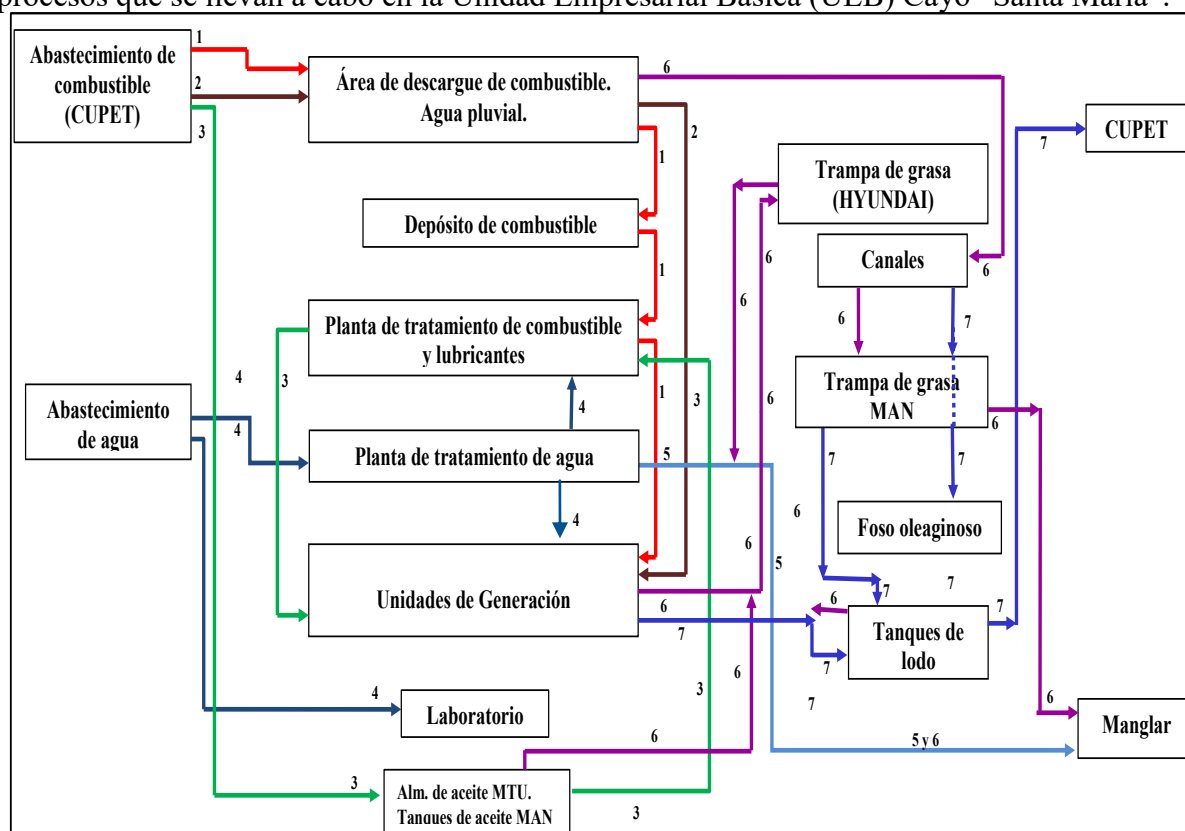
El “fuel oil” es suministrado por la Empresa Comercializadora de Combustible Villa Clara (ECC-VC), perteneciente a Cuba Petróleo (Cupet). La descarga de fuel oil se realiza en dos tanques de recepción con capacidad 696 m^3 cada uno. Posteriormente es bombeado hasta un tanque de pre centrifugado (capacidad de $95,3 \text{ m}^3$) para ser centrifugado en las centrifugas MAN. Una vez centrifugado el combustible es almacenado en el tanque de servicio (capacidad de $94,8 \text{ m}^3$) para ser utilizado como materia prima, de los motores generadores “MAN”.

En caso de los motores “HYUNDAI”, las bombas centrífugas existentes en la casa de bombeo envían el combustible desde el tanque de pre centrifugado hacia un tanque de sedimentación o decantación (“*tanque setting*”, de una capacidad de 5 m^3) que posee la batería, denominada HTU (*planta de tratamiento de aceite y combustible*). Desde este tanque el combustible es bombeado hasta la centrífuga ubicada dentro del HTU, y de aquí al tanque de servicio para combustible pesado y ser suministrado a los motores generadores, a una temperatura de 96°C . La batería de ocho motores MTU que opera con diésel, cuentan con un tanque interno de servicio desde el cual se alimenta el motor, mediante un control automático de nivel del propio tanque.

Residuos generados. El agua oleosa total (lodo) generada en la nave donde se encuentran dos motores generadores “MAN” y en la casa de bomba (donde se da tratamiento de combustible “fuel oil”) es bombeada directamente a los dos tanques de recepción del agua oleosa total (conectados en serie) ubicados en el área de recepción (isla) de combustible. El agua oleosa total (lodo) generada por las centrífugas de “fuel oil” y aceite ubicadas en la unidad eléctrica “HYUNDAI”, es descargada al tanque de lodo HTU (capacidad $1,2 \text{ m}^3$) que está ubicado

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

debajo de la misma. Cuando el tanque alcanza el volumen máximo establecido por el fabricante, el agua oleosa total (fase combustible y fase agua) es bombeado automáticamente al tanque de recepción de agua oleosa total (lodos). Los residuales líquidos oleosos del laboratorio químico se recogen en recipientes y también son enviados a dichos tanques. El agua contaminada con hidrocarburos provenientes de las zanjas que se encuentran detrás de la unidad de generación eléctrica “HYUNDAI”, va a la trampa de grasa “HYUNDAI” que se encuentra cerca del área de generación. El efluente de esta trampa se une con el agua de rechazo de la unidad de tratamiento de agua para calderas y va directamente al manglar. En la figura 4.1 se muestra un diagrama de flujo con las emisiones líquidas que se generan en los procesos que se llevan a cabo en la Unidad Empresarial Básica (UEB) Cayo “Santa María”.



LEYENDA

ENTRADAS

1. Combustible “fuel oil”
2. Combustible diésel.
3. Aceites.
4. Agua.

SALIDAS:

5. Agua residual de la planta de tratamiento de agua (rechazo 25%).
6. Agua residual con contenidos de grasas, aceites e hidrocarburos (agua oleosa).
7. Lodo (fase combustible).
8. Aguas albañales.

Fig. 4.1. Diagrama de flujo de las emisiones líquidas generadas en la UEB Cayo “Santa María”.

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

A diferencia de las centrales eléctricas que operan con diésel, la UEB Cayo “Santa María” cuenta con un sistema de tratamiento, el cual está compuesto por los siguientes equipos y componentes:

1. Zanjas de conducción de residuales líquidos desde el área de recepción de combustible hacia el sistema.
2. Zanjas de conducción de residuales líquidos desde los diferentes cubetos hasta el sistema.
3. Tuberías de conducción de “fuel oil” desde los cubetos y desde el extremo terminal de la zanja proveniente del área de recepción hasta el foso oleaginoso.
4. Foso oleaginoso.
5. Trampas de grasa (“MAN” y “HYUNDAI”).
6. Tanques de lodos.
7. Bomba de desplazamiento positivo “Nova Rotors” srl.
8. Sistema hidráulico de tuberías y válvulas interconectadas para el trasiego de productos entre los equipos.

El principio de funcionamiento del sistema instalado se muestra en el Anexo XVII. Estudios realizados por (Martínez, 2012) demostraron, que los efluentes del sistema de tratamiento existente, no cumplen con la calidad requerida para su vertimiento de acuerdo a la legislación vigente (NC 521: 2007) Por tal motivo se realiza un diagnóstico tecnológico que permita detectar los problemas existentes en dicha instalación, teniendo en cuenta que la UEB Cayo “Santa María” se encuentra rodeada por un bosque de manglar, los cuales son ecosistemas muy complejos con múltiples funciones ecológicas, alto valor económico y sujetos a diversos impactos negativos, que están ocasionando su desaparición a una tasa anual que oscila entre el 1 y el 5 % según (Olguín, 2007).

4.1. Diagnóstico tecnológico realizado en el sistema de tratamiento de aguas oleosas (lodos) existente en la UEB Cayo “Santa María”.

- Existen problemas de nivel en la instalación del foso oleaginoso y las trampas de grasa.
- Fluye hacia las trampas gran cantidad de agua pluvial.
- Problemas en los niveles de la zanja ubicada en la zona de recepción de combustible.

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

- Tuberías para transporte de “fuel oil” desde zanjás y cubetos con pequeño diámetro (50 mm) y escasa pendiente.
- La tubería de descarga de la trampa de grasa tiene una válvula para regular la salida del efluente.
- No hay un procedimiento establecido sobre las operaciones de los tanques agua oleosa total o lodos (llenado, extracción de agua, extracción de lodos, entre otras operaciones).
- El foso oleaginoso trabaja con niveles superiores al de diseño y no existe sistema de extracción de agua por la parte posterior.
- No existe una programación sistemática de limpieza y mantenimiento de zanjás, foso oleaginoso, trampas de grasas y otros.
- El sistema instalado es un tratamiento primario y debe ser complementado con un tratamiento secundario, para lograr que el efluente cumpla con el límite máximo permisible promedio (LMPM) establecidos en la norma de vertimiento (NC 521: 2007).

De todos los problemas detectados el que mayor influencia tiene en la calidad del efluente del sistema de tratamiento existente, son los tanques de recepción de agua oleosa total o lodos (sedimentadores) y el sistema de calentamiento instalado en los mismos. A continuación se describen los problemas detectados en los tanques de recepción de agua oleosa total (lodos) y el sistema de calentamiento instalado.

4.1.1. Problemas detectados en los tanques de recepción de agua oleosa total (lodos) y en el sistema de calentamiento instalado.

Tanques de recepción de agua oleosa total (lodos). Se encuentran en forma horizontal y trabajan como un sedimentador que bajo los efectos de la fuerza gravitatoria separa los componentes: fase combustible (FC) y fase agua oleosa (FAO). Su configuración geométrica y posición no es la más usual para las labores de sedimentación, no obstante han demostrado que su área de sedimentación, aun variable en función de la altura, es capaz de lograr separaciones adecuadas según los requerimientos del proceso.

Existen varios factores que afectan el trabajo de estos equipos, en primer lugar, como equipos de sedimentación, requieren de bajas velocidades de flujo y de un tiempo prudencial para la separación, esto está dado por las densidades de las sustancias a separar, por tanto el hecho de

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

alimentar por la parte superior y en un solo punto, provoca remezclado de las sustancias ya separadas.

La extracción de la fase agua hacia la trampa de grasa “MAN” debe ser de forma sistemática y después de un tiempo de retención en el tanque de agua oleosa total (lodo) en función de la rotación establecida; un tanque (sedimentador) estará en fase de llenado, mientras el otro estará drenando la fase agua para la trampa y descargando la fase combustible. Este ciclo debe ser respetado para establecer un régimen de trabajo estable y seguro.

La red de bomba y tuberías para el trasiego de la fase de combustible desde los tanques de tanque de agua oleosa total (sedimentadores) hacia los carros cisternas de Empresa Comercializadora de Combustible Villa Clara (encargado de transportarlo hasta tierra firme para su utilización en otros procesos industriales), no es la más adecuada. La instalación actual se presta a problemas operacionales.

Han existido irregularidades en la extracción de la fase combustible, si este problema no se resuelve será imposible establecer un esquema tecnológico viable y se desestabilizará el sistema. Tan importante es el suministro de combustible para garantizar la generación de electricidad, como la extracción sistemática de la fase combustible. Si no se extrae sistemáticamente la misma, se detiene la generación o se perjudica el ecosistema frágil que rodea la entidad.

Sistema de calentamiento instalado en los tanques de recepción agua oleosa total (lodos).

El sistema actualmente instalado en los tanques de agua oleosa total (lodos) no es el más adecuado, ya que solo los productos en la parte inferior del tanque reciben directamente el calor del medio calefactor. Por otra parte ese calentamiento zonal del producto crea perfiles de temperatura en la masa del líquido, lo que provoca diferencia de densidades y por tanto corrientes convectivas (Kern, 2005). Esto es debido a que la instrumentación instalada no permite una evaluación del proceso, al calentador entra vapor saturado, pero no se conoce su presión exacta, por lo que se requiere de manómetros. Se requiere además de un termómetro para comprobar que el vapor no se ha condensado. La temperatura del agua condensada a la salida también debe ser medida.

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

Teniendo en cuenta lo anterior se realizaron estudios de temperatura (perfiles de temperatura) en el tanque de agua oleosa total (sedimentador) y sus posibles consecuencias en el proceso de sedimentación. Las mediciones se efectuaron de la siguiente forma:

En la parte frontal: de forma horizontal y vertical cada 5 cm.

En la parte lateral: se realizaron de forma horizontal, cada 5 cm, a tres niveles medidos desde la parte inferior (0,5, 1,0 y 1,5 m). Los esquemas y resultados de las mediciones se muestran en el Anexo XVIII.

En la figura 4.10 se observa que las mediciones laterales demuestran claras diferencias de temperatura en función de los niveles. Las mediciones efectuadas a 0,5 m de la parte inferior, tienen temperaturas cercanas a 30°C, señalando que en esa zona existe pobre calentamiento. Las mediciones efectuadas a 1.0 m de la parte inferior tiene temperaturas en el rango de 35°C a 45°C. Las efectuadas en la parte superior (altura de 1,5 m), muestran mayores temperaturas en el orden de 60°C a 65°C. A esta altura se observa un área de descenso brusco de la temperatura coincidente con la tapa del tanque sedimentador.

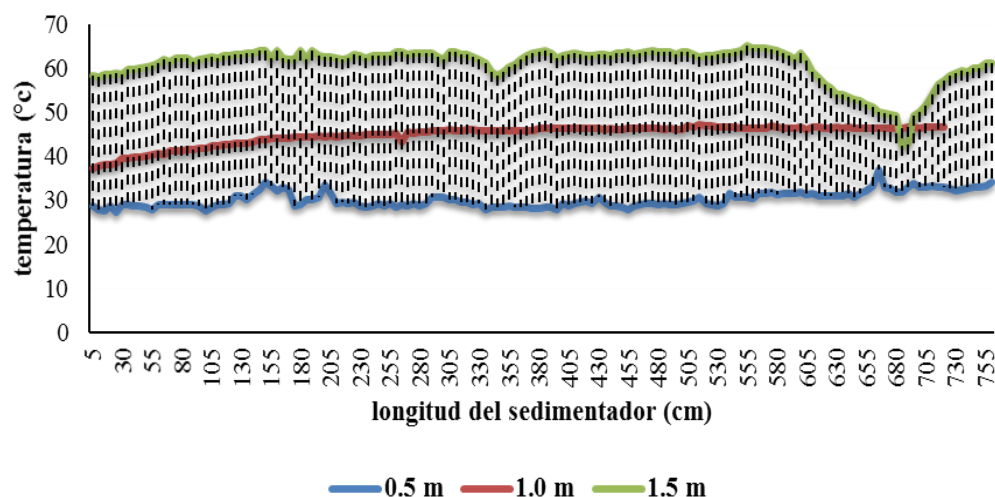


Fig. 4.10. Perfil de temperatura lateral del sedimentador a diferentes alturas.

Es evidente que esta distribución de temperatura crea diferencia de densidades que necesariamente provocan revolturas y remezclado de los productos ya separados. Esto debe tenerse en cuenta debido a que los procesos de separación de fases por decantación en residuales petrolizados, se ven favorecidos según (Lafuente, 2000) por el calentamiento a

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

temperaturas inferiores al punto de inflamación de la fase combustible. Esto propicia una separación física más rápida, eficiente y permite el aprovechamiento de la fase combustible en diferentes procesos. Por todo lo anterior se propone un nuevo sistema de calentamiento con el objetivo de lograr mayor uniformidad en las temperaturas y una separación eficiente de las fases presentes en el agua oleosa total (lodos).

4.1.2. Influencia del consumo de combustible en el funcionamiento del sistema de tratamiento de aguas oleosas (lodos) existente. Otro aspecto que tiene influencia en el proceso es el consumo de combustible. Como se observa en la figura 4.11 el consumo de “fuel oil” no sigue una tendencia, existiendo notables disparidades en meses consecutivo, esto aspecto genera inestabilidad en el sistema de tratamiento primario de las aguas oleosas instalado.

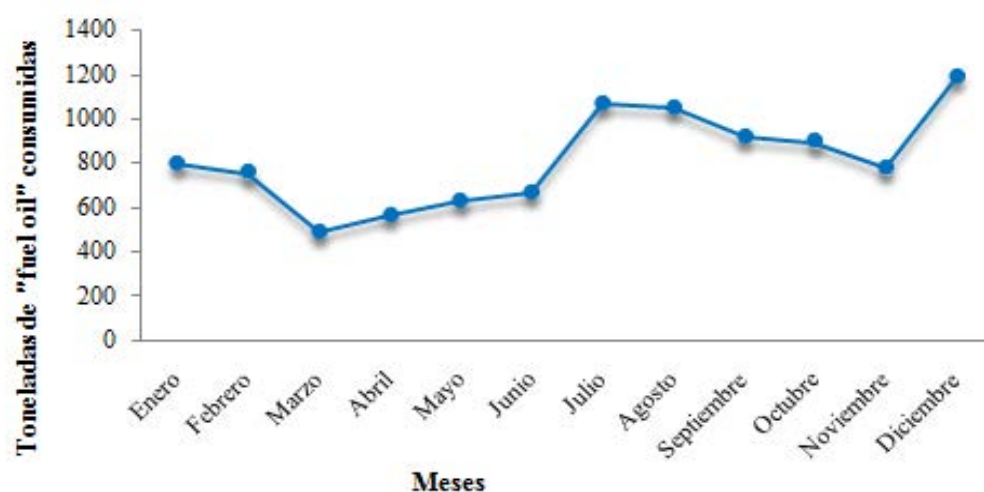


Fig. 4.11. Comportamiento del combustible “fuel oil” en la UEB Cayo “Santa María”. Año 2013.

Estas variaciones estacionales del agua oleosa total generada, influyen negativamente en el tiempo de retención hidráulica del agua en las trampas (“MAN” y “HUNDAI”), en el tiempo de llenado de los tanques de agua oleosa total (lodos) y en la calidad del efluente del sistema de tratamiento instalado (Carrasco, 2010).

En los procesos de limpieza y manipulación del combustible es donde mayor cantidad de agua oleosa total (lodos) se genera, pero existen otras fuentes de generación (salideros, indisciplinas tecnológicas, aguas pluviales, etc) que no necesariamente son proporcionales al consumo; es

por ello que este índice aumenta necesariamente. Teniendo en cuenta lo anterior, fue definido en este trabajo y es un aporte del mismo, un *factor de generación de agua oleosa total* el cual matemáticamente es el número de veces por el que se multiplica el índice de generación de agua oleosa total determinado.

$$\text{Factor de generación} = n * \text{índice de generación de agua oleosa total}$$

Donde: n puede tomar valores de 1, 2, 3...

En función del factor de generación, el tiempo de llenado de los tanques de agua oleosa total o lodos (sedimentadores) será diferente. Si aumenta el factor de generación (más generación de agua oleosa total por unidad de combustible consumido) disminuirá el tiempo de llenado de los tanques de agua oleosa total (sedimentación deficiente), disminuye el tiempo de retención en las trampas de grasa “MAN” (efluente de menor calidad) y menor será el aprovechamiento de la fase combustible en otros procesos. En la figura 4.12 se observa la tendencia del tiempo de llenado de los tanques de agua oleosa total (lodos) en función del factor de generación de agua oleosa total.

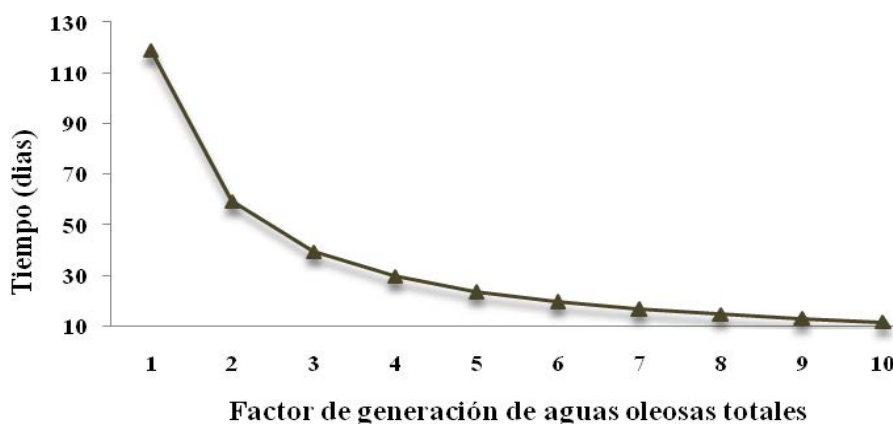


Fig. 4.12. Comportamiento del tiempo de llenado de un tanque de agua oleosa total (lodos) en función del factor de generación.

Nótese que a medida que disminuye el factor de generación de aguas oleosa total aumenta significativamente el tiempo de llenado de un tanque de lodo, se generan menos residuales líquidos, se logra un efluente de mayor calidad y un mejor aprovechamiento de la fase combustible.

4.1.3. Identificación y descripción de las acciones impactantes y factores impactados por la actividad y los residuos generados.

Teniendo en cuenta la ubicación de la UEB objeto de estudio y la revisión ambiental realizada, se considera como principal *acción impactante* el vertimiento de aguas oleosas al ecosistema costero (manglar) y como principales *factores impactados*: el suelo (sedimentos orgánicos), agua (hidrología y calidad del agua), microorganismos diversos del suelo (aerobios y anaerobios), flora (árboles de mangle) y fauna (factores físicos). La intensidad del impacto depende de la concentración y el tipo de hidrocarburo. En el caso que nos ocupa se considera severa según (IPIECA, 1993; Suprayogi, 1999; Zhang et al 2004).

Etapla II. Caracterización y clasificación de los residuos.

4.2.1. Clasificación del agua oleosa total (lodos).

Teniendo en cuenta lo establecido en los anexos I y II de la (Resolución 136 /2009); el agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del “fuel oil” son clasificadas como residuos tóxicos y peligrosos (Ver Anexo I). La clasificación de los desechos y las características peligrosos son coincidentes con las descritas en el epígrafe 3.2 del Capítulo III.

4.2.2. Caracterización de del agua oleosa total (lodos).

4.2.2.1. Resultados obtenidos en la caracterización física y físico-química del agua oleosa total (lodos).

La toma de muestra total se realizó según el Procedimiento para realizar el muestreo en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”, descrito en el Anexo II. Dicho procedimiento fue desarrollado por la autora, teniendo en cuenta estudios realizados por (León, 2011).

(Martinez, 2011) realiza estudios a escala de laboratorio con el calentamiento del agua oleosa total (que contiene las dos fases) en un rango de temperatura 75⁰C-80⁰C y obtiene un 49,63 % v/v de fase combustible y un 50,37 % v/v de fase agua oleosa, pero con tiempo de decantación menor de 2-3 días, debido al calentamiento de toda la masa. Además en la fase agua oleosa se logra una disminución significativa en los contaminantes: demanda química de oxígeno (DQO): 70,34%, grasas y aceites (G y A): 53,7% e hidrocarburos totales (HCT): 83,2%, si se comparan con los resultados obtenidos la propia autora, cuando no se realiza dicho

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

calentamiento. Esto obedece a que un aumento de la temperatura favorece el proceso de decantación en el campo gravitatorio de estos materiales y disminuye la viscosidad de los productos a bombear (fase combustible), favoreciendo su manipulación.

Posteriormente se realizan estudios *in situ* a temperatura ambiente en el tanque de recepción de lodo. En este caso por ser un sistema cerrado, se mide la altura del residual líquido en cm. Como resultados se obtiene que la fase combustible y la fase agua oleosa representan un 50 %v/v del total. Estos resultados son coincidentes por (Lafuente, 2000) donde plantea que estos residuos están compuestos fundamentalmente por dos fases, las cuales deben ser separadas. Si se observa el porcentaje que representa de la fase combustible (lodos) con respecto al volumen total de agua oleosa total (lodos), se evidencia el valor añadido que tiene este residuo y las ganancias que puede reportar la recuperación y reutilización de la fase combustible de calidad aceptable, la cual puede sustituir el “fuel oil” en diferentes procesos (Ej. hornos industriales, generadores de vapor, etc.) si consideramos su poder calórico. Además se logra disminuir considerablemente el poder contaminante de estos residuos. Los resultados experimentales se muestran en las tablas de la 4.1 a la 4.8 del Anexo XIX.

Los resultados obtenidos anteriormente, son similares a los alcanzados por (León, 2011), donde la sedimentación es estable a las 120 horas (5 días), creándose una emulsión de agua en la fase combustible inversa, según (Martínez-Martínez, 1997), con un 6,7 % de agua; un volumen de la fase agua oleosa de 450 litros para un 45 %v/v y un volumen de fase combustible 550 litros para un 55 %v/v con respecto al volumen total de agua oleosa total (1000 litros).

En la tabla 4.8 del Anexo XIX, se observa que los valores obtenidos en la caracterización físico - química del agua oleosa total (lodos), son característicos de estos residuales industriales y coinciden con los reportados por (Carballo, 2011).

4.2.2.2. Resultados obtenidos del balance de materiales realizado en el proceso de centrifugación del “fuel oil” y el aceite.

El balance de materiales se realiza en la centrifuga por ser el equipo de separación mecánica donde se genera el agua oleosa total (lodo) que debe ser almacenado, tratado y dispuesto según las normas cubanas vigentes. Para la realización del mismo se determinaron las densidades del “fuel oil”, del aceite (reportados por el laboratorio químico de la UEB Cayo “Santa María”). Se tomó como base de cálculo los consumos de combustible del año 2013 y los componentes del agua residual oleosa total (fase combustible y fase agua oleosa) reportados en las tablas 4.1, 4.3 y 4.4 del Anexo XIX.

Los cálculos realizados en el balance realizado, permitieron obtener los índices de generación de la fase combustible y fase agua oleosa por toneladas producto procesado. Para los cálculos se tomó el índice de generación de agua oleosa total de 18,11 litros de aguas oleosas total por cada toneladas de productos procesados, según estudios experimentales realizados por (León, 2011) y recalculado por la autora teniendo en cuenta las condiciones actuales del equipamiento existente en la UEB Cayo “Santa María”. Este índice fue obtenido en condiciones de operaciones reales, con un equipamiento en óptimo estado y mediciones confiables. Este valor puede tener ligeras variaciones en función de la calidad de las materias primas procesadas, del estado técnico de la estación de depuración, de la disciplina tecnológica y del empleo de productos químicos para mejorar la calidad del combustible.

Los resultados obtenidos son reportados las tablas 4.9 y 4.10 del Anexo XX. Estos resultados permiten valorar la factibilidad de reutilización y valorización de la fase combustible y los beneficios técnicos, económicos, ambientales y sociales asociados a esta acción.

4.2.2.3. Resultados de la caracterización físico – química de la fase agua oleosa generada en la entidad.

Según se describe en la Etapa I, figura 4.1, en la UEB Cayo “Santa María” se generan residuales líquidos, producto de los procesos que se lleva a cabo en la misma. Existen tres efluentes fundamentales:

1. Salida de la trampa de grasa “HYUNDAI” (*efluente 1*).
2. Rechazo de la unidad de tratamiento de agua para calderas (*efluente 2*)

3. Salida de la trampa de grasa “MAN” (efluente 3).

Existe además el afluente a la trampa de grasa “MAN”. En la figura 4.13 se muestra un esquema del sistema de tratamiento instalado, el afluente y los tres efluentes muestreados y caracterizados.

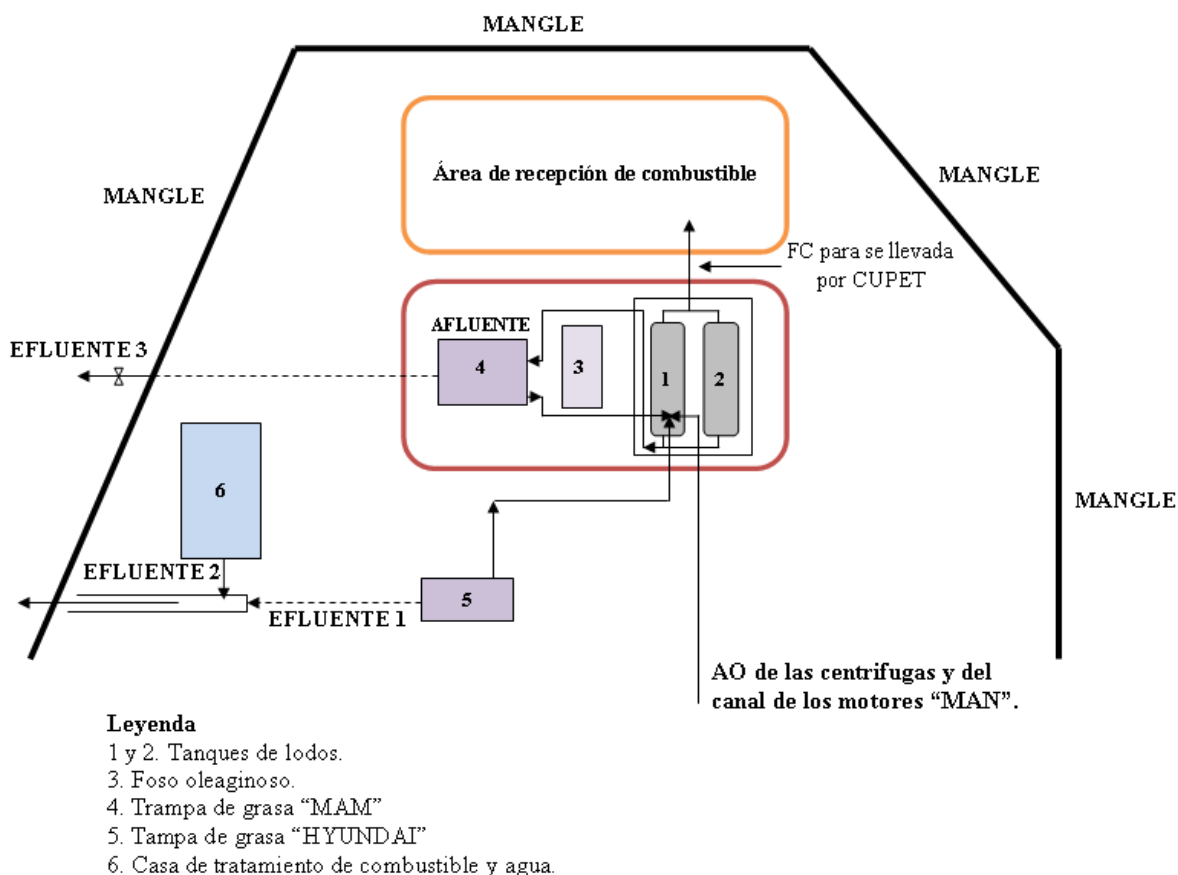


Fig. 4.13. Esquema del sistema de tratamiento instalado, el afluente y los tres efluentes muestreados.

El muestreo se realizó teniendo en cuenta lo establecido en el Procedimiento para la aplicación de la norma NC-27:2012. “Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado. Especificaciones”. Instituto de Recursos Hidráulicos. Primera edición. 2004.

Afluente. Se tomó una muestra puntual de la fase agua oleosa, a la salida del tanque de agua oleosa total (lodos), después de la separación física o sedimentación (Afluente de la trampa de grasa “MAN”).

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

Efluente 1. Se tomó una muestra compuesta independientemente del flujo a la salida de la trampa de grasa “HYUNDAI”, antes que se uniera con el agua de rechazo de la unidad de tratamiento de agua.

Efluente 2. Se tomaron tres muestras compuestas independiente del flujo, en la tubería de salida del agua de rechazo de la unidad de tratamiento de agua.

Efluente 3. Se tomó una muestra puntual en la válvula que se encuentra en el mangle. Salida de la trampa de grasa MAN.

Las determinaciones analíticas y los métodos utilizados son reportados en la tabla 2.2, del capítulo II, según lo establecido *Standard Methods* (APHA, 2000). Los resultados obtenidos se muestran en el Anexo XXI, tablas 4.9 a la 4.13. En la tabla 4.13 se observa que los efluentes 1 y 3 (salida de la trampa de grasa “MAN” y “HYUNDAI”), no cumple con los requisitos de calidad para su vertimiento en los parámetros: demanda química de oxígeno, grasas y aceites e hidrocarburos, de acuerdo a los límites máximos permisibles para las descargas al cuerpo receptor *clase A* (áreas marinas de zonas de conservación ecológica o áreas protegidas), establecido en (NC 521: 2007).

El cálculo de flujo de fase agua oleosa se realizó en función del combustible consumido, los resultados obtenidos en el balance de materiales y datos estadísticos del departamento técnico de la entidad. Los resultados obtenidos son:

Flujo de agua de rechazo (efluente 2) = $792 \text{ m}^3/\text{año} = 2,17 \text{ m}^3/\text{día} = 0,09 \text{ m}^3/\text{h}$ (*dato suministrado por el laboratorio químico de la entidad*)

El cálculo del flujo de los efluentes 1 y 3 se realizó para las siguientes condiciones: factor de generación de agua oleosa total: 1 (condiciones ideales), índice: 18.11 (litros de agua oleosa total/productos procesados), mes (Diciembre 2013) de mayor consumo de combustible y lubricantes (1199,62 toneladas). El combustible se dosifica a partes iguales para los dos tipos de tecnología “MAN” y “HYUNDAI” (50% para cada una, según los datos suministrado por la entidad). No se consideró el agua pluvial y ni el agua de limpieza.

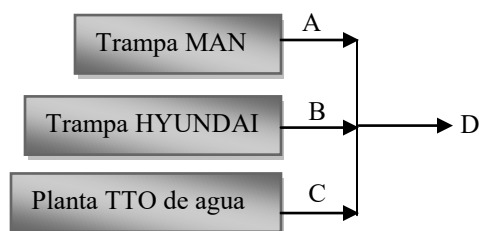
Flujo de la trampa de grasa HYUNDAI (efluente 1) = $0,007 \text{ m}^3/\text{h} = 0,163 \text{ m}^3/\text{d}$

Flujo de la trampa de grasa MAN (efluente 3) = $0,007 \text{ m}^3/\text{h} = 0,163 \text{ m}^3/\text{d}$

Flujo diario total (unión de los 3 efluentes) = $2,51 \text{ m}^3/\text{d}$.

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

Según la literatura especializada (Zarol, 2000; Menéndez, 2007; Carrasco, 2010) si se considera como sistema único el proceso tecnológico, el sistema de tratamiento y el vertimiento final, es posible llegar a soluciones económicas y eficientes. Entre ellas tenemos: mezclar corrientes o efluentes que permitan, reducir o diluir el poder contaminante y sus efectos tóxicos. La opción seleccionada bajo ninguna condición debe contradecir lo establecido en la legislación vigente y dependerá de muchos factores: económicos, regionales, ambientales y sociales. Teniendo en cuenta lo planteado anteriormente, las características de los efluentes y los flujos calculados, se propuso la unión de los tres efluentes: rechazo de la planta de tratamiento de aguas y salida de las dos trampas de grasas (“MAN” y “HYUNDAI”). Para determinar la calidad del efluente producto de la unión de las tres corrientes se efectúa un balance parcial en el punto de mezcla (D), conociendo la concentración de los contaminantes obtenidas en la caracterización realizada a los efluentes.



Balance parcial. $Q_A * C_A + Q_B * C_B + Q_C * C_C = Q_D * C_D$

En la tabla 4.14, se muestran los resultados obtenidos del balance realizado. Los resultados muestran, que se obtiene un efluente de mayor calidad con relación a la de los efluentes 1 y 3, en las condiciones descritas para los flujos calculados y los resultados obtenidos con la unión de los tres efluentes (rechazo de la planta de tratamiento de agua y salida de las dos trampas de grasa), para diferentes factores de generación de agua oleosa total (AOT).

Tabla 4.14. Resultados obtenidos de la unión de los efluentes (1,2 y 3) para condiciones ideales y considerando el factor de generación de agua oleosa total.

Parámetros	UM	Unión efluentes 1,2 y 3	Factor de generación AOT		
			F-2	F-5	F-10
pH	U	7.12	7,12	7,47	7,29
DQO	mg/L	37.12	48,30	81,82	113,88
G y A	mg/L	< 10	< 10	< 10	25
HCT	mg/L	< 10	< 10	< 10	19

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

Se observa que a medida que aumenta el factor de generación de agua oleosa total (AOT), la calidad del efluente disminuye, la causa fundamental de este comportamiento está dada por el incremento del caudal de los efluentes de las trampas (efluentes 1 y 3) manteniéndose constante el caudal de rechazo de la unidad de tratamiento de agua (efluente 2). Este comportamiento corrobora el beneficio que representa para el sistema el aprovechamiento del efluente 2. Otro aspecto a considerar es que al aumentar el factor de generación de agua oleosa total se reduce el tiempo de retención hidráulica en las trampas, por lo que es de esperar efluentes de menor calidad. Por lo anterior se recomienda la unión de los tres efluentes, la factibilidad de utilizar tratamientos naturales (humedal horizontal de flujo subsuperficial) como tratamiento secundario del sistema instalado y un monitoreo sistemático del efluente final.

Etapla III. Evaluación de impacto ambiental ocasionados por el agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible “fuel oil”.

La evaluación de impacto ambiental se realizó utilizando el software SimaPro v 7.2 de Pre Consultant y los modelos de caracterización de las categorías de toxicidad contemplados en la metodología *Recipe (H)*, para evaluar el impacto ambiental en las categorías relacionadas con toxicidad humana y ecotoxicidad, a partir de la información brindada por la caracterización físico-química realizada y el procedimiento desarrollado en la etapa III del capítulo II.

Se toma como *Unidad funcional*, un m³ de agua residual oleosa generada en el proceso de centrifugación del combustible “fuel oil” y el aceite. En la tabla 4.15 del Anexo XXII aparece el inventario de los principales contaminantes presentes en el agua oleosa total antes de la separación física.

Evaluación del impacto ambiental. Se observa en el figura 4,14 que la categoría más impactada es la toxicidad humana con un valor de 913.04 µPt (micropuntos)/m³, resultados menos significativos se obtienen en las categorías asociadas con la ecotoxicidad en diferentes medios. Los resultados obtenidos corroboran el carácter tóxico y peligroso del agua oleosa total (lodo) generada en el proceso de centrifugación del combustible “fuel oil”. (IPIECA, 1993, Olguín, 2007).

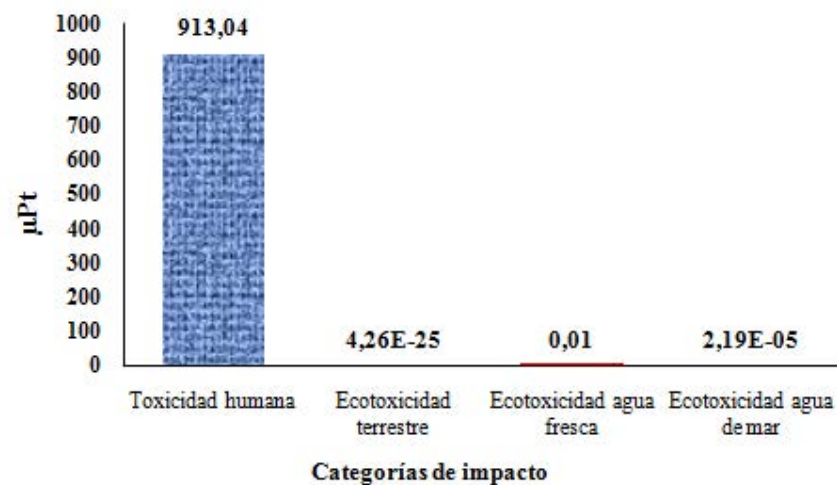


Fig. 4.14. Evaluación de impacto del agua oleosa total (lodos) generada en el proceso de centrifugación del combustible “fuel oil” y el aceite antes de la separación física.

Etapas IV. Gestión integral del agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible “fuel oil” y el aceite.

4.4.1. Prevención y minimización. Unas de las primeras acciones que incluye la Gestión Integral jerarquizada, es la prevención y minimización en la fuente que lo genera. En este caso de estudio, para lograr la prevención y minimización en el proceso de centrifugación del combustible (fuente que lo genera), es necesario tener en cuenta el *factor de generación de agua oleosa total*, determinado.

Los beneficios logísticos y económicos derivados de la disminución del *factor de generación de agua oleosa total* son grandes y repercuten en un ahorro de combustible (materia prima), ahorro por reducción de costos de almacenamiento, transporte, tratamiento y disposición final y por tanto un mejor desempeño ambiental de la entidad. Para disminuir este factor es fundamental un control estricto de la generación de agua oleosa total, de materias primas y productos por parte del laboratorio y por el departamento técnico, una adecuada capacitación del personal involucrado, buenas prácticas de operación, prevención de derrames, entre otros. (Martínez, 2005).

Un aumento del factor de generación, provoca un aumento considerablemente en la generación de fase combustible. Esto provoca serios problemas operacionales en la UEB Cayo “Santa María” y un aumento de los índices de consumo, indicador fundamental para un

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

adecuado funcionamiento de la misma y totalmente necesario para lograr el objetivo principal, que es la generación de energía eléctrica.

4.4.2. Separación física de la fase combustible. Aprovechamiento y/o valorización.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la caracterización física del agua oleosa total, el impacto que las mismas ocasionan el medio y lo planteado por (Lafuente, 2000), se propone recuperar la fase combustible (teniendo en cuenta su poder calórico) y utilizarla en otros procesos. Esta acción se reporta beneficios técnicos, económicos, ambientales y sociales considerables.

4.4.2.1. Evaluación de la calidad de la fase combustible.

Una vez separada la fase combustible, se le determinan los parámetros de calidad para su evaluación, según lo establecido en el epígrafe 2.4.1, inciso b, del Capítulo II. En la tabla 4.16 se muestran los resultados de las determinaciones realizadas a las muestras de la fase combustible. La evaluación de la calidad se realiza teniendo en cuenta lo establecido en (ASTM, 2012).

Tabla 4.16. Valores de los parámetros analizados a la fase combustible.

Índice de calidad	UM	Valor límite	M-1	M-2	M-3
Densidad. a 15 ⁰ C	g/cm ³	0.9959 máx.	0,977	0,940	0,940
Agua por destilación.	%v/v	0.5 (1) máx.	6,8	6,7	6,7
Carbón Conradson/micro.	%m/m	15 más	16,6	15,5	15,0
Cenizas.	%m/m	0.05 (1) máx.	0,15	0,09	0,10
Temperatura de inflamación.	⁰ C	62 (min)	94	89	90

(1) Para grupos electrógenos en general solo se admite el grado bajo vanadio (BV)

Se observa que la fase combustible recuperada es no conforme según documento normativo (OC-GC/C 0615, 2014) para el petróleo combustible pesado bajo vanadio (BV), porque los índices de calidad: cenizas y agua por destilación, están fuera del valor límite establecido. Estos parámetros son importante porque informan que existe contaminación por materiales inorgánicos como: herrumbres (de distinta procedencia), polvo y agua atmosférica. Según (Verde, 1982) para la reutilización de la fase combustible, estos parámetros deben tenerse en cuenta porque afectan el buen funcionamiento del motor, provocando desgastes de las partes metálicas en contacto con el combustible, además de dañarlo.

4.4.2.2. Beneficios obtenidos con la recuperación de la fase combustible.

Beneficio técnico - económico. Con el objetivo de determinar los ahorros que tendría el país con la recuperación de la fase combustible, se realizó una evaluación económica, teniendo en cuenta los resultados del balance realizado en la centrifuga, los consumos de combustible y lubricante de 12 meses (año 2013) de la entidad objeto de estudio (ver Anexo XXIV) y el precio actual que paga la UEB Cayo “Santa María” para la compra del combustible “fuel oil” (con recargo) = \$ 0.44238 el litro (*dato suministrado por el departamento comercial, Empresa Comercializadora de Combustible Villa Clara (ECC-VC), Noviembre 2015*), se obtiene la valorización del residuo:

- Combustible recuperado ($\text{m}^3/\text{año}$) = 89,9 (considerando factor de generación AOT: 1)
- Monto recuperado ($\$/\text{año}$) = 39 753,8

Teniendo en cuenta el precio del petróleo a nivel mundial y considerando que el combustible recuperado es un recurso no renovable, la cantidad de dinero es significativa si se equipara al valor que representa en MLC. Además técnicamente se logra reducir en un 50% aproximadamente el volumen de agua oleosa total generada, lo cual resolvería el problema de almacenamiento de estos residuos y una mejor operación en la central eléctrica.

Utilización de la fase combustible en entidades externas. Los resultados obtenidos en estudios realizados por (León, 2011) en la Calera de Palenque, municipio Remedios demostraron, que se puede utilizar la fase combustible como combustible en los hornos industriales de dicha entidad, ya que la emisión de gases contaminantes a la atmósfera es menor, que las emitidas por un motor, de una central eléctrica que opera con diésel. Además se logra disminuir el consumo de combustible fósil, ahorrándose por este concepto 36 445 litro mensuales de “fuel oil” como promedio y una disminución del costo de producción de \$ 17 946 mensuales. Estos resultados pueden ser menores cuando la Empresa Comercializadora de Combustible Villa Clara (ECC-VC) venda estos residuos a la entidad, debido a que en el período en que se realiza el estudio, la fase combustible se le suministraba de forma gratuita a la calera y sustituía el combustible “fuel oil” comprado por la misma.

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

Beneficio ambiental y social. La evaluación de impacto ambiental se realiza a partir de la información brindada por la caracterización físico-química realizada a la fase agua oleosa. El inventario realizado se muestra en la tabla 4.17 del Anexo XXII.

Evaluación del impacto ambiental. Según se observa en la figura 4.16 se logra disminuir en un 50% aproximadamente la toxicidad del agua oleosa total (AOT) en las categorías asociadas con la ecotoxicidad en diferentes medios. Los resultados obtenidos corrobora el beneficio ambiental que reporta la reutilización de la fase combustible con el consiguiente beneficio social, producto de la disminución de los impactos ambientales ocasionados.

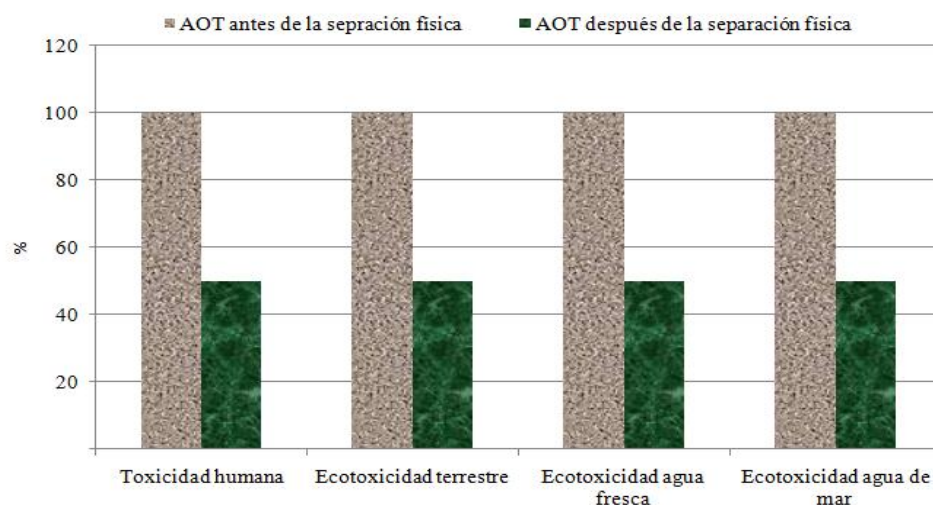


Fig. 4.16. Evaluación de impacto del AOT generada en el proceso de centrifugación del combustible “fuel oil” y el aceite, después de la recuperación de la fase combustible.

4.4.3. Propuestas tecnológicas para lograr una buena calidad de la fase combustible.

Para logra una buena calidad de la fase combustible en los tanques de recepción de agua oleosa total (lodos), se recomienda bajar el nivel de descarga de las tuberías de lodo hasta el eje axial de los tanques y disminuir la velocidad de alimentación del fluido.

Según la literatura especializada, para bajar la velocidad de alimentación del fluido de entrada al equipo, existen varias soluciones tecnológicas: canal de derrame, tubería con orificios, entre otros. Por la dificultad de los trabajos constructivos dentro del equipo ya construido y en uso, se sugiere acoplar en el extremo del tubo de alimentación un cilindro de derrame construido con tubo de 200 mm de diámetro como se muestra en la figura 4.15. Deben realizarse las

conexiones requeridas para alimentar de forma independiente cada tanque de recepción de agua oleosa total (AOT).

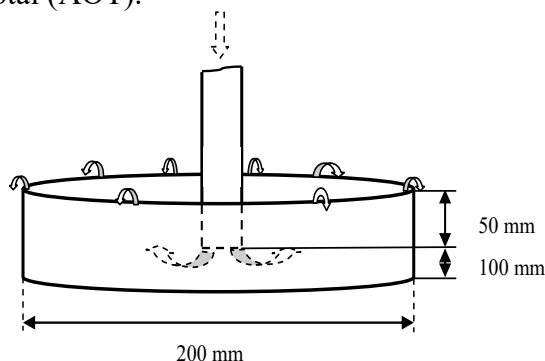


Fig. 4.15. Propuesta de sistema de alimentación al tanque de recepción de AOT.

Además se recomienda instalar un manómetro y un termómetro a la tubería de entrada del vapor para el calentamiento a los tanques de agua oleosa total (lodos), un termómetro en la tubería de salida de agua condensada del propio tanque y poner niveles a los dos tanques de lodo existentes. En la actualidad no se conoce la calidad del vapor de agua (medio de servicio), es por ello que el termómetro a la entrada se sugiere, para descartar la entrada de agua ya condensada. En el Anexo XXIII se muestran las restantes propuestas de modificaciones tecnológicas para aumentar la eficiencia del sistema de tratamiento de agua oleosa total instalado.

4.4.4. Remoción de hidrocarburos presentes en el efluente del tratamiento primario de la UEB Cayo “Santa María”.

Según los resultados obtenidos en la caracterización físico-química realizada la fase agua oleosa en el epígrafe 4.2.2.4, lo planteado en el epígrafe 1.8.1, del capítulo I y las condiciones del entorno, se propone como tratamiento secundario del sistema instalado, los humedales horizontales de flujo subsuperficial.

4.4.4.1. Evaluación del humedal horizontal de flujo subsuperficial en la remoción de DQO en la fase agua oleosa durante el período de estabilización.

Para la evaluación del sistema de tratamiento propuesto a escala de laboratorio se utilizó un humedal de flujo subsuperficial horizontal de 0,45 m de largo, 0,33 de ancho y 0,4 m de profundidad, logrando así una mayor oxigenación en los sistemas menos profundos. En la

figura 4.17 se puede observar la estación experimental utilizada para el tratamiento de las aguas oleosas.



Fig. 4.17. Estación experimental utilizada, compuesta por tanque estabilizador (1) y humedal de flujo subsuperficial horizontal (2).

Al afluente del humedal se le determinaron los parámetros: pH, demanda química de oxígeno (DQO), aceites (G, A) e hidrocarburos totales (HCT). Al efluente final del sistema de tratamiento se le determinaron los mismos parámetros, con el objetivo de evaluar la calidad para su vertimiento. Estos parámetros se determinaron por los métodos descritos en la tabla 2.1 del Capítulo II

El agua residual a tratar (afluente): el sistema se alimentó con la fase agua oleosa simulada en el laboratorio (unión de los tres efluentes 1, 2 y 3) en condiciones reales (considerando los flujos calculados y factor de generación 10). Los valores obtenidos de la caracterización realizada la fase agua oleosa simulada, se observan en la tabla 4.18.

Tabla 4.18. Caracterización del agua residual a tratar (unión de los 3 efluentes).

Parámetros	UM	Unión efluentes 1,2 y 3
pH	U	7,29±0,02
Demanda química de oxígeno	mg/L	113,88±5,32
Grasas y aceites	mg/L	25±4,36
Hidrocarburos totales	mg/L	19±6,24

El flujo: Se aplica el flujo continuo, de 400 mL/h, el cual fue determinado de acuerdo a la ecuación cinética de primer orden para flujo pistón (ecuación 4.1), considerando la remoción de DQO (Reed, 1995; Kadlec, 1996).

$$Q = (As k_T y_n) / \ln (C_0 / C_e) \quad (4.1)$$

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

Siendo:

Área Superficial (As): $0,15 \text{ m}^2$, calculada por las dimensiones del humedal experimental.

Porosidad (η): 0,35

Profundidad (y): 0,4 m

Concentración de DQO afluente (C_o): 113.88 mg/L

Concentración de DQO efluente (C_e): 50 mg/L, de acuerdo con el LMPP de (NC 521: 2007)

Constante cinética (k): Se asume el valor reportado por (Reed, 1995) para humedales subsuperficiales que es $0,85 \text{ d}^{-1}$.

El medio poroso utilizado es grava 10-15 mm y como planta emergente la *Cyperus Alternifolius*. Según estudios realizados por (Blanco, 2008) y la autora en el epígrafe 3.4.2.9 del capítulo III; se obtienen elevadas eficiencias de remoción de los contaminantes hidrocarburos totales (HCT) y demanda química de oxígeno (DQO), mediante el empleo de humedales de flujo subsuperficial con un medio poroso, para el tratamiento de la fase agua oleosa. En el periodo de estabilización se realizaron muestreos semanales al humedal para seguir su comportamiento en cuanto a la remoción del indicador DQO. La figura 4.18 muestra el comportamiento del humedal en la remoción de este parámetro durante las primeras 4 semanas de funcionamiento, observándose una estabilización de sus valores a partir de la segunda semana con un 83,3% de remoción de DQO. En cuanto a las grasas, aceites e hidrocarburos se logran disminuir estos parámetros a menos de 10 mg/L.

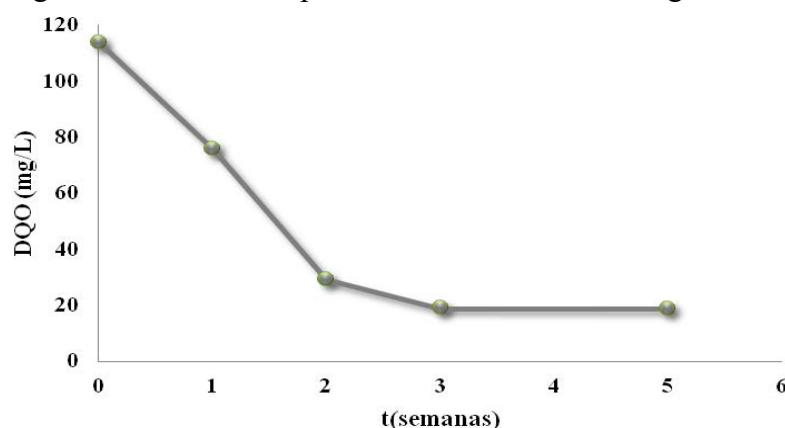


Fig. 4.18. Comportamiento de la remoción de DQO en el periodo de estabilización del humedal de flujo subsuperficial horizontal.

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

En la tabla 4.19 se muestran los valores de los parámetros determinados del efluente del humedal subsuperficial horizontal a las cuatro semanas de funcionamiento y los porciento de remoción obtenidos.

Tabla 4.19. Valores medios de los parámetros analizados y porciento de remoción obtenidos a las cuatro semanas de funcionamiento.

Parámetros	UM	Afluente	Efluente	% Remoción
pH	U	7,29	7,34	-
Demanda química de oxígeno	mg/L	113,88	19,1	83,23
Grasas y aceites	mg/L	25	< 10	> 60
Hidrocarburos totales	mg/L	19	< 10	> 50

Los resultados obtenidos demuestran la eficiencia del sistema de tratamiento evaluado, siendo similares a los obtenidos por (Blanco, 2008; Quilice, 2005). Esto es imputable a una serie de procesos físicos, químicos y biológicos presentes en el ambiente natural como: la sedimentación, la asimilación por las plantas y la transformación microbiana, que juegan un papel fundamental en estos sistemas; logrando reducir la concentración de contaminantes orgánicos e inorgánicos existentes.

4.4.4.2. Estudio cinético en el humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Los resultados experimentales de la cinética de la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) en el humedal horizontal de flujo subsuperficial evaluado se muestran en el Anexo XXV. En la tabla 4.18 de dicho anexo, se muestran un resumen con los valores medios y desviación estándar de los resultados obtenidos.

Se realizó el ajuste de los datos determinados experimentalmente a los modelos cinéticos: *primer orden* que es el modelo más utilizado para estimar la remoción de los contaminantes en estos sistemas (Reed, 1995; Kadlec, 1996), *cero orden* que se reporta principalmente para altas concentraciones de los contaminante en el agua residual y *saturación o Monod* que según diferentes autores (Mitchell, 2001; Sun, 2011) puede explicar el comportamiento cinético de primer orden para bajas concentraciones y de cero orden para altas concentraciones. Estos modelos son aplicados esencialmente a procesos de remoción biológicos (Sikdar, 2007; Kumar, 2011). Por último se ajustaron al modelo cinético de *segundo orden*, reportado principalmente para procesos de remoción química (Sikdar, 2007). En la tabla 4.20 se

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

muestran la ecuación de la recta y el coeficiente de correlación para los cuatro modelos estudiados, observándose un mejor ajuste para el modelo de saturación o Monod.

Tabla 4.20. Modelos cinéticos

Modelo cinético	DQO
Cero orden $C_o - C_e = k * t$	$y = 1,4783x + 44,573$ $R^2 = 0,6951$
Primer orden $\ln \frac{C_o}{C_e} = -k * t$	$y = -0,0279x - 0,4947$ $R^2 = 0,8255$
Segundo orden $\frac{1}{C_e} - \frac{1}{C_o} = k * t$	$y = 0,0005x + 0,0139$ $R^2 = 0,9167$
Saturación o Monod $\frac{1}{t(\ln \frac{C_o}{C_e})} = \frac{k}{K} - \frac{1}{K}(\frac{C_e - C_o}{t})$	$y = 0,01x + 0,0331$ $R^2 = 0,9996$

Las constantes obtenidas para la remoción de DQO con el modelo de saturación o Monod se reportan en la Tabla 4.21. En las referencias bibliográficas revisadas no se han encontrado reportes de estudios cinéticos para este tipo de sistema de tratamiento de aguas oleosas, por lo que no se puede hacer una comparación de las mismas.

Tabla 4.21. Constantes del modelo cinético de saturación o Monod.

Constante de Saturación (K)	-100,0 mg/L*h
Constante cinética (k)	-3,30 mg/L

4.4.4.3. Diseño del humedal subsuperficial horizontal.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la evaluación del sistema de tratamiento del aguas oleosas total (lodos) existente en la central eléctrica de la UEB Cayo “Santa María”, la disponibilidad de terreno existente y los resultados obtenidos a escala de laboratorio con el empleo de humedal subsuperficial horizontal como tratamiento secundario, se propone el diseño del mismo, para lograr un vertimiento al medio (mangle) con la calidad requerida, según lo establecido en la legislación vigente (NC 521:2007).

Para el diseño se emplea el criterio de similitud geométrica en cuanto a profundidad (0.4 m). Se mantiene las mismas condiciones utilizadas en los humedales experimentales evaluados a pequeña escala: relación largo ancho de 3:1, especie de planta emergente (*Cyperus Alternifolius*), grava (10-15 mm) como medio soporte y hormigón armado en la

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

impermeabilización. El caudal de fase agua oleosa a tratar es $3.25 \text{ m}^3/\text{día}$ (unión de los efluentes 1,2 y 3), con un 30% de sobrediseño, del flujo total calculado, en el epígrafe 4.2.2.4. La concentración DQO afluente (C_o) de 153.74 mg/l con un 30% de sobrediseño y concentración DQO efluente (C_e): 30 mg/l (LMPP según (NC 521: 2007)).

Dimensionamiento biológico. El dimensionamiento biológico del humedal se realizó, usando el modelo cinético de saturación para la remoción de DQO, con las constantes obtenidas en el humedal experimental a escala de laboratorio ($k = -3,30 \text{ mg/l}$ y $K = -100,0 \text{ mg/l}\cdot\text{h}$). Las ecuaciones utilizadas se muestran en el Anexo IV. En la tabla 4.22 se muestran los resultados del tiempo de retención y el área calculados para el humedal subsuperficial horizontal, siendo necesario un tiempo de retención del agua residual en el humedal de al menos 1 día.

Tabla 4.22. Tiempo de retención y área superficial para el contaminante DQO.

Tiempo de retención (d)	1,00
Área superficial (m^2)	23,2

Dimensionamiento Hidráulico. El dimensionamiento hidráulico se utiliza para determinar las dimensiones del sistema (anchura y longitud) una vez conocida su área superficial. El dimensionamiento hidráulico se realiza aplicando la Ley de Darcy, que describe el régimen del flujo en un medio poroso, mediante la ecuación 2.23 del Anexo IV. Sustituyendo en la ecuación 2.23, se obtiene un área de la sección transversal (A_{st}) de $0,33 \text{ m}^2$. En la tabla 4.23 se muestran los resultados obtenidos.

Tabla 4.23. Dimensionamiento hidráulico.

Ancho (m)	0,82
Largo (m)	14,0

La figura 4.22 muestra la distribución de las tuberías de recolección y distribución del agua residual en una celda del humedal impermeabilizada con hormigón armado. En el corte transversal de una celda del humedal Fig. 4.23 se muestran los diferentes componentes del mismo, observándose la capa compacta de grava, sobre la cual se coloca la tubería de distribución.

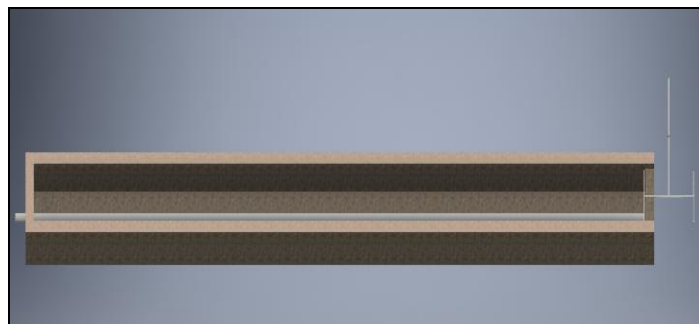


Figura 4.22. Distribución de las tuberías en una celda del humedal horizontal de flujo suds superficial.

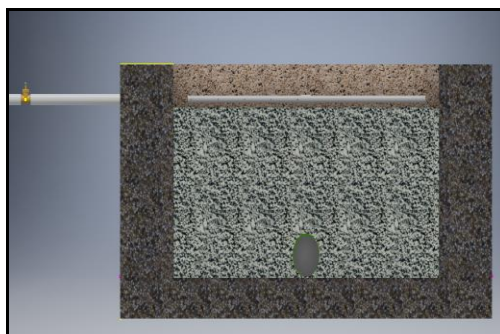


Figura 4.23. Corte transversal de una celda del humedal.

En la tabla 4.24 se muestra un resumen de los principales parámetros de diseño de una celda del humedal.

Tabla 4.24. Parámetros de diseño del humedal subsuperficial horizontal (una celda).

Parámetros de diseño	
Planta emergente	<i>Cyperus Alterniufolius</i>
Medio poroso	Grava 10-16 mm
Profundidad	0,4 m
Largo	14 m
Ancho	1 m
Área superficial	11,62 m ²
Pendiente	0,01 m/m
Flujo	1,63 m ³ /d
Tiempo de retención hidráulico	1,0 días

Cálculo del diámetro de las tuberías y distribución de los orificios. El cálculo de las tuberías se realiza según lo descrito en el Anexo IV. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 4.25.

Tabla 4.25. Diámetro de las tuberías y distribución de los orificios

Tubería de alimentación	Área: 0,00009 m ² . Diámetro de 0,011 m (½ pulgada)
Tubería de distribución	Área 0,0002m ² . Diámetro de 0,015 m (¾ pulgada)
Tubería de recolección.	Diámetro de las tuberías perforadas: ¾ pulgadas
Distribución de los orificios.	Diámetro de los orificios: 3 mm. Distancia entre ellos:0,1 m

4.4.5. Evaluación económica de las modificaciones propuestas para el mejoramiento del sistema de tratamiento instalado.

En la valoración económica de las modificaciones propuestas para el mejoramiento del sistema de tratamiento instalado, se evalúan los costos de la inversión y operación así como las externalidades asociadas. Los costos de inversión de las propuestas tecnológicas para el mejoramiento del sistema de tratamiento de las aguas oleosas fueron suministrados por *Consuminport* y la firma *COVAL* según sitio internet www.coval.com.co. Los costos de inversión para el humedal se estimaron por los reportados en el manual de la Agencia de Protección de Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA, 2000), para 23,2 m² de área superficial. Se calcularon los indicadores dinámicos según Peters & Timmerarhaus, (2003).

Las inversiones necesarias para el mejoramiento del sistema de tratamiento instalado en la UEB Cayo Santa María se pueden clasificar en dos grupos:

- Asociadas a la correcta operación de la instalación, evitando accidentes y gastos adicionales de tratamiento. Están relacionadas con la adquisición de tuberías accesorios y bombas, así como la segregación de las aguas residuales de las pluviales.
- Asociadas a la construcción de un tratamiento secundario (humedal horizontal de flujo subsuperficial) para asegurar el cumplimiento de la normativa vigente.

En el Anexo XXVI describen las inversiones propuestas y sus costos, los costos de operación y los ingresos por externalidades. En la tabla 4.26 y 4.27 del propio anexo se resumen los costos de inversión del humedal horizontal de flujo subsuperficial y el costo total para el mejoramiento del sistema de tratamiento instalado. El valor total de la inversión es de **\$37 328,03CUP**.

4.4.5.1. Análisis de los indicadores dinámicos de rentabilidad

Según los valores obtenidos para el Valor Actual Neto (VAN) de **\$17 587,78**, una Tasa Interna de Rentabilidad (TIR) de **43%** y el período de recuperación de la inversión menor a un año (figura 4.24), el proyecto se puede considerar factible si la empresa considera el costo evitado por la no biorremediación. En el anexo XXVII se muestran los cálculos realizados para el análisis económico (tabla de flujo de caja).

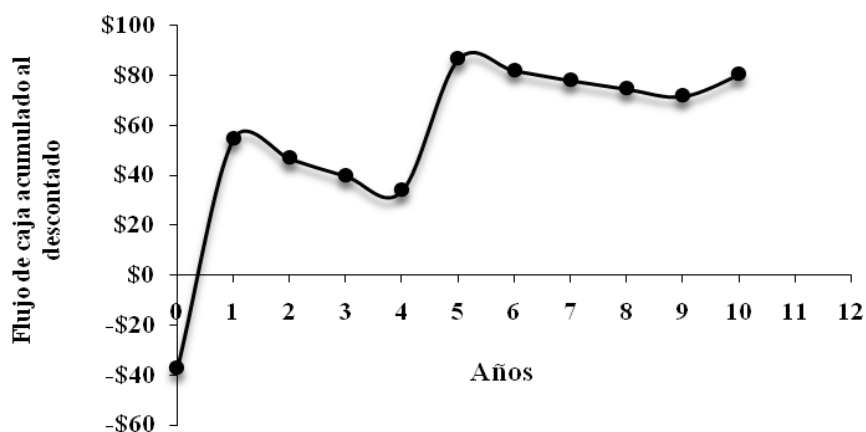


Fig. 4.24. Período de recuperación de la inversión (PRD).

Conclusiones parciales:

1. La caracterización física demuestra que el agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del “fuel oil” y el aceite están compuestas por dos fases fundamentales: fase combustible 50 %v/v y fase agua oleosa 50 % v/v. Es clasificado como un residuo tóxico y peligroso y tiene un valor añadido a partir de los beneficios que puede reportar la recuperación de la fase combustible.
2. Teniendo en cuenta los resultados del balance de materiales en la centrifuga y de las mediciones realizadas, podemos concluir que: el índice kg de fase combustible por tonelada de productos procesados es de 8,5 y el índice kg de fase agua oleosa por toneladas de productos procesados es de 9,1, por cada centrifugación (30 min).
3. La evaluación de impacto ambiental realizada utilizando del software SimaPro v 7.2 de Pre Consultant y la metodología Recipe (H) antes y después de la separación de la separación física reveló, que se logra disminuir en un 50% la toxicidad del agua oleosa

Capítulo IV. Aplicación de la metodología a un caso de estudio. UEB “fuel oil” Cayo “Santa María”.

total en las categorías asociadas con la ecotoxicidad en diferentes medios, con el consiguiente beneficio social, producto de la disminución de los impactos ambientales ocasionados.

4. La utilización de la fase combustible en la Calera de Palenque municipio Remedios reporta beneficios económicos considerables: ahorros de 36 445 litro mensuales de “fuel oil” como promedio y una disminución del costo de producción de \$17 946 mensuales.
5. El factor de generación de agua oleosa total influye directamente en el funcionamiento del sistema de tratamiento de las aguas oleosas, en la calidad del efluente y permite la prevención y minimización del agua oleos total en la fuente que lo genera.
6. El humedal horizontal de flujo subsuperficial experimental logró la estabilización a partir de las 3 semanas de funcionamiento, con un 83,3% de remoción de DQO y valores menores de 10 mg/L de hidrocarburos totales. El comportamiento cinético de la remoción de materia orgánica (DQO) alcanzó un mejor ajuste al modelo cinético de saturación o Monod (R^2 0,9996), obteniéndose una constante de saturación de -100,0 mg/L*h y una constante cinética de -3,30 mg/L.
7. Los indicadores dinámicos de rentabilidad Valor Actual Neto (VAN) de \$17 587,78 y una Tasa Interna de Rentabilidad (TIR) de 43% demuestran que el proyecto se puede considerar factible, recuperándose el monto invertido en un período menor de un año, si la empresa considera el costo evitado por la no biorremediación.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

CONCLUSIONES GENERALES.

1. La metodología desarrollada para la gestión integral del agua oleosa total generada en las centrales eléctricas que operan diésel y “fuel oil”, constituye una herramienta que puede ser aplicada a cualquier organización o región y permite a partir de los componentes técnicos, operativos y ambientales un manejo adecuado y seguro de estos residuos.
2. La caracterización físico-química realizada en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil” indica que el agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible está compuesta en el caso del diésel por tres fases fundamentales: fase combustible 42,2 % v/v, fase intermedia 2,5%v/v y fase agua oleosa 55,4 % v/v. En el caso del “fuel oil” por dos fases fundamentales: fase combustible 50 %v/v y fase agua oleosa 50 % v/v. Ambos residuos son clasificados como tóxicos y peligrosos y tienen un valor añadido a partir de las ganancias que puede reportar la recuperación de la fase combustible.
3. Con la aplicación de las medidas de producciones más limpias analizadas, se reportan beneficios económicos de 1 897,25 \$/año (en las centrales eléctricas diésel) y de 38 753,8 \$/año (en las centrales eléctricas “fuel oil”), con una reducción del volumen de 50 % de agua oleosa total generada, con un impacto positivo al medio ambiente y a la sociedad.
4. La caracterización y evaluación realizada al bagazo natural de caña de azúcar demostraron que sus características físicas y su capacidad de sorción lo hacen un excelente material sorbente. Los parámetros termodinámicos y cinéticos justifican el predominio de una sorción física de los hidrocarburos y una cinética de pseudo segundo orden respectivamente.
5. Los estudios de laboratorio realizados con la fase agua oleosa procedente de las centrales eléctricas que operan con diésel indican que, con un sistema de tratamiento compuesto por una columna rellena con bagazo de caña de azúcar seguida de un humedal subsuperficial horizontal con grava, se logra un elevado porcentaje de remoción en los indicadores demanda química de oxígeno (DQO: 87,45%) e hidrocarburos totales (HCT: 98,95%). Mientras que para la fase agua oleosa procedente de las centrales eléctricas que operan con “fuel oil” utilizando el mismo tipo de humedal construido como tratamiento

secundario, se logra un 83,3% de remoción de DQO y valores menores de 10 mg/l de HCT.

6. Las alternativas no convencionales para el tratamiento de la fase agua oleosa procedente de las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil” son inversiones desde el punto vista económico factibles, por los indicadores dinámicos que se obtienen: (VAN) Valor Actual Neto y Tasa Interna de Rentabilidad (TIR). Recuperándose el monto invertido en un período menor de un año.

RECOMENDACIONES.

1. Evaluar la metodología desarrollada para predecir escenarios futuros de generación de energía eléctrica en la UEB Cayo “Santa María”, teniendo en cuenta el crecimiento del turismo en la Cayería Norte del municipio de Caibarién.
2. Evaluar el sistema de tratamiento compuesto por una columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar seguida de un humedal horizontal de flujo subsuperficial con grava, en una central eléctrica que opere con “fuel oil” que no posea un sistema de calentamiento en los tanques de recepción del agua oleosa total (lodos).
3. Insertar la metodología desarrollada para la gestión integral de las aguas residuales oleosas generadas en otras centrales eléctricas que operan diésel y “fuel oil”, como plan de manejo para el agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del combustible, dentro del Sistema de Gestión Integrado establecido en las centrales eléctricas del país.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

1. Adsorbentes industriales 3M. (documento en pdf) referencia del sitio. <http://multimedia.3m.com/mws/mediawebserver?6666660Zjcf6lVs6EVs66SylGCOrrrrQ-> Consultado en Julio 2013.
2. Alkaram, F.; Mukhlis A.; Al-Dujaili, A., The removal of phenol from aqueous solutions by adsorption using surfactant-modified bentonite and kaolinite, *Journal of Hazardous Materials* 169 (1–3), 324–332, 2009.
3. Alomá, I. Tecnología sostenible para la obtención de un biosorbente de metales pesados a partir del bagazo de caña de azúcar. Tesis Doctoral. Tutor: Iván Leandro Rodríguez Rico. Facultad de Química Farmacia. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas. Cuba. 2011.
4. Amin, O.; Comoglio, L. Toxicidad del petróleo diesel en el primer estadio larval de la centolla (*Lithodes santolla*) y del centellón (*Paralomis granulosa*). *Revista de biología marina y oceanografía*. 37 (2): 130-144. 2002.
5. APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21th ed. Washington DC: American Public Health Association, 2000.
6. Apostolopoulos, G, Fardis, M; Chandrinou, C; Giannakopoulos, K; Kontos, A; Bidikoudi, M; Boukos, N; Falaras, P; Batzias, F; Sidiras, D; Siontorou, C. Experimental Design of Laboratory Measurements for Hydrocarbons, Salts and Dyes Adsorption on Modified Lignocellulosic Materials in Aquatic Media. *CHEMICAL ENGINEERING TRANSACTIONS* VOL. 39, pp 757-762. 2014. ISBN 978-88-95608-30-3; ISSN 2283-9216.
7. ASTM International. ASTM F 726-99 Standard Test Method for Sorbent Performance of Adsorbents. Recuperado el 4 de Mayo de 2012, de <http://ebookbrowse.com/astm-f726-2006-pdf-d220768065>.
8. ATSDR. Resumen de salud pública. “Hidrocarburos totales de petróleo (HTP)”. División de Toxicología y Medicina Ambiental. Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades. 1999.

9. Ayaz, S.; Aktaş, O.; Fındık, N.; Akça, L.; Kınac, C. Effect of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system. *Ecological Engineering*. 40, 1–5, 2012.
10. Behnood, R; Anvaripour, B; Jaafarzade Haghighi Fard, N., Farasati.M. Petroleum Hydrocarbons Adsorption from Aqueous Solution by Raw Sugarcane Bagasse. *International Journal of Emerging Science and Engineering (IJESE)*. ISSN: 2319–6378, Volume-1, Issue-6, April, 2013.
11. Belandria, M. Remoción de hidrocarburos en agua mediante la utilización de residuos de polímeros comerciales. Proyecto de grado, como requisito final, para optar por el título de Licenciado en Química. Asesor Profesor Fernando Morales. Universidad Simón Bolívar. Sartenejas. Venezuela. Mayo, 2010.
12. Belisário, M; et al. “Estudio comparativo de la eficiencia de adsorción del bagazo de caña de azúcar, carbón activado y esponja vegetal en la remoción del Paracetamol en el suministro de agua”. XVII Congreso chileno de Ingeniería Química Viña del Mar, Valparaíso, Chile del 25 al 28 de Octubre de 2009, en el Hotel Gala de Viña del Mar (Valparaíso, Chile). http://www.eiq.cl/cchiq2009/pags/t_oral.html
13. Beom-Goo, L; Han, J; Rowell, R., Oil sorption by lignocellulosic fibers. In: *Kenaf Properties, Processing and Products*; Mississippi State University, Ag & Bio Engineering, 423-433, ISBN 0-9670559-0-3, 1999.
14. Berthe-Corti, L; Del Panno, T; Hulsch, R; Morelli, I; Bioremediation and bioaugmentation of soils contaminated with polyaromatic hydrocarbons. Berthe-Corthi L., Del Panno M.T., Hulsch R. And Morelli I. *Current Trends in Microbiology* 3, 1-30, ISSN: 0972- 7736, 2007.
15. Blanco, E., Tratamiento de aguas de producción con humedales construidos de tipo subsuperficial. Trabajo de grado presentado ante la ilustre Universidad del Zulia para optar al grado académico de: Magíster Scientiarum en Ingeniería Ambiental. Tutor: Prof. Edixon Gutiérrez. Co-tutor: Ing. Marisel Núñez Universidad del Zulia, Facultad de Ingeniería, División de Postgrado Programa de postgrado en Ciencias Ambientales Tratamiento. Maracaibo, Marzo de 2008.

16. Bonell, Sh., Petróleo y biotecnología: análisis del estado del arte y tendencias. ACIMED [online]. 2009, vol.19, n.1 [citado 2015-02-18], pp. 0-0. Disponible en: <http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1024-94352009000100003&lng=es&nrm=iso>. ISSN 1024-9435.
17. Brandão, P; Souza, T; Ferreira, C; Hori, C; Lucienne; L, Romanielo, H. Removal of petroleum hydrocarbons from aqueous solution using sugarcane bagasse as adsorbent. Journal of Hazardous Materials. Volumen 175. Issues 1-3, 1106 -1112. ISSN 0304-3894. 15 March 2010.
18. Bravo, L; Ibarra, P. “Plan de manejo ambiental de centrales eléctricas de NARIÑO – CEDENAR S.A. E.S.P”. Trabajo de grado para obtener título en: Especialización en Gestión Ambiental Local. Tutor: Alexander Velásquez Piedrahita. Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Ciencias Ambientales. Programas de especialización en Gestión Ambiental local extensión Pasto San Juan Pasto. 2013
19. Brito, J.; Propuesta de una tecnología para obtener un biosorbente de Cr^{3+} a partir del bagazo de caña. Escalado a nivel de planta piloto. Tesis de maestría. Tutor: Dr. Iván Leandro Rodríguez Rico. Facultad de Química Farmacia. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Cuba, 2006 .
20. Brix, H.; Arias, C. A., The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. Ecological Engineering. 25 491-500, 2005.
21. Cabal, M. Depuración de efluentes contaminados por hidrocarburos aromáticos policíclicos mediante carbones activados: evaluación del proceso de adsorción. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo. Departamento de Ciencia de los Materiales e Ingeniería metalúrgica. Junio 2009.
22. CAM-GTZ (Comisión Ambiental Metropolitana). Manual de minimización, tratamiento y disposición final. Concepto de manejo de residuos peligrosos e industriales para el giro de la galvanoplastia. México Df.1998.
23. Carballo, M; Yepes, L. Caracterización de las agua residuales industriales generadas en la estación de servicio de combustible afiliadas a FENDIPETROLEO en el sur del Cesar. Universidad Central de Santander. Facultad de Ciencias. Escuela de Química.

- Especialización en Química Ambiental. Director Ingeniero Químico, Julio Cesar Calvo Corredor. 2011. Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga.
24. Carrasco, F.; Menéndez, J., Nuevos materiales y tecnologías para el tratamiento del agua. Editorial Universidad Internacional de Andalucía, 88-90. ISSN: 978-84-7993-202-2. España, 2010.
25. Chudoba, J; Menéndez, G; Pérez, J., Fundamentos teóricos de algunos procesos para la purificación de agua residuales. Editorial ISPAJE. Ciudad de La Habana, 1986.
26. CONAMA. Tecnologías de adsorción con diversos materiales. Fundación Chile. Gobierno de Chile. http://www.sinia.cl/1292/articles-49990_02.pdf.
27. Contreras, Wilve; Owen, M; Garay, Darío; Contreras, Y. Elaboración de tableros aglomerados de partículas de caña brava (*gynerium sagittatum*) y adhesivo urea-formaldehído. Rev. Forest. Venez. 43(2), 129-135. 1999.
28. Crisafulli, R; Milhome, M; Cavalcante, RM, Silveira, R; Keukeleire, D; Nascimento, R. Removal of some polycyclic aromatic hydrocarbons from petrochemical wastewater using low-cost adsorbents of natural origin. Bioresource Technology. Vol. 99. Issues 10, 4515 - 4519. ISSN: 0733-9372. July, 2008.
29. Crites, R, and Tchobanoglou, G. Small and Decentralized Wastewater Management Systems. McGraw Hill Co. New York. 1998.
30. Crittenden, J; Trussell, R; Hand, D; Howe, K; Tchobanoglous, G. Water treatment: principles and design. John Wiley and Sons, pp 643- 645, 2005.
31. Curt, M. D., Macrofitas de interés en fitodepuración. Manual de fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación, 2006.
32. D'Orazio, F y cool. Método Integral de saneamiento ambiental y aprovechamiento de residuos petrolizados (MISAP). 2002.
33. Danglad, J. J. "Uso de partículas hidrófobas de bagazo de caña en el tratamiento de aguas aceitosas". Trabajo de grado presentado ante la Universidad de Oriente como requisito para optar al título de Ingeniero Químico. Asesor académico: Ing. Químico. Dra. Shirley Marfisi. Departamento de Ingeniería Química. Universidad de Oriente, Venezuela. 2010.

34. Danglad, J; Marfisi, Sh; Cova, A, Linero, J. Partículas hidrofobadas de bagazo de caña de azúcar para el tratamiento de hidrocarburos en agua. Saber, Universidad de Oriente, Venezuela. Vol. 25 N° 1: 97-103. 2013.
35. Davis, T. A; Volesky, B; Mucci, A., A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. Water Research. Vol. 37, 4311-4330. 2003.
36. Degremot., Manual técnico de aguas, cuarta edición. España, 1979.
37. Dietz, A, and Schnoor, J. Advances in Phytoremediation. Environmental Health Perspectives. Department of Civil and Environmental Engineering, University of Iowa, Iowa City, Iowa, USA. Vol. 109. 2001.
38. Elizalde-González; Hernández-Montoya. "Characterization of mango pit as raw material in the preparation of activated carbon for wastewater treatment". Biochemical Engineering Journal. Vol. 36, issue 3, pp 230–238, Octubre, 2007. ISSN: 1369-703X.
39. Elizalde-González; Hernández-Montoya. "Guava seed as an adsorbent and as a precursor of carbon for the adsorption of acid dyes". Bioresource Technology. Volume 100, issue 7, April 2009. ISSN: 0960-8524. 2009.
40. EPA. 832-F-00-023, Folleto informativo de tecnología de aguas residuales Humedales de flujo subsuperficial. Washington, D.C., 2000.
41. EPA/625/1-88/022, Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. Cincinnati, 1998.
42. Escalas, A. Tecnologías y usos de las aguas residuales en México, 2006.
43. Francisco, M; Díaz, R; Castro, M; Costa, M., Calidad de la energía y generación distribuida en Cuba. Revista Cubana de Ingeniería, 1(3), 41-50, 2010.
44. Fuchs, V.; Mihelcic, J.; James, R.; Gierke, J. S., Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. Water Research. 45 (5) 2073–2081, 2011.
45. Gadea, E; Guardino, X. NTP-276. Eliminación de residuos de laboratorio: procedimientos generales. INSHT. España. 2001.
46. Gallo, M., Evaluación tecnológica para el tratamiento de las aguas residuales oleosas de la planta de Aceites Básicos. Trabajo de diploma. Tutores: Dr. Juan Pedro

- Hernández Touse; Ing. Rosa Darías Pérez. Facultad de Química Farmacia. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Cuba, 2009.
47. García - Pérez M, Chaala A, Yang J, Roy C. Co-pyrolysis of sugarcane bagasse with petroleum residue. Part I: thermogravimetric analysis. 80:1245–58. Fuel 2001.
48. García, D., Fitodepuración sostenible de aguas residuales mediante la utilización de humedales artificiales. Trabajo Final para la obtención de Título de ingeniero Químico. Director: Ing. Rubén Auquilla Terán. Universidad de Cuenca, Facultad de Ciencias Químicas Escuela de Ingeniería Química. Cuenca – Ecuador, 2010.
49. García, T; Rodríguez, M., Diseño, construcción y evaluación preliminar de un humedal de flujo subsuperficial. Tesis de Maestría Ingeniero Civil. Bogotá DC.: Universidad de los Andes. Facultad de Ingeniería Civil, 2005.
50. González, O. A.; Rodríguez, C., Estudio del comportamiento de humedales con flujo subsuperficial horizontal en el tratamiento de aguas residuales. Instituto Superior Politécnico “José Antonio Echeverría (ISPJAE), Ciudad de La Habana, 2001.
51. Guerra, L. Director Técnico de la UNE. Conferencia impartida en la celebración del 50 Aniversario del Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (CUJAE). CIPEL, 4 de diciembre 2015.
52. Hernández -Montoya, V; Montes-Morán, M; Elizalde- González, M. Study of the thermal degradation of citrus seeds. Biomass and bioenergy 33, pp: 1295 – 1299. 2009.
53. Hernández, M; González, A; Rojas, F; Asomoza, M; Solís, S; Lara V; Salgado, M; Portillo, R; Petranovski, V., Adsorción de hidrocarburos clorados en sustratos con microporos: clinoptilolitas desaluminizadas y SiO₂. Rev. Int. Contam. Ambient. 21 (4) 183-191, 2005.
54. <http://revistapesquisa.fapesp.br/es/2011/03/01/asfalto-con-bagazo-de-ca%C3%B1a/> Asfalto con bagazo de caña RIO DE JANEIRO, 13 febrero de 2010 (Xinhua) Consultado: Diciembre 2005.
55. <http://spanish.peopledaily.com.cn/92121/7018863.html> Tecnología brasileña permite uso de bagazo de caña en asfalto Actualizado a las 2011:09:09. Consultado: Diciembre 2005.

56. <http://www.monografias.com/trabajos16/tecnicas-flotacion/tecnicas-flotacion.shtml>. Arana, C., Monografía. Técnicas de flotación. Flotación por aire disuelto (FAD). Madrid, 25 Junio, 2004.
57. http://www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/24194/1/articulo43_2_1.pdf. Tapia, C; Paredes, C; Simballa, A; Leao, A. Elaboración de tableros de partícula fina a partir de residuos lignocelulósico y resinas termoestables. Actualizado: 2010:06:09. Consultado Noviembre 2015.
58. http://www.sinia.cl/1292/articles-50002_recurso_2.pdf. Informe final. Licitación Pública N° 1588-151-LE09. Consultoría de Apoyo a los Procesos de Normas Ambientales en Sistemas Hídricos: Estimación de Costos de abatimiento de Contaminantes en Residuos Líquidos. Preparado por: Programa de Medio Ambiente. Fundación Chile. Marzo 2010. Consultado Enero 2015.
59. Hu, T. Characterization of lignocellulosic materials. Wiley-Blackwell. Isotherms. Latin American Applied Research-LAAR, Vol. 37. 2008.
60. Huang, Z., Wang, N., Zhang, Y., Hu, H., Luo, Y. Effect of mechanical activation pretreatment on the properties of sugarcane bagasse/poly(vinyl chloride) composites, Composites Part A, 43: 114-120. 2012.
61. ICIDCA. La industria de los derivados de la caña de azúcar, 1ra Edición, Editorial Científico-Técnico. La Habana. 1987.
62. Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH). Procedimiento para la aplicación de la norma NC-27:1999. Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado. Especificaciones. Mayo, 2004.
63. IPIECA. Impactos biológicos de la contaminación por hidrocarburos de manglares. International Petroleum Industry Environmental Conservation Association. Londres, 20 p. 1993.
64. ITOPF. Ltd. Uso de materiales adsorbentes en la respuesta a derrames de hidrocarburo. Documento de información técnica # 8. Produced by Impact PR& Desing Limited. Conterbury, UK. 2012.
65. Ji, G; Sun, T; Ni, J., Surface flow constructed wetland for heavy oil-produced water treatment. Bioresource Technology, vol 98, 436–441, 2007.

66. Jia, W.; Zhang, J.; Wu, J.; Xie, H.; Zhang, B., Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. *Desalination*. 262 (1–3) 202–208, 2010.
67. Kadlec, R. & Knight, R. Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. In: IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control. s.l. IWA Publishing, p. 156. 1996.
68. Kern, D. Procesos de transferencia de calor. Editorial Félix Valera. La Habana. 2005.
69. Kevan, S; Dixon, D.G. effect of age anticodon (K⁺ and Na⁺) on the toxicity of oganate to rainbow trout (*oncorhynchus mikes*) during pulse or continuous exposure. *Ecotox. Environ and Safety*: 35: 288-293. 1996.
70. Knight, R; Kadlec, R; Ohlendor, F. The Use of Treatment Wetlands for Petroleum Industry Effluents Critical Review. *Environmental Science & Technology*. Vol. 33, No. 7, 973-980, 1999.
71. Knowles, P.; Dotro, G.; Nivala, J.; Garcia, J., Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering*. 37 (2) 99-112, 2011
72. Korboulewsky, N.; Wang, R.Y.; Baldy, V., Purification processes involved in sludge treatment by a vertical flow wetland system: Focus on the role of the substrate and plants on N and P removal. *Bioresource Technology*. 105 9-14, 2012.
73. Kotterman, M. J. J.; Rietberg, H.J.; Hage, A. y Field J. A. Polycyclic aromatic hydrocarbon oxidation by the white-rot fungus *Bjerkandera* sp. strain BOS55 in the presence of nonionic surfactants. *Biotechnol. Bioeng*. 57(2); 220-227. 1998.
74. Kumar, K. V., Subanandam, K., Ramamurthi, V. & Sivanesan, S. Solid Liquid Adsorption for Wastewater treatment: Principle Design and Operation. *Ecological Engineering*, pp. 33-49. 2011
75. Lafuente, S. Métodos de separación física para el tratamiento de desechos de refinería. Yacimientos Petrolíferos Fiscales Bolivianos. Cochabamba. Bolivia, 2000.
76. Lakdawala, M; Pate, Y., The effect of low cost material Bagasse Fly ash to the removal of COD Contributing component of combined waste water of Sugar Industry. *Scholars*

- Research Library Archives of Applied Science Research, 4 (2):852-857. ISSN 0975-508X CODEN (USA) AASRC9, 2012,
77. Langergraber, G.; Simunek, J., Modeling variably saturated water flow and multi component reactive transport in constructed wetlands. *Vadoze Zone Journal*. 4 (4), 924-938, 2005.
78. Lanno, R; Dixon, D.G. The comparative chronic toxicity of thiocyanate and cyanide to rainbow trout. *Aquatic toxicology*: 36: 177-188.1996.
79. León, Y. Estudio del Lodo producido en la Generación Distribuida y su posible utilización como combustible en diferentes instalaciones industriales. Trabajo de diploma. Tutor: MSc. Reinaldo Martínez Martínez. Facultad de Ingeniería Mecánica. Centro de Estudios Energéticos y Tecnología Ambiental (CETA). Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas, Cuba, 2011.
80. Ley 81 de la República de Cuba. De protección del medioambiente y sus el uso de los recursos naturales, Gaceta Oficial de la republica de Cuaba, 27 de Diciembre. 1999.
81. Leyva, R; Mendoza, J; Guerrero, R. Adsorción de hidrocarburos aromáticos en solución acuosa en carbón activado. Efecto del grupo sustituyente. *Tecnología, ciencia educación*. (IMI), 2 (1): 31-35. 1987.
82. López, A; Suarez, L, Rodríguez, J, Hernández, P. (Equipo técnico y jurídico). Gestión integral de residuos o desechos peligros (RESPEL). Bases conceptuales. Bogotá, D.C., Colombia, Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial, 2007, 186 p.
83. Lun, G; Sansone, E. Destruction of hazardous chemicals in the laboratory. Jon Wiley & Sons, New York, USA.1990.
84. Manals-Cutiño, E; Penedo-Medina, M; Giralt-Ortega, G. Análisis termogravimétrico y térmico diferencial de diferentes biomásas vegetales. *Revista Tecnología Química* Vol. XXXI, No. 2, mayo-agosto del 2011.
85. Manuales sobre energía renovable: biomasa/ biomass. Network (BUN-CA). -1 ed. -San José, C.R. Biomass Users Network (BUN-CA), 42 p. il; 28x22 cm. ISBN: 9968-904-02-3, 2002.
86. Martínez, J; Mallo, M; Lucas R; Álvarez J; Salvarrey, A; Gristo, P. Guía para la gestión de residuos tóxicos y peligrosos. Fundamentos Tomo I. Centro coordinador del

- convenio de Basilea para América Latina y el Caribe. Montevideo, Uruguay, Septiembre, 2005.
87. Martínez, M. Remediación de agua contaminada con petróleo utilizando pennisetum clandestinum como bioadsorbente. Tesis para optar por el Título profesional de químico. Tutor: Dr. Ronny Adrián Flores Ortega, PhD. Universidad Central del Ecuador. Facultad de Ciencias Químicas. Carrera de Química. Quito, Junio, 2013.
88. Martinez, P, y cool. Diagnóstico ambiental. Emplazamiento Santa Clara 110 kV. Santa Clara. Villa Clara. Grupo GEMA – MES. Centro de Estudio de Química Aplicada (CEQA). Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Cuba, 2008.
89. Martinez, P; García, L; Franco, A. Caracterización del residual liquido (lodo) generado en la UEB Cayo Santa María. Informe técnico. Contrato CIH. 2012.
90. Martínez, P; Rodríguez Rico, I; Gordis García, C; Martínez Martínez, R; Leiva Mas, J. “Evaluación del sistema de tratamiento de los residuales líquidos oleosos generados en las Centrales Eléctricas Fuel-Oil de tecnología HYUNDAI”. Ponencia oral. XI Congreso Latinoamericano y VII Iberoamericano en Alta Tensión y Aislamiento Eléctrico (ALTAE 2011). La Habana. Cuba. Septiembre 2011.
91. Martinez, P; Rodríguez, I; Esperanza, G; Rodríguez, R; Monteagudo, M. Utilización del bagazo de caña como biomaterial sorbente de hidrocarburos presentes en aguas oleosas. Centro Azúcar No 3. ISSN: 02535777. 2008.
92. Martínez, V. Efecto de hidrocarburos en propiedades físicas y químicas de suelo arcilloso. Terra Vol 19: 9-17. No 1. 2001.
93. Martínez-Martínez, R. Consideraciones preliminares sobre el uso de emulsiones agua-combustible para motores diesel. Tesis Maestría. Tutor: Dr. Ángel Rubio Rodríguez. Facultad de Ingeniería Mecánica. Universidad Central Marta Abreu de las Villas. Cuba. 1997.
94. Matos, R; Hing, R. Aspectos fundamentales de la química física. Tomo II. SNLC: RA 01.43062.9. 1990.
95. Menéndez, C; Pérez Olmo, J., Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales. Editorial Félix Varela. La Habana. ISBN: 978-959-07-0339-3. 2007.

96. Mesa, D., García R., Grillo, X., Campos, R., Ruiz, D., Dorta, D., Barrios, Y., Selección de microorganismos capaces de biodegradar fracciones pesadas del petróleo. Recopilación bibliográfica, 2002.
97. Metcalf & Eddy, Wastewater Engineering, Treatment and Reuse, 4th Ed., McGraw Hill Publishing, New York, 2003.
98. Mitchell, C. & McNevis, D. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics. Water Research, vol. 35(No. 5), pp. 1295-1303. 2001.
99. Monroy, L. Alternativas para la gestión integral de residuos peligrosos, sólidos líquidos y pastosos generados en el proceso de producción de energía en Termopaipa. Trabajo de grado para optar el título de Ingeniera Ambiental y Sanitaria. Tutora: Ing. Carmenza Robayo Avellaneda. Universidad de la Salle. Facultad de Ingeniería Ambiental y sanitaria .Área de residuos peligrosos. Santa Fe de Bogotá. 2006
100. Moodley, K; Singh R; Musapatika T; Onyango M; Ochieng, A., Removal of nickel from wastewater using an agricultural adsorbent. Water SA. Vol. 37: 5-17, 2011.
101. Moran, R. Mining environmental impact. Integrating and economic perspective. Pg 67-77, in towards the integration of environmental. Economic and trade aspects in the mining sectors; published by Centro de Investigación y Planificación del Medioambiente (CIPMA), Santiago de Chile, 257 pg [with funds from IDRC (International Development Research Center), Ottawa, Canada. 2001.
102. Morelli, I.S., Del Panno, M.T., De Antoni, G.L., Paineira, M.T., Laboratory study on the bioremediation of petrochemical sludge-contaminated soil. International Biodeterioration & Biodegradation. Vol. 55, 271–278, 2005.
103. Moreno, L; Fernández, F; Rubio, A; Calaforra, Y; López J. M, Torroba, B; Alcain, G; Murillo, J; Gómez, J. La Depuración de Aguas Residuales Urbanas de Pequeñas Poblaciones Mediante Infiltración Directa en el Terreno Fundamentos y Casos Prácticos. 2003.
104. OC-GC/C 0614. Catálogo de Especificaciones de calidad de los Productos Combustibles. Diciembre, 2014.

105. Olguín, E, Hernández, M, y Sánchez-Galván, G. "Contaminación de manglares por hidrocarburos y estrategias de biorremediación, fitorremediación y restauración". Revista Internacional de Contaminación Ambiental. Vol 23 (3), pp139-154, ISSN 0188-4999. 2007.
106. ONN: 1048/2014. Calidad del agua para preservar el suelo. Especificaciones. Oficina Nacional de Normalización. La Habana, 2012.
107. ONN: NC ISO 14040. Environmental management LAC. Cuba. Oficina Nacional de Normalización. La Habana, 2009.
108. ONN: NC ISO 14041. Environmental management LAC. Cuba. Oficina Nacional de Normalización. La Habana, 2009.
109. ONN: NC27/2012. Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado. Especificaciones. Oficina Nacional de Normalización. La Habana, 2012.
110. ONN: NC521/2007. Vertimiento de aguas residuales a la zona costera y aguas marinas. Especificaciones. Oficina Nacional de Normalización. La Habana, 2007.
111. Ortiz, P, Fonseca, F; Rodríguez, G; Montenegro, L., Biomateriales sorbentes para la limpieza de derrames de hidrocarburos en suelos y cuerpos de agua." Ingeniería e Investigación. ISSN 0129-5608, Vol. 26, N°. 2, 20-27, 2006.
112. Ozer, A. Removal of Pb (II) ions from aqueous solutions by sulphuric acid-treated wheat bran. Journal of Hazardous Materials 141, 753–761. 2007.
113. Pardue, J.H. Remediating chlorinated solvents in wetlands: Natural processes or an active approach? In: Nehring, K.W., Brauning, S.E. (Eds.), Wetlands and Remediation II. Proceedings of the Second International Conference on Wetlands & Remediation, Burlington (VT), September 5–6, 2001. Batelle Press, Columbus (OH), USA, pp. 1–8. 2002.
114. Parea, A. Plan de manejo de residuos y desechos producidos en los pozos exploratorios de la fase A del proyecto Rafael Urdaneta. Trabajo especial de grado presentado en la Universidad "Simón Bolívar" para optar por el grado de Especialista en Gestión Ambiental. Tutor: Profesor Juan Carlos Sánchez. Universidad "Simón Bolívar". Decanato de estudio de postgrado. Diciembre 2005.

115. Pavlov, K. F.; Romankov, P. G.; Noskov, A. A., Problemas y ejemplos para el curso de operaciones básicas y aparatos en tecnología química. Editorial MIR. Moscú, 1981.
116. Pedescoll, A.; Corzo, A.; Alvarez, E.; Puigagut, J.; Garcia, J., Contaminant removal efficiency depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*. 37 (2) 372-80, 2011.
117. Pérez, M. Evaluación del comportamiento de humedales subsuperficiales de flujo vertical en la depuración de aguas residuales domésticas. Tesis presentada en opción al grado científico de Doctor en Ciencias Técnicas. Tutores: Dra. Elena Rosa Domínguez. Dr. Prof. Filip Tack. Departamento de Ingeniería Química. Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas, Cuba. 2012.
118. Peters, M; Timmerarhaus, K., Plant design and economics for chemical engineers. International edition. McGraw-Hill Chemical Engineering Series, 2003.
119. Pipiska, M., Horni, M., Remenarova, L., Ausgustin, J., Lesny, J. Biosorption of cadmium, cobalt and zinc by moss rhytidiadelphus squarrosus in the single and binary component systems. *Acta Chimica Slovenica* 57, 163–172. 2010.
120. Plazinski W; Rudzinski, W; Plazinska, A. Theoretical models of sorption kinetics including a surface reaction mechanism: A review. *Advances in Colloid and Interface Science* 152, pp 2–13. 2009.
121. Quilice A., Camacho F., Urquiola A., y Mendoza J. Evaluación Piloto del proceso de "humedales" contruidos" para el tratamiento de aguas de producción. *Memorias Técnicas VI Congreso Venezolano de Ecología*. 30 de julio, Maracaibo, Venezuela, 2005.
122. Quinchía, A; Uribe, J; Cortés, V. Aplicación ambiental del bagazo de fique. *Jornadas de investigación Escuela de Ingeniería de Antioquia (EIA)*. 2011. ISSN: 2027-0313
123. Quinchía-Figueroa. A., Ramírez-Carmona M., Tafur-García G. Biosorption of Chlorothalonil on Fique's Bagasse (Furcraea sp.): Equilibrium and Kinetic Studies. *Journal of Materials Science and Engineering*, ISSN 1934-8959. Volumen 4, No.6 (Serial No.31). Jun. 2010,
124. Radetić, M., Jocić, D., Jovančić, P., Petrović, Z., Thomas, H. Recycled wool-based nonwoven material as an oil sorbent. *Environ. Sci. Technol.* 37(5):1008– 1012. 2003

125. Ramahlo R. Tratamiento de Aguas Residuales. 2da edición. Editorial Reverté SA. Canadá, 1991.
126. Ramos, Y.; Uribe, I. Planta piloto para el tratamiento de aguas residuales industriales de ACESCO por medio de humedales construidos – láminas filtrantes. II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos Barranquilla. Del 24 y 25 de Septiembre de 2009.
127. Reed, S., Crites, R. & Middlebrooks, E. Natural Systems for Waste Management and Treatment. 2nd Edition ed. New York: McGraw-Hill. 1995.
128. Resolución No. 136 /2009. Reglamento para el manejo integral de desechos peligrosos. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. Acuerdo del Consejo de Estado de 2 de marzo del 2009.
129. Revista Cubana de Higiene y Epidemiología. La Contaminación de las Aguas por Hidrocarburos: Un Enfoque para Abordar su Estudio. La Habana, Cuba, N°37(1), 1999.
130. Reyes, J., La biomasa cañera como alternativa para el incremento de la eficiencia energética y la reducción de la contaminación ambiental. Revista Centro azúcar No 2: pp. 14-20. ISSN: 02535777, 2003.
131. Rigas, F; Panteleos, P; Laoudis, C. Particle and oil removal from oily water by induced air flotation. 6th Intern. National Technical University of Athens, Department of Chemical Engineering ECOTECH Ltd, Athens, Greece. Conference on Environmental Science and Technology, Samos, Greece, 30 August – 2 September 1999.
132. Rincon, N; Behling, Elisabeth; Díaz, A., Combinación de tratamientos anaerobio-aerobio de aguas de producción provenientes de la industria petrolera venezolana. San Juan, AIDIS, p.1-8, Ago. 2004.
133. Rodríguez, R; Blázquez, G. Escalado de reactores químicos y biológicos. Editorial Calero de Hoces, Mónica , España. 2010. ISBN 13: 978-84-613-9139-4.
134. Romero M., Colin A., Sánchez E. y Ortiz M., Tratamiento de Aguas Residuales por un Sistema Piloto de Humedales Artificiales: Evaluación de la Remoción de la Carga Orgánica. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. México DF. Vol. 23, 157 – 167. ISSN: 0188-4999, 2009.

135. Ronda, A. Preparación y aplicación de biosorbentes activados químicamente para la eliminación de plomo de medios acuosos. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Grupo Concentración de Sólidos y Biorecuperación (RNM152). Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Ciencias. Directores: Gabriel Blázquez García, F. Mónica Calero de Hoces, M. Ángeles Martín Lara. Septiembre 2016.
136. Rosabal, J. & Valle, M., (Eds.). Hidrodinámica y Separaciones Mecánicas, La Habana. 2006.
137. Rubio, C.; Álvarez, R.; Hardisson, A. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en productos de la pesca: revisión. Revista Toxicología. 23, 1-6, 2006.
138. Ruiz, G; Fernández, J; Rodríguez, R. Residuos peligrosos: grave riesgo ambiental. Avances y perspectiva. Vol. 20: 151-158, Mayo-Junio.2001.
139. Salager, J.; Forgiarini, A., Fundamentos de la flotación. Referencia: Cuaderno FIRP S335A. Editado y publicado por: Laboratorio FIRP Escuela de Ingeniería Química, Universidad de los Andes. Mérida-Venezuela, Versión 3, 2007.
140. Salazar, E., Remoción de hidrocarburos mediante biopolímeros naturales: efecto del tamaño de partícula. Thesis to obtain the Degree of Maestría en Ciencias Ambientales degree awarded by Universidad Autónoma de San Luis Potosí and Master of Science Technology and Resources Management in the Tropics and Subtropics in the Specialization: resources management degree awarded by cologne University of Applied Sciences. Co-director of thesis PMPCA DR. Paola Elizabeth Díaz Flores. Co-director of thesis itt: Prof. Dr. Michael Sturm. Assessor: Dr. Elsa Cervantes González. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Facultades DE Ciencias Químicas, Ingeniería y Medicina. San Luis Potosí, México. Agosto, 2012.
141. Salmon, C; Grabos, J; Sambuco, J; Bessier,j; Caumette, P; Bacou, J. Artificial Wetland Performances in the Purification Efficiency of Hydrocarbon Wastewater. JournalWater, Air, and Soil Pollution. Volume 104, Issue 3-4, pp 313-329. Online ISSN: 1573-2932. 1998.
142. Sarkheil, H; Tavakoli, J; Behnood, R., Aceite Desmontaje subproducto de solución acuosa utilizando Bagazo como absorbente. Revista Internacional de Ciencias Emergentes e Ingeniería (IJESE) ISSN: 2319-6378, Tomo 2-Tema-9, 2014.

143. Seidel, K. System for purification of polluted water. US3770623 A. 6 Nov. 1973.
144. Serrano, J; Willithon, J. Aditivos para producir mezclas asfálticas de alta resistencia a la deformación permanente. Tesis de grado para optar por el título de Ingeniero Civil. Director: MSc. Ph D. Eduardo Alberta Castañeda Pinzón. Universidad Industrial de Santander. Escuela de Ingeniería Civil. Facultad de Ingeniería Fisicomecánicas. Bucaramanga.2007.
145. SFEAC (Sindicato de fabricantes de emulsiones asfálticas para carreteras). Las emulsiones asfálticas y sus técnicas de aplicación. Editorial Científico-Técnica. Cuba. 1986.
146. Sikdar, A. Quantification of complex phosphorus removal reactions occurring within wetlands filtration treatment systems, Ontario, Canadá: Doctor of philosophy thesis, Department of Civil Engineering, Queen's University, Kingston. 2007.
147. ST/SG/AC.10/1/Rev.5, Naciones Unidas, Nueva York, 1988.
148. Sun, G. & Austin, D. Completaly autrophic nitrogen removal over nitrite in lab-scale constructed wetlands: Evidence from a mass balance study. Chemosphere, vol. 68(No. 6), pp. 1120-1128. 2011.
149. Suprayogi, B. y Murray, F. A field experiment of the physical and chemical effects of two oils on mangroves. Environ. Exp. Bot. 42, 221–229. (1999).
150. Tapia, C; Paredes, C; Simbaña, A;Leao, A. Elaboración de tableros de partículas finas a partir de residuos ligninocelulósicos y resinas termoestables.
151. Teixeira, C; Zezzi, M., Biosorption of heavy metals using rice milling by-products. Characterization and application for removal of metals from aqueous effluents. Chemosphere, 54, 987-995. 2004.
152. Tenorio, G. Caracterización de la biosorción de cromo con hueso de aceituna. Ingeniería Química. Granada, Granada. 2006.
153. Tietz, A.; Kirschner, A.; Langergraber, G.; Sleytr, K.; Haberl, R., Characterisation of microbial biocoenosis in vertical subsurface flow constructed wetlands. Science of the Total Environment. 380 (1-3), 2007.

154. Torres, R.D. 2003. El papel de los microorganismos en la biodegradación de compuestos tóxicos. Ecosistemas. Revista Científica y técnica de Ecología y Medioambiente. Año XII, N°2. Mayo – Agosto. ISSN: 1132-6344, 2003.
155. Treybal, R., Operaciones de transferencia de masa, México. 1980.
156. UNE-EN ISO9377-2/2001. Calidad del agua. Determinación del índice de hidrocarburos. Parte 2. Método por extracción con disolvente y cromatografía de gases. Comité Europeo de Normalización (CEN). 2002.
157. Vasudevan, P.; Griffin, P.; Warren, A.; Thaphiyal, A.; Tandon M., Localized domestic wastewater treatment: part I Constructed wetlands (an overview). Journal of Scientific and Industrial Research. 70 583-594, 2011.
158. Velasco, F; Espinosa, C. Evaluación de la fitorremediación en términos de remoción de carga orgánica, tratando aguas residuales contaminadas con hidrocarburos Proyecto de grado, requisito parcial para optar al título de: Tecnólogo en Química. Director Ing. Ph.D Diego Paredes Cuervo. Universidad Tecnológica de Pereira. Facultas de Tecnologías, Escuela de Química, Pereira, 2010.
159. Verde, R. Tecnología moderna del petróleo en Cuba. 1982.
160. Volesky, B., Biosorption process simulation tools. Hydrometallurgy, 71, 131, 179-190, 2003.
161. Vymazal, J; Brix, H; Cooper, P; Green M; haberl, R. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publisher, Leiden, the Netherlands. 1998.
162. Watson, J. T.; Reed, S. C.; Kadlec, R. H.; Knight, R. L.; Whitehouse, A. E., Performance espectations and loading rates for constructed wetlands. En Hammer D.A. (ed) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural. Lewis Publishers. Chelsea, 1989.
163. Wemple, C.; Hendricks, L. Documenting the recovery of hydrocarbon-impacted wetlands: A multi-disciplinary approach; Battelle Press Columbus Ohio, U.S., 73-78. 2000.
164. Wittgren, H. B.; Maehlum, T., Wastewater treatment wetlands in cold climates. Water Science Technology. 35 (5), 1997.

165. Xia P., Ke H., Deng Z. and Tang P. Effectiveness of constructed wetlands for oil-refined wastewater purification. *Acta Ecologica Sinica*, vol. 22, 649-654, 2007.
166. Yang, H.P., Yan, R., Chen, H., Lee, D.H., Zheng, C. Characteritics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis, *Fuel*, 86:1781-1788.
167. Yildirim, M.; Topkaya, B., Assessing environmental impacts of wastewater treatment alternatives for small-scale communities. *Clean-Soil Air Water*. 40 (2) 171-178, 2012.
168. Zamora, A. Efecto de la contaminación por hidrocarburos sobre algunas propiedades química y microbiológica en suelo de sabana. *BIOAGRO* 24(1): 5-12. 2012
169. Zarol, C. Introducción a la ingeniería ambiental para la industria de procesos. Departamento de ingeniería química. Facultad de Ingeniería. Concepción. Chile. ISSN: ISSN: 0718-2724, 2000.
170. Zhang, J; Ca, L; Yuan, D; Chen, M. Distribution and sources of polynuclear aromatic hydrocarbons in mangrove superficial sediments of Deep Bay, China. *Mar. Pollut. Bull.* 49, 479–486. 2004.

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA.

1. Arias, C.; Brix, H., Humedales Artificiales para el Tratamiento de Aguas Residuales. *Ciencias e Ingeniería Neogranadina*. Vol. 13. Bogotá. ISSN: 1909-77350. 17 – 24, 2003.
2. Calero, M; Blazquez, G; Hernainz, F; Ronda, A; Martin-Lara, M. Biosorción de cobre con corteza de pino en columna de lecho de fijo: optimización de las variables del proceso. *Afinidad* LXIX, 559, 175-184. Julio - Septiembre 2012.
3. Cisneros, J., Clarificación del agua de producción para la inyección o reinyección por flotación inducida con microburbujas. Trabajo diploma para la obtención del título de ingeniero. Tutor: Scacco, O. Escuela de Ingeniería. Quito, Ecuador, 2006.
4. Conessa, V; y cool. “Guía metodológica de Evaluación de impactos ambientales”. España. 2000.
5. Contreras, S. Análisis de los Fenómenos de Transporte de Hidrocarburos en el Suelo y Evaluación de Criterios para Seleccionar Alternativas de Remediación. Tesis de grado para optar al grado de Magíster en Medio Ambiente, mención tratamiento de residuos. Facultad de Ingeniería. Universidad de Santiago. 2003.

6. Cui, L. H.; Zhu, X. Z.; Ouyang, Y.; Chen, Y.; Yang, F. L., Total Phosphorus Removal from Domestic Wastewater with *Cyperus Alternifolius* in Vertical-Flow Constructed Wetlands at the Microcosm Level. *International Journal of Phytoremediation*. 13 (7) 692-701, 2011.
7. Del Panno, M; Morelli, I; Berthe-Corti, L., Effect of petrochemical sludge concentrations on microbial communities during soil bioremediation. *Microbiology Ecology* 53 305–316, 2005.
8. Espinoza, D; San Martín, C; Vidal, G., Gestión integral de residuos líquidos: estudio de caso de una planta refinadora de aceite de pescado. *Theoria*, Vol. 17 (1): 41-50, ISSN 0717-196X, 2008.
9. Frers C., El Uso de Plantas Acuáticas para el Tratamiento de Aguas Residuales. *La Gestión del Agua*, Observatorio Medioambiental. Vol. 11, 301 – 305, 2008.
10. Gómez, D. La evaluación de impacto ambiental. Editorial agrícola española. Madrid 1994.
11. <http://www.acsmedioambiente.com/clarificadordaf.html>. ACS. Medio Ambiente. Marca registrada de ATL Tecnología S.A. de C.V. Consultado Septiembre 2014.
12. <http://www.alianzaporelagua.org/documentos/MONOGRAFICO3.pdf>. Manual de depuración de aguas residuales urbanas. Monográficos agua en Centroamérica.
13. [http://www.daftechindia.com/spanish/.DAFTECH ENGINEERS PVT. LTD.](http://www.daftechindia.com/spanish/.DAFTECH_ENGINEERS_PVT._LTD) Especialistas en tratamiento de aguas residuales por Flotación de Aire Disuelto (DAF). Consultado Septiembre 2014.
14. <http://www.depuracionesvela.com/daf-flotacion-aire-disuelto/3-32-0-32.htm>. VELA. SA. Medioambiente. Depuraciones (DAF) Flotación por Aire Disuelto. Consultado Noviembre 2014.
15. http://www.totagua.com/pdf/equipos-depuracion/flotacion_daf.pdf. TOTOIGUA.SA. Separación físico-química por flotación D.A.F. Consultado Noviembre 2014.
16. IARC. Overall evaluations of carcinogenicity –an updating of IARC. Monographs. Volumes 1 to 42. International Agency for Research on Cancer. 1987.

17. IMT. La Permeabilidad de los Suelos en los Problemas de Transporte de Contaminantes: Aplicación en la Infraestructura del Transporte. Sanfandila, México, Instituto Mexicano del Transporte, Publicación Técnica No. 195, 23P. 2002.
18. Lakatos, G. Constructed wetlands in Hungary, In: Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Backhuys Publishers, Leiden. The Netherlands, 191-206, 1998.
19. Lesser, J. M. Prospección de Contaminación de Acuíferos por Hidrocarburos. *Geólogos*. 1(6):5-8P. 1995.
20. Llagas W; Guadalupe E., Diseño de Humedales Artificiales para el Tratamiento de Aguas Residuales en la UNMSM. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG*. Vol. 15. 85-96, 2006.
21. Martín, C; González, A; Blanco, M. Tratamientos biológicos de suelos contaminados: contaminación por hidrocarburos. Aplicaciones de hongos en tratamientos de biorrecuperación. *Rev. Iberoam. Micol.* 21: 103-120.2004.
22. Martinez, P, y cool. Informe final. Proyecto 0657 y UNE-MES[“Desarrollo y valoración técnica, económica y ambiental de una tecnología para el Tratamiento de aguas oleosas generadas en el lavado del Diesel utilizado en la generación de energía eléctrica distribuida en Grupos Electrógenos (GE).”] 2011.
23. Martínez, P.J. y Rus, E.; Operaciones de Separación en Ingeniería Química. Métodos de Cálculo, Prentice Hall, Madrid, España, 2004.
24. Ouyang, Y.; Luo, S.M.; Cui, L.H., Estimation of nitrogen dynamics in a vertical-flow constructed wetland. *Ecological Engineering*. 37 (3) 453-9, 2011.
25. Palacios, N., Tratamiento de aguas de producción a través de humedales construidos de flujo subsuperficial a escala piloto. Trabajo de Grado presentado ante la Ilustre Universidad del Zulia para Optar al Grado Académico de: Magíster Scientiarum en Ingeniería ambiental Tutor: Prof. Edixon Gutiérrez Co-tutor: Ing. Marisel Núñez. Universidad del Zulia Facultad de Ingeniería. División de Postgrado. Programa de postgrado en Ciencias Ambientales Tratamiento. Maracaibo, Marzo de 2008.
26. Pons, A; Díaz, J; Soler, S; García, A; Aguilera, J; Camejo, J., Termodinámica técnica para ingenieros químicos. Editorial pueblo y educación. SNLC; CU01.52850.5, 1987.

27. Reeves, G. Understanding and monitoring hydrocarbons in water. Oakville, Ontario, Canada: Arjay Engineering LTD. 2005.
28. Saval, B. Acciones para la Remediación de Suelos en México. Segundo Simposio Internacional sobre Contaminantes del Agua y Suelo. Instituto de Ingeniería. México, Universidad Autónoma de México. 1995.
29. Valderrama, B., Téllez, J., Microbiología del petróleo y sus derivados. Instituto de Biotecnología, Universidad Nacional Autónoma de México, AP 510-3, Cuernavaca, México, 2000.
30. Wang, X.; Sun, T. H.; Li, H. B.; Li, Y. H.; Pan, J., Nitrogen removal enhanced by shunt distributing wastewater in a subsurface wastewater infiltration system. *Ecological Engineering*. 36 (10) 1433-1438, 2010.
31. www.atsdr.cdc.gov/es. ATSDR (Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades). Resumen de salud pública hidrocarburos totales de petróleo. División de Toxicología y Medicina Ambiental. Septiembre, 1999. Consultado Mayo 2014.
32. www.minambiente.gov.co. MVDT. 2006. Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. Política ambiental para la Gestión Integral de residuos o desechos peligrosos. Consultado mayo 2014.
33. www.monografia.com. Ventajas e inconvenientes del sistema FAD. Consultado Octubre 2014.
34. www.wpi.edu/Pubs/E.../CIP_MQP_Final_Report_1-12-12.pdf. Ferrante D.; Sorption Processes, Groudwater Pollution Primer, Civil Enginnering Dept, Virginia Tech. Consultado Mayo 2014.

ANEXOS

Anexo I.

Resolución No. 136 /2009. Reglamento para el manejo integral de desechos peligrosos.

ANEXO I. CLASIFICACIÓN GENERAL DE DESECHOS PELIGROSOS

(En el caso del código Y hace referencia a la clasificación del Anexo I del Convenio de Basilea, cuando corresponde).

1. Desechos Biológicos Peligrosos:

- a) Desechos clínicos resultantes de la atención médica prestada en hospitales, centros médicos y clínicas (Y1).
- b) Desechos cortopunzantes.
- c) Desechos generados de actividades con Organismos Vivos Modificados o especies exóticas.
- d) De otras actividades (veterinaria, fitosanitaria, acuicultura y otros).
- e) Desechos que contengan o puedan contener toxinas de origen biológico.

2. Desechos Químicos Peligrosos:

- a) Desechos resultantes de la producción y preparación de productos farmacéuticos (Y2).
- b) Desechos de medicamentos y productos farmacéuticos (Y3).
- c) Desechos resultantes de la producción, la preparación y la utilización de biocidas y productos fitofarmacéuticos (Y4).
- d) Desechos resultantes de la fabricación, preparación y utilización de productos químicos para la preservación de la madera (Y5).
- e) Desechos resultantes de la producción, la preparación y la utilización de disolventes orgánicos (Y6).
- f) Desechos, que contengan cianuros, resultantes del tratamiento térmico (Y7).
- g) Desechos de aceites minerales no aptos para el uso a que estaban destinados (Y8).
- h) Mezclas y emulsiones de desechos de aceite y agua o de hidrocarburos y agua (Y9).
- i) Sustancias y artículos de desecho que contengan, o estén contaminados por, bifenilos policlorados (PCB), terfenilos policlorados (PCT) o bifenilos polibromados (PBB) (Y10).
- j) Residuos alquitranados resultantes de la refinación, destilación o cualquier otro tratamiento pirolítico (Y11).
- k) Desechos resultantes de la producción, preparación y utilización de tintas, colorantes, pigmentos, pinturas, lacas o barnices (Y12).

- l) Desechos resultantes de la producción, preparación y utilización de resinas, látex, plastificantes o colas y adhesivos (Y13).
- m) Sustancias químicas de desecho, no identificadas o nuevas, resultantes de la investigación y el desarrollo o de las actividades de enseñanza y cuyos efectos en el ser humano o el medio ambiente no se conozcan o cualquier otro producto químico caducado que presente alguna característica de peligrosidad de acuerdo al Anexo II (Y14).
- n) Desechos de carácter explosivo que no estén sometidos a una legislación diferente (Y15).
- o) Desechos resultantes de la producción, preparación y utilización de productos químicos y materiales para fines fotográficos (Y16).
- p) Desechos resultantes del tratamiento de superficie de metales y plásticos (Y17).
- q) Residuos resultantes de las operaciones de eliminación de desechos industriales (Y18).

3. Desechos que tengan como constituyentes:

- a) Carbonilos de metal (Y19).
- b) Berilio, compuestos de berilio (Y20).
- c) Compuestos de cromo hexavalente (Y21).
- d) Compuestos de cobre (Y22).
- e) Compuestos de zinc (Y23).
- f) Arsénico, compuestos de arsénico (Y24).
- g) Selenio, compuestos de selenio (Y25).
- h) Cadmio, compuestos de cadmio (Y26).
- i) Antimonio, compuestos de antimonio (Y27).
- j) Telurio, compuestos de telurio (Y28).
- k) Mercurio, compuestos de mercurio (Y29).
- l) Talio, compuestos de talio (Y30).
- m) Plomo, compuestos de plomo (Y31).
- n) Compuestos inorgánicos de flúor, con exclusión del fluoruro cálcico (Y32).
- o) Cianuros inorgánicos (Y33).
- p) Soluciones ácidas o ácidos en forma sólida (Y34).
- q) Soluciones básicas o bases en forma sólida (Y35).
- r) Asbesto (polvo y fibras) (Y36).

- s) Compuestos orgánicos de fósforo (Y37).
- t) Cianuros orgánicos (Y38).
- u) Fenoles, compuestos fenólicos, con inclusión de clorofenoles (Y39).
- v) Eteres (Y40).
- w) Solventes orgánicos halogenados (Y41)
- x) Disolventes orgánicos, con exclusión de disolventes halogenados (Y42).
- y) Cualquier sustancia del grupo de los dibenzofuranos policlorados (Y43).
- z) Cualquier sustancia del grupo de las dibenzoparadioxinas policloradas (Y44) aa) Compuestos organohalogenados, que no sean las sustancias mencionadas en el presente anexo (Y45) (por ejemplo, Y39, Y41, Y42, Y43, Y44).

4. Desechos mixtos:

Aquellos constituidos por una mezcla de desechos de las dos categorías anteriores.

5. Desechos que requieren de consideración especial (el presente Reglamento solo regula el movimiento transfronterizo de esta categoría):

- a) Desechos recogidos de los hogares (Y46).
- b) Residuos resultantes de la incineración de los desechos de los hogares (Y47).

ANEXO II. LISTA DE CARACTERISTICAS PELIGROSAS

Clase de las Naciones Unidas¹, Código, Características.

1 H1 Explosivos.

Por sustancia explosiva o desecho se entiende toda sustancia o desecho sólido o líquido (o mezcla de sustancias o desechos) que por sí misma es capaz, mediante reacción química, de emitir un gas a una temperatura, presión y velocidad tales que puedan ocasionar daño a la zona circundante.

3 H3 Líquidos inflamables.

Por líquidos inflamables se entiende aquellos líquidos, o mezclas de líquidos, o líquidos con sólidos en solución o suspensión (por ejemplo, pinturas, barnices, lacas, etc. pero sin incluir sustancias o desechos clasificados de otra manera debido a sus características peligrosas) que emiten vapores inflamables a temperaturas no mayores de 60.5°C, en ensayos con cubeta cerrada, o no más de 65.6°C, en ensayos con cubeta abierta. (Como los resultados de los ensayos con cubeta abierta y con cubeta cerrada no son estrictamente comparables, e incluso

los resultados obtenidos mediante un mismo ensayo a menudo difieren entre sí, la reglamentación que se apartara de las cifras antes mencionadas para tener en cuenta tales diferencias sería compatible con el espíritu de esta definición.)

4.1 H4.1 Sólidos inflamables.

Se trata de los sólidos, o desechos sólidos, distintos a los clasificados como explosivos, que en las condiciones prevalecientes durante el transporte son fácilmente combustibles o pueden causar un incendio o contribuir al mismo, debido a la fricción.

4.2 H4.2 Sustancias o desechos susceptibles de combustión espontánea.

Se trata de sustancias o desechos susceptibles de calentamiento espontáneo en las condiciones normales del transporte, o de calentamiento en contacto con el aire, y que pueden entonces encenderse.

4.3 H4.3 Sustancias o desechos que, en contacto con el agua, emiten gases inflamables

Sustancias o desechos que, por reacción con el agua, son susceptibles de inflamación espontánea o de emisión de gases inflamables en cantidades peligrosas.

5.1 H5.1 Oxidantes

Sustancias o desechos que, sin ser necesariamente combustibles, pueden, en general, al ceder oxígeno, causar o favorecer la combustión de otros materiales.

5.2 H5.2 Peróxidos orgánicos

Las sustancias o los desechos orgánicos que contienen la estructura bivalente -o-o- son sustancias inestables térmicamente que pueden sufrir una descomposición autoacelerada exotérmica.

6.1 H6.1 Tóxicos (venenos) agudos

Sustancias o desechos que pueden causar la muerte o lesiones graves o daños a la salud humana, si se ingieren o inhalan o entran en contacto con la piel.

6.2 H6.2 Sustancias infecciosas

Sustancias o desechos que contienen microorganismos viables o sus toxinas, agentes conocidos o supuestos de enfermedades en los animales o en el hombre.

8 H8 Corrosivos

Sustancias o desechos que, por acción química, causan daños graves en los tejidos vivos que tocan, o que, en caso de fuga, pueden dañar gravemente, o hasta destruir, otras mercaderías o los medios de transporte; o pueden también provocar otros peligros.

9 H10 Liberación de gases tóxicos en contacto con el aire o el agua.

Sustancias o desechos que, por reacción con al aire o el agua, pueden emitir gases tóxicos en cantidades peligrosas.

9 H11 Sustancias tóxicas (con efectos retardados o crónicos)

Sustancias o desechos que, de ser aspirados o ingeridos, o de penetrar en la piel, pueden entrañar efectos retardados o crónicos, incluso la carcinogenia.

9 H12 Ecotóxicos

Sustancias o desechos que, si se liberan, tienen o pueden tener efectos adversos inmediatos o retardados en el medio ambiente, debido a la bioacumulación o los efectos tóxicos en los sistemas bióticos.

9 H13 Sustancias que pueden, por algún medio, después de su eliminación, dar origen a otra sustancia, por ejemplo, un producto de lixiviación, que posee alguna de las características arriba expuestas.

¹ Corresponde al sistema de numeración de clases de peligros de las Recomendaciones de las Naciones Unidas sobre el Transporte de Mercaderías Peligrosas (ST/SG/AC.10/1/Rev.5, Naciones Unidas, Nueva York, 1988).

Anexo II. Procedimiento para realizar el muestreo en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”.

Muestreo en las centrales eléctricas que operan con diésel. La toma de muestra se realiza a la salida del tubo que se encuentra dentro de la cisterna de aguas residuales oleosas, según lo establecido en el “Procedimiento para la aplicación de la NC 27: 2012” y las particularidades del agua residual objeto de estudio. Según se muestra en el diagrama de la figura 2.2.



Fig. 2.2. Punto de muestreo para CE que operan con diésel.

Tipo de muestra. Muestra instantánea (volumen total). Este tipo de muestreo se efectúa, tomando un volumen de agua residual para su posterior caracterización. El mismo se realiza en días representativos del proceso generador de la descarga, según *Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos* (INRH, 2004).

Para que el muestreo sea representativo debe recolectarse en un recipiente el volumen total de agua oleosa total generada durante el tiempo de operación establecido para la centrifugación del combustible (*muestra total que contiene las tres fases*) y transferirlo a un recipiente de vidrio de 20 litros, previamente aforado. Dejar en reposo por un tiempo de 2 h para lograr la separación de las fases. Determinar *in situ* el volumen total y el volumen correspondiente a cada una de ellas, con el objetivo de determinar el por ciento en volumen (%v/v) que representa cada fase, con respecto al volumen total. Debe realizarse la mayor cantidad de réplicas para obtener resultados confiables.

La muestra total se homogeniza y se toma una porción de 1 litro (*muestra parcial*) que contenga las tres fases, para determinar la densidad a cada una de ellas y la caracterización físico-química. En la figura 2.3 se muestra el esquema para el muestreo de la muestra total y parcial.

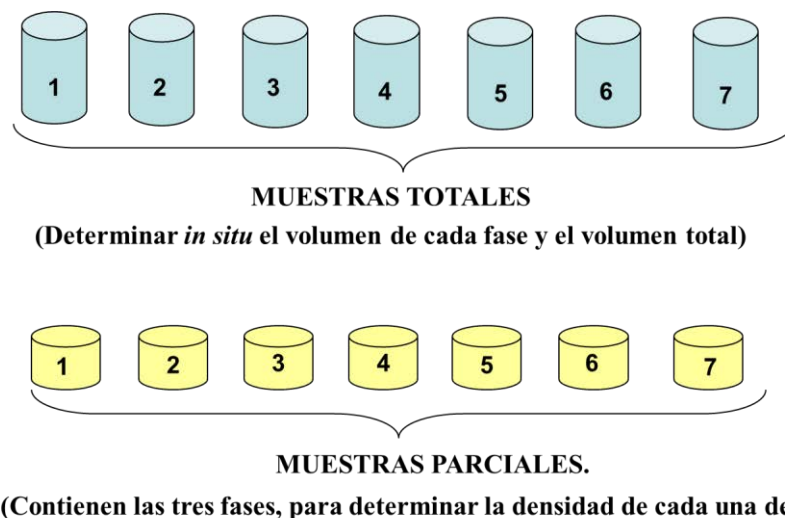


Fig. 2.3. Toma de muestra total y parcial.

Muestreo en las centrales eléctricas que operan con “fuel oil”. La toma de muestra se realiza en tanque cisterna de almacenamiento del agua oleosa total en el HTU, según se muestra en la figura 2.4.

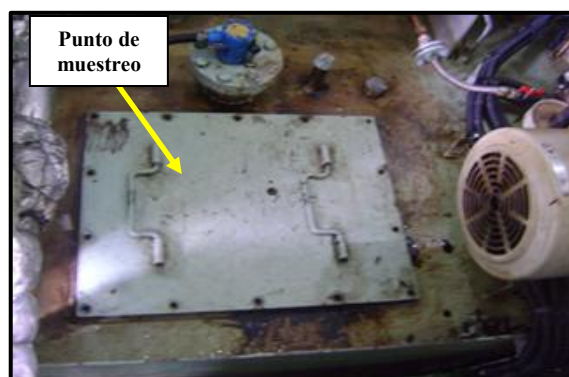


Fig. 2.4. Punto de muestreo para las centrales eléctricas que operan con “fuel oil”.

Tipo de muestra. Muestra instantánea (volumen total). El mismo se realiza en días representativos del proceso generador de la descarga, según Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos (INRH, 2004).

Para que el muestreo sea representativo se debe vaciar primeramente el tanque cisterna de almacenamiento del agua oleosa total (AOT) en el HTU hasta un nivel tan bajo como sea posible, a través del sistema automático de conducción de las mismas, hacia el tanque de almacenamiento (T₂). El agua oleosa total se recogerá en un isomódulo de 1000 litros de capacidad con las siguientes dimensiones (1m*1m*1m), además cuenta con una escala graduada y una válvula (V) ubicada en el fondo para facilitar el vaciado del recipiente.

Posteriormente se instala una bomba de engranes (B_1) para succionar de forma continua el agua oleosa total (fase combustible y fase agua) que se vaya almacenando en el tanque cisterna (T_1) a un nivel mínimo permisible y garantizar que el isomódulo contenga el volumen total de agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del “fuel oil” (centrifuga Pf) y el aceite (Pa). El llenado del isomódulo se hará de manera continua con el objetivo de ir recogiendo el agua oleosa total (que contiene las dos fases) tal y como sale de las purificadoras.

Cuando se alcance la capacidad del isomódulo (*muestra total*) se recogerá cada 24 h de la superficie de éste, una *muestra parcial* de 0,5 litros, para determinar porcentaje de agua que contiene la fase combustible. Esta determinación se realizará hasta que el resultado se mantenga constante. Posteriormente la fase agua oleosa se drenará por gravedad con la ayuda de una manguera instalada a la válvula de vaciado del isomódulo quedando solamente la fase combustible que contendrá un por ciento mínimo de agua en forma de emulsión. De esta forma se conocerá el % v/v de ambas fases, con respecto al volumen de agua oleosa total (AOT) generada. Todo el proceso se muestra en la figura 2.5.

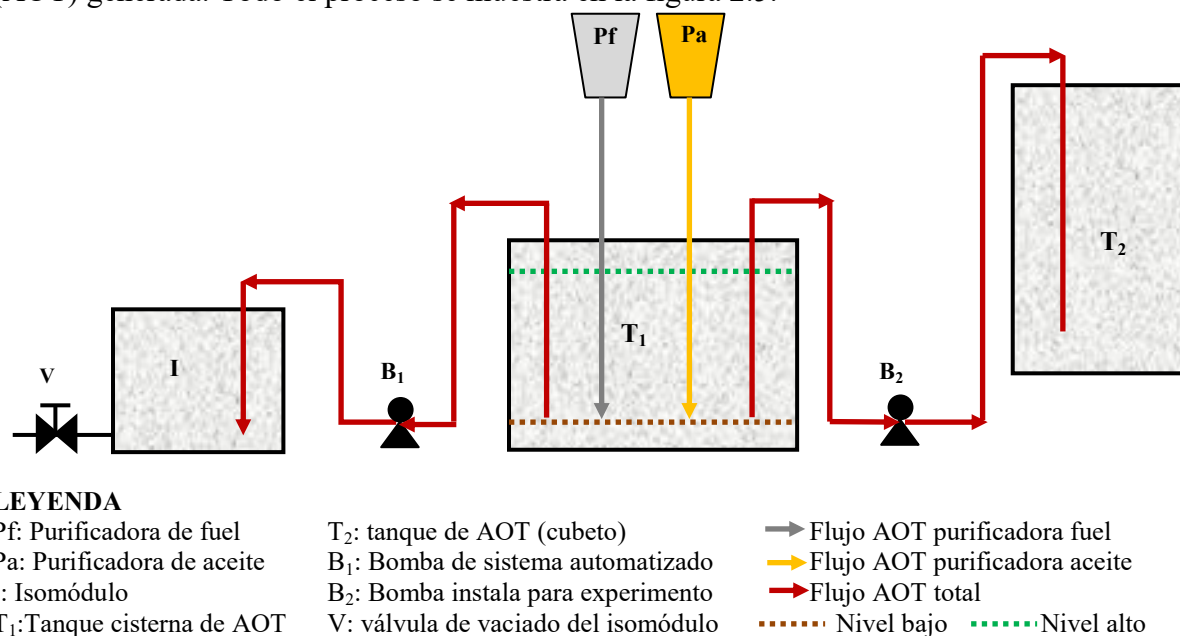


Fig. 2.5. Esquema del montaje para la toma de muestra total y parcial en las centrales eléctricas que operan con “fuel oil”.

Anexo III. Procedimientos analíticos utilizados en la caracterización físico-química del bagazo natural de caña de azúcar.

Determinación de humedad: Se realizó en una balanza de humedad Sartorius modelo MC 40, a una temperatura de 105⁰C, de forma automática a la temperatura programada.

Determinación de la densidad real. (Método Picnométrico): Se empleó un picnómetro de tipo Weld de 50 mL. La técnica consistió en pesar una masa determinada del material la cual se introduce en el picnómetro, luego se le adiciona el solvente (agua destilada), hasta el nivel de enrase.

$$\rho_{real} = \frac{m_{part.}}{V_p - \frac{m_{solv.}}{\rho_{solv.}}} \quad (2.2)$$

Donde: $m_{part.}$: masa de sólido (BN), V_p : volumen del picnómetro a 20 °C con el solvente y el sólido, $m_{solv.}$: masa del solvente que se añade al picnómetro hasta el enrase y $\rho_{solv.}$: densidad del solvente.

Determinación de la densidad aparente (Prueba en probeta): Se utilizó una probeta seca y limpia. La técnica consistió en adicionar una masa del material hasta un determinado volumen (30 mL), luego se pesa la probeta con todo su contenido, y por diferencia se obtiene la masa del sólido.

Para realizar la pesada en ambas determinaciones se utilizó una balanza analítica DENVER INSTRUMENT modelo TB-224^a ($d^* = 0,0001g$),

Determinación de la porosidad: La porosidad de la partícula de un sólido es una medida de la rugosidad y la capacidad de la superficie, se estimó a partir de su relación con la densidad, según la ecuación:

$$e = 1 - \frac{\rho_{ap}}{\rho_{real}} = \frac{\rho_{real} - \rho_{ap}}{\rho_{real}} \quad (2.3)$$

Donde: ρ_{ap} = densidad aparente y ρ_{real} = densidad real del BN

Determinación de la capacidad de sorción de la fracción de interés, con el hidrocarburo seleccionado. Para determinar la capacidad de sorción, se adaptó la metodología aplicada por (Ortiz, 2006, Salazar 2012) basada en el protocolo canadiense *Oil Sorbente: Testing Protocol and Certification Listing Program* y de la norma (ASTM F 726-99), en la cual se determina la masa de hidrocarburo sorbido por gramo de material sorbente, mediante la ecuación:

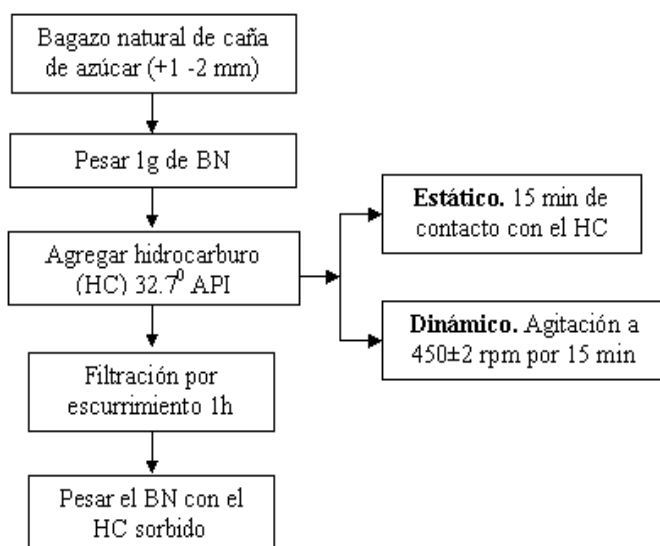
$$Ca = \frac{m_t - m_0}{m_0} \quad (2.4)$$

Donde: Ca = capacidad de sorción, m_t = masa de material impregnado (peso del biosorbente e hidrocarburo sorbido) y m_0 = masa del material biosorbente seco.

La capacidad de sorción máxima se determinó de forma estática y dinámica.

Capacidad de sorción estática. En este método, se pesa 1 gramo de material, se coloca en un recipiente y se le añade el hidrocarburo (32,7 °API). Se deja en contacto un tiempo de 15 minutos a presión atmosférica y temperatura ambiente. Luego es filtrado por escurrimiento (1 hora) en un embudo de malla fina y se cuantifica la ganancia en peso por el método gravimétrico.

Capacidad de sorción dinámica. Estas pruebas se llevan a cabo de igual forma que las pruebas de sorción estáticas, con la diferencia de que el bagazo más el hidrocarburo (32,7 °API), se someten a agitación de 450 ± 2 rpm por un tiempo de 15 minutos en el equipo EUROSTAR IKA LABORTECHNIK, acoplado a un VICOCLIP IKA LABORTECHNIK y se utilizó un impelente tipo turbina cerrada de paleta. En las siguientes figuras se muestra el procedimiento y equipamiento utilizado.



Para los ensayos gravimétricos se utilizó una balanza analítica marca DENVER INSTRUMENT modelo TB-224^a, $d^* = 0,0001g$. Directiva N° 90/384/CEE para balanza de funcionamiento no automático aplicable en los estados miembros de la comunidad europea.

Los cálculos fueron programados y procesados en Excel y para el análisis estadístico se utilizó el software statgraphics centurión XV.II.

Características físico-químicas del hidrocarburo utilizado. El hidrocarburo fue suministrado por el Laboratorio de Análisis de la Empresa Comercializadora de Combustible Villa Clara (ECC-VC), perteneciente a Cuba Petróleo (Cupet), después de realizarle el control de calidad para su certificación. Las características se encuentran dentro de los parámetros de calidad para el diesel regular y son las siguientes:

Densidad a 15 °C: 0,08576 g/cm³: 32,7 °API

Temperatura de inflamación: 76 °C

Destilación:

Temperatura inicial: 187 °C

Temperatura al 50%: 287 °C

Temperatura al 90%: 332 °C

Temperatura final: 352 °C.

Microscopía Electrónica de Barredura (SEM) acoplada a EDX. Las muestras se recubrieron con oro sputtering y la microscopía se realizó utilizando un microscopio electrónico de barrido LEO 440i. Este equipo tiene acoplado un sistema 7060 Oxford de espectroscopia de rayos-X por energía dispersiva (EDX), que permite la determinación cualitativa y semicuantitativa de las composiciones químicas.

Análisis termogravimétrico (TGA) y térmico diferencial (ATD). Los análisis TGA y ATD se realizaron en un equipamiento Shimadzu, modelo TGA-50, usando un flujo 50 mL/min de N₂, desde temperatura ambiente hasta 1000 °C, con una velocidad de calentamiento de 10 °C/min.

Anexo IV. Metodología para el escalado de la tecnología propuesta para el tratamiento de las aguas oleosas en las centrales eléctricas que operan con diésel y “fuel oil”.

Metodología para el escalado de la columna de adsorción (Rodríguez, 2010).

La metodología plantea que tanto para el modelo, como para el prototipo, se deben cumplir los siguientes principios:

1. Existirá similitud geométrica.
2. Existirá similitud térmica, pues el rango de temperatura de trabajo no varía.
3. Las propiedades físicas del fluido se mantienen constantes para garantizar el régimen de transferencia de masa, existiendo similitud cinemática.
4. Existirá similitud dinámica, dado que el Reynolds es constante.
5. El régimen de transferencia de masa se mantiene constante.

Donde:

m	Modelo Experimental (a nivel de laboratorio).
p	Modelo a escala de planta piloto
e	Porosidad.
D_f	Difusividad del agua oleosa.
ρ	Densidad agua oleosa (kg/m^3)
μ	Viscosidad ($\text{gcm}^{-1}\text{s}^{-1}$).
Q	Fflujo de la solución (L/h).
A_f	Área de la sección transversal. (m^2)
v_o	Velocidad del fluido a través de la cama (m/s).
k	Coeficiente de transferencia de masa. (s^{-1})
H	Altura de la cama (m).
D	Diámetro de la columna (m).
Re	Número de Reynold
ΔP	Caída de presión (Pa)
Ψ	Esfericidad o factor de forma.
d_p	Diámetro de la partícula (m)

Procedimiento a seguir:

La metodología a desarrollar para el escalado de la columna de adsorción sería entonces:

El modelo a escala de laboratorio y el de planta piloto serán iguales geométricamente, por lo existirá similitud geométrica, de ahí que la relación H/D es constante e igual en cada sistema, cumpliéndose que:

$$\frac{H_p}{H_m} = \frac{D_p}{D_m} \quad (2.14)$$

Las propiedades físicas del fluido no varían, pues es el mismo tanto en el laboratorio como en el escalado a planta piloto, por tanto;

$$\frac{\rho_p}{\rho_m} = \frac{\mu_m}{\mu_p} \quad (2.15)$$

El rango de temperatura no varía, por lo que se considera similitud térmica.

En operaciones de adsorción, absorción o reacciones catalíticas en lecho fijo o fluidizado, el escalado se efectúa sin variar el tipo de partícula, debido a que la naturaleza, dimensiones y porosidad se mantienen en ambos sistemas, por lo que se cumple que:

$Re_m = Re_p = \text{constante}$.

$$\frac{Re_p}{Re_m} = 1 = (Re) \text{ Relación entre el modelo y el prototipo} \quad (2.16)$$

Al considerar que los sistemas homólogos son semejantes geométrica y térmicamente, se cumple que:

$$\begin{aligned} v_o m &= v_o p = k_1 \\ \frac{v_o p}{v_o m} &= (v_o) = k_1 \text{ Relación entre el modelo y el prototipo} \end{aligned} \quad (2.17)$$

Significa que manteniéndose constantes las dimensiones entre el modelo del laboratorio y el de la planta piloto, así como las propiedades del fluido que circula a través de la columna y el tipo de partícula que se emplee como adsorbente, la velocidad superficial tiene que ser la misma para ambos sistemas. (Treybal 1980).

Obsérvese como influye esto en la ecuación de escala escogida

$$k = \frac{10,9 * Q(1-e)}{dp * A_f} \left[\frac{D_f}{dp * Q/A_f} \right]^{0,5} \left[\frac{D_f * \rho}{\mu} \right]^{0,16} \quad (2.18)$$

Como $Q/A_f = v_o$ luego se sustituye en la ecuación siguiente:

$$k = \frac{10,9(1-e)v_o}{dp} \left[\frac{D_f}{dp * v_o} \right]^{0,5} \left[\frac{D_f * \rho}{\mu} \right]^{0,16} \quad (2.19)$$

k es función de v_o y como $v_o = k_1$ tiene que ser la misma para ambos sistemas, donde k_1 es constante. Si se mantiene constante la velocidad superficial (v_o) la relación de parámetros entre el modelo y el prototipo, será igual en lo referente a la transferencia de masa.

Caída de presión:

Si se selecciona el primer término de la ecuación de Ergun:

$$\frac{\Delta P}{H} = \frac{150(1-e)^2}{e^3} * \frac{\mu * v_o}{\psi^2 * dp^2} \quad (2.20)$$

Donde, e = porosidad, μ = viscosidad, v_o = velocidad superficial, Ψ = factor de forma y dp = diámetro de partículas.

Manteniendo constantes Ψ , e, d_p , y μ , se llega a la siguiente relación:

$$\frac{\Delta P}{H} \text{ es función de } v_o$$

Lo que implica que el valor de caída de presión por unidad de longitud o altura del lecho, depende solamente de que se mantenga la misma velocidad del fluido, o lo que es lo mismo:

ΔP sea función de $H * v_o$ y como $v_o = k_1$ entonces ΔP solo depende de H.

$$\frac{\Delta P_m}{H_m} = \frac{\Delta P_p}{H_p} \text{ (Relación de Escala)} \quad (2.21)$$

Procedimiento para el diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial para el tratamiento de la fase agua oleosa (FAO) diésel.

a) **Dimensionamiento biológico.** El dimensionamiento biológico del humedal se realizó, usando el modelo cinético de primer orden para la remoción de DQO, porque según lo reportado en la literatura por (Reed, 1995; Kadlec y Knight, 1996; Crites y Tchobanoglous, 1998) el comportamiento de los humedales puede estimarse como una cinética de primer orden para la remoción de la DBO₅, DQO, metales y grasa aceites e hidrocarburos. Siendo la ecuación básica de diseño:

$$\ln \frac{C_o}{C_e} = -k * t \quad (2.22)$$

El área superficial del humedal se calcula con el tiempo de retención hidráulico obtenido en la ecuación cinética de primer orden, mediante la ecuación (2.23)

$$A_s = \frac{Q * t}{y * n} \quad (2.23)$$

Siendo: Área superficial, m²: (A_s): Fflujo de agua residual (Q): Porosidad (n): 0,35. Reportada para grava 10-15mm por (Kadlec y Knight, 1996). Profundidad (y). Concentración DQO efluente (C_e): 70 mg/L (LMPP según, NC 27: 2012). Constante cinética (reportada en la

literatura por (Reed, 1995) para humedales horizontales de flujo subsuperficial. Concentración DQO afluente (C_o): 306,02 mg/l

b) **Dimensionamiento hidráulico.** El dimensionamiento hidráulico se utiliza para determinar las dimensiones del sistema (anchura y longitud) una vez conocida su área superficial. El dimensionamiento hidráulico se realiza aplicando la Ley de Darcy, que describe el régimen del flujo en un medio poroso, mediante la ecuación 2.24:

$$A_{st} = \frac{Q}{K_s s} \quad (2.24)$$

Siendo: Área de la sección transversal, m^2 : (A_{st}). Conductividad hidráulica del medio (K_s): Unidad de sección perpendicular a la dirección del flujo ($2\ 500\ m^3/m^2 \cdot d$, con una reducción de 5 como factor de seguridad). Se emplea por la reducción de la conductividad hidráulica que puede ocurrir en el humedal al incrementarse el tiempo de operación, Gradiente hidráulico o pendiente (s): es el (dh/dL), 0,01 m/m, flujo de agua residual afluente al humedal (Q): (se divide a la mitad para proponer dos celdas en el tratamiento).

Procedimiento para el diseño del humedal horizontal de flujo subsuperficial para el tratamiento de la fase agua oleosa “fuel oil”.

a) **Dimensionamiento biológico.** El dimensionamiento biológico del humedal se realiza, usando el modelo cinético de saturación para la remoción de DQO, con las constantes obtenidas en el humedal experimental a escala de laboratorio. Este modelo cinético el que mejor ajuste mostró a los datos experimentales obtenidos. Sustituyendo las constantes obtenidas experimentalmente en la ecuación del modelo (ecuación 2.25), se obtiene el tiempo de retención (t) y mediante la ecuación 2.26 se obtiene el área superficial (A_s) necesaria para lograr la remoción de este contaminante.

$$\frac{1}{t} \ln C_o/C_e = \frac{k}{K} - \frac{1}{K} \left(\frac{C_o - C_e}{t} \right) \quad (2.25)$$

$$A_s = \frac{Q \cdot t}{y \cdot \eta} \quad (2.26)$$

Siendo: Flujo de agua residual (Q): $m^3/día$, Porosidad (η): 0,35 (Reportada para grava 10-15mm por (Kadlec y Knight, 1996), Profundidad (y): m, Concentración DQO efluente (C_e): mg/l (LMPP según (NC 521: 2007), Constante cinética (k): mg/l, Constante de saturación (K): mg/l*h (Obtenidas experimentalmente y Concentración DQO afluente (C_o): mg/l

Dimensionamiento hidráulico. El dimensionamiento hidráulico se utiliza para determinar las dimensiones del sistema (anchura y longitud) una vez conocida su área superficial. El dimensionamiento hidráulico se realiza aplicando la Ley de Darcy, que describe el régimen del flujo en un medio poroso, mediante la ecuación 2.27:

$$A_{st} = \frac{Q}{K_s s} \quad (2.27)$$

Siendo: Conductividad hidráulica del medio (K_s): Unidad de sección perpendicular a la dirección del flujo ($2\,500\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, con una reducción de 5 como factor de seguridad). Se emplea por la reducción de la conductividad hidráulica que puede ocurrir en el humedal al incrementarse el tiempo de operación, Gradiente hidráulico o pendiente (s): es el (dh/dL) , $0,01\text{ m/m}$, flujo de agua residual afluente al humedal (Q): m^3/d (se divide a la mitad para proponer dos celdas en el tratamiento).

Sustituyendo en la ecuación 2.27, se obtiene un área de la sección transversal. Calculada el área de la sección trasversal, y dividiendo este valor entre la profundidad se determina el ancho. Conocido el ancho y teniendo en cuenta el área superficial determinada con el dimensionamiento biológico se determina la longitud del sistema dividiendo dicha superficie entre el ancho.

Cálculo del diámetro de las tuberías de alimentación y distribución. Se calcula el área (A) mediante la expresión 2.28 (Pavlov, 1981).

$$A = \frac{Q}{v} \quad (2.28)$$

Siendo: flujo (Q) = $3.25\text{ m}^3/\text{d}$, velocidad (v) = $0,2\text{ m/s}$ para la tubería de alimentación y para la tubería de distribución

Tubería de recolección. La recolección del agua residual efluente se realiza por medio de tuberías perforadas colocadas en el fondo del humedal.

Distribución de los orificios. La colocación de los orificios en la tubería perforada es fundamental para obtener una distribución uniforme del agua residual en todo el lecho del humedal. Además debe cumplirse la condición de Brix and Arias (2005) que el gasto total de los orificios debe ser menor que el caudal suministrado al humedal para mantener la tubería llena de agua residual y de esta forma, la misma pueda distribuirse por todos los orificios.

Anexo V. Funcionamiento y especificaciones técnicas de la centrífuga utilizada en la limpieza del diésel.

La centrífuga que se utiliza para la limpieza del diésel opera de la siguiente forma: primeramente consume cuatro minutos para alcanzar las máximas rpm (aproximadamente 7100 rpm), conociéndose como etapa de arranque. Transcurrido este tiempo, realiza un enjuague con agua presión, con el objetivo de eliminar las impurezas que puedan encontrarse en su interior del proceso de centrifugación anterior. En este momento comienza un nuevo ciclo de centrifugación que dura 2 horas (tiempo establecido en el emplazamiento). En este tiempo se centrifugan aproximadamente 9000 litros de diésel. Este ciclo se repite durante el tiempo que se esté realizando esta operación en la central eléctrica.

Especificaciones técnicas de la centrífuga utilizada para la limpieza del diésel (PIERALISI Nuova MAIP. 60035 JESI Italia).

Modelo.	FPCG-MO 32
Número.	AI1195
Año de fabricación.	2006
rpm máx.	7100
ρ máx. (kg/dm³).	1.05

Anexo VI. Caracterización física y fisico-química del agua oleosa total generada en el proceso de centrifugación del diésel.

Caracterización fisico-química del agua oleosa total.

Tabla 3.1. Comparación de los valores medios obtenidos en la caracterización físico- química realizada al agua oleosa total (AOT) con el Límite Máximo Permissible Promedio (LMPP) establecido.

Parámetros	UM	LMPP NC 27. 2012	AOT
pH	u	6,5 – 8,5	7,42 ± 0,51
Sólidos totales	mg/L	-	715,8 ± 86,57
Sólidos sedimentables	ml/L	5	0
Demanda química de oxígeno	mg/L	250	1951,57±22,59
Grasas y aceites	mg/L	30	4818,7±101,08
Hidrocarburos totales	mg/L	PV	4615,7±149,17
Plomo	mg/L	-	0,15
Cobre	mg/L	-	0,06
Zinc	mg/L	-	0,61
Hierro	mg/L	-	10,4

P.V. Prohibido el vertimiento. Fuente NC-27-2012.

Caracterización física del agua oleosa total.

Tabla 3.2. Resultados caracterización física agua oleosa total generada en Central Eléctrica diésel “Santa Clara Industrial”. Validación del procedimiento (tiempo de centrifugación 2 h y cantidad de diésel centrifugado 9000 L).

Fase combustible (FC)			Fase intermedia (FI)			Fase agua oleosa (FAO)					
Vol. (ml)	Dens. (g/ml)	masa (g)	% (v/v)	Vol. (ml)	Dens. (g/ml)	masa (g)	% (v/v)	Vol. (ml)	Dens. (g/ml)	masa (g)	% (v/v)
4900	0.854	4184.6	40.8	300	0.961	288.3	2.5	6800	0.995	6698.0	56.7
4700	0.865	4065.5	40.3	270	0.964	260.3	2.3	6700	1.010	6767.0	57.4
5000	0.856	4280.0	41.3	300	0.956	289.8	2.5	6800	1.006	6840.8	56.2
5100	0.851	4340.1	42.1	250	0.965	241.3	2.1	6750	1.009	6810.8	55.8
4800	0.868	4166.4	42.9	240	0.940	225.6	2.1	6160	1.006	6197.0	55.0

5100	0.851	4340.1	41.8	260	0.965	250.9	2.1	6840	0.998	6757.9	56.1
5100	0.858	4375.8	42.9	270	0.958	261.4	2.3	6530	1.013	7072.0	54.9
6000	0.864	5184.0	42.9	400	0.964	385.6	2.9	7600	0.995	7562.0	54.3
5700	0.866	4936.2	42.2	300	0.955	289.5	2.2	7500	1.002	7515.0	55.6
6100	0.856	5221.6	43.3	400	0.946	386.4	2.8	7600	1.005	7638.0	53.9
5800	0.851	4935.8	42.3	350	0.965	337.8	2.6	7550	1.009	7618.0	55.1
5500	0.866	4763.0	42.3	340	0.943	320.6	2.6	7160	1.005	7195.8	55.1
6000	0.851	5106.0	42.9	400	0.985	386.0	2.9	7600	0.998	7508.8	54.3
5800	0.857	4970.6	42.3	350	0.967	338.5	2.6	7550	1.009	7618.0	55.1
5400	0.858	4633.6	42.2	316	0.960	304.4	2.5	7081	1.004	7128.5	55.4
2.4E+05	4.11E-05	1.8E+05	7.2E-01	3.3E+03	1.31E-04	3.1E+03	7.5E-02	2.4E+05	3.38E-05	2.1E+05	9.5E-01
4.9E+02	6.41E-03	4.2E+02	8.5E-01	5.7E+01	1.15E-02	5.6E+01	2.8E-01	4.9E+02	5.81E-03	4.6E+02	9.7E-01

Tabla 3.2. Continuación.

Agua oleosa total (AOT)			
Vol. (ml)	masa (g)	Dens. (g/ml)	
12000	11170.9	0.931	
11670	11092.8	0.951	
12100	11410.6	0.943	
12100	11392.1	0.941	
11200	10589.0	0.945	
12200	11348.9	0.930	
11900	11709.2	0.984	
14000	13131.6	0.938	
13500	12740.7	0.944	
14100	13246.0	0.939	
13700	12891.5	0.941	
13000	12279.4	0.945	
14000	13000.8	0.929	
13700	12927.0	0.944	
12798	12066.5	0.941	
1.0E+06	8.3E+05	4.81E-05	
1.0E+03	9.1E+02	6.93E-03	

Tabla 3.3. Volumen real de los picnómetros utilizados en la determinación de la densidad.

Picnómetro	P ₀ (g)	P _f (g)	M(g)	V _p (ml)	V _p (L)
1 (25 ml)	18.5229	43.5512	25.0283	25.0	0.0250
2 (50 ml)	29.2158	78.8208	49.605	49.6	0.0496
3 (50 ml)	29.2728	79.0082	49.7354	49.7	0.0497
4 (50 ml)	30.3652	79.7519	49.3867	49.4	0.0494
5 (10 ml)	11.0699	21.1994	10.13	10.13	0.0101

Leyenda.

P₀ – peso del picnómetro vacío.

P_f– peso del picnómetro lleno con agua destilada.

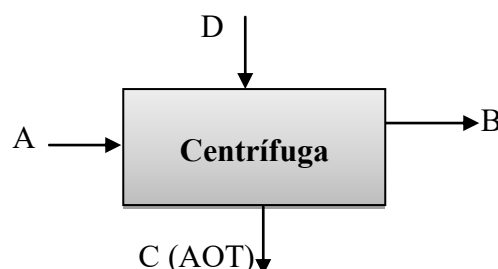
M – masa de agua destilada (g)

V_p – volumen real del picnómetro (ml)

Anexo VII. Balance de materiales realizado en el proceso de centrifugación del diésel.

Datos.
Tiempo de centrifugado: 2 h
Capacidad nominal de la centrifuga diésel: 9000 L
Densidad diésel regular: 0.847 (g/cm ³)
Densidad agua oleosa total (AOT): 0,942 (g/cm ³)*
Densidad fase agua oleosa (FAO): 1,004 (g/cm ³)*
Densidad fase intermedia (FI): 0,96 (g/cm ³)*
Densidad fase combustible (FC diésel): 0,858 (g/cm ³)*
Volumen de AOT: 12,798 L*

*Resultados obtenidos de las mediciones y la validación realizada. Tabla 3.3. Anexo VI



ENTRADAS.

Cantidad de diésel sucio (**A**): 9000 L

Combustible limpio (**B**): (consumo en un año) = 3297.09 t

Volumen de AOT (**C**) = 12.798 L (agua oleosa total que se genera en una centrifugación de 2h que contiene las 3 fases)

$$\% C (AOT) = 100 * 12.798 \text{ L} / 9000 \text{ L} = 0.14\%$$

Por tanto C (AOT) = 0.14% A

Combustible sin limpiar (A) = (0.14/100) + B

masa de A.

$$A = B + (0.0014 A)$$

$$A - (0.0014 A) = B$$

$$A (0.9986) = B$$

$$A (\text{ton}) = B / 0.9986 = 3297.09 / 0.9986 = 3301.78 \text{ t}$$

D = Cantidad de agua para sellado y lavado, que sale en el agua oleosa total (AOT)

SALIDAS

masa de B = 3297.09 t (es el combustible limpio = consumo de diésel/año)

masa de C (AOT) = A – B = 3301.78 t – 3297.09 t = 4.69 t (generada en un año)

Según mediciones realizadas (para 9000 L de diésel procesado, en 2h de centrifugación)

Vol. FC = 5400 ml = 5.4 L

Vol. FI = 316 ml = 0.316 L

Vol. FAO = 7081 ml = 7.081 L.

Cálculo de las masas de las tres fases

masa de FC = Vol. FC * ρ FC = 5.4 L * 0.858 kg/L = 4.6 kg

masa de FI = Vol. FI * ρ FI = 0.316 L * 0.96 kg/L = 0.36 kg

masa de FAO = Vol. FAO * ρ FAO = 7.081 L * 1.004 kg/L = 7.1 kg

Cálculo de los índices de ambas fases.

Índice (kg FC/ t producto procesado) = masa FC/ MTPP = 4.6 kg/7.63 t

Índice (kg FC/ t productos procesados) = 0.607

Índice (kg FI/ t producto procesado) = masa FI/ MTPP = 0.36 kg/7.63 t

Índice (kg FI/ t producto procesado) = 0.040

Índice (kg FAO/ t producto procesado) = masa FAO/ MTPP = 7.1 kg/7.63 t

Índice (kg FAO/ t producto procesado) = 0.934

Índice (kg AOT/ t producto procesado) = masa AOT/ MTPP = 12 kg/7.63 t

Índice (kg AOT/ t producto procesado) = 1.581

Tabla 3.4. Resultados obtenidos de la producción de FC (diésel), FI y FAO por cada centrifugación (2h).

	CE SC Industrial (2h centrifugación)
Diésel procesado (L)	9000
Masa diésel procesados (Kg)	7630.2
FASES	
Fase combustible (L)	5.40
Fase combustible (% v/v)	42.2
Fase combustible (Kg)	4.63
Índice kg de fase combustible (FC) por tonelada de producto procesado	0.607
Fase intermedia (L)	0.32
Fase intermedia (% v/v)	2.5
Fase intermedia (kg)	0.3
Índice kg de fase intermedia (FI) por toneladas de producto procesado	0.040
Fase agua oleosa (L)	7.08
Fase agua oleosa (% v/v)	55.4
Fase agua oleosa (kg)	7.1
Índice kg de fase agua oleosa (FAO) por tonelada de productos procesado	0.934
Volumen total de residual líquido generado (L)	12.80
Masa total de residual liquido generado (Kg)	12.1
Índice kg de AOT generada por tonelada de producto procesado	1.581

Anexo VIII. Inventarios de los principales contaminantes presentes en el agua oleosa total (AOT) y la fase agua oleosa (FAO).

Tabla 3.6. Inventario de los principales contaminantes presentes en el AOT antes de la separación física (sedimentación).

Contaminantes	Unidad	AOT antes de la sedimentación
pH	U	7,42±0,51
Demanda química de oxígeno (DQO)	(kg/m ³)	2,0± 22,59
Grasas y aceites (G y A)	(kg/m ³)	4,8±101,08
Hidrocarburos totales (HCT)	(kg/m ³)	4,6±149,17
Sólidos totales (ST)	(kg/m ³)	0,7±86,6
Pb	(kg/m ³)	1,5E-04
Cu	(kg/m ³)	6,0E-05
Zn	(kg/m ³)	6,1E-04
Fe	(kg/m ³)	1,0E-02

Tabla 3.8. Inventario de los principales contaminantes presentes en la FAO después de la separación de la fase combustible (diesel).

Contaminantes	Unidad	AOT después de la sedimentación
pH	U	7,2±0,32
Demanda química de oxígeno (DQO)	(kg/m ³)	0,8±77,5
Grasas y aceites (G y A)	(kg/m ³)	1,0±33,4
Hidrocarburos totales (HCT)	(kg/m ³)	0,9±49,3
Sólidos totales (ST)	(kg/m ³)	0,7±88,92
Pb	(kg/m ³)	1,0E-04
Cu	(kg/m ³)	5,0E-05
Zn	(kg/m ³)	6,1E-04
Fe	(kg/m ³)	1,0E-02

Anexo IX. Resultados del tamizado del bagazo natural de caña de azúcar (BN)

Tabla 3.9. Análisis granulométrico del BN en la etapa de molienda – tamizado.

Tamaño de poro del tamiz (mm)	Cantidad del material (g)	Fracción %
- 4 mm	14.1	6.0
- 2 + 4 mm	50.2	20.0
- 1 + 2 mm	100.0	41.0
- 0.5 + 1 mm	25.3	10.0
- 0.5 mm	55.4	23.0
Total	245.0	100.00

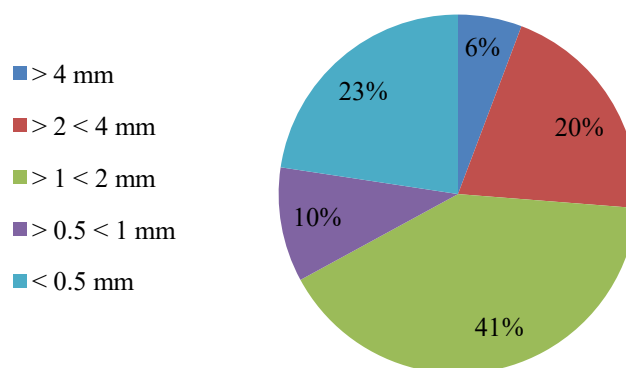


Fig.3.5. Rendimiento de las fracciones en la etapa de tamizado del BN.

Anexo X. Resultados obtenidos de la caracterización física del bagazo natural de caña de azúcar (BN).

Tabla 3.10 (a). Determinación de la humedad del BN a 105 °C.

Humedad %	
8,12	
7,71	
7,11	
7,35	
8,16	
7,25	
7,26	
7,57	Media
0,4337	DE

Tabla 3.10 (b). Determinación de la densidad aparente BN.

Tara Probeta (g)	Probeta + BN (g)	Diferencia (g)	ρ_{ap} (g/ml)
71,5396	73,6168	2,0772	0,0692
71,3658	73,5423	2,1765	0,0726
71,5396	73,5600	2,0204	0,0673
		Media	0,0697
		DE	6,9E-06

Tabla 3.10 (c).Determinación de la densidad real del BN.

Tara Picn.(g)	Picn.+ BN (g)	Picn. +BN + agua (g)	ρ_{real} (g/ml)
30,8024	31,8024	80,5118	0,1655
30,4309	31,4309	80,3481	0,1656
28,0587	29,0587	77,9174	0,1656
		Media	0,1656
		DE	1,4E-05

Tabla 3.10 (d). Resultados obtenidos en la determinación de la capacidad de sorción estática.

Diámetro del BN (-2 + 1mm). Diesel regular (32,7 °API).

PB (g)	PC (g)	Pemb (g)	Peso total (g)	PHCa (g)	H %	M agua (g)	PBS (g)	Ca (15 min)
1,0005	8,6934	0,8689	12,1678	1,6950	7,57	0,0757	0,9248	1,7356
1,0004	10,4781	0,8030	13,9291	1,8476	7,57	0,0757	0,9247	1,7818
1,0000	7,9623	0,8385	11,5677	1,8869	7,57	0,0757	0,9243	1,9116
							Media	1,8097
							DE	0,0913

Tabla 3.10 (e). Resultados obtenidos en la determinación de la capacidad de sorción dinámica.

Diámetro del BN (-2 + 1mm). Diesel regular (32,7 °API)

PB (g)	PC (g)	Pemb (g)	Peso total (g)	PHCa (g)	H %	M agua (g)	PBS (g)	Ca (15 min)
1,0005	8,8039	0,8639	12,2696	1,8013	7,57	0,0757	0,9248	1,7316
1,0006	10,2720	0,8032	13,184	1,7426	7,57	0,0757	0,9249	1,8842
1,0003	8,0421	0,8424	11,4667	1,7819	7,57	0,0757	0,9246	1,7109
							Media	1,7756
							DE	0,0946

Leyenda

PB: peso de bagazo húmedo

PC: peso del crisol

PHCa: peso del hidrocarburo adsorbido

Pemb: peso del embudo de malla

M agua: masa de agua en bagazo

PBS: peso bagazo seco

Ca: capacidad de sorción (g de HC/g de BS)

Anexo XI. Resultados experimentales del proceso de biosorción del hidrocarburo con el bagazo natural a Batch. Estudios termodinámicos.

25°C			35°C		
C ₀ (g/L)	C _e (g/L)	q _e (g/g)	C ₀ (g/L)	C _e (g/L)	q _e (g/g)
0,4780	0,0240	0,2454	0,4530	0,01800	0,2352
0,4820	0,0200	0,2499	0,4620	0,01000	0,2445
0,4800	0,0220	0,2476	0,4580	0,01400	0,2401
1,2320	0,1680	0,5753	1,2290	0,14000	0,5889
1,2450	0,1750	0,5787	1,2320	0,15200	0,5841
1,2380	0,1720	0,5765	1,2310	0,14600	0,5868
1,7940	0,2360	0,8424	1,5510	0,13800	0,7641
1,8160	0,1630	0,8942	1,8900	0,30700	0,8563
1,8050	0,2000	0,8680	1,7210	0,22300	0,8102
2,5880	0,7710	0,9825	2,4900	0,53100	1,0592
2,0900	0,7590	0,7200	2,7150	0,76100	1,0568
2,3390	0,7650	0,8513	2,6030	0,64600	1,0582
3,3670	1,2450	1,1476	3,5550	1,15200	1,2994
3,4930	1,3480	1,1603	3,3100	1,23800	1,1208
3,4300	1,2970	1,1536	3,4330	1,19500	1,2104
4,0960	1,7650	1,2608	4,2800	2,02700	1,2180
4,3250	1,7450	1,3957	4,4500	2,08800	1,2775
4,2110	1,7550	1,3284	4,3650	2,05800	1,2475
5,0840	2,6350	1,3248	5,2400	2,85400	1,2907
5,2370	2,6890	1,3778	5,2660	2,87900	1,2912
5,1610	2,6620	1,3516	5,2530	2,86700	1,2907

Leyenda.

C₀(g/L). Concentración inicial de hidrocarburo (diésel).

C_e (g/L). Concentración de hidrocarburo (diésel) en equilibrio (filtrado residual).

q_e (g/g). Concentración de hidrocarburo (diésel) en el biosorbente (adsorbido o removido)

Anexo XII. Resultados experimentales de la cinética de la remoción de hidrocarburo con el bagazo de caña natural.

25°C			35°C		
t(min)	Ce (g/L)	qt (g/g)	t(min)	Ce (g/L)	qt (g/g)
0,5	0,0120	0,8360	0,5	0,1280	1,5220
0,5	0,0200	0,8020	0,5	0,0180	1,6230
0,5	0,0160	0,8164	0,5	0,0730	1,5725
1	0,0400	0,8080	1	0,0270	1,6350
1	0,0240	0,8440	1	0,1230	1,5780
1	0,0280	0,8370	1	0,0750	1,6065
3	0,0240	0,8560	3	0,0540	1,6060
3	0,0280	0,7970	3	0,0480	1,5890
3	0,0320	0,8330	3	0,0510	1,5975
5	0,0460	0,8317	5	0,0460	1,6110
5	0,0480	0,8220	5	0,0360	1,5900
5	0,0420	0,8300	5	0,0410	1,6005
7	0,0220	0,8230	7	0,0240	1,5860
7	0,0280	0,8120	7	0,0200	1,6060
7	0,0300	0,8260	7	0,0220	1,5960
9	0,0340	0,8280	9	0,0500	1,6030
9	0,0310	0,8250	9	0,0600	1,6080
9	0,0350	0,8300	9	0,0550	1,6055

Leyenda.

Ce (g/L). Concentración de hidrocarburo (diésel) en equilibrio (filtrado residual).

qt (g/g). Concentración de hidrocarburo (diésel) en el biosorbente (adsorbido o removido)

t(min). Tiempo de contacto

Anexo XIII. Resultados experimentales de los estudios en columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar (BN). Curva de ruptura o quiebra.

Tabla 3.16. Valores de los parámetros analizados al efluente de la columna de relación (H/D=6,15) rellena con BN con diámetro de partículas (+1 -2 mm)

# M	t(h)	IHC mg/L	Eficiencia (%)
1	0	1444,9	0,0
2	1	574,8	60,3
3	2	605,4	58,1
4	3	848,0	41,3
5	4	901,2	37,6
6	5	979,0	32,2
7	6	1003,0	30,6
8	7	1279,0	11,5
9	8	1344,4	7,0
10	9	1386,0	4,1
11	10	1391,5	3,7
12	11	1394,3	3,5

Tabla 3.17. Valores promedios de los parámetros analizados al afluente y al efluente de la columna rellena con BN

Parámetros	Unidades	Afluente	Efluente	%R
pH	u de pH	7,14	7,60	0
CV	mg/L. Pt	250	250	0
DQO	mg O ₂ /L	651.32	235,5	63.8
IHC	mg/L	1444,9	574.1	60.3

Anexo XIV. Remoción de hidrocarburos en el efluente del sistema compuesto por una columna rellena con bagazo natural de caña de azúcar como biosorbente, seguida de un humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Tabla 3.19. Valores de los de los parámetros analizados a los efluentes del sistema a diferentes tiempos de retención hidráulico.

TRH: 2,81 días						
Parámetros	UM	Afluente	Efluente HFSP	% R	Efluente HFSSP (control)	% R
Potencial de hidrógeno (pH)	u de pH	7,76	7,50	-	8,50	-
Color verdadero (CV)	mg/L. Pt	250	100	60	250	0
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg O ₂ /L	695,5	146,43	78,94	250,65	64,05
Índice de hidrocarburos (IHC)	mg/L	1444,9	94,1	93,45	135,3	90,63
Oxígeno disuelto (OD)	mg O ₂ /L	0	3,25	-	1,95	-
TRH:3,5 días						
Parámetros	UM	Afluente	Efluente HFSP	% R	Efluente HFSSP (control)	% R
Potencial de hidrógeno (pH)	u de pH	7,76	7,34	-	7,77	-
Color verdadero (CV)	mg/L. Pt	250	70	72,0	175	30,0
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg O ₂ /L	695,5	105,60	84,8	278,30	59,9
Índice de hidrocarburos (IHC)	mg/L	1444,9	22,4	98,45	142,7	90,1
Oxígeno disuelto (OD)	mg O ₂ /L	0	3,70	-	1,77	-
TRH:7 días						
Parámetros	UM	Afluente	Efluente HFSP	% R	Efluente HFSSP (control)	% R
Potencial de hidrógeno (pH)	u de pH	7,76	7,64	-	7,52	-
Color verdadero (CV)	mg/L. Pt	250	45	82,0	100	60,0
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg O ₂ /L	695,5	62,24	91,05	106,43	84,7
Índice de hidrocarburos (IHC)	mg/L	1444,9	15,2	98,95	29,3	98,0
Oxígeno disuelto (OD)	mg O ₂ /L	0	3,70	-	2,98	-

Leyenda.

TRH. Tiempo de retención hidráulico.

HFSP. Humedal de flujo subsuperficial plantado

HFSSP. Humedal de flujo subsuperficial sin planta

Anexo XV. Descripción de los costos de las inversiones del sistema de tratamiento propuesto para la CE diesel Santa Clara Industrial.

Costos de inversión.

1. Columna de lecho fijo rellena con bagazo de caña de azúcar.

Tubo de 4 pulgadas de PVC: 6 m. Especificaciones técnicas: diámetro nominal: 4 pulgadas, 100 mm. Presentación: tubos de PVC de 6 metros. *Según ofertas de tubos de acero de la firma COVAL según sitio internet www.coval.com.co.*

Costo unitario: \$238.372 (para 6 metros). Precio sin IVA. **Costo total:** \$238.372 CUC

Tapones hembras de PVC. 6 unidades. Especificaciones técnicas: diámetro nominal 4", 100 mm, para tubería PVC o AC.

Costo unitario: \$52.019. Precio con IVA. **Costo total:** \$312.1 CUC

Cantidad de bagazo a utilizar. El precio de bagazo de caña de azúcar es de 0,02 pesos el kg.

Costo total: \$ 20 CUP

Confección de confección (1 columna). \$450 CUC. Se necesitan tres columnas.

Costo total: \$ 1 350 CUP

Costo total de las tres columnas: \$1 920, 49 CUP

2. Humedal rectangular horizontal de flujo subsuperficial.

Elemento	Costo unitario (\$/m ²)	Costo (\$)
Evaluación del sitio.	0,3	0,6
Limpieza del sitio.	0,5	1,0
Plantas.	0,4	0,8
Siembra.	0,5	1,0
Movimiento de tierra.	2,5	5,1
Recubrimiento	2,1	3 829,5
Medio Grava/Suelo		449,6
Estructura de entrada y descarga.	1,3	2,6
Costos de ingeniería.	0,7	1,4
Total		4 291,5

Costo total del humedal: \$ 4 291,5 (para dos celdas)

3. Tuberías y accesorios.

Tubo de 1 pulgada: 30 m. Especificaciones técnicas: diámetro nominal: 1 pulgada, 25,4 mm Presentación: tubos 6 metros. *Según ofertas de tubos de acero galvanizado de la firma COVAL según sitio internet www.coval.com.co.* **Costo unitario:** \$22,38 CUC

Costo total: \$119,9 CUC

Tubo de ½ pulgada: 12 m. Especificaciones técnicas: diámetro nominal: 0.5 pulgada, 12,7 mm. Presentación: tubos de acero de 6 metros. *Según ofertas de tubos de acero de la firma COVAL según sitio internet www.coval.com.co.* **Costo unitario:** \$11,04 CUC.

Costo total: \$22,08 CUC

T de 1 pulgada: 2 unidades. Especificaciones técnicas: diámetro nominal: 4 pulgadas, 114 mm. *Según ofertas de tubos de acero de la firma COVAL según sitio internet www.coval.com.co.*

Costo unitario: \$1,26 CUC

Costo total: \$2,52 CUC

Codos de 90° ½ pulgada. 18 unidades. Especificaciones técnicas: diámetro nominal: 4 pulgadas, 114 mm. *Según ofertas de tubos de acero de la firma COVAL según sitio internet www.coval.com.co.* **Costo unitario:** \$0,39 CUC

Costo total: \$7,02 CUC

Codos de 90° 1 pulgada. 4 unidades. Especificaciones técnicas: diámetro nominal: 4 pulgadas, 114 mm. *Según ofertas de tubos de acero de la firma COVAL según sitio internet www.coval.com.co.* **Costo unitario:** \$0,50 CUC

Costo total: \$2,00 CUC

Válvula de bola de 1 pulgada. 2 unidades. Especificaciones técnicas: diámetro nominal: 4 pulgadas, 114 mm. *Según ofertas de tubos de acero de la firma COVAL según sitio internet www.coval.com.co.* **Costo unitario:** \$21,9 CUC

Costo total: \$42,18 CUC

Bomba centrífuga de impelente abierto. Especificaciones técnicas: Bomba de impelente abierto para aguas oleosas que no contengan sólidos en suspensión. Código EB 10 010 firma SALVADOR ESCODA S.A. Potencia: 0,75 CV. Flujo: 0,6 m³/h. Altura máxima de aspiración: 7 m.c.a

Costo total: \$216,54 CUC

4. Costo total de la inversión para el sistema de tratamiento completo.

Equipos	Costo actualizado (\$)
Columna (para tres columnas)	1 920,49
Tuberías y accesorios	822,36
Humedal (para 2 celdas)	4 291,5
Bomba centrífuga	216,54
Total	6 616,19

Costo de operación del sistema.

Para la estimación del costo de producción se tuvo en cuenta lo siguiente: el cálculo de los costos de operación de las bombas se estiman como un 20 % del costo de adquisición según recomendaciones de *Peters & Timmerarhaus, (2003)*. Se asume que el sistema trabajará durante todo el año y que se necesita un obrero para operarlo, por ser este sistema de baja complejidad tecnológica. Se toma en cuenta además los costos por mantenimiento y de laboratorio para llevar a cabo el monitoreo recomendado.

Mano de obra. \$3 900 al año (Un operario con un salario de 325 pesos mensuales).

Análisis de laboratorio. \$1 389,1 (4 muestras semanales por 4 meses para la evaluación del sistema, y una muestra semanal para funcionamiento)

Mantenimiento. \$297,73 al año.

Ingresos considerando las externalidades. Para estimar la factibilidad del sistema propuesto y las inversiones asociadas con la adquisición de bombas tuberías y accesorios, es necesario considerar en los ingresos los costos evitados a la salud de las personas en caso de contaminación del suelo y las aguas subterráneas. El valor estimado es de **\$17 200 por año**, teniendo en cuenta que el suelo y subsuelo constituyen un recurso natural difícilmente renovable que desempeña funciones como medio filtrante durante la recarga del manto acuífero y la protección de los mismos (*Saval, 1995*). En un suelo contaminado, los hidrocarburos pueden estar disueltos en el agua, adsorbidos en el material del acuífero o sedimentados sobre las rocas (líquidos densos en fase no acuosa) (*Contreras, 2003*).

Se incluyó los ingresos la recuperación y reutilización en la propia CE, de la fase combustible (FC) diesel, para un monto de **\$1 897,25 pesos por año**.

Total de ingresos: \$1 9097,25

[illegible]

Anexo XVII. Sistema de tratamiento. Principios de funcionamiento.

Trampa de grasa “MAN”. La trampa es un equipo primario de separación mecánica basado en la diferencia de densidades de los líquidos inmiscibles afluentes. Esta trampa posee seis compartimientos, por lo que el agua antes de su vertimiento tiene posibilidades de eliminar fase combustible y otras sustancias que se hayan incorporado a la misma, los cuales constituyen contaminantes para el frágil ecosistema que roe la entidad. A continuación se muestra el esquema de la trampa de grasa “MAN”.

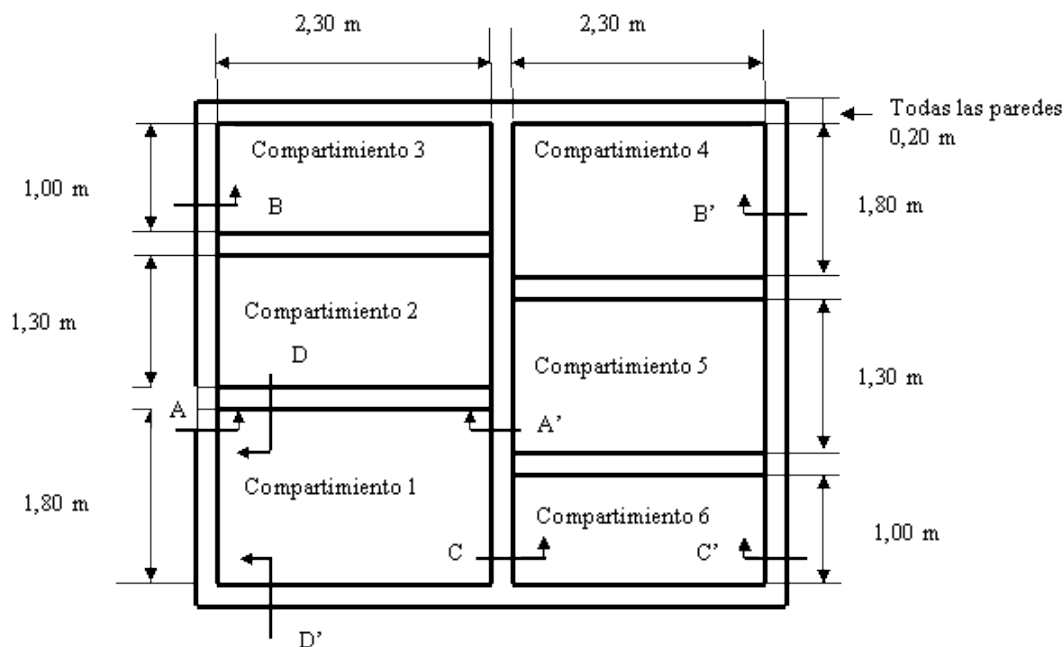


Fig. 4.2. Vista superior trampa de grasa “MAM”.

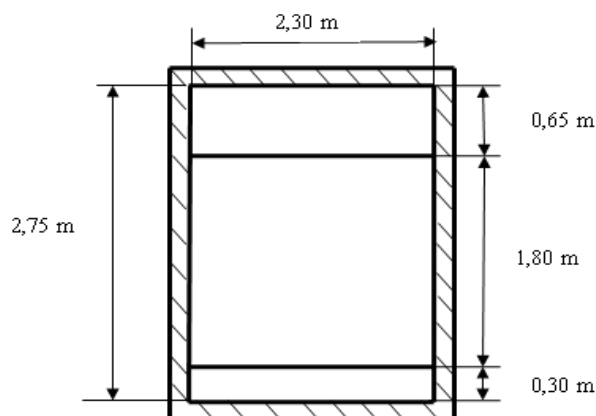


Fig. 4.3. Sección A –A': Detalle de la pared de unión compartimientos 1 y 2. (Este mismo detalle se repite en la división de los compartimientos 2 al 3, 4 al 5 y 5 al 6).

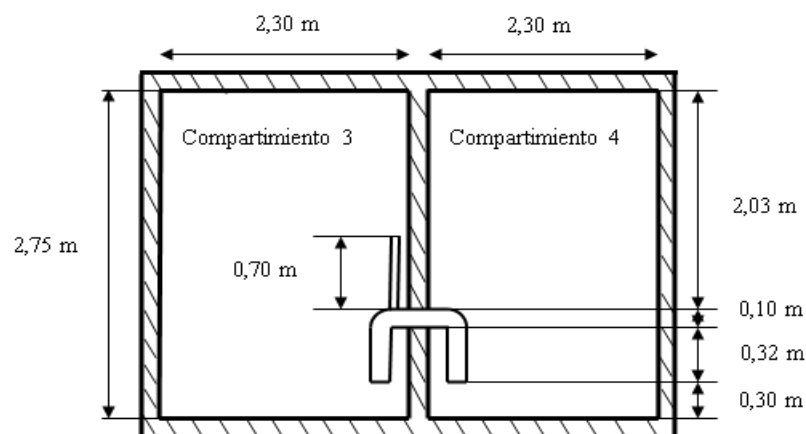


Fig. 4.4. Sección B –B': Detalle del sifón de unión compartimientos 3 y 4.

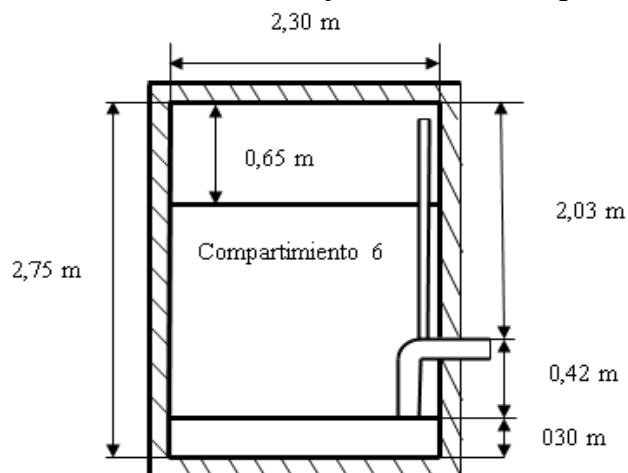


Fig. 4.5. Sección C- C': Detalle de la salida del efluente por el compartimiento 6.

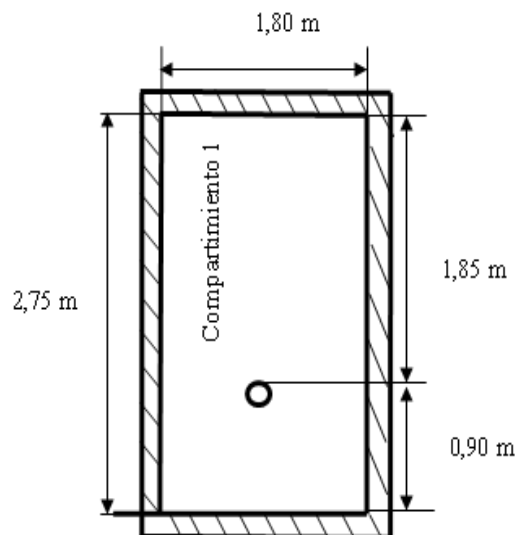


Fig. 4.6. Sección D- D': Detalle de la entrada del afluente al compartimiento 1.

En el primer compartimiento debe quedar la mayor parte de la fase combustible (“fuel oil”) proveniente del agua oleosa total (lodo), los siguientes compartimientos deben actuar como rectificadores del proceso.

Para una explotación óptima de la instalación deben dominarse a la perfección los principios de funcionamiento, los patrones de flujo, los tiempos de retención y las disciplinas tecnológicas más probables y como contrarrestar sus efectos negativos.

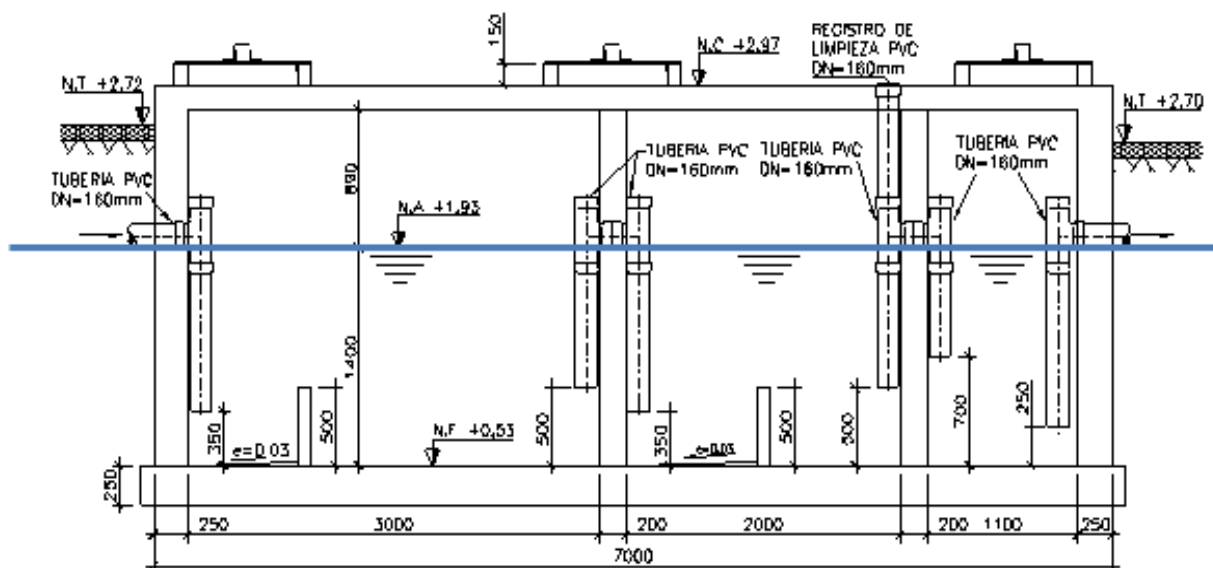
El número de compartimiento, sus volúmenes útiles y demás elementos constructivos obedecen a criterios técnicos de los diseñadores. El afluente se incorpora al equipo por el compartimiento 1, en este compartimiento ocurre la primera separación: la fase combustible (“fuel oil”) y demás materiales menos densos que el agua irán a la superficie, en tanto la fase agua oleosa estará en la parte inferior del compartimiento. La comunicación de ese compartimiento 1 con el 2 es por la parte inferior, razón por la cual la trampa debe estar llena de agua en su volumen útil antes de empezar su operación normal. De no existir este sello de agua todo el fluido entrante pasaría al segundo compartimiento sin que exista la separación requerida en el compartimiento 1. Del compartimiento 2 al 3 el fluido pasa también por la parte inferior, aplicándose el principio descrito anteriormente. Como se aprecia los compartimientos 1, 2 y 3 se comunican por la parte inferior, para que los sólidos incorporados al flujo de entrada y sustancias cuya densidad sea mayor a la fase agua oleosa, sedimenten en esos tres compartimientos. Para evitar que las sustancias sedimentadas se esparzan por todo el equipo se dio una solución tecnológica diferente para el paso del fluido del compartimiento 3 al 4 por medio de un sifón invertido, en este caso solo pasará al compartimiento 4 la fase agua oleosa y su toma se realizará a 300 mm del fondo aproximadamente.

El sifón de paso de la fase agua oleosa del compartimiento 3 al 4 y sifón de salida por el compartimiento 6 son los que realmente definen el volumen útil de trabajo de la trampa. Desde el compartimiento 3 comienza el flujo de agua al compartimiento 4 cuando en el compartimiento 3 se haya alcanzado la altura de 62 cm, el diámetro del tubo del sifón es de 100 mm. Todo el volumen que se encuentra por encima del tubo del sifón es volumen muerto y no debe ser utilizado bajo ninguna circunstancia.

El nivel de líquido en toda la trampa se mantiene constante y es un elemento de diseño que no debe ser alterado, por tanto en las trampas no se requiere de una válvula para controlar el flujo

de salida. Cualquier intervención en este sentido solo puede interferir el libre trabajo del equipo.

Trampa de grasa “HYUNDAI”. El principio de funcionamiento de estas trampas no se explica en detalle por su similitud con las trampas “MAN”. Solo se debe destacar que entre los tres compartimientos el paso del agua siempre es por medio de sifones (Ver figura 4.6).



Fi. 4.7. Esquema trampa de grasa “HYUNDAI”.

Foso oleaginoso. Actualmente el foso oleaginoso está actuando como un tanque de almacenamiento intermedio que permite hacer combinaciones de bombeos y rebombeos. No se están obteniendo los beneficios potenciales del equipo el cual puede efectuar una primera decantación, de esa forma se aumenta la eficiencia total del sistema.

Este equipo presenta una división intermedia, la altura de esa pared intermedia medida desde la parte superior del tanque es de 1,30 m aproximadamente (el equipo se encontraba lleno de agua oleosa total y no fue posible rectificar exactamente sus dimensiones) esta altura no debe nunca ser sobrepasada por el nivel del tanque (si se quiere aprovechar este beneficio potencial), en ese caso pasaría la fase combustible (“fuel oil”) al compartimiento trasero. A este compartimiento trasero solo debe acceder el agua mediante los orificios situados en el fondo de la pared divisoria entre ambos compartimientos. En su proceso normal de funcionamiento debe extraérsele el agua del compartimiento trasero y enviarla hacia la trampa de residuales MAN, para este proceso de bombeo no existe actualmente sistema disponible.

El nivel de trabajo máximo del foso oleaginoso (medido por la parte delantera, donde está ubicada la bomba) nunca puede ser superior a 0.9 m, esto es un volumen aproximado de 8,90 m³. Si el nivel alcanza los 1.05 m se comunican los compartimientos por la parte superior. El foso totalmente lleno puede almacenar un volumen cercano a los 22 m³, pero esta opción de almacenaje es contraria a los principios de la disciplina tecnológica y la eficiencia del área. (Ver figura 4.8).

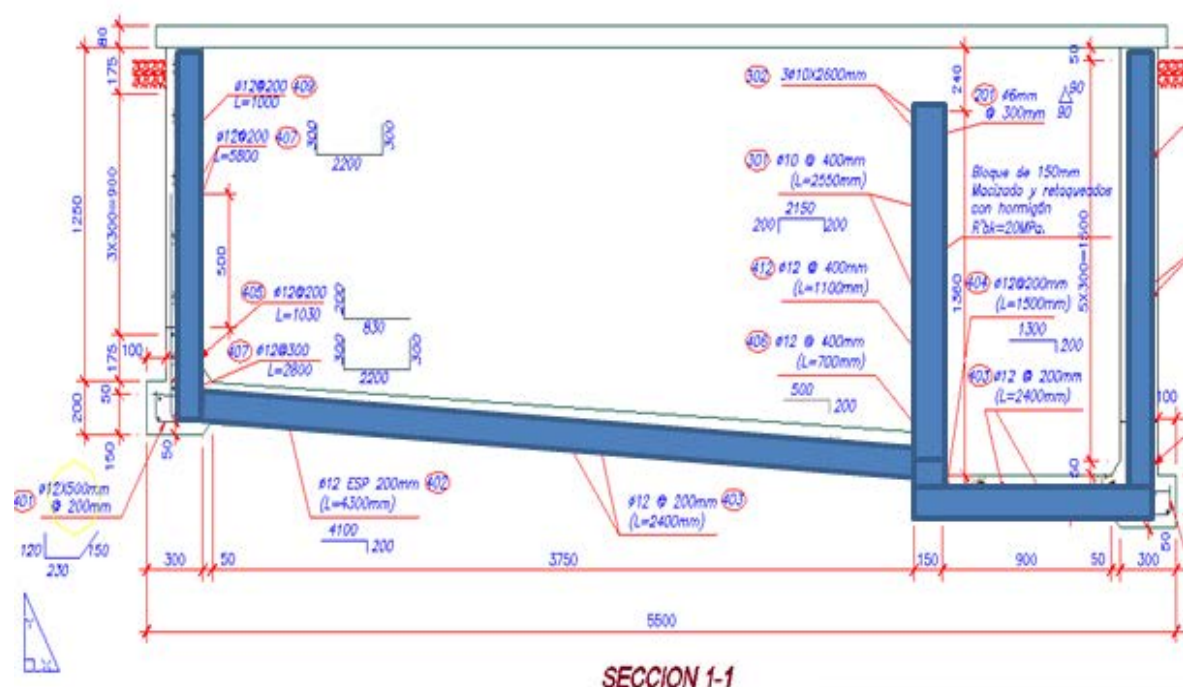


Fig. 4.8. Plano constructivo foso oleaginoso. Vistas lateral (sección 1-1) y vista frontal pared divisoria (sección 2-2)

Tanques de recepción de fase combustible. Existen dos tanques los cuales están conectados en serie. En los mismos se recepciona el agua oleosa total (fase combustible y fase agua oleosas) proveniente de los diferentes procesos tecnológicos. En ellos ocurre una separación física debido a la diferencia de densidad de ambas fases (*tratamiento primario*). La fase combustible es entregada a Empresa Comercializadora de Combustible Villa Clara (ECC-VC) para su disposición final y la fase agua oleosa es drenada a la trampa de grasa “MAN”. El efluente de esta trampa vierte al manglar. En la figura 4.9 se muestra el proceso descrito anteriormente.

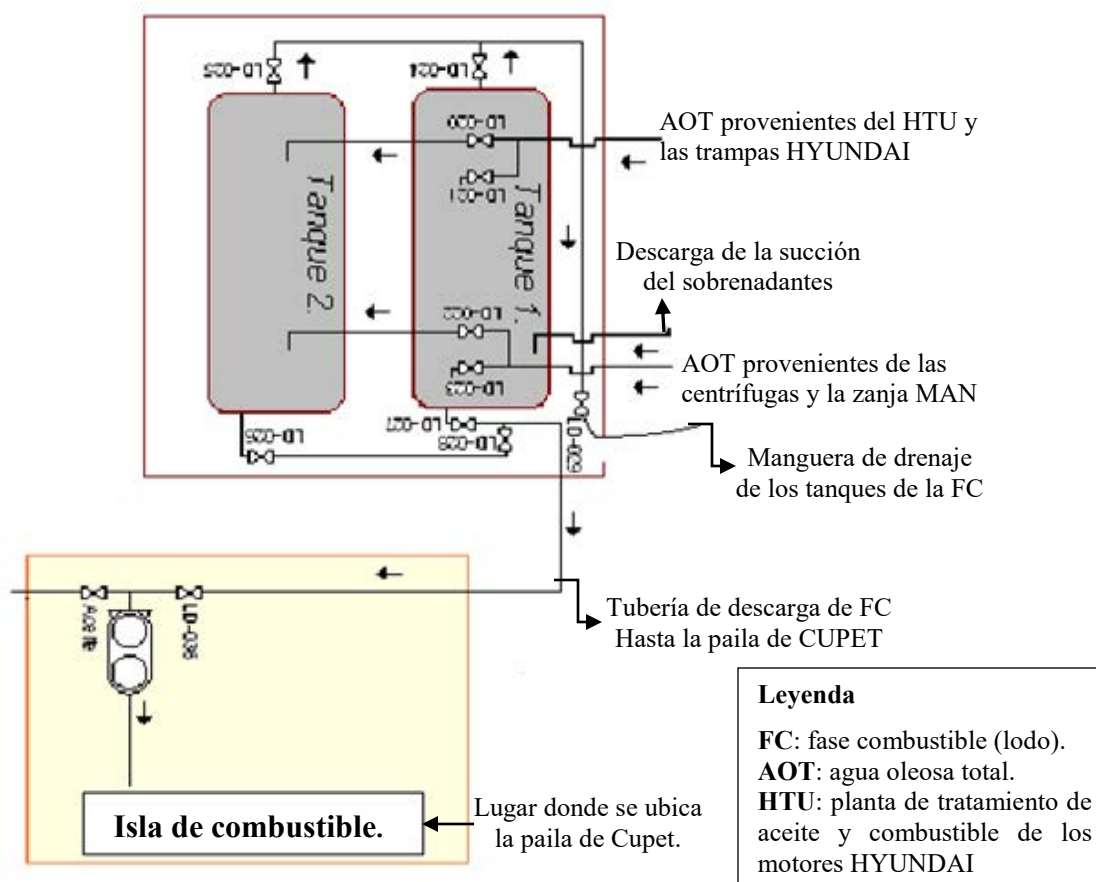


Fig. 4.9. Esquema de descarga de la FC (lodo) desde los tanques, hasta una paila de ECC-VC para su disposición final.

Los tanques de recepción de lodos cuentan con un sistema de calentamiento formado por un arreglo de tubos de 1" colocados en forma de horquilla, en total dos horquillas (los operadores lo conocen con el nombre de "calentadores de boca").

- Tipo de calentador: serpentín en formas de horquilla. Número de horquillas: 2. Número total de tubos: 4. Longitud de un tubo: 6 m. Diámetro del serpentín: 1" (25 mm).
- Superficie por pie lineal : 0,344 pie²/pie (0,1048m²/m)
- Área total de intercambio de calor: 0,629 m²
- Relación volumen total/área de calentamiento: 75,28 m³/m² (tanque 1) y 70,69 m³/m² (tanque 2)
- Medio de calentamiento: vapor saturado (aproximadamente 7 bar)

Obs. Las dimensiones fueron suministradas por el personal técnico-operativo de la CE.

Anexo XVIII. Estudios de temperatura en el tanque de recepción de agua oleosa total (lodos) (sedimentador), para analizar los perfiles de temperatura.

Mediciones realizadas a diferentes alturas en la parte frontal de forma vertical del tanque de recepción de agua oleosa total o lodo (sedimentador).

Medición frontal vertical		
Medición	Longitud (cm)	Temperatura (°C)
1	5	86.3
2	10	79.6
3	15	73.7
4	20	66.3
5	25	62.2
6	30	57.4
7	35	46.5
8	40	47.0
9	45	47.2
10	50	47.2
11	55	47.5
12	60	47.1
13	65	47.4
14	70	47.3
15	75	47.0
16	80	47.2
17	85	47.3
18	90	47.6
19	95	47.5
20	100	47.5
21	105	47.9
22	110	47.8
23	115	48.1
24	120	49.1
25	125	48.6
26	130	49.3
27	135	49.4
28	140	51.0
29	145	51.5
30	150	52.1
31	155	52.1
32	160	52.2
33	165	53.3
34	170	53.7

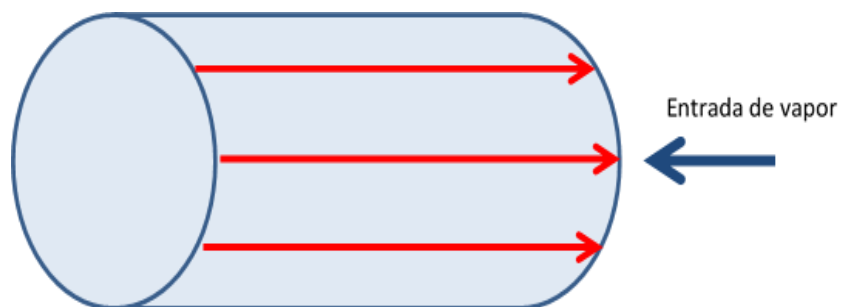


35	175	53.4
36	180	55.2
37	185	57.1

Mediciones realizadas a diferentes alturas en la parte lateral de forma horizontal del tanque de recepción de agua oleosa total o lodo (sedimentador).

Medición	Longitud (cm)	Temperatura (°C). 1.5 m	Temperatura (°C). 1.0 m	Temperatura (°C). 0.5 m
1	5	58.2	41.6	37.6
2	10	58.1	41.6	37.3
3	15	58.6	42.4	37.6
4	20	58.7	42.4	37.8
5	25	58.8	42.3	37.2
6	30	58.7	43.1	37.2
7	35	59.6	42.9	37.4
8	40	59.7	43.1	37.2
9	45	60.1	42.7	37.3
10	50	60.2	42.4	37.1
11	55	60.6	42.5	37.1
12	60	61.1	42.8	36.6
13	65	61.9	41.8	37.2
14	70	61.4	42.4	37.1
15	75	62.2	42.7	37.0
16	80	62.2	43.5	37.3
17	85	62.3	43.5	37.2
18	90	61.4	43.6	37.0
19	95	62.0	44.2	37.1
20	100	62.2	44.9	37.0
21	105	62.5	45.4	37.5
22	110	62.4	46.0	37.3
23	115	62.8	46.5	37.0
24	120	62.8	46.6	37.8
25	125	63.2	46.8	35.3
26	130	63.1	46.9	38.6
27	135	63.5	47.5	38.5
28	140	63.4	47.9	39.1
29	145	63.9	48.0	38.8
30	150	63.9	48.5	38.6
31	155	62.2	48.0	39.8
32	160	63.9	48.7	38.8
33	165	62.2	49.0	39.8
34	170	61.9	49.1	38.5

119	595	62.0	60.5	41.8
120	600	63.5	60.5	41.4
121	605	61.7	60.7	41.6
122	610	59.2	60.8	41.7
123	615	57.7	61.7	41.7
124	620	56.4	61.4	41.6
125	625	55.6	62.2	40.8
126	630	54.1	61.9	41.1
127	635	54.1	62.0	41.1
128	640	53.6	62.0	41.0
129	645	53.0	61.6	40.9
130	650	52.5	61.6	40.9
131	655	51.7	61.6	40.8
132	660	51.3	61.7	41.0
133	665	50.1	61.7	40.7
134	670	49.8	61.6	40.7



Anexo XIX. Resultados caracterización física y físico - química del agua oleosa total en la UEB Cayo “Santa María”.

Caracterización física del agua oleosa total (AOT) o lodo.

- *Estudios realizados in situ a temperatura ambiente.*

Tabla 4.1. Resultados de las mediciones realizadas en el tanque de agua oleosa total (lodo).

Fase combustible (FC)			Fase agua oleosa (FAO)		
Altura. (cm)	Dens. (g/ml)	% (v/v)	Altura. (cm)	Dens. (g/ml)	% (v/v)
13	0.9354	52	12	1.0097	48
12	0.9359	48	13	1.0026	52
12	0.9354	50	12	1.0101	50
12.3	0.9356	50.00	12.3	1.0074	50.00
0.5774	2.8868E-04	2.00	0.5774	4.2369E-03	2.00
			Media		
			Desv. Estándar		

Tabla 4.2. Volumen real de los pignómetros utilizados en la determinación de la densidad de la fase agua oleosa (FAO).

Pignómetro	P ₀ (g)	P _f (g)	M(g)	V _p (ml)	V _p (L)
1 (50 ml)	29.2710	78.9208	49.6498	49.6498	0.0496
2 (50 ml)	28.2281	78.0082	49.7801	49.7801	0.0498

Tabla 4.3. Resultados obtenidos en la determinación de la densidad de la fase agua oleosa.

Peso Pig (g)	Peso Pig +agua	Masa FAO (g)	Densd FAO (g/cm ³)
29.2710	79.4003	50.1293	1.0097
28.2281	78.1355	49.9074	1.0026
29.2710	79.4229	50.1519	1.0101
Media			1.0074
Desv. Estándar			4.2369E-03

Tabla 4.4. Resultados obtenidos en la determinación de la densidad de la fase combustible (FC).

API Obs	Densd FC (g/cm ³)
19.78	0.9354
19.64	0.9359
19.78	0.9354
Media	0.9356
Varianza	4.1667E-08

- **Estudios realizados a escala de laboratorio.**

Tabla 4.5. Resultados obtenidos las 72 h de reposo a temperatura ambiente del AOT o lodo que contenía las dos fases.

Réplicas	% v/v fase lodo	% v/v fase agua
1	48,0	52,0
2	49,5	50,5
3	49,5	50,5
Media	49,0	51,0
Desv. Estándar	0,8660	0,8660

Tabla 4.6. Resultados obtenidos las 72 h de reposo a temperaturas 75⁰C-80⁰C AOT o lodo que contenía las dos fases.

Réplicas	% v/v fase lodo	% v/v fase agua
1	51,1	48,9
2	47,8	52,2
3	50,0	50,0
Media	49,63	50,37
Desv. Estándar	1,6803	1,6803

Tabla 4.7. Comparación de los resultados obtenidos de la fase agua oleosa obtenida sin y con calentamiento.

Contaminantes	Fase agua oleosa (FAO) (temperatura ambiente)	Fase agua oleosa (FAO) (temperatura 75 ⁰ C-80 ⁰ C)
pH (U)	7,60±0,06	7,69±0,06
DQO (mg/L)	1175,52±10,92	379,48±3,84
G y A (mg/L)	11,60±2,46	7,17±1,23
HC (mg/L)	6,40	1,41

- **Caracterización físico - química del agua oleosa total (AOT) o lodo.**

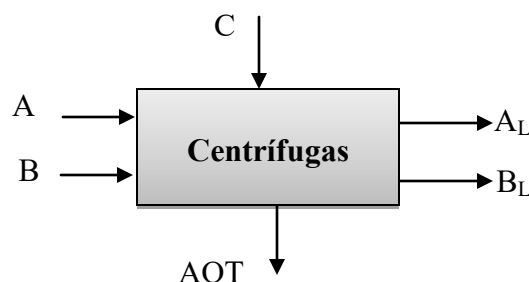
Tabla 4.8. Resultados de la caracterización física - química del AOT o lodo.

Parámetros	UM	AOT
pH	u	7,8± 0,1
Demanda química de oxígeno	mg/L	1248,3±59,18
Grasas y aceites	mg/L	1452,0±10,82
Hidrocarburos totales	mg/L	1280,7±14,47
Plomo	mg/L	0,1917
Cobre	mg/L	1,5597
Zinc	mg/L	0,5863
Hierro	mg/L	1,7533

Anexo XX. Balance de materiales realizado en el proceso de centrifugación del “fuel oil” y el aceite en la UEB Cayo “Santa María”.

Datos.
Tiempo de centrifugado: 30 minutos
Capacidad nominal de la centrifuga de HFO: 1900 L/h
Capacidad nominal de la centrifuga de aceite: 2000 L/h.
Densidad “fuel oil”: 0,9627 (g/cm ³)
Densidad aceite: 0,9159 (g/cm ³)
Densidad FAO: 1,0074 (g/cm ³)
Densidad FC: 0,9356 (g/cm ³)
Índice (litros agua oleosa total (AOT)/productos procesados):18,11*

*Obtenido experimentalmente por (León, 2011)



ENTRADAS.

Cantidad de “fuel oil” sucio: 950 L(A)

$$\text{masa de A} = 950 \text{ L} * 0,9627 \text{ kg/L} = 914,6 \text{ kg}$$

Cantidad de aceite sucio: 1000 L (B)

$$\text{masa de B} = 1000 \text{ L} * 0,9159 \text{ kg/L} = 915,9 \text{ kg}$$

$$\text{masa total} = A + B = 914,6 \text{ kg} + 915,9 \text{ kg} = 1830,5 \text{ kg}$$

Cantidad de agua para sellado y lavado (C) = a la fase agua oleosa que sale con el AOT.

SALIDAS.

Cantidad de “fuel oil” limpio (A_L) + cantidad de aceite limpio (B_L) = masa total = masa total de producto procesado (MTPP)

$$\text{Cantidad de AOT generada} = \text{MTPP} * \text{índice (AOT/productos procesados)} = 1830 \text{ kg} / 1000 * 18,11 \text{ L/t} = 33,11 \text{ L}$$

Según mediciones realizadas

$$\text{Vol. Fase combustible (FC)} = 50\% \text{ AOT} = 0,5 * 33,11 \text{ L} = 16,6 \text{ L}$$

Vol. Fase gua oleosa (FAO) = 50% AOT = 0,5 * 33.11 L = 16,6 L

Cálculo de las masas de ambas fases

masa de FC = Vol. FC * ρ FC = 16,6 L * 0,9356 kg/L = 15,5 kg

masa de FAO = Vol. FAO * ρ FAO = 16,6 L * 1,0074 kg/L = 16,7 kg

Cálculo de los índices de ambas fases.

Índice (Kg FC/ t productos procesados) = masa FC/ MTPP = 15,5 kg/1830,5 kg/1000

Índice (Kg FC/ t productos procesados) = 8,5

Índice (Kg FAO/ t productos procesados) = masa FAO/ MTPP = 16,7 kg/1830,5 kg/1000

Índice (Kg FAO/ t productos procesados) = 8,5

Tabla. 4.9. Resultados obtenidos de la producción de agua oleosa total (AOT) generada por cada centrifugación (30 min).

Volumen de productos procesados (L)	
“Fuel oil” procesado (L)	950
Aceite(L)	1000
Masa de productos procesados (kg)	
“Fuel oil” (kg)	914,6
Aceite (kg)	915,9
Masa total (kg)	1830,5
Volumen de agua oleosa total (AOT) generada (L)	
Vol. (L)	33,1

Tabla. 4.10. Resultados obtenidos de la producción de fase combustible (FC) y fase agua oleosa (FAO) por cada centrifugación (30 min).

Fases	Volumen. (L)	% de cada fase
Fase combustible	16,6	50
Fase aguas oleos	16,6	50
Total residual liquido	33,1	100
Masa de las fases (kg)		
Fase combustible	15,5	
Fase agua oleosa	16,7	
Índices		
Índice kg de FC por tonelada de productos procesados		
8,5		
Índice kg de FAO por tonelada de productos procesados		
9,1		

Anexo XXI. Caracterización física - química de los afluentes y efluentes del sistema de tratamiento del agua oleosa total de la UEB Cayo “Santa María”.

Tabla 4.9. Resultados de la caracterización física - química de la fase agua oleosa (FAO). *Afluente* a la trampa de grasa “MAN”.

Muestra	pH (U)	DQO (mg/L)	G y A (mg/L)	HCT (mg/L)	Pb (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Fe (mg/L)
1	8,40	260,00	159,0	140,0	0,100	0,880	0,517	0,370
2	8,01	249,60	202,0	182,0	0,120	0,900	0,520	0,420
3	8,11	290,60	221,0	198,1	0,100	0,860	0,490	0,300
4	8,30	300,62	240,0	211,0	0,100	0,10	0,530	0,460
5	8,10	325,59	235,5	209,5	0,100	0,720	0,508	0,350
6	8,30	267,00	212,0	186,1	0,106	0,800	0,590	0,380
7	8,70	301,60	210,8	199,0	0,110	0,790	0,660	0,450
Media	8,27	285,0	211,5	161,0	0,105	0,837	0,545	0,390
DE	0,23	27,08	26,86	26,21	0,01	0,07	0,06	0,06

Tabla 4.10. Resultados de la caracterización física - química de la FAO. *Efluente 1*. Salida de la trampa de grasa “HYUNDAI”.

Muestra	pH (U)	DQO (mg/L)	G y A (mg/L)	HCT (mg/L)
1	7,27	188,6	26	21
2	7,1	192,8	30	24
3	7,4	184,4	25	18
Media	7,3	188,6	27,0	21,0
DE	0,02	17,64	7,00	9,00

Tabla 4.11. Resultados de la caracterización física - química de la FAO. *Efluente 2*. Salida del agua de rechazo de la unidad de tratamiento de agua.

Muestra	pH (U)	Temp (°C)	TDS (mg/L)	Cl (mg/L)	DQO (mg/L)
1	7,52	2990	686	29,00	110
2	7,55	29,20	696	28,90	11,3
3	7,55	29,20	695	29,20	116
Media	7,54	29,43	692,33	29,03	11,3
DE	0,02	0,40	5,51	0,15	0,29

Tabla 4.12. Resultados de la caracterización física - química de la FAO. *Efluente 3*. Salida de la trampa de grasa “MAN”. Vertimiento al mangle.

Muestra	pH (U)	DQO (mg/L)	G y A (mg/L)	HCT (mg/L)
1	7,00	228,30	30,5	19
2	7,15	198,80	23,8	15
3	6,90	225,80	35,7	20
Media	7,02	217,63	30,0	18
DE	0,13	16,36	5,97	2,65

Tabla 4.13. Comparación de los valores normativos y obtenidos de los *efluentes 1 y 3*.

Parámetros	UM	LMPP NC 521. 2007	Efluente 1	Efluente 3
pH	U	5,5 – 9,0	7,3±0,2	7,02±0,13
Demanda química de oxígeno	mg/L	75	188,6±4,2	217,63±16,4
Grasas y aceites	mg/L	15	27,0±2,6	30,0± 5,97
Hidrocarburos totales	mg/L	5	21,0±3,0	18,0± 2,65

Anexo XXII. Inventarios de los principales contaminantes presentes en el agua oleosa total (AOT) y la fase agua (FAO) para la evaluación de impacto ambiental.

Tabla 4.15. Inventario de los principales contaminantes presentes en del AOT antes de la separación física.

Contaminantes	Unidad	AOT
pH	U	7,8± 0,1
Demanda química de oxígeno (DQO)	(kg/m ³)	1,2±59,18
Grasas y aceites (G y A)	(kg/m ³)	1,5±10,82
Hidrocarburos totales (HCT)	(kg/m ³)	1,3±10,82
Pb	(kg/m ³)	0.0002
Cu	(kg/m ³)	0.0016
Zn	(kg/m ³)	0.0006
Fe	(kg/m ³)	0.0018

Tabla 4.17. Inventario de los principales contaminantes presentes en la FAO después de la separación física.

Contaminantes	Unidad	FAO
pH	U	8,3±0,23
Demanda química de oxígeno (DQO)	(kg/m ³)	0,3±27,08
Grasas y aceites (G y A)	(kg/m ³)	0,21±26,86
Hidrocarburos totales (HCT)	(kg/m ³)	0,16±26,21
Pb	(kg/m ³)	0,0001
Cu	(kg/m ³)	0,0008
Zn	(kg/m ³)	0,0005
Fe	(kg/m ³)	0,0004

Anexo XXIII. Propuestas de modificaciones tecnológicas para aumentar la eficiencia del sistema de tratamiento del agua oleosa total (AOT) instalado.

1. Hacer zanjas transversales a los dos viales de acceso al área de descarga de combustible y canales para la colección de agua en la caseta de las bombas.

La instalación del área de descarga de combustible comprendida entre las zanjas que conducen el residual hacia la trampa de grasa “MAN” es de aproximadamente 618 m². Dentro de esta área total, está la caseta de las bombas de combustible, con un área de 120 m² (19,42% de área total). Si se colocan canales para la colección de agua pluvial por cada lado de la caseta, es posible enviar esta agua fuera de la instalación. Se recomienda simultáneamente hacer zanjas transversales a los dos viales de acceso al área de descarga de combustible, esto impide que el agua pluvial que drena por ambas zonas se incorpore a la zanja perimetral del área de descarga y vaya hasta la trampa de grasa “MAN”. El caudal de agua que se envía directamente fuera de la instalación por este concepto es considerable. Estas soluciones tecnológicas no interfieren en absoluto en el desempeño del área, ni comprometen su seguridad en caso de accidentes. En la figura 4.15 se muestra el esquema que ilustra la recomendación.

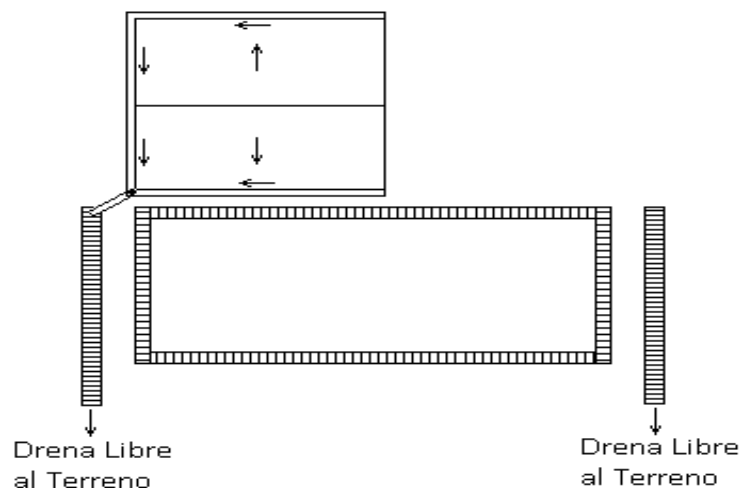


Fig. 4.15. Esquema de las soluciones propuestas en el área de descarga de combustible.

2. No enviar hacia la trampa, el agua pluvial colectada en el cubeto de los tanques verticales de almacenamiento de combustible.

Para ello habría que instalar un sistema de tuberías con sus válvulas para su drenaje directo al manglar, o la utilización de una pequeña bomba centrífuga para el achique. Con las recomendaciones referidas a las canales en la caseta de las bombas y del cubeto de los tanques

horizontales, se excluye un área de 1000 m² aproximadamente, que no enviarían sus aguas pluviales a las trampas.

3. Adquisición de una pequeña bomba de desplazamiento positivo.

En el área debe disponerse de una pequeña bomba, de desplazamiento positivo, de bajo caudal que pueda ser empleada en las labores de trasiego de los productos. La bomba instalada sobre el foso oleaginoso presenta varias conexiones y es muy operativa, pero no puede hacer frente a eventualidades en las zanjas, cubetos y otros lugares.

4. Cambio de posición de la bomba de trasiego de lodo hacia los carros cisternas.

Se sugiere el cambio de posición de la bomba. Según literatura especializada un principio básico de ingeniería, es colocar los equipos de bombeo tan cerca como sea posible del recinto de donde succionarán. Una tubería de succión tan larga (55 m de longitud), con exceso de accesorios, desfavorecerá el trabajo de una bomba, más en este caso que se trata de un fluido viscoso, cuya propiedad aumenta con la disminución de la temperatura.

Para hacer frente a emergencias y evitar derrames ante el llenado del carro cisterna, se sugiere que se instale un mecanismo eléctrico que permita detener el bombeo. Esta estación de mando debe estar cercana a la bomba o al lugar donde se efectúa el llenado de los carros cisternas de la Empresa Comercializadora de Combustible Villa Clara (ECC-VC). Se sugiere, además, drenar la tubería que descarga de fase combustible cada vez que sea utilizada. Esto puede hacerse con un fluido de servicio como: vapor de agua o aire comprimido.

5. Instalar en la tubería de succión de la bomba de lodo manguera flexible de 100 mm de diámetro que permita evacuar las grasas, aceites, lodos y otros productos acumulados en la parte superior de la trampa de grasa MAN.

La salida del agua de las trampas de grasa es autoregulada por el caudal de entrada, sin embargo las sustancias sobrenadantes se acumulan y tiene que ser removidas sistemáticamente. Instalar para este fin equipamiento fijo, es costoso y poco práctico, consideramos que es más factible extraer los sobrenadantes mediante la utilización de una manguera (de forma manual) por un operador.

6. En la puesta en funcionamiento y trabajo normal de las trampas de grasa y de los tanques de agua oleosa total (lodo) seguir las recomendaciones que se dan en procedimiento operacional del sistema de tratamiento de las aguas oleosas.

Procedimiento operacional. *Desarrollado por la autora y constituye un aporte del trabajo.*

1. Trabajar los tanques de recepción de agua oleosa total (lodo) de forma independiente. (Solo uno de ellos estaría recibiendo fluido para su separación, el otro estaría en fase de sedimentación y vaciado).
2. Realizar la alimentación de los tanques de recepción de agua oleosa total (lodo) por un punto cercano a su eje axial. Esta alimentación será mediante un dispositivo que disminuya la velocidad de entrada del fluido. (Ver figura 4.15).
3. Comenzar con el calentamiento de los tanques desde que se comience a recibir el fluido. Medida para contrarrestar el alto índice de volumen total agua oleosa total/área de calentamiento.
4. Monitorear sistemáticamente el nivel del tanque de recepción de agua oleosa total (lodo), para tener una contabilidad exacta y evitar indisciplinas tecnológicas en los turnos de trabajo.
6. Comenzar la evacuación de la fase agua oleosa del tanque de recepción de agua oleosa total (lodo), que está en proceso de sedimentación (hacia la trampa de grasa) cuando la calidad de dicha fase lo permita. Esto para favorecer un proceso estable en el funcionamiento de la trampa.
7. Todo el proceso de llenado, drenaje de la fase agua a la trampa de grasa “MAN”, evacuación de la fase combustible y otros deben ser supervisados de forma continua por el operador.
8. Lo anteriormente planteado es imposible sin un dominio absoluto por parte de los operadores que se manifieste en una óptima disciplina tecnológica.
9. Si no existe una evacuación sistemática de la fase combustible, es imposible cumplir con los requisitos anteriores.

Anexo XXIV. Consumo de “fuel oil” y aceite lubricante de los dos motores “MAN” y “HYUNDAI” en la UEB Cayo “Santa María”. Año 2013.

Meses	Consumos		
	“Fuel oli” (t)	Aceite (t)	Fuel + Aceite (t)
Enero	801	8,76	809,76
Febrero	759	1,30	760,30
Marzo	492	1,56	493,56
Abril	570	0,74	570,74
Mayo	632	4,72	636,72
Junio	670	3,20	673,20
Julio	1072	4,05	1076,05
Agosto	1055	1,02	1056,02
Sept.	922	2,95	924,95
Oct.	899	6,47	905,47
Nov.	779	5,94	784,94
Dic.	1195	4,62	1199,62
Total	9846	45,32	9891,32

Calculo de la cantidad de fase combustible (FC) generada en un año.

Datos.
Densidad “fuel oil”: 0,9627 (g/cm ³)
Densidad aceite: 0,9159 (g/cm ³)
Densidad FC: 0,9356 (g/cm ³)
Índice (kg de FC /t de producto procesado): 8,5

Cantidad de FC generada (kg/año) = 84076,2

Cantidad de FC generada (t/año) = 84,1

Cantidad de FC generada (m³/año) = 89,9

Año de referencia: 2013

Anexo XXV. Resultados experimentales de la cinética de la remoción de la demanda química de oxígeno (DQO) en el humedal horizontal de flujo subsuperficial evaluado.

TRH(horas)	TRH (días)	DQO (mg/L)	Media (mg/L)	DE (mg/L)
0	0	118,86		
0	0	108,28		
0	0	114,5	113,88	5,32
0,1	0,04	92,02		
0,1	0,04	82,5		
0,1	0,04	81,55	85,36	5,79
1	0,08	61,04		
1	0,08	64,4		
1	0,08	65,2	63,55	2,21
3	0,17	58,9		
3	0,17	62,3		
3	0,17	54,02	58,41	4,16
5	0,25	55,7		
5	0,25	59,81		
5	0,25	49,73	55,08	5,07
9	0,38	55,9		
9	0,33	57,7		
9	0,33	49,81	54,47	4,13
24	1,00	33,61		
24	1,00	40,77		
24	1,00	35,86	36,75	3,66

Tabla 4.18. Resumen de los valores medios y desviación estándar de los resultados obtenidos.

Tiempo (h)	Ce (DQO) promedio (mg/L)
0	113,88±5,32
0,1	85,3±5,79
1	63,55±2,21
3	58,41±4,16
5	55,08±5,07
9	54,47±4,13
24	36,75±3,66

Anexo XXVI. Descripción de los costos de las inversiones propuestas para el mejoramiento del sistema de tratamiento del agua oleosa total (lodo) instalado en la UEB Cayo “Santa María”.

Costos de inversión.

1. Sistema de calentamiento del combustible en los tanques de agua oleosa total (lodo).

- **Tuberías y accesorios.**

Tubo de 4 Pulgadas: 15 m. Especificaciones técnicas: diámetro nominal: 4 pulgadas, 114 mm. Presentación: tubos de acero de 3 metros. *Según ofertas de tubos de acero de la firma COVAL según sitio internet www.coval.com.co.*

Costo unitario: \$255,19 CUC (para 3 metros). **Costo total:** \$1 275,95 CUC (para 15 metros)

Válvulas de 4 pulgadas. **Costo unitario:** \$250,00 CUC

- **Manómetros.**

Manómetros para presión positiva. Especificaciones técnicas: Modelo 9592096 de la firma WIKA (puede usarse un modelo similar de otra firma)

Manómetro Analógico con conexión de acero inoxidable: Rango (0.16) bar - G 1/4 B - Diámetro 63 mm. Cantidad: 2

Costo unitario: \$40,98 CUC. **Costo total:** \$81,97 CUC

- **Termómetros.**

Especificaciones técnicas. Termómetro bimetalico de acero inoxidable. Rango (50 - 650) °C - Longitud del tubo de inmersión 160 mm – Diámetro: 80 mm. Líquido de relleno anti golpes y vibraciones: Glicerina. Modelo: Z8312A56116002 firma WIKA (puede usarse un modelo similar de otra firma). Cantidad: 2

Costo unitario: 135 ,96 CUC. **Costo Total:** 271,92 CUC

- **Sistema de medición de nivel.**

Se propone un indicador de nivel para tanques de combustible ofertado por la firma SALVADOR ESCODA S.A. Modelo código: GA 04 101 ACMA-85 máx., mín. y seguridad con rearme (puede usarse similar ofertado por otra firma). Cantidad: 2

Costo unitario: \$266,00 CUC. **Costo total:** \$532,00 CUC

2. Construcción de zanjás transversales a los dos viales de acceso en el área de descarga de combustible.

Los costos están asociados a la construcción de zanjas transversales a los dos viales de acceso al área de descarga de combustible, incluyen demolición de pavimento, excavación y obra civil. **Costo unitario:** \$1 500. **Costo total:** \$3 000

3. Bomba de achique para evacuación de agua pluvial.

La solución a la evacuación del agua pluvial del cubeto de los tanques de combustibles requiere de una bomba de achique. El volumen total del agua a extraer se calculó partir del área del cubeto (880 m²) y las máximas precipitaciones (condiciones extremas de 300 mm) y se obtiene de esta forma un volumen de 240 m³, se propone una bomba de achique modelo XKS-7505, que puede evacuar el flujo máximo de agua pluvial (condiciones extremas) en 21 horas.

Especificaciones técnicas: Bomba de achique inoxidable para aguas de drenaje que no contengan sólidos en suspensión. Muy útiles para achiques y desagüe de sótanos y locales inundados. Código 53163 Modelo: XKS 7505 firma ASTRALPOOL. Potencia: 1 CV (0,7457 kW). Flujo: 1,2-11,4 m³/h. **Costo total:** \$156 CUC

4. Bomba de desplazamiento positivo de pequeño caudal (en caso de derrame de combustibles).

Tipo: WU-DA90LK-D 480 V. Potencia: 1.25 kW. Corriente: 2.3 A. rpm: 3440. cos ϕ : 0.82. Ef: 81 %. Hz: 60. El diámetro de las mangueras que le acoplan (entrada y salida) es de 1 ½ pulgada. Se necesitan 50 metros de manguera (no se incluye en la inversión). **Costo total:** 500 CUC

5. Humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Tabla 4.26. Costo de inversión del humedal horizontal de flujo subsuperficial.

Elemento	Costo unitario (\$/m ²)	Costo (\$)
Evaluación del sitio.	0,3	6,96
Limpieza del sitio.	0,5	11,6
Plantas.	0,4	9,28
Siembra.	0,5	11,6
Movimiento de tierra.	2,5	58
Recubrimiento		15318
Medio Grava/Suelo		1798,35
Estructura de entrada y descarga.	1,3	30,16
Costos de ingeniería.	0,7	16,24
Total		17 260,19

Costo total del humedal: \$17 260,19 (para dos celdas)

Tabla 4.27. Costo de inversión para el mejoramiento del sistema de tratamiento instalado.

Accesorios y modificaciones propuestas	Costo (\$)
Sistema de calentamiento del combustible en los tanques de agua oleosa total (AOT) o lodo	3 411,84
Construcción de zanjas transversales a los dos viales de acceso en el área de descarga de combustible.	16 000
Bomba de achique para evacuación de agua pluvial.	156
Bomba de desplazamiento positivo de pequeño caudal (en caso de derrame de combustibles).	500
Construcción de un humedal horizontal de flujo subsuperficial (2 celdas).	17 260,19
Total	37 328,03

Costo de operación. Para la estimación del costo de operación se tuvo en cuenta lo siguiente: el cálculo de los costos de operación de las bombas se estiman como un 20 % del costo de adquisición según recomendaciones de *Peters & Timmerarhaus, (2003)*. Se asume que el humedal trabajará durante todo el año y que se necesita un obrero para operarlo, por ser este sistema de baja complejidad tecnológica. Se toma en cuenta además los costos por mantenimiento y de laboratorio para llevar a cabo el monitoreo recomendado.

Mano de obra. \$3 900 al año (Un operario con un salario de 325 pesos mensuales).

Análisis de laboratorio. \$2 876 (análisis trimestral de 1 muestra y anual de 3 muestras)

Mantenimiento. \$671,9 al año.

Ingresos considerando las externalidades. Para estimar la factibilidad del sistema propuesto y las inversiones asociadas con la adquisición de bombas tuberías y accesorios, es necesario considerar en los ingresos los costos evitados relacionados con el proyecto que prevé la rehabilitación ambiental de la zona costera (manglar) de Cayo “Santa María” contaminada con hidrocarburos, por métodos biocorrectivos a partir del uso del inóculo bacteriano BIOIL FC (El valor estimado para este servicio es de \$11 781, 1 CUC y \$56 442,52 CUP), para los efectos de rentabilidad del proyecto se considera que 1 CUP es igual a 1 CUC, por lo que el valor total de los ahorros a considerar es de \$68 223,6 CUP. Se considera que la biorremediación se lleve a cabo en el primero, el quinto y el décimo año, de los diez años de vida útil que se consideraron para el proyecto. Este método que fue necesario llevarlo a cabo para mitigar los daños debido a un derrame accidental producto de la explotación de la instalación, teniendo en cuenta que la UEB Cayo “Santa María” se encuentra ubicada en un

ecosistema costero es de gran fragilidad. Formado principalmente de manglares, de vital importancia por su función reguladora en el sistema hidrológico local (fauna asociada, microorganismos (aerobios y anaerobios), suelo, agua y en la cadena de alimentación asociada a este ecosistema. **(Olguín, 2007).**

No se incluyeron los ingresos de la recuperación de la fase combustible (FC), porque en el momento del estudio se le entregaban a la Empresa Comercializadora de Combustible Villa Clara (ECC-VC) perteneciente a Cuba Petróleo (Cupet), sin costo alguno.

[illegible]