



**UNIVERSIDAD DE CIENCIAS  
EMPRESARIALES Y SOCIALES**

**MAESTRÍA EN ESTUDIOS  
AMBIENTALES**

**REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES  
DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN  
REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO**

**Directora: Dra. Laura De Cabo**

**Alumna: Esp. Ing. Qca. Enid M. Utgés**

**Resistencia – 01-11-2016**

A mis padres, Enrique y Martha, por la paciencia, ayuda y guía brindados durante todo este tiempo.

A mi esposo Carlos, por su apoyo permanente.

A mi Directora de Tesis, Laura de Cabo, por su excelente criterio y valiosísima orientación.

A los integrantes del grupo de investigación al que pertenezco, GISTAQ, por sus invaluable aportes.

## ÍNDICE

<b>RESUMEN</b>	<b>7</b>
<b>CAPÍTULO I</b>	<b>8</b>
<b>1.1. MARCO CONCEPTUAL</b>	<b>8</b>
1.1.1. PROCESOS DE FABRICACIÓN: TANINO Y FURFURAL	11
1.1.2. TANINO	11
1.1.3. FURFURAL	12
1.1.4. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS Y TOXICOLÓGICAS DEL FURFURAL	14
1.1.5. USOS INDUSTRIALES	15
1.1.6. EFLUENTE INDUSTRIAL AGUAS MADRES	15
<b>1.2. TRATAMIENTO MEDIANTE REACTOR ANAEROBIO DE LECHO         FLUIDIZADO (RALF)</b>	<b>17</b>
1.2.1. PROCESOS BIOLÓGICOS ANAEROBIOS	18
1.2.2. GENERALIDADES ACERCA DE LOS BIORREACTORES ANAEROBIOS	19
1.2.3. REACTORES DISCONTINUOS VS REACTORES CONTINUOS	19
1.2.4. FORMACIÓN Y DESESTABILIZACIÓN DE LA BIOPELÍCULA	20
1.2.5. CRECIMIENTO DE LA BIOMASA EN UN REACTOR DISCONTINUO	20
1.2.6. ACLIMATACIÓN DEL BIOFILM	21
<b>1.3. PRINCIPIO DE FUNCIONAMIENTO DEL RALF. CONDICIONES         PARA LA FLUIDIZACIÓN</b>	<b>22</b>
1.3.1. CARACTERÍSTICAS DEL SOPORTE	22
<b>CAPÍTULO II</b>	<b>23</b>
<b>2.1. OBJETIVOS</b>	<b>23</b>
2.1.1. OBJETIVO GENERAL	23
2.1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
<b>CAPÍTULO III</b>	<b>24</b>
<b>3.1. HIPÓTESIS</b>	<b>24</b>
<b>CAPÍTULO IV</b>	<b>25</b>
<b>4.1. MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>25</b>

4.1.1. MUESTREO DE AGUAS MADRES (AM)	26
4.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS MADRES	26
4.3. ENSAYOS DE CRECIMIENTO BACTERIANO EN AEROBIOSIS	28
4.3.1. PREPARACIÓN DE LOS MEDIOS DE CULTIVO	28
4.3.2. PREPARACIÓN DE LOS INÓCULOS Y RECuentOS BACTERIANOS	30
4.3.3. RECuentOS BACTERIANOS DE LOS INÓCULOS	30
4.3.4. PRUEBAS DE CRECIMIENTO EN DISTINTAS CONCENTRACIONES DE AM	30
A. MEDIOS DE CULTIVO LÍQUIDOS: SIEMBRA EN ERLNMEYERS	30
B. MEDIOS DE CULTIVO SÓLIDOS: SIEMBRA EN PLACAS DE PETRI	31
4.3.5. AISLAMIENTO BACTERIANO Y TINCIÓN DE GRAM	32
4.4. ACLIMATACIÓN BACTERIANA EN ANAEROBIOSIS	32
4.4.1. PREPARACIÓN DEL INÓCULO BACTERIANO	33
4.4.2. ADAPTACIÓN DE BACTERIAS A CONCENTRACIONES CRECIENTES DE FURFURAL EN AM	33
4.5. DISEÑO DEL REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO (RALF)	35
4.5.1. CARACTERÍSTICAS DE LA ARENA COMO SOPORTE	36
4.6. VARIABLES DE DISEÑO Y OPERATIVAS PARA LA ARENA Y EL EFLUENTE	36
4.7. CONSTRUCCIÓN E INSTALACIÓN DEL RALF	38
4.8. MUESTREO Y MONITOREO DEL RALF MEDIANTE ENSAYOS FISICOQUÍMICOS	39
<b>CAPÍTULO V</b>	
5.1. RESULTADOS	41
5.1.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS MADRES (AM)	41
A. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS ANALIZADOS	41
5.2. ENSAYOS DE CRECIMIENTO BACTERIANO EN AEROBIOSIS	42
5.2.1. RECuentOS BACTERIANOS DE LOS INÓCULOS	42
5.2.2. PRUEBAS DE CRECIMIENTO EN DISTINTAS CONCENTRACIONES DE FURFURAL EN AM	42
A. MEDIOS DE CULTIVO LÍQUIDOS: SIEMBRA EN ERLNMEYERS	42
B. MEDIOS DE CULTIVO SÓLIDOS: SIEMBRA EN PLACAS DE PETRI	43
5.3. AISLAMIENTO BACTERIANO Y TINCIÓN DE GRAM	44

5.4.	ACLIMATACIÓN BACTERIANA EN ANAEROBIOSIS	46
5.4.1.	PREPARACIÓN DEL INÓCULO BACTERIANO	46
5.4.2.	ADAPTACIÓN DE BACTERIAS EN CONCENTRACIONES CRECIENTES DE FURFURAL EN AM	46
	I. Fase 1	47
	II. Fase 2	48
5.5.	SEGUIMIENTO DE LA OPERACIÓN DEL RALF Y EVALUACIÓN DE SU EFICIENCIA	49
A.	VARIACIÓN DE FF, DQO Y SSV VS TRH	49
B.	EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE FF Y DE DQO VS TRH	51
 <b>CAPÍTULO VI</b>		
6.1.	DISCUSIÓN	52
 <b>CAPÍTULO VII</b>		
7.1.	CONCLUSIONES	60
 <b>CAPÍTULO VIII</b>		
8.1.	RECOMENDACIONES	61
 <b>CAPÍTULO IX</b>		
9.1.	LISTA DE REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62
 <b>CAPÍTULO X</b>		
10.1.	ANEXO I	71
10.1.1.	PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	71
10.1.2.	CINÉTICA DEL CRECIMIENTO MICROBIOLÓGICO	72
10.1.3.	CINÉTICA ENZIMÁTICA DE MICHAELIS-MENTEN	75
10.2.	REACTORES DISCONTINUOS VS REACTORES CONTINUOS	78
10.2.1.	BALANCE DE MASA EN EL RALF	79
10.3.	TRATAMIENTO DE LAS AGUAS MADRES POR PANTANOS SECOS ARTIFICIALES (PSA)	80
10.3.1.	DESCRIPCIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE PSA	83
10.4.	VARIABLES DE DISEÑO DEL REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO	84
10.4.1.	ADOPCIÓN Y CÁLCULO DE VARIABLES DE DISEÑO PARA LA ARENA Y EL EFLUENTE	85

10.5. ELECCIÓN DEL PORCENTAJE DE EXPANSIÓN DEL LECHO. CÁLCULO DE VARIABLES OPERATIVAS	86
10.5.1. POROSIDAD DEL LECHO EXPANDIDO $\epsilon_m$	86
10.5.2. VELOCIDAD OPERATIVA DE FLUIDIZACIÓN $U_{op}$	87
10.5.3. CAUDAL OPERATIVO $Q_{op}$ DEL EFLUENTE	87
10.6. TABLAS	87
10.7. ANEXO II	90
10.7.1. FOTOS DEL PROCESO DE FABRICACIÓN DE FURFURAL	90

## **RESUMEN**

El objetivo del presente estudio, fue proponer un tratamiento alternativo empleando un Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado, RALF, para los efluentes líquidos de una industria taninera – que también produce furfural – localizada en el interior de la provincia del Chaco, Argentina.

La fabricación de furfural a partir del procesamiento de aserrín de quebracho colorado luego de extraerle el tanino, genera en la primera etapa de destilación, un efluente líquido de cola denominado "aguas madres". Éstas poseen bajos valores de pH y contienen compuestos orgánicos complejos: principalmente 1 a 5% m/v de ácido acético y hasta 3000 mg/L de furfural. Dichas sustancias le otorgan a las aguas madres la particularidad de ser un efluente industrial recalcitrante. Actualmente, éste es tratado en la fábrica mediante un sistema de Pantanos Secos Artificiales – PSA – donde la biorremoción de contaminantes se realiza por fitoextracción.

Para lograr la remoción de las sustancias mencionadas, se evaluó previamente el desarrollo bacteriano en medios de cultivo líquidos y sólidos, por duplicado. Los mismos fueron enriquecidos con fuentes de fósforo y nitrógeno, como nutrientes, y preparados con distintas concentraciones del efluente industrial, hasta encontrar la más adecuada. Se inocularon bacterias autóctonas provenientes de distintos sectores del sistema PSA: cámara de mezcla, lodos de las piletas de sedimentación y raíces de especies vegetales. Los medios de cultivo se incubaron en estufa durante 14 días a 37°C y la confirmación de crecimiento se realizó visualmente.

Tras comprobar que el inóculo de mayor crecimiento fue el proveniente de los lodos, se efectuó la aclimatación de bacterias a concentraciones crecientes de furfural, para utilizarlas en su remoción.

Se diseñó y construyó un RALF, a escala piloto, para tratar un efluente sintético de similares características que las aguas madres. Dicho reactor operó con un consorcio bacteriano aclimatado y se monitoreó su desempeño, analizando la formación del biofilm y los porcentajes de remoción logrados. Los resultados a escala laboratorio demostraron que es posible adaptar bacterias a concentraciones de hasta 500 mg/L de furfural en las aguas madres. El reactor ensayado resultó eficiente y pudo ser utilizado para evaluar la degradación del furfural. Se obtuvieron porcentajes de remoción de hasta 99,9% en un tiempo de retención hidráulico – TRH – de 20 horas.

## **CAPÍTULO I**

### **1.1. MARCO CONCEPTUAL**

El agua es un recurso natural vital y como tal constituye un bien social cuyo valor está basado en la interacción entre su dinámica de funcionamiento y los servicios ambientales que provee. Se la califica como un bien escaso y debido a ello se genera la competencia entre las diferentes actividades humanas que lo usan - agrícola-ganadero, industrial, doméstico - y con los ecosistemas que se ven perjudicados ([Pagliettini, L., 2014, p. XIV](#)). Simultáneamente, es un activo ambiental que por ser de acceso libre y de dominio público es infravalorado y pasible de deterioro.

El resultado de este accionar se ve reflejado en el incremento de la frecuencia en el vertido de desechos industriales al ambiente; específicamente, de efluentes líquidos sin un tratamiento adecuado a cuerpos naturales de agua. Esto, a nivel nacional y mundial, se ha transformado en uno de los problemas ambientales más difíciles de controlar y/o revertir.

No obstante, desde la publicación del Informe Brundtland ([Ortega, 1987](#)) y otras denuncias ambientales relacionadas, la aparición recurrente de fenómenos climatológicos anómalos causantes de desastres naturales y la desaparición de diversos ecosistemas, ha comenzado a emerger la conciencia por la salud del planeta. A partir de que el hombre reconoce que las raíces de la crisis ambiental tienen su origen en los desarrollos tecnológicos por una parte, y en la generación de residuos por otra, ha cobrado ímpetu la necesidad de aplicar con mayor rigurosidad las Normativas de Control que cada país posee. Paralelamente, habrá que concebir legislaciones mejor adaptadas a la dinámica del avance económico- social existente que posibiliten una mejor calidad de vida pero no en detrimento de los recursos.

En distintas regiones del planeta, se han explotado – y aún se explotan – diversas especies vegetales, mayormente arbóreas, para extraerles los taninos. Esta actividad es un ejemplo de desarrollo tecnológico que contribuye en gran medida a la merma de recursos autóctonos y genera efluentes con efectos perjudiciales sobre los organismos que habitan los cuerpos de agua.

Los taninos son sustancias naturales que se encuentran en numerosos vegetales. En algunos casos se extraen y pueden utilizarse para el curtido de pieles (putrescibles) transformándolas en cueros (imputrescibles).

En Europa, se utiliza el **castaño**. Los rollizos se transforman en aserrín grueso y la extracción se hace con agua caliente a una presión superior a la atmosférica.

En Argentina y Paraguay el árbol utilizado es el **quebracho colorado**, en especial el chaqueño, *Schinopsis balansae* (Foto 1 en [Anexo II](#)). Los rollizos, troncos pelados sin corteza ni albura, (capa de madera blanca entre la corteza y el corazón, que no contiene taninos) son convertidos en aserrín. A éste, se le realiza la extracción con agua caliente, como en el caso del castaño. La albura se separa con máquinas peladoras de rollizos y se utiliza para la elaboración de furfural, mezclada con el aserrín "colorado" luego de extraerle los taninos.

En África, especialmente en Sudáfrica, el árbol explotado es una variedad de acacia: la **mimosa**. Esta especie contiene los taninos en la corteza, a diferencia de los árboles ya citados.

En Brasil, existen plantaciones de mimosa y fábricas que extraen tanino de la corteza. En Argentina una de las empresas sobrevivientes, ha implantado mimosas en la provincia de Misiones y realizado extracciones - a nivel aún experimental - de taninos de su corteza.

En Perú, en zonas semidesérticas, crece una cuarta fuente de taninos que la proporciona un arbusto llamado **tara**. En este caso, los taninos se encuentran en el fruto leñoso, que se recolecta manualmente.

Los taninos constituyen una familia química con propiedades curtientes diferentes, de acuerdo con su origen. El tanino de **quebracho** es el mejor curtiente para obtener suela. En ese aspecto, el segundo en calidad es el tanino de **mimosa**. El tanino de **castaño** proporciona un curtido más suave, no apto para suela, pero sí para otros artículos de cuero, como zapatos, cinturones, etc. Finalmente, el tanino de **tara** da un curtido muy suave para artículos finos de cuero como billeteras, carteras femeninas y prendas de vestir.

En Argentina, de 1890 a 1950 - la llamada época de oro del tanino - llegaron a existir 27 fábricas. Se distribuían en el norte de Santa Fe, Chaco y Formosa. Una sola

## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO

planta, de existencia muy breve, funcionó en Corrientes, en cercanías de Empedrado, fuera de la zona principal. En Paraguay existían 3 fábricas, todas en las márgenes del río Paraguay, que era la vía de comunicación con el mundo exterior, por no existir caminos.

En la actualidad, no queda ninguna fábrica en Paraguay y sólo tres en Argentina. Hay únicamente dos empresas tanineras: una de ellas posee sus plantas industriales ubicadas en Chaco y en Formosa; la otra, solo está radicada en el Chaco E.E. Utgés (comunicación personal, 15 octubre de 2016).

Como se ha mencionado al comienzo, durante el proceso industrial de extracción de taninos, se generan efluentes que afectan en mayor o menor grado al ambiente. Por esta razón, se han formulado leyes que regulen la actividad industrial protegiendo, al mismo tiempo los recursos. Al respecto, en Resistencia, capital de la provincia del Chaco ubicada en el NE de la Argentina (Figuras 1 y 2), hay varias instituciones gubernamentales provinciales y nacionales facultadas de controlar, preservar e informar acerca del estado de los recursos naturales, y sus servicios ecosistémicos.

Provincia del Chaco



Figura 1. Ubicación del Chaco en Argentina Figura 2. Resistencia, capital del Chaco.

Para la Gestión Integral de los Recursos Hídricos, la institución gubernamental a cargo es la Administración Provincial del Agua (APA) que se rige por la **Ley N° 3230 "Código de Aguas"**. El mismo, en el Art. 67 del **Capítulo II "De la Preservación"**, incorpora el término **aguas contaminadas** definiéndolas como "...aquellas que por cualquier causa resultaran peligrosas para la salud, inaptas para el uso que de ellas se realizare, perniciosas para el medio ambiente o la vida que se desarrollare en el agua o alveo, o aquellas que por su olor, sabor, temperatura o color causaren molestias o

daños" (Código de Aguas, 1987, p. 14). Asimismo, el Art. 68 en relación a la protección de la salud humana y los recursos naturales – haciendo especial hincapié en los reservorios hídricos, flora, fauna y el medio ambiente – prohíbe el vertido o emisión de cualquier tipo de residuo que pudiera ponerlos en peligro, degradarlos y/o contaminarlos.

Entre las instituciones gubernamentales no provinciales relacionadas con la Gestión Integral de los Recursos Hídricos, está la Facultad Regional Resistencia dependiente de la Universidad Tecnológica Nacional. En ella, el Grupo de Investigación Sobre Temas Ambientales y Químicos (GISTAQ) - ámbito donde se desarrolla esta Tesis de Maestría - tiene amplia trayectoria en el estudio del estado, la caracterización y el seguimiento de diversos cuerpos superficiales de agua asociados a la actividad industrial y social.

En ese contexto y, dentro de un convenio marco preexistente con una empresa taninera de la provincia, se está realizando el estudio del tratamiento de efluentes líquidos. La idea rectora que da origen a este trabajo de tesis, es la búsqueda de una alternativa tecnológica, al actual tratamiento de efluentes, que sea viable industrialmente y no dañe al entorno.

Esta empresa está inserta en una pequeña localidad del interior del Chaco y su producto principal es el tanino, extraído del aserrín de quebracho colorado. La característica distintiva de esta firma y, que la hace única en el país y en toda Sudamérica es la fabricación de **furfural**. Este compuesto orgánico - el segundo producto en importancia de la fábrica - es un aldehído heterocíclico derivado del furano extraído del aserrín detanizado, es decir, el aserrín remanente de la elaboración del tanino.

#### **1.1.1. PROCESOS DE FABRICACIÓN: TANINO Y FURFURAL.**

##### **1.1.2. TANINO**

El quebracho colorado, en forma de rollizos pelados, es transformado en aserrín grueso en máquinas aserrineras como primer paso para producir tanino.

Este aserrín se carga en una batería de 8 difusores (*Foto 2c* en [Anexo II](#)) en los cuales se le extraen, con agua caliente, las sustancias solubles, mayoritariamente taninos. La batería está dispuesta de tal forma que el agua pasa 8 veces por cada

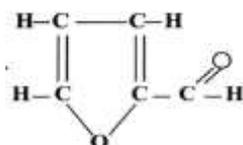
carga de aserrín, entrando por el más “lavado” y saliendo por el recién cargado. El líquido que egresa tiene un 10% m/v de sólidos. Pasa a un evaporador de 4 efectos donde se concentra hasta 50% m/v de sólidos.

En la siguiente etapa, dicho líquido es tratado con bisulfito de sodio ( $\text{NaHSO}_3$ ) que lo hace soluble en agua fría. Los taninos especiales, como el decolorado y el amarillo, se obtienen con otros tratamientos químicos adicionales. Ese mismo líquido es atomizado a través de un sistema spray, envasado en bolsas de 25 kg y palletizado (*Fotos 3a y 3b en Anexo II*), quedando listo para su despacho *E.E. Utgés (comunicación personal, 15 abril de 2016)*.

El principal uso del tanino – no el único – es como curtiente de pieles vacunas, resultando en una alternativa a los curtientes aromáticos sintéticos y al curtido mineral que emplea sales de cromo, metal altamente tóxico.

### 1.1.3. FURFURAL

El furfural se extrae del aserrín detanizado o agotado, más albura. Este compuesto orgánico es un aldehído derivado de un hidrocarburo aromático heterocíclico denominado furano. Dicho compuesto es un heterociclo porque presenta un anillo pentagonal con un átomo diferente del carbono; en este caso, el heteroátomo es el oxígeno. La fórmula química es:



Como explica *Crönert (1969)*, la obtención del furfural o furaldehído se realiza adicionando un ácido, como catalizador, al aserrín. Así tratado ingresa a un digestor, donde, a altas presiones y temperaturas se hidrolizan los pentosanos de la madera convirtiéndolos en pentosas. Durante la transformación las pentosas se ciclan, perdiendo en el proceso tres moléculas de agua y dando lugar al furfural (Figura 3).

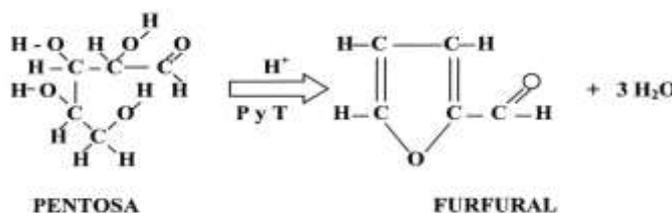


Figura 3. Ciclación y deshidratación de pentosas a furfural.

Éste y otros compuestos secundarios, egresan por la parte superior del digestor junto con el vapor de agua (*Fotos 4 y 5 de digestores en [Anexo II](#)*).

La mezcla se condensa en intercambiadores de calor enfriados con agua y el líquido, denominado 8% v/v, se acumula en un tanque de igual nombre. Con este líquido se alimenta la primera columna de destilación, emergiendo un vapor rico en furfural por la parte superior y una cola – denominada "aguas madres" – por la inferior de acuerdo con [Crönert \(1969\)](#).

Según [Dunlop \(1948\)](#), el efluente líquido aguas madres está conformado por una variedad de compuestos orgánicos, empero, el aporte principal está dado por pequeñas cantidades de ácido acético y trazas de furfural.

El vapor rico en furfural se condensa en intercambiadores de calor similares a los citados y se descarga en un separador florentino (*Foto 6 en [Anexo II](#)*).

El furfural es parcialmente soluble en agua. En el separador se forman dos fases: una superior acuosa conteniendo un 12% v/v de furfural a 20°C y otra inferior, más densa, 95% v/v de furfural a la misma temperatura.

La fase acuosa alimenta una segunda columna de destilación, desmetanolizadora, que separa por la parte superior una mezcla de agua y metanol y por la inferior agua desmetanolizada con furfural. Esta fracción se envía como reflujo a la primera columna.

La tercera columna de destilación es deshidratadora. Recibe como alimentación el furfural 95% v/v. Por la parte superior se separa agua con algo de furfural y a cierta altura de la base, egresa el furfural terminado (*Foto 7 en [Anexo II](#)*), con más de 99% v/v de pureza [E.E. Utgés \(comunicación personal, 15 abril de 2016\)](#).

El ciclo de la fabricación de furfural se aprecia en la Figura 4.

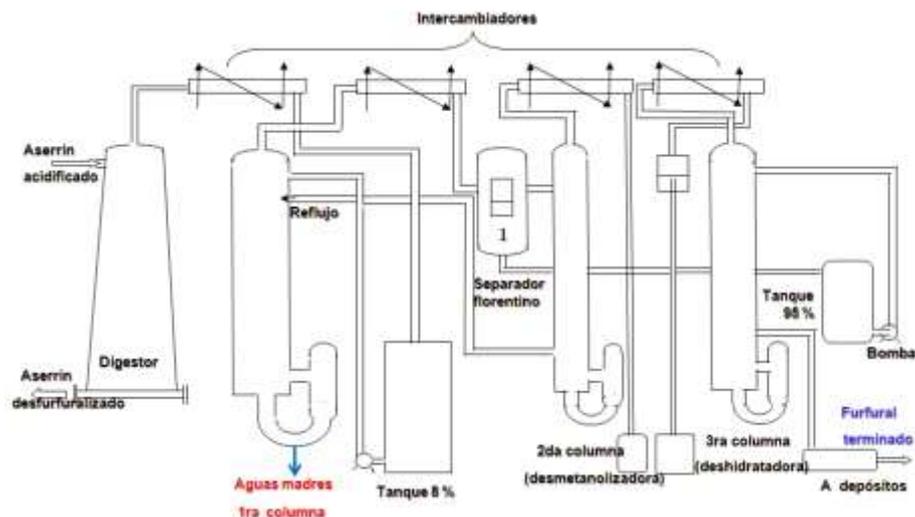


Figura 4. Proceso de fabricación de furfural. Adaptado de "New industrial paths in the continuous production of furfural", p. 73, por Crönert, H., Loeper, D. 1969, Zurich: Zurich, Escher Wyss Ltd.

#### 1.1.4. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS Y TOXICOLÓGICAS DEL FURFURAL.

El furfural o furaldehído es uno de los compuestos orgánicos, derivado del furano, que muchos procesos industriales generan en cantidades considerables, de acuerdo a lo expresado por Granados (2014).

Como explica Crönert (1969), el furfural es un líquido oleoso de aroma agradable y color amarillo pálido con tendencia a oscurecerse y degradarse si es conservado en presencia de luz - oxidación fotoquímica, indica Zheng (2015) - y en contacto con el aire. Es más denso que el agua,  $\delta = 1,16 \text{ g/mL}$  a  $20^\circ\text{C}$  aunque parcialmente miscible en ella, tiene un punto de ebullición (P.E.) igual a  $161,7^\circ\text{C}$  y un peso molecular (PM) igual a 96,082.

Se lo obtiene también de otras materias vegetales ricas en pentosanos como el marlo del maíz, cáscaras de avena, girasol, nueces, avellanas, almendras, etc. de acuerdo con Brownlee (1948). El aserrín detanizado, en contraste con éstas, posee un contenido bastante pobre de pentosanos pero su costo es pagado por la obtención de tanino, lo que hace económicamente viable su elaboración.

El furfural figura en la lista de sustancias peligrosas reglamentada por la Administración de Seguridad y Salud Ocupacional (OSHA, 2015) bajo el código 1325;

al 99% en peso, es considerado como mutágeno aunque sus efectos no están mencionados.

En algunas fichas de seguridad de furfural sólo se indican las DL 50 (dosis letal 50) para ratas, conejos y ratones en función de la vía de exposición y/o las CE 50 (concentración efectiva 50) para peces y organismos acuáticos, aunque no existen datos acerca de la posibilidad de bioconcentración en estos últimos. Sin embargo, hay algunas pruebas de toxicidad sobre dos especies de peces (*Pimephales promelas* y *Poecilia reticulata*) y una de crustáceo (*Daphnia magna*), todos de agua dulce ([International Furano Chemicals B.V., 2003](#)).

#### **1.1.5. USOS INDUSTRIALES.**

En las investigaciones realizadas, [Crönert \(1969\)](#) menciona la existencia de una gran variedad de aplicaciones para el furfural. Algunas de ellas son: producción de alcohol furfurílico, disolvente selectivo de impurezas con dobles enlaces en la purificación de aceites lubricantes, formación de resinas fenol-furfural utilizadas para pegamento de las piedras de amolar, producción de colorantes, preservación de maderas y cueros, elaboración de nylon y plasma sanguíneo artificial, etc.

#### **1.1.6. EFLUENTE INDUSTRIAL AGUAS MADRES.**

La industria del tanino genera diversos tipos de efluentes. En particular, en el proceso de obtención de furfural, el producto de cola de la primera columna de destilación - denominado **aguas madres** - conforma, en sí mismo, un efluente recalcitrante. Éste término se asocia con la estabilidad biológica que presentan ciertos compuestos resistentes a la biodegradación como el furfural; esa condición de estabilidad, explica [Granados \(2014\)](#), se relaciona con las características estructurales de la molécula, las limitaciones fisiológicas de los microorganismos y las condiciones ambientales.

Las aguas madres carecen de microorganismos - dado que egresan a aproximadamente 100°C -, poseen bajos valores de pH y altos niveles de sustancias orgánicas complejas. Según [Dunlop \(1948\)](#) y [Crönert \(1969\)](#), los componentes principales son ácido acético y furfural residual. Las concentraciones teóricas de ambos, recomendadas para el correcto funcionamiento del proceso, oscilan en 0,078% m/v de ácido acético y en 70 a 80 mg/L de furfural residual. Estos datos son para

furfural elaborado con cáscaras de avena como materia prima. La cantidad de ácido acético generado es mayor con madera de quebracho. En el caso estudiado, las aguas madres contienen de 1 a 5% m/v de ácido acético y hasta 3000 mg/L de furfural residual.

Esas concentraciones de ácido acético no son lo suficientemente elevadas como para justificar económicamente una planta de recuperación. Sin embargo, dicho efluente, dada su potencial toxicidad para organismos que habiten en el cuerpo de agua receptor, debe ser tratado adecuadamente previo a su descarga.

El tratamiento de un efluente recalcitrante como las aguas madres, a través de la biorremoción, podría no ser tan efectivo puesto que la presencia combinada de furfural y ácido acético complican la acción microbiana sobre dichos contaminantes. Al respecto, [Ran \(2014\)](#) sostiene que estas sustancias destruyen las membranas celulares e interfieren con el metabolismo intracelular. Particularmente para el furfural, [Granados \(2014\)](#) menciona que en el año 1978 se descubrió que inducía mutaciones en el ADN de microorganismos como la *Salmonella typhimurium* y, más adelante, en otros organismos como *E. coli* y *Drosophila melanogaster*.

La toxicidad de ambos compuestos sobre ciertos microorganismos, estaría asociada a diversos mecanismos; [Heipieper \(1994\)](#) comenta que en el caso del ácido acético, ese efecto se daría por acción directa del mismo sobre la integridad de la membrana celular produciendo un aumento de la permeabilidad de ésta y afectando su función de barrera selectiva. Para el caso del furfural y, siguiendo esa línea de investigación, [Singh \(1995\)](#) señala que la acción nociva de los derivados furánicos podría deberse a que pueden formar compuestos con moléculas biológicas como lípidos, proteínas y ácidos nucleicos. Esas serían las razones por las que sólo se conocen unos pocos caminos metabólicos microbianos del furfural.

Contrariamente a lo expuesto, hay estudios efectuados por [Brune \(1983\)](#), [López \(2004\)](#) y [Wierckx \(2011\)](#) que demuestran que para concentraciones diferentes de furfural, pero inferiores a 25-30 mM (miliMolar), no se observa inhibición en el crecimiento de distintos microorganismos. Específicamente, *Saccharomyces spp.* utiliza al furfural como fuente de carbono y lo reduce a alcohol furfúrico, de acuerdo con [Boopathy \(1991\)](#). Existen algunas bacterias aerobias como las *Pseudomonas* que pueden transformar y degradar el furfural, como menciona [Boopathy \(1991\)](#), pero ha sido más estudiada la degradación en condiciones anaeróbicas.

Por último, y aludiendo al principio de la infalibilidad microbiana postulado por E. F. Gale en 1952, [Prieto Jimenez \(1995\)](#) sugiere que en algún lugar del ambiente existe un microorganismo que, en condiciones adecuadas, es susceptible de degradar cualquier sustancia de origen natural.

## **1.2. TRATAMIENTO MEDIANTE REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO (RALF).**

Hasta el presente, las aguas madres producidas durante el proceso se tratan con el sistema de Pantanos Secos Artificiales® (PSA) - tecnología patentada por New England Waste Systems S. A ([Puyal, 2010](#)) - que precisa de un pre-tratamiento de neutralización y posterior enriquecimiento nutritivo con desechos cloacales en piletas de sedimentación (fábrica y pueblo aledaño). Se proporciona una descripción más detallada de PSA en [Anexo I](#).

Frente a esto, **los reactores anaerobios de lechos fluidizados** (RALF) - que se utilizan desde hace más de 20 años en varios países, para degradar la materia orgánica de efluentes industriales y municipales – podrían resultar una buena alternativa.

Según [Shieh \(1986\)](#) los RALF son reactores trifásicos gas-líquido- sólido, formados por biopartículas, es decir, un lecho de partículas de pequeño tamaño sobre las que se mantiene adherida la biomasa bacteriana responsable de la degradación. A través del lecho circula, de manera ascendente, el efluente a tratar con una velocidad lo suficientemente elevada como para: provocar la fluidización del lecho, asegurar una buena mezcla y una alta concentración de biomasa en el reactor, según aclara [Rabah \(2004\)](#).

La expresión “lecho fluidizado” se utiliza para describir la condición de las partículas completamente suspendidas. Cuando un líquido pasa a muy baja velocidad a través de un lecho de partículas sólidas, las partículas no se mueven. Si la velocidad del fluido se incrementa progresivamente, aumenta la caída de presión y el rozamiento sobre las partículas individuales y, eventualmente, las partículas comienzan a moverse y quedan suspendidas en el fluido” ([McCabe, W., Smith, J. y Harriot, P., 2007, p. 189](#)). Para lograr estas velocidades de flujo, suele ser necesario recircular parte del efluente.

En estos reactores, la mayor parte de la biomasa se encuentra adherida, siendo muy pequeña la fracción que se encuentra en suspensión. El proceso puede verse en el esquema de la Figura 5.

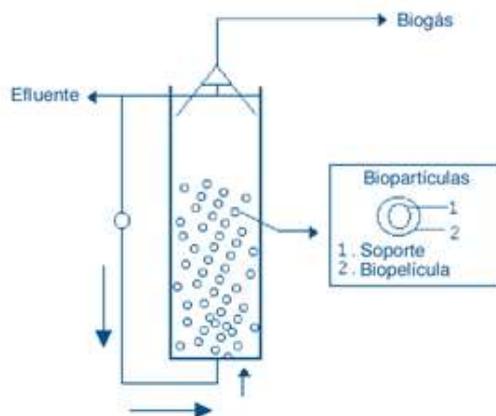


Figura 5. Esquema de un Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado (RALF). Adaptado de "Tratamiento de aguas residuales. Reactores biológicos de lecho fluidizado", p. 124, por Hidalgo, M., García Encina, P. 2002, Madrid: Reed Business Information, S.A.U. Copyright 2006.

Los RALF son elegidos además, según sostiene [Hidalgo \(2002\)](#) por ser menos costosos, requerir un mantenimiento relativamente sencillo, menos superficie para su funcionamiento y adaptarse a distintos efluentes. En ellos se logra una mayor remoción gracias al buen contacto entre la biopelícula adherida al soporte inerte (arena, carbón activado, etc.) y el efluente, con el contaminante.

### 1.2.1. PROCESOS BIOLÓGICOS ANAEROBIOS.

[Hidalgo \(2003\)](#) menciona que entre los distintos tratamientos biológicos aplicables, la "**digestión anaerobia**" es uno de los procesos más utilizados porque posibilita degradar niveles elevados de materia orgánica. Es el proceso por el cual distintos grupos de bacterias oxidan la materia orgánica, en una serie de pasos secuenciales (desarrollados en [Anexo I](#)) y en ausencia de oxígeno ( $O_2$ ); los productos finales obtenidos son dióxido de carbono ( $CO_2$ ) y metano ( $CH_4$ ) ([Schmidell, Moreira Soares, Etchebehere, Menes, Bertola, y Contreras, 2007, p. 367](#)). El metano es combustible y componente mayoritario del gas natural que puede ser aprovechado directamente.

Los microorganismos utilizan el efluente líquido como nutriente para sintetizar material celular y suministrar energía para la síntesis. La presencia de sustancias tóxicas como así mismo de nutrientes adecuados (C, N, P y minerales traza), la temperatura y el pH afectan su capacidad de metabolizar y asimilar el alimento (Schmidell y otros, 2007, p. 201).

Existen naturalmente **ecosistemas metanogénicos** – sedimentos de lagunas anaerobias, pantanos, suelos de arrozales, tracto digestivo de animales, etc. – y también creados por el hombre como los rellenos sanitarios y los reactores metanogénicos, para el tratamiento de efluentes industriales y residuos sólidos. (Schmidell y otros, 2007, p. 367)

Los procesos anaerobios tienen varias ventajas respecto de los aerobios pero las más sobresalientes son: no requieren aireación – consecuentemente el consumo de energía es más bajo – y tampoco mano de obra altamente calificada. Ambos aspectos influyen considerablemente en los costos operativos.

#### **1.2.2. GENERALIDADES ACERCA DE LOS BIORREACTORES ANAEROBIOS.**

El desarrollo de reactores anaerobios donde gran cantidad de biomasa microbiana – **biopelícula** – puede estar inmovilizada en soportes inertes o simplemente suspendida, se ha transformado en la opción más exitosa, explica Hidalgo (2003).

La contrapartida, es que en los sistemas anaerobios la población de microorganismos se reproduce lentamente y para alcanzar una eficiente transformación de la materia orgánica es indispensable mantener una elevada concentración de los mismos en el efluente (Schmidell y otros, 2007, p. 202). Todo ello incrementa el tiempo de residencia en el reactor y también el tiempo necesario para colonizarlo (puesta en marcha). Aun así, el factor más relevante, aclara Arnáiz (2002) es que los RALF alcanzan rendimientos de depuración superiores al 80% en comparación con otros procesos anaerobios.

#### **1.2.3. REACTORES DISCONTINUOS VS REACTORES CONTINUOS.**

Para caudales pequeños de efluente (escala laboratorio) o cuando los tiempos de residencia requeridos para el tratamiento son excesivamente altos, (Schmidell y otros, 2007, p. 218) recomiendan los reactores batch. Son sistemas simples que

requieren de un mínimo equipamiento; el reactor se llena con el efluente a tratar y se deja el tiempo necesario hasta completar el proceso. La ventaja reside en que se puede seguir la evolución del mismo en el tiempo. En contraste, los reactores operados en modo continuo se usan para el tratamiento de efluente a gran escala.

#### **1.2.4. FORMACIÓN Y DESESTABILIZACIÓN DE LA BIOPELÍCULA.**

Según estudios llevados a cabo por [Ramirez Mata \(2014\)](#), la mayoría de las bacterias forma biopelículas como estrategia de vida puesto que les brinda estabilidad y resistencia a los antibióticos; asimismo, aumenta las posibilidades de transferencia de material genético y comunicación celular y les ofrece protección ante las condiciones adversas del medio ambiente.

Como explica [Ramirez Mata \(2014\)](#), la biopelícula es un consorcio de microorganismos de una o varias especies, que se encuentra embebido dentro de una matriz polimérica extracelular adherida a una superficie biótica o abiótica.

La composición del biofilm es variable siendo el componente mayoritario agua, aproximadamente un 97% del contenido total.

[Arnáiz \(2002\)](#) hace hincapié en que la formación del biofilm tendrá lugar solo si el medio aporta los nutrientes necesarios para su desarrollo.

Durante la operación del reactor, [Saucedo \(2007\)](#) aclara que es imprescindible tener en cuenta dos aspectos:

- la existencia de factores que afectan el desarrollo del biofilm (velocidad de flujo, tiempo hidráulico de retención (THR) y densidad del biofilm) y
- la estabilización de la biopelícula.

#### **1.2.5. CRECIMIENTO DE LA BIOMASA EN UN REACTOR DISCONTINUO.**

Los estudios de [Shieh \(1986\)](#) determinaron que el desarrollo de la biopelícula sobre una superficie inerte se realiza en cinco fases, tal como se representa en la Figura 6:

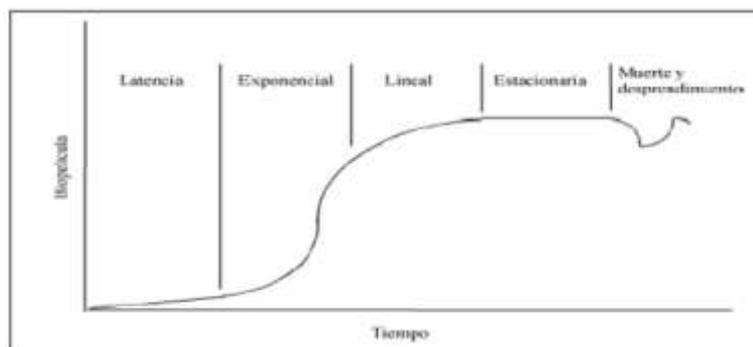


Figura 6. Diferentes etapas de desarrollo de una biopelícula. Adaptado de "Tratamiento biológico de aguas residuales", p. 115, por Arnáiz, C., Isac, L., y Lebrato, J. 2002, España: Fundación Dialnet. Copyright 2001-2016 por Fundación Dialnet.

- **Fase de latencia o retardo:** adsorción inicial de microorganismos y acumulación de la biopelícula sobre el soporte, sin división celular porque las bacterias tardan un tiempo en adaptarse al nuevo medio en que se hallan.

- **Fase exponencial o de crecimiento logarítmico:** la población bacteriana se incrementa exponencialmente. Las células se dividen a una velocidad determinada por el tiempo de generación y su capacidad de procesar alimento (Tchobanoglous, 1995, p. 419). El crecimiento, estará limitado ya sea por el agotamiento de un sustrato determinado – sustrato limitante (S) – o por la acumulación de productos tóxicos (Schmidell y otros, 2007, p. 202).

- **Fase lineal:** la biopelícula se acumula y su espesor aumenta.

- **Fase estacionaria:** los microorganismos no alimentados mueren y la biopelícula comienza a desprenderse. Esto se debe a: a) las células han agotado el sustrato o nutrientes indispensables para el crecimiento, y b) el crecimiento de nuevas células se nivela por lisis de células viejas (Tchobanoglous, 1995, p. 420).

Al diseñar un biorreactor anaerobio, es imprescindible alcanzar óptimas condiciones ambientales para lograr el crecimiento y la permanencia del consorcio biológico (Tchobanoglous, 1995, p. 421).

#### 1.2.6. ACLIMATACIÓN DEL BIOFILM.

La biorremoción completa de diversos compuestos tóxicos (furfural, fenol, PCB'S, etc) en un RALF depende casi exclusivamente de una buena **adaptación** o **aclimatación** del consorcio microbiano, previo a su inoculación en dicho reactor. El

proceso de aclimatación anaerobia del consorcio a un medio con una fuente de carbono principal (efluente a degradar), eventualmente un co-sustrato y enriquecido con fuentes de nitrógeno, fósforo y minerales puede durar varios meses de acuerdo con [Pishgar \(2014\)](#). En ese período, los microorganismos son expuestos gradualmente a concentraciones crecientes del efluente (sustrato).

### **1.3. PRINCIPIO DE FUNCIONAMIENTO DEL RALF. CONDICIONES PARA LA FLUIDIZACIÓN.**

Los RALF pueden utilizar distintos materiales sólidos de soporte (basándose en sus características físicas y químicas) como medio de retención de la biomasa. De acuerdo con [\(Schmidell y otros, 2007, p. 221\)](#) una forma de prevenir que la biomasa salga del reactor es, inmovilizándola sobre un soporte sólido que pueda permanecer en suspensión (fluidizado) pero que no se elimine con el efluente.

Como explica [Panigatti \(2010\)](#) el sistema consiste en un tubo cilíndrico que contiene en su interior una columna de partículas de arena (lecho); el efluente ingresa por debajo de éste en forma ascendente y lo atraviesa. Para una cierta velocidad, la caída de presión a través del lecho equilibra la fuerza de gravedad sobre las partículas (peso del lecho), y un posterior ascenso de la velocidad provoca el movimiento de las partículas: fenómeno de fluidización. A partir de allí, la caída de presión permanece constante, siempre y cuando no se modifique la velocidad.

#### **1.3.1. CARACTERÍSTICAS DEL SOPORTE.**

La utilización de partículas de pequeño tamaño (100-1.000 $\mu$ m) y granulométricamente uniformes, aspectos fundamentales en la fluidización, permite ofrecer a las bacterias superficies específicas importantes, aclara [Panigatti \(2010\)](#). Esto es esencial no sólo para que se desarrolle el biofilm sino para alcanzar concentraciones muy elevadas de microorganismos, de acuerdo con [Arnáiz \(2002\)](#). Otros factores, como sugiere [Sánchez Ortiz \(2010\)](#) inherentes al soporte y que influyen en el desarrollo de la biopelícula son: densidad, rugosidad, tamaño de los poros y área superficial.

## **CAPÍTULO II**

### **2.1. OBJETIVOS**

#### **2.1.1. OBJETIVO GENERAL**

- Determinar la eficiencia del reactor anaerobio de lecho fluidizado (RALF), construido a escala piloto, en el tratamiento del efluente industrial producido en la obtención de furfural.

#### **2.1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Caracterizar las “aguas madres”, efluente del proceso de obtención de furfural.

- Seleccionar los microorganismos que se adapten mejor al efluente industrial para ser utilizados en el reactor anaerobio de lecho fluidizado (RALF).

- Analizar el grado de remoción de contaminantes orgánicos de las “aguas madres” mediante el RALF.

## CAPÍTULO III

### 3.1. HIPÓTESIS

- Las “aguas madres” provenientes del proceso de fabricación de furfural poseen contaminantes tóxicos para la biota.

- Los microorganismos seleccionados para ser utilizados en el reactor anaerobio de lecho fluidizado (RALF), se desarrollan favorablemente en distintas concentraciones del efluente industrial “aguas madres”.

- El RALF remueve los principales contaminantes del efluente industrial “aguas madres”.

## **CAPÍTULO IV**

### **4.1. MATERIALES Y MÉTODOS.**

La investigación fue de tipo exploratoria, correlacional, mixta y cuantitativa dado que se tomaron muestras de las aguas madres para caracterizarla fisicoquímica y bacteriológicamente y de las etapas más representativas del sistema de pantanos secos artificiales (PSA), para extraer microorganismos. De la misma manera se procedió con la toma de muestras del reactor anaerobio de lecho fluidizado (RALF).

Las unidades de análisis incluyeron: aguas madres, lodos de piletas de decantación, efluente crudo y raíces de plantas de los pantanos secos para seleccionar la fuente de microorganismos asociados a esas etapas del tratamiento por PSA. Las correspondientes al Biorreactor (RALF) consistieron en: efluente aguas madres a tratar (conteniendo el inóculo bacteriano, nutrientes y cantidades equivalentes de furfural) y efluente depurado.

La toma de muestras incluyó a las "aguas madres", el efluente crudo que egresa de los decantadores y los lodos de éstos, las raíces de las especies vegetales autóctonas (totoras) y el líquido que ingresó y egresó del sistema RALF.

Los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos analizados en las aguas madres fueron: pH, Conductividad, Color, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (Nitrógeno de nitritos), Sólidos Totales y Volátiles, Turbiedad, COT (Carbono Orgánico Total), DBO<sub>5</sub> (Demanda Biológica de Oxígeno a 5 días), DQO (Demanda Química de Oxígeno), recuento de bacterias Coliformes Totales (CT) y Fecales (CF) y concentración de Furfural.

Para controlar el correcto desempeño del RALF se seleccionaron las siguientes variables fisicoquímicas: pH, Temperatura, Alcalinidad, Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> (Fósforo de fosfatos), SSV (Sólidos Suspendidos Volátiles), DQO y concentración de Furfural.

Todas las muestras fueron remitidas inmediatamente al laboratorio de investigación del GISTAQ y conservadas según los protocolos de análisis correspondientes, hasta el momento de efectuar los mismos.

Las técnicas analíticas se efectuaron siguiendo métodos normalizados (o adaptación de los mismos) de American Public Health Association (APHA), American

Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF), Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater (2005).

#### **4.1.1. MUESTREO DE AGUAS MADRES (AM).**

La toma de muestra de aguas madres, generadas durante la fabricación de furfural, se realizó en la empresa de la siguiente forma: a la salida de la primera columna de destilación (producto de cola) hay un grifo desde donde se extrajo un cierto volumen de aguas madres. El mismo se recolectó en varios frascos de vidrio de color caramelo con tapa a rosca, resistentes a temperaturas elevadas ( $\cong 100^{\circ}\text{C}$ ), previo enjuague con la muestra a analizar. Zheng (2015) aclara que el uso de recipientes de vidrio de color oscuro limita la oxidación del furfural, presente en las aguas madres, por acción de la luz solar.

Para la extracción de los microorganismos provenientes del PSA se realizaron los siguientes muestreos:

La muestra de efluente crudo procedente de la cámara de mezcla - ubicada a la salida de los decantadores y previo al ingreso a los lechos de PSA - se recolectó en una botella tipo PET de 2 L, limpia y con tapa a rosca.

Las muestras de lodos se tomaron, por única vez, utilizando un recipiente fijado en el extremo de un soporte, lo suficientemente largo como para ser sumergido hasta el fondo de las piletas de decantación. Se guardaron en frascos estériles de cultivo.

La muestra de raíces de las especies vegetales autóctonas (*Figura G* con totoras en [Anexo I](#)) se extrajo sólo una vez, usando una pala para desenterrar la planta junto con la arena del lecho, según las indicaciones de Calvo Vélez (2008). Se cortaron los tallos de la totora lo más cerca posible de las raíces; el conjunto de éstas y la arena (rizósfera) se colocó en una bolsa de polietileno de color oscuro, para resguardarlo de la luz.

#### **4.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS MADRES.**

Se efectuaron tres testeos del proceso de fabricación de furfural para colectar sólo las aguas madres durante los meses, mayo, septiembre y noviembre en los cuales la planta operó normalmente. Se partió de una muestra de 20 litros de aguas madres que fue remitida al GISTAQ.

## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO

Los ensayos, efectuados por duplicado, se resumen en la Tabla 1:

DETERMINACIONES	MÉTODOS
pH	SM*4500-H <sup>+</sup> B
Conductividad ( $\mu\text{S/cm}$ )	SM*2510 B
Turbiedad (NTU)	Hach**8237
Color (Pt-Co)	Hach** 8025
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (ppm)	SM*4500-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B
DQO (ppm)	SM*5220 D
DBO <sub>5</sub> (ppm)	SM*5210 B
COT (ppm)	SM*5310 D
Sólidos totales (mg/L)	SM*2540 B
Sólidos volátiles (mg/L)	SM*2540 E
Coliformes totales CT (NMP/100mL)	SM*9221 B
Coliformes fecales CF (NMP/100mL)	SM*9221 C

Tabla 1. Métodos Normalizados. \*Standard Methods; \*\*Método HACH adaptado de Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater (2005).

Las mediciones de pH y Conductividad se realizaron mediante un peachímetro HANNA y un conductímetro OAKTON, respectivamente. La Turbiedad y el Color se analizaron a través de un colorímetro HACH DR/890.

La determinación de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> se realizó en el espectrofotómetro PerkinElmer UV/visible Lambda 25.

Se conservó una porción de la muestra en medio ácido (pH < 2). Los ensayos de DQO y COT se determinaron usando un digestor HACH DRB 200 y luego midiendo las absorbancias en un espectrofotómetro PerkinElmer UV/visible Lambda 25.

Para efectuar los análisis de la DBO<sub>5</sub> y el recuento de Coliformes Totales (CT) y Fecales (CF), la muestra se mantuvo refrigerada; éstos se procesaron antes de las 24 horas de tomada la misma. La cantidad de oxígeno consumido biológicamente se estableció por incubación de la muestra en oscuridad y a 20°C durante 5 días.

El recuento de CT y CF se hizo en placas de Petri incubándolas durante 48 horas en estufa a 37°C.

El ensayo de Sólidos Totales se basó en la evaporación de una muestra correctamente mezclada en una cápsula pesada (tarada) y secada a peso constante en estufa eléctrica IONOMAX a 103-105°C.

El análisis de Sólidos Volátiles se llevó a cabo por calcinación de la muestra, previamente secada en estufa, en un horno mufla ORL a 500°C.

La concentración de Furfural se obtuvo por Cromatografía Líquida de Alto Desempeño (HPLC) en un equipo Shimadzu CBM 20 A cuyas características son: detector UV SPD 20 A y columna de fase inversa C18 a 40°C de temperatura. La velocidad de flujo empleada fue de 1 mL/min para un volumen de inyección de 20 µL y con una mezcla de acetonitrilo – agua tridestilada (17,5:82,5), como fase móvil.

#### **4.3. ENSAYOS DE CRECIMIENTO BACTERIANO EN AEROBIOSIS.**

Se extrajeron microorganismo autóctonos de los tres sectores ya citados de la planta de tratamiento por PSA. Se evaluó el crecimiento bacteriano, inoculando dichas bacterias, en medios de cultivo (líquido y sólido), preparados con el efluente industrial (aguas madres) a distintas concentraciones, para determinar la más adecuada. Esto se realizó en varias etapas:

- Preparación de los medios de cultivo.
- Preparación de los inóculos y sus correspondientes recuentos bacterianos.
- Pruebas de crecimiento en distintas concentraciones de efluente en erlenmeyers y en placas de Petri.
- Aislamiento bacteriano y tinción de Gram.

##### **4.3.1. PREPARACIÓN DE LOS MEDIOS DE CULTIVO.**

Para la preparación de los medios de cultivo se utilizó agua madre neutralizada, agua de peptona, nutrientes y agar-agar, siguiendo los estudios de [Rodriguez \(2008\)](#).

Las aguas madres se neutralizaron previamente con carbonato de sodio sólido ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) de acuerdo con [Boopathy \(1991\)](#) hasta alcanzar un pH = 6, utilizando un peachímetro HANNA. Para 500 mL de agua madre, se agregaron aproximadamente 9,5 g de carbonato de sodio.

Como nutrientes, se recurrió a soluciones de cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) al 12,7% m/v (J.T. Baker Inc. al 99,7% de pureza) y de fosfato diácido de sodio ( $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ ) al 3,28% m/v (Mallinckrodt Chemical Works, al 99% de pureza), siguiendo las indicaciones de [Boopathy \(1991\)](#) y [Hareland \(1975\)](#). Se agregaron las cantidades necesarias para que cada medio posea una concentración final de 0,33 g/L de N y

## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO

0,066 g/L de P. Estos valores surgen de la relación 5:1 que debe existir entre N y P, respectivamente (Carrillo, L., 2003, p. 123).

Se realizaron dos ensayos para evaluar el crecimiento bacteriano aerobio a distintas concentraciones de furfural en aguas madres: en erlenmeyer (medio líquido) y placas de Petri (medio sólido). Ambos medios constaron de agua de peptona, nutrientes y distintos porcentajes de agua madre conteniendo furfural en diferentes concentraciones.

En los medios líquidos, dicho porcentaje cubrió el rango de 2,5 hasta 80% v/v y en los medios sólidos, de 20 a 98% v/v.

El agua de peptona se utilizó en distintos % m/v a fin de mantener una concentración constante de fuentes de nitrógeno y carbono. Para el control negativo, 0% v/v de furfural en agua madre, sólo se empleó agar nutritivo

Los medios de cultivos sólidos se prepararon como se indica, a modo de ejemplo, en la Tabla 2:

COMPONENTES	CONCENTRACIÓN DE AM (% V/V)				
	20	40	60	80	98
Volumen final del medio (mL)	100	100	100	100	100
Agua madre (AM) neutralizada (mL)	20	40	60	80	98
Agua de peptona (AP) (mL)	78	58	38	18	0
Solución de cloruro de amonio (mL)	1	1	1	1	1
Solución de fosfato diácido de sodio (mL)	1	1	1	1	1
Agar-agar (g)	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5

Tabla 2. Preparación de los medios de cultivo. Concentración de furfural en agua madre (AM) de 20 a 98 en porcentaje volumen en volumen (% v/v).

Luego, se calentaron los medios a baño maría hasta disolver el agar y se esterilizaron en autoclave a 1,5 bar y 112°C (Perry, R., Green, D., Maloney, J., 2001, p. 2-313) por un lapso de 15 minutos.

#### **4.3.2. PREPARACIÓN DE LOS INÓCULOS Y RECIENTOS BACTERIANOS.**

Se trabajó con inóculos bacterianos obtenidos de tres fuentes del sistema PSA (los puntos de muestreo de esos tres lugares pueden apreciarse en **Esquema de la instalación de PSA en Anexo I**):

1. **Lodos de las piletas de sedimentación**, extraídos del segundo sedimentador cercano al sector de salida.
2. **Efluente crudo de la cámara de mezcla**, receptora de los efluentes provenientes de los sedimentadores 1 y 2.
3. **Raíces de las totoras**, tomadas a partir de plantas de uno de los lechos.

Se realizaron recuentos de bacterias de las tres fuentes para determinar las cargas bacterianas iniciales del inóculo. A fin de estandarizar las mismas y, a partir de los resultados obtenidos, se prepararon soluciones al 4% m/v de lodos y al 10% m/v de raíces, en agua de peptona al 1% m/v siguiendo las indicaciones de [Calvo Vélez \(2008\)](#); el efluente crudo se utilizó sin diluir. Todas las soluciones se efectuaron en esterilidad y al momento del ensayo, se realizaron nuevos recuentos para conocer la carga bacteriana exacta inoculada.

#### **4.3.3. RECIENTOS BACTERIANOS DE LOS INÓCULOS.**

Se realizaron diluciones seriadas ( $10^{-1}$ ,  $10^{-2}$ ,  $10^{-3}$  y  $10^{-4}$ ) de los inóculos con agua de peptona al 1% m/v, de acuerdo con [Benavides López de Mesa \(2006\)](#) en condiciones de esterilidad. El uso del agua peptonada en las diluciones evita el choque osmótico y la ruptura de las células, según [Fernández Linares \(2006\)](#) Se sembró, en placas de Petri con agar nutritivo, 1mL de cada dilución para cada uno de los tres inóculos. Se incubaron en estufa a 37°C por 48 horas, según [Rodríguez \(2008\)](#) y se determinó el número de Unidades Formadoras de Colonias por mililitro (UFC/mL) por recuento en aquellas placas que presentaron entre 30 y 300 colonias.

#### **4.3.4. PRUEBAS DE CRECIMIENTO EN DISTINTAS CONCENTRACIONES DE AM.**

##### **A. MEDIOS DE CULTIVO LÍQUIDOS: SIEMBRA EN ERLLENMEYERS.**

Se ensayaron medios de cultivo líquidos por duplicado (a y b), utilizando un inóculo por vez. Se prepararon medios con 7 concentraciones crecientes de furfural en

## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO

agua madre – 0, 2.5, 5, 10, 20, 40, 60 y 80% v/v – en erlenmeyers de 250 mL, como se detalla en la Tabla 3:

INÓCULO	CONCENTRACIÓN DE AM (% V/V)							
	2.5		5		10		20	
	a	b	a	b	a	b	a	b
Raíces/Lodos /Efluente								
Observaciones	AM 0% v/v (testigo): medio de cultivo sin agua madre pero con la misma composición de nutrientes. Los erlenmeyers se mantuvieron estériles y oxigenados usando tapones de algodón.							
INÓCULO	CONCENTRACIÓN DE AM (% V/V)							
	40		60		80			
	a	b	a	b	a	b		
Raíces/Lodos /Efluente								
Observaciones	AM 0% v/v (testigo): medio de cultivo sin agua madre pero con la misma composición de nutrientes. Los erlenmeyers se mantuvieron estériles y oxigenados usando tapones de algodón.							

Tabla 3. Esquema de siembra de los tres inóculos en erlenmeyers. Concentración de furfural en el agua madre (AM) de 2,5 a 80 en porcentaje volumen en volumen (% v/v).

Los erlenmeyers se esterilizaron en un horno mufla por 2 horas a 140°C. Posteriormente, en cada uno de ellos se adicionaron, en esterilidad, 100 mL de medio (con distintas concentraciones de furfural en agua madre) y 1 mL del inóculo correspondiente (1 mL de efluente crudo, 1 mL de lodos al 4% m/v y 1 mL de raíces al 10% m/v), por ensayo. Se homogeneizaron al menos una vez por día para oxigenarlos y se incubaron durante 72 horas a 37°C en estufa y en oscuridad.

Para confirmar el crecimiento bacteriano observado en los erlenmeyers, se utilizaron los mismos medios de cultivo con el agregado de agar. Se tomó 1 mL de cada erlenmeyer y se lo sembró por inmersión en placas de Petri para el recuento de UFC/mL. Se mantuvieron las placas en estufa a 37°C por 48 horas.

### B. MEDIOS DE CULTIVO SÓLIDOS: SIEMBRA EN PLACAS DE PETRI.

El ensayo se realizó en medios de cultivo sólidos, por duplicado (a y b), en placas de Petri esterilizadas con 6 concentraciones crecientes de furfural en agua madre: 0, 20, 40, 60, 80 y 98% v/v. Se dividió cada placa en tres sectores para

**REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO**

realizar la siembra por estriado de los tres inóculos, al mismo tiempo. Se incubaron en estufa a 37°C y en oscuridad durante dos semanas, monitoreando el crecimiento diariamente. El esquema de siembra se muestra en la Tabla 4:

INÓCULO	CONCENTRACIÓN DE AM (% V/V)											
	0		20		40		60		80		98	
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
Raíces/lodos/efluente												
Observaciones	AM 0% v/v (testigo): medio de cultivo sin agua madre pero con la misma composición de nutrientes.											

Tabla 4. Esquema de siembra de los tres inóculos en placas de Petri. Concentración de furfural en el agua madre (AM) de 0 a 98 en porcentaje volumen en volumen (% v/v).

En función del crecimiento observado en cada inóculo, se decidió elegir aquel que presentó mejor tolerancia a la concentración más elevada de aguas madres. Dicha fuente de bacterias se utilizó para el ensayo de aclimatación en anaerobiosis, ya que en ese ambiente operó el RALF.

#### 4.3.5. AISLAMIENTO BACTERIANO Y TINCIÓN DE GRAM.

Se realizó el aislamiento de las distintas colonias bacterianas presentes en los inóculos, luego de 48 horas de incubación. Para ello, se observaron las características macroscópicas de las mismas. Las colonias recuperadas fueron colocadas en placas mediante el método de siembra por agotamiento en agar nutritivo, como indica [Rodríguez \(2008\)](#) e incubadas en estufa a 37°C durante 48 horas. Aquellas que se consideraron diferentes por su forma y coloración se repicaron por estriado en placa con agar nutritivo, para aislarlas. En esas condiciones se les efectuó una coloración de Gram para establecer su morfología, de acuerdo con [Coto Pérez \(2006\)](#). Las bacterias gramnegativas se ven de color rosado y las grampositivas de color violeta.

#### 4.4. ACLIMATACIÓN BACTERIANA EN ANAEROBIOSIS.

Las bacterias utilizadas en los ensayos de adaptación provinieron, como se mencionó anteriormente, de los lodos del fondo de las piletas sedimentadoras de PSA. La razón fue que presentaron un mayor crecimiento en medios conteniendo furfural y ácido acético que las provenientes de otras fuentes. Se tuvo en cuenta además, que

los lodos constituyen en sí mismos un medio de características similares a las condiciones proyectadas para el funcionamiento del RALF.

#### **4.4.1. PREPARACIÓN DEL INÓCULO BACTERIANO.**

El inóculo de bacterias se preparó suspendiendo 2 g de lodos en un erlenmeyer con agua de peptona al 1% m/v de acuerdo con [Fernández Linares \(2006\)](#). Como nutrientes se utilizaron soluciones de cloruro de amonio al 12,7% m/v y de fosfato diácido de sodio al 3,28% m/v, ambas de grado analítico, siguiendo las indicaciones de [Boopathy \(1991\)](#) y [Hareland \(1975\)](#).

Se agregaron las cantidades necesarias para que el medio tuviera una concentración final de 0,33 g/L de N y 0,066 g/L de P, valores que surgen de la relación 5:1 que debe existir entre N y P, respectivamente ([Carrillo, L., 2003, p. 123](#)).

Se incubó el medio en condiciones de oxígeno reducido, logradas dentro de un desecador. Para crear esas condiciones, se recurrió a un desecador cerrado con una vela encendida en su interior; a fin de asegurar que el oxígeno remanente se consumiese, se cubrió el fondo con lana de acero humedecida con agua, en consonancia con los estudios de [Mitsuoka \(1969\)](#).

Se colocó el desecador dentro de una estufa a 37°C. Una vez que se observaron la aparición de una película en la superficie del líquido y la turbidez amarillenta, características del crecimiento, se dio por concluida la preparación del inóculo y se procedió con la etapa de adaptación.

#### **4.4.2. ADAPTACIÓN DE BACTERIAS A CONCENTRACIONES CRECIENTES DE FURFURAL EN AM.**

La aclimatación bacteriana se inició con la preparación de medios de cultivo líquidos, por duplicado, en erlenmeyers de 100 mL. Dichos medios consistieron en un efluente sintético, de similares características que el industrial, que se elaboró de la siguiente manera: Minimal Media M9 como fuente de nutrientes según [Nicklasson \(2008\)](#), solución de glucosa (fuente adicional de carbono o co-sustrato), el inóculo bacteriano y las aguas madres en concentraciones crecientes de furfural, como sugiere [Pishgar \(2014\)](#).

El medio mineral "Minimal Media M9 (MM9)", se adaptó de [Koenig \(1989\)](#), [López \(2004\)](#) y [Boopathy \(2009\)](#), ya que sus estudios sugieren que esa mezcla de

sales minerales conduce a una buena aclimatación del consorcio bacteriano. El *MM9* se preparó de la siguiente forma: 2 mL de glucosa al 20% m/v, 0,1 mL de  $\text{CaCl}_2$  1M, 2 mL de  $\text{MgSO}_4$  1M y sales M9 ( $\text{Na}_2\text{HPO}_4$ ,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,  $\text{NaCl}$  y  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ).

Los medios se incubaron en una atmósfera con oxígeno reducido, como se explicó anteriormente, en estufa a una temperatura de 37°C y en oscuridad, para prevenir que la oxidación fotoquímica, como indica [Zheng \(2015\)](#) diera lugar a falsos resultados.

El primer medio líquido se realizó con un 10% v/v de furfural en AM – correspondiente a una concentración de furfural de 300 mg/L – y se probaron en paralelo tres combinaciones diferentes de *MM9* a fin de detectar la más apta para el crecimiento bacteriano: a) *MM9* simple concentración con glucosa (*MM9x1CG*), b) *MM9* triple concentración con glucosa (*MM9x3CG*) y c) *MM9* simple concentración sin glucosa (*MM9x1SG*). Se observó crecimiento tanto en "a" como en "c" y se decidió preparar los medios subsiguientes con *MM9x1CG*.

Una vez apreciada la aparición de turbidez y la formación de la película superficial, propias del biofilm bacteriano, se extrajeron 10 mL del medio al 10% v/v como inóculo para ensayar al 12, 15 y 21% v/v de furfural en AM, simultáneamente.

Al cabo de una semana, se seleccionó la concentración en la cual se apreció un mayor crecimiento y se realizó un nuevo repique.

Se procedió de la misma manera en los ensayos posteriores, aclimatando los microorganismos a incrementos paulatinos de concentración hasta alcanzar un 21% v/v de furfural en AM, correspondiente a 630 mg/L de furfural.

La composición del **efluente sintético** para 100 mL finales, con un 21% v/v de furfural en AM, 10 mL del inóculo, 20 mL de *MM9* y agua destilada, se indica en la Tabla 5:

**REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO**

EFLUENTE SINTÉTICO			
	Composición	Volumen (mL)	Componentes
	Inóculo	10	
	AM 21 % v/v	20	0,63 g/L de Furfural
MM9	Sales M9	20	0,68 g de Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>
			0,3 g de KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>
			0,05 de g NaCl
			0,1 g de NH <sub>4</sub> Cl
	Cloruro de calcio 1M	0,1	0,01 g de CaCl <sub>2</sub>
	Sulfato de magnesio 1M	2	0,24 g de MgSO <sub>4</sub>
	Glucosa 20% m/v	2	0,4 de C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>
	Agua destilada	45,9	
		<b>Total = 100 mL</b>	

Tabla 5. Composición final del efluente sintético. Medio mineral M9. Concentración de furfural en agua madre (AM) al 21% v/v (porcentaje volumen en volumen).

#### 4.5. DISEÑO DEL REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO (RALF).

El RALF fue proyectado para operar con las bacterias extraídas de los lodos, aclimatadas previamente a distintas concentraciones de furfural en AM. Este proceso permitió que los microorganismos formaran un biofilm alrededor de las partículas del soporte lo suficientemente estable como para realizar la degradación del efluente.

Dado el elevado número de variables que intervinieron en el diseño del RALF, la caracterización rigurosa de esos parámetros resultó muy dificultosa, motivo por el cual se siguieron los pasos propuestos por [Hidalgo \(2002\)](#) en cuanto a: selección del material soporte y sus características físicas (tamaño, forma, densidad, porosidad, esfericidad) y químicas (carácter inerte, propiedades de adsorción); elección de la expansión y cálculo de la velocidad superficial del líquido; dimensionamiento del lecho (diámetro, altura) y del sistema de bombeo.

Las dimensiones del reactor se dedujeron a través de la ecuación de Ergun ([McCabe, W., Smith, J. y Harriot, P., 2007, p. 177](#)), se adoptaron variables de diseño y se calcularon variables operativas. Estos cálculos se detallan en [Anexo I](#).

Las [variables de diseño](#) fueron: porosidad mínima de fluidización del lecho ( $\epsilon_m$ ), diámetro medio ( $D_p$ ), esfericidad ( $\phi$ ) y densidad de la partícula de arena ( $\rho_s$ ), respectivamente; velocidad mínima de fluidización ( $U_{mf}$ ), viscosidad ( $\mu_f$ ) y densidad del efluente ( $\rho_f$ ) y aceleración de la gravedad ( $g$ ). Las [variables operativas](#) calculadas

consistieron en: altura inicial del lecho de arena sin fluidizar ( $L_m$ ), porosidad del lecho totalmente expandido ( $\epsilon$ ), altura total del lecho fluidizado ( $L$ ), velocidad operativa de fluidización ( $U_{op}$ ) y caudal operativo de efluente ( $Q_{op}$ ). El esquema real del RALF puede apreciarse en la Figura 7:

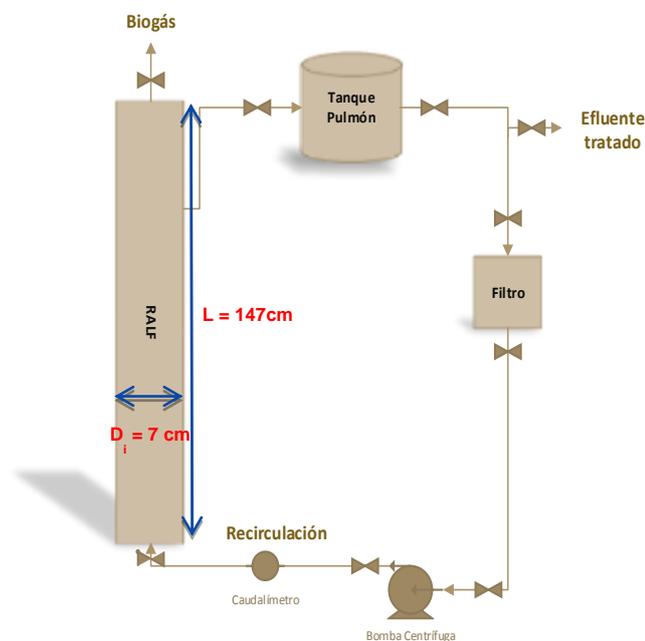


Figura 7. Esquema del Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado.

#### 4.5.1. CARACTERÍSTICAS DE LA ARENA COMO SOPORTE.

La elección de la arena como material de soporte del lecho se basó en las recomendaciones de [Hidalgo \(2002\)](#). Los aspectos esenciales son:

- Partículas de pequeño tamaño, baja densidad y granulométricamente uniformes que brinden a las bacterias superficies importantes para que desarrollen el biofilm, según estudios realizados por [Arnáiz \(2002\)](#).
- Fluidización homogénea en toda la longitud del lecho.
- Químicamente inerte y de costo razonable.
- Elevada resistencia al ataque físico, químico y biológico.

#### 4.6. VARIABLES DE DISEÑO Y OPERATIVAS PARA LA ARENA Y EL EFLUENTE.

En función de las características y recomendaciones citadas, se adoptaron una serie de valores tanto para la arena como para el efluente.

En ausencia de datos experimentales, la porosidad mínima de fluidización  $\epsilon_M$  se estimó a través de la correlación de Wen y Yu (Levenspiel, O., 1998, p. 139) que se satisface para varios tipos de partículas.

El diámetro medio de partícula  $D_p$  se determinó mediante muestreo trabajando con tamices estándar de la Serie Tyler (Foust, A., Wenzel, L., Clump, C., Maus, L. y Bryce Anderson, L., 2006, p. 723). Los números de malla abarcaron el intervalo de 200 a 400 micras tomando la fracción media de 270.

La esfericidad de la arena  $\phi$  se adoptó usando la correlación entre la porosidad y la densidad de carga baja de la partícula (Foust, A., Wenzel, L., Clump, C., Maus, L. y Bryce Anderson, L., 2006, p. 635).

La densidad  $\rho_s$  de la arena se extrajo de tablas proporcionadas por Nadeo (2016) y por Barreira Moreno (2007).

La velocidad mínima de fluidización  $U_{mf}$  se calculó a partir de la porosidad mínima  $\epsilon_M$  reemplazando este parámetro en la **ecuación de Ergun (4.1)**, oportunamente citada:

$$\frac{150(1 - \epsilon_m) \cdot \mu \cdot U_{mf}}{\phi^2 \cdot \epsilon_m^3 \cdot D_p} + \frac{1,75 \rho_s \cdot U_{mf}^2}{\epsilon_m^3 \cdot D_p \cdot \phi} - g(\rho_s - \rho_f) = 0 \quad (4.1)$$

Siendo:

$\mu$ : viscosidad del efluente;  $\rho_f$ : densidad del efluente;  $g$ : aceleración de la gravedad.

La viscosidad  $\mu_f$  del efluente se midió a 37°C con un viscosímetro Brookfield y su densidad  $\rho_f$  se extrajo de tabla.

Se calculó la porosidad del lecho totalmente expandido,  $\epsilon$ , a través de una ecuación matemática (4.2), teniendo en cuenta que la altura inicial del lecho de arena sin fluidizar  $L_m$  es de 55 cm y la expansión del lecho, deseada, del 100%:

$$(1 - \epsilon_m) \cdot L_m = (1 - \epsilon) \cdot L \Rightarrow \epsilon = 1 - \frac{L_m}{L} \cdot (1 - \epsilon_m) \quad (4.2)$$

Siendo  $L$  la altura total del lecho fluidizado y  $L_m$  altura inicial del lecho cuyo valor es la mitad de  $L$ .

A partir de la porosidad del lecho totalmente expandido  $\epsilon$ , se dedujo la velocidad operativa de fluidización  $U_{op}$  dentro del reactor reemplazando la porosidad en la ecuación de Ergun.

El diámetro interno del reactor  $D_R$  adoptado fue de 7 cm y la longitud total del reactor  $L_R$  de 147 cm. Estas dimensiones surgieron de las experiencias de [Ochieng \(2002\)](#) quienes comprobaron que eran óptimas para la caída de presión.

#### **4.7. CONSTRUCCIÓN E INSTALACIÓN DEL RALF.**

La unidad experimental a escala piloto se construyó empleando una columna de PVC de 147 cm de longitud por 7 cm de diámetro interno, de acuerdo a los estudios realizados por [Tavares \(1995\)](#) y [Quintero Rendón \(2011\)](#), constituyendo un reactor de 6 litros y un volumen total de sistema de 15 litros. Se eligió PVC para construir el reactor a fin de impedir la oxidación fotoquímica del furfural, de acuerdo con [Zheng \(2015\)](#).

En la parte superior, el equipo se construyó con un aumento súbito de diámetro, de 7 cm a 11 cm, de manera de lograr una expansión brusca, disminuyendo la velocidad del flujo y evitando el arrastre de arena, como explica [Quintero Rendón \(2011\)](#). En el extremo inferior, se colocó un empaquetamiento de 10 cm de grava con el fin de obtener un flujo uniforme en la columna, evitar zonas del lecho sin expandir e impedir el reflujó del lecho, de acuerdo con [Hidalgo \(2003\)](#).

La arena se lavó varias veces para eliminar impurezas y luego se esterilizó a 550°C en horno mufla por 1 hora. Una vez fría, se la lavó nuevamente y se la secó a 105°C en estufa.

El reactor se cargó con la fracción media de mallas de 270 micras de arena esterilizada previamente, hasta una altura de 55 cm.

El diseño contó con una línea de recirculación para lograr la velocidad óptima de fluidización y una expansión operativa del lecho del 100%. Dicho diseño consistió en un tanque pulmón de 5 litros, un filtro de poliuretano expandido (espuma de poliuretano) y una bomba centrífuga de  $\frac{3}{4}$  HP. La corriente de fluido, impulsada por la bomba, ingresó por la parte inferior del equipo. El sistema de distribución es un aspecto importante y se diseñó para lograr una adecuada eficiencia. El biogás producido y el efluente tratado, egresan del sistema por la parte superior.

A la salida de la línea de reciclo superior, que conecta el cuerpo del RALF con el tanque pulmón, se instaló un grifo para la toma de muestras. El tanque pulmón cumplió dos objetivos: actuar como sedimentador de las partículas de soporte que pudieran ser arrastradas por la corriente de fluido y proporcionar una alimentación uniforme a la bomba. El filtro permitió atrapar las partículas de arena más finas, que no fueron retenidas en el tanque pulmón, para no dañar el rodete de la bomba. En la Figura 8, se muestra el RALF diseñado a escala piloto e instalado para tratar el efluente sintético.



*Figura 8.* Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado a escala piloto.

#### **4.8. MUESTREO Y MONITOREO DEL RALF MEDIANTE ENSAYOS FISICOQUÍMICOS.**

Una vez construido e instalado el RALF, se realizó la prueba hidráulica del sistema con y sin presencia de arena para evaluar el correcto funcionamiento del mismo. Una vez colocada la arena esterilizada dentro del reactor, se lo alimentó con el efluente sintético a degradar, diluido en agua destilada, hasta completar 15 litros. Dicho efluente fue elaborado con la composición que se detalló en la Tabla N° 5 con dos agregados: el inóculo bacteriano aclimatado al 15% v/v de furfural en AM y 500 mg/L de furfural.

Se puso en marcha, operando a una velocidad estimada de 26,6 m/h y se tomó la primera muestra de efluente para realizarle el monitoreo correspondiente. El equipo funcionó de manera continua como un sistema cerrado por 55 horas consecutivas, entre 35 y 37°C. El efluente se consideró *tratado* cuando la degradación del furfural fue completa. Esto se verificó mediante el monitoreo periódico de la concentración de

furfural por cromatografía gaseosa y el seguimiento de los parámetros fisicoquímicos seleccionados previamente.

Se tomó una muestra de 500 mL del efluente a degradar en el laboratorio, antes de incorporarlo al reactor. De la misma manera y, al cabo de 1 hora de operación normal, se extrajeron 500 mL de efluente para controlar los parámetros mencionados con antelación.

La toma de muestras se efectuó usando el grifo colocado a la salida en la línea de reciclaje superior que conecta el cuerpo del RALF con el tanque pulmón (Figura N°6).

En las muestras obtenidas se determinaron las siguientes variables: pH, Temperatura, Alcalinidad, Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), concentración de Furfural, DQO, Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y Fósforo de fosfatos  $P-PO_4^-$ . La concentración de furfural fue analizada cada 2 horas por Cromatografía Líquida de Alto Desempeño (HPLC). Antes de cada determinación en el HPLC, se filtró la muestra, a través de un filtro de membrana de 0,45 micras, para eliminar la biomasa bacteriana.

El pH se determinó mediante pechímetro. El resto de los parámetros fisicoquímicos - DQO, NTK, Fosfatos, Alcalinidad y SSV - fueron determinados de acuerdo al Standard Methods (APHA 2005) (Tabla 1).

## CAPÍTULO V

### 5.1. RESULTADOS

#### 5.1.1. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS MADRES (AM).

##### A. PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS ANALIZADOS.

En el muestreo realizado durante los meses de mayo, septiembre y noviembre sobre las aguas madres (AM) se obtuvieron una serie de valores para los distintos analitos. Los mismos se detallan en la Tabla 6:

Análisis	pH	Conduct (µS)	Turbidez (NTU)	Color (Pt-Co)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	COT (mg/L)	S.totales (mg/L)	S.volátiles (mg/L)	CT (NMP/100 mL)	CF (NMP/100 mL)
Mayo	3,4	1154	95	550	0,1	12200	42696	17062	474	478	ausencia	ausencia
Septiembre	2,73	1178	130	722	0,033	15868	28071	11228	387	S/D	ausencia	ausencia
Noviembre	2,6	1010	S/D	680	0,023	S/D	11438	4575	226	94	ausencia	ausencia

Tabla 6. Resultados de ensayos completos realizados sobre AM.

Se aprecia que todas las muestras de AM presentaron valores muy bajos de **pH** en las tres fechas: de 2,6 a 3,4.

Los valores de **Conductividad** se mantuvieron en el rango de 1000 a 1180 µS y los de **Turbiedad** variaron entre 95 y 130 NTU.

La concentración de **Nitritos (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)** fluctuó alrededor de 0,02 - 0,1 mg/L

Los **Sólidos Totales** oscilaron entre 225 y 475 mg/L (o ppm) mientras que los **Sólidos Volátiles** presentaron una variación más amplia: 95 a 480 mg/L.

Las concentraciones de **DBO<sub>5</sub>** cubrieron el rango de 12.000 a 16.000 mg/L; las de **DQO** variaron entre 11.400 a 42.700 mg/L y las de **COT** oscilaron entre 4.600 y 17.100 mg/L. Todas las concentraciones fueron elevadas, lo cual se condice con la alta carga orgánica que caracterizó a las aguas madres. Tomando los promedios de **DBO<sub>5</sub>** y de **DQO** se obtuvo la relación que permite evaluar la biodegradabilidad del efluente aguas madres. El valor encontrado fue 0,79.

Las AM carecen de microorganismos **Coliformes Totales (CT)** y **Fecales (CF)**.

## 5.2. ENSAYOS DE CRECIMIENTO BACTERIANO EN AEROBIOSIS.

### 5.2.1. RECIENTOS BACTERIANOS DE LOS INÓCULOS.

En la Tabla 7 se presenta la carga bacteriana determinada para cada uno de los inóculos: efluente crudo de la cámara de mezcla, lodos de sedimentadores y raíces de plantas nativas.

INÓCULO	RESULTADO [UFC/mL]
Efluente crudo s/ diluir	$3,1 \cdot 10^4$
Lodos 4% p/v	$2,8 \cdot 10^4$
Raíces 10% p/v	$1,3 \cdot 10^6$

Tabla 7. Resultados de carga bacteriana de los inóculos como unidades formadoras de colonias por mililitro (UFC/mL).

### 5.2.2. PRUEBAS DE CRECIMIENTO EN DISTINTAS CONCENTRACIONES DE FURFURAL EN AM.

#### A. MEDIOS DE CULTIVO LÍQUIDOS: SIEMBRA EN ERLNMEYERS.

El crecimiento bacteriano en aerobiosis se apreció visualmente a través del enturbiamiento de la solución original (coloración amarillenta) y formación de película superficial, en los erlenmeyers con concentraciones de 2,5, 5, 10, 20, 40 y 60% v/v de furfural en AM. En los erlenmeyers conteniendo un 80% v/v de furfural en AM, no se percibió crecimiento (Figura 9).

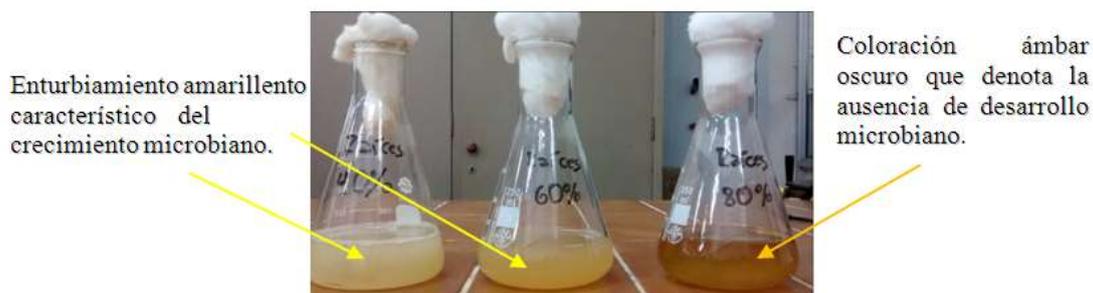


Figura 9. Crecimiento en soluciones hasta 60% v/v de furfural en AM a las 72 horas de efectuada la siembra.

La confirmación de dicho crecimiento se llevó a cabo mediante siembra en placa y recuento de las colonias formadas.

**B. MEDIOS DE CULTIVO SÓLIDOS: SIEMBRA EN PLACAS DE PETRI.**

En algunas de las diluciones efectuadas –  $10^{-2}$  y  $10^{-4}$  – sobre los distintos inóculos, se realizó un recuento de colonias (UFC/mL) siguiendo el procedimiento detallado en 4.3.3.

En la Tabla 8 se muestran los resultados obtenidos comparando la muestra sembrada inicialmente en placas y luego de transcurridas 48 horas.

INÓCULO	CONCENTRACIÓN DE AM (% v/v)			
	20		40	
	Al inicio	A las 48 horas	Al inicio	A las 48 horas
<b>Efluente</b>	$7,5 \cdot 10^3$ UFC/mL	$>5 \cdot 10^9$ UFC/mL	$7,5 \cdot 10^3$ UFC/mL	$1,4 \cdot 10^9$ UFC/mL
<b>Lodos 4%</b>	$2,82 \cdot 10^2$ UFC/mL	$>5 \cdot 10^9$ UFC/mL	$2,82 \cdot 10^2$ UFC/mL	$4 \cdot 10^9$ UFC/mL
<b>Raíces 10%</b>	$4,97 \cdot 10^2$ UFC/mL	$2,86 \cdot 10^9$ UFC/mL	$4,97 \cdot 10^2$ UFC/mL	$2,86 \cdot 10^7$ UFC/mL

Tabla 8. Unidades formadoras de colonias por mililitro (UFC/mL) de los inóculos sembrados en placa para las concentraciones al 20 y 40 % volumen en volumen (% v/v) de furfural en agua madre (AM).

En la Tabla 9 se expone el esquema de siembra simultánea de los tres inóculos (R: raíces, Ef: efluente crudo y L: lodos) en cada placa, donde "a" es original y "b" es el duplicado.

INÓCULO	CONCENTRACIÓN DE AM (% V/V)											
	0		20		40		60		80		98	
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
Raíces/Lodos/ Efluente												
Resultado	Se observó crecimiento		No se observó crecimiento		No se observó crecimiento							

Tabla 9. Crecimiento de los inóculos en placa con concentraciones de 0 a 98% volumen en volumen (% v/v) de furfural en agua madre (AM).

En las Figuras 10 y 11 se pudo apreciar la formación de colonias blanquecinas en el estriado luego de 24 y 72 horas, respectivamente.



Figura 10. Crecimiento a las 24 horas de realizada la siembra en placas con 20 y 40% volumen en volumen (% v/v) de furfural en agua madre (AM). Inóculos: raíces (R), efluente crudo (Ef) y lodos (L).



Figura 11. Crecimiento a las 72 horas de realizada la siembra en placas con 20 y 40% volumen en volumen (% v/v) de furfural en agua madre (AM). Inóculos: raíces (R), efluente crudo (Ef) y lodos (L).

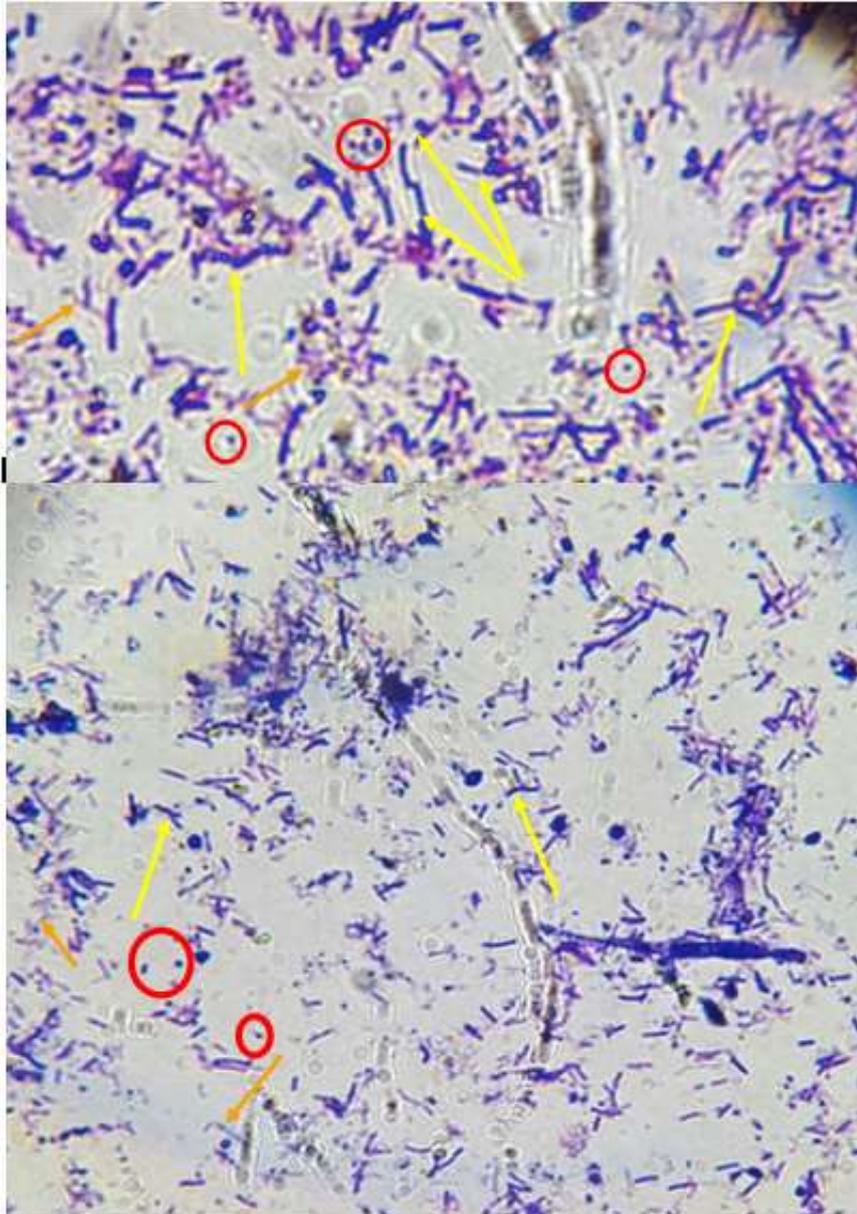
### 5.3. AISLAMIENTO BACTERIANO Y TINCIÓN DE GRAM.

De la siembra de los inóculos se identificaron visualmente 3 colonias diferentes en cuanto a aspecto y coloración: amarillas, anaranjadas y blancas, como puede observarse en la Figura 12.



Figura 12. De izquierda a derecha, placas con colonias amarillas (a), anaranjadas (b) y blancas (c).

Una vez aisladas las mismas en las placas agarizadas, se les realizó una tinción de Gram. A través de ésta, se observaron algunos cocos - esféricos - grampositivos (violetas); también bacilos - bastones alargados - grampositivos en gran cantidad y muy pocos bacilos gramnegativos (rosados). Este resultado puede apreciarse en la Figura 13:



*Figura 13.* Vista de la tinción de Gram en microscopio a 400x. Los círculos rojos encierran cocos grampositivos (violetas); las flechas amarillas señalan bacilos grampositivos y las flechas anaranjadas indican bacilos gramnegativos (rosados).

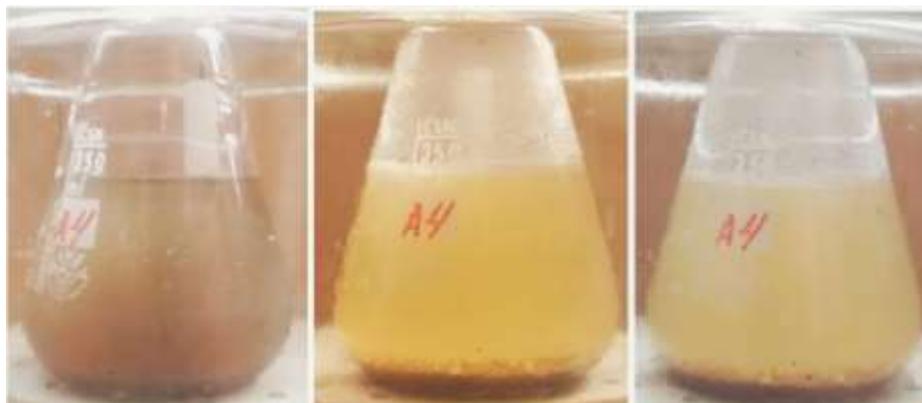
#### **5.4. ACLIMATACIÓN BACTERIANA EN ANAEROBIOSIS.**

En función del crecimiento observado en cada inóculo, se decidió elegir aquel que presentó mejor tolerancia a la concentración más elevada de furfural en las aguas madres.

Los resultados provenientes de la Tabla 8, en unidades formadoras de colonias por mililitro (UFC/mL), y los del crecimiento en el estriado de las placas de la Figura 9, indican que el inóculo más apto procede de los lodos de los sedimentadores de PSA. Dicha fuente de bacterias se utilizó para el ensayo de aclimatación en anaerobiosis, ya que en ese ambiente operó el RALF.

##### **5.4.1. PREPARACIÓN DEL INÓCULO BACTERIANO.**

En la Figura 14 fue posible apreciar el progreso del desarrollo bacteriano (días 0, 4 y 5) en lo que constituyó el inóculo que se usó al inicio de la aclimatación.



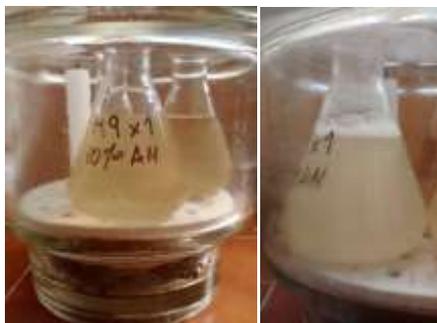
*Figura 14.* Crecimiento del inóculo bacteriano, con formación de la película superficial y enturbiamiento paulatino, desde el día 0 al 5.

##### **5.4.2. ADAPTACIÓN DE BACTERIAS EN CONCENTRACIONES CRECIENTES DE FURFURAL EN AM.**

En el siguiente grupo de fotografías (15 a 20), se muestra el desarrollo de las distintas fases del proceso de aclimatación bacteriana, partiendo de una concentración al 10% v/v de furfural en aguas madres hasta una del 21% v/v. A los medios de cultivo, además de furfural, se les adicionó MM9 (sales nutrientes del medio mineral M9) combinado o no, con glucosa. A fin de prevenir la fotooxidación de furfural, sólo para tomar las fotografías se sacó el desecador de la oscuridad.

**I- Fase 1**

**A. Concentración de furfural en aguas madres al 10% v/v, MM9 simple concentración (MM9x1) con glucosa.**



*Figura 15.* 10% v/v MM9x1 con Glucosa. Día 0 y día 7.

**B. Concentración de furfural en aguas madres al 10% v/v, MM9 simple concentración sin glucosa.**



*Figura 16.* 10% v/v MM9x1 sin Glucosa. Día 0 y día 7.

**C. Concentración de furfural en aguas madres al 10% v/v, MM9 triple concentración (MM9x3) con glucosa.**



*Figura 17.* 10% v/v MM9x3 con Glucosa. Día 0 y día 7.

Se pudo apreciar, tanto en el medio mineral conteniendo MM9 simple concentración con glucosa como en el carente de glucosa, el crecimiento bacteriano (mayormente en el primero); mientras que en el medio con MM9 triple concentración el

crecimiento fue nulo. Fue por ese motivo, que se decidió continuar trabajando con MM9 simple concentración en las aclimataciones posteriores. Como se mencionó, se utilizó el medio en el que se verificó un mayor crecimiento para inocular la siguiente fase.

## **II. Fase 2**

### **A. Concentración de furfural en aguas madres al 12% v/v, MM9 simple concentración con glucosa.**



*Figura 18.* 12% v/v MM9x1 con Glucosa. Día 0 y día 7.

### **B. Concentración de furfural en aguas madres al 15% v/v, MM9 simple concentración con glucosa.**



*Figura 19.* 15% v/v MM9x1 con Glucosa. Día 0 y día 7.

### **C. Concentración de furfural en aguas madres al 21% v/v, MM9 simple concentración con glucosa.**



*Figura 20.* 20% v/v MM9x1 con Glucosa. Día 0 y día 7.

**5.5. SEGUIMIENTO DE LA OPERACIÓN DEL RALF Y EVALUACIÓN DE SU EFICIENCIA.**

El RALF operó a una velocidad de 26,6 m/h de manera continua, como un sistema cerrado, por 55 horas a una temperatura promedio de 37°C.

Se determinó el tiempo de retención hidráulico (TRH) requerido para una remoción efectiva de Furfural (FF) y de DQO, lo cual permitió analizar el desempeño del RALF. Asimismo, se verificó la evolución de la biomasa bacteriana mediante el monitoreo de los sólidos suspendidos volátiles (SSV). Los gráficos son los siguientes:

- **Variación de FF, DQO y SSV en función del tiempo de retención hidráulico (TRH).**
- **Porcentaje de remoción de FF y de DQO vs TRH.**

**A. VARIACIÓN DE FF, DQO Y SSV VS TRH.**

La Tabla 9 denota cómo se modificaron las concentraciones de FF, DQO y SSV en el RALF, al inicio (TRH = 0 h) y al final (TRH = 55 h).

<b>CONCENTRACIONES (ppm)</b>			
<b>TRH (h)</b>	<b>FF</b>	<b>DQO</b>	<b>SSV</b>
0	500	5603	50
3	443	5247	58
7	397	5177	184
20	0.46	4994	72
31	0.409	4661	45
44	0.408	4655	2
50	0.408	4638	0

Tabla 9. FF (furfural), DQO (Demanda Química de Oxígeno) y SSV (Sólidos Suspendidos Volátiles) vs TRH (Tiempo de Retención Hidráulico) del RALF.



Figura 21. Disminución de Furfural en RALF.

En la Figura 21, se apreció un descenso radical de la concentración de furfural - de 500 a 0,4 ppm - al alcanzar un TRH de 20 horas.



Figura 22. Descenso de DQO en RALF.

La Figura 22 mostró el decrecimiento paulatino de la concentración de DQO, durante las 55 horas en que funcionó el RALF, pasando de 5603 a 4638 ppm.

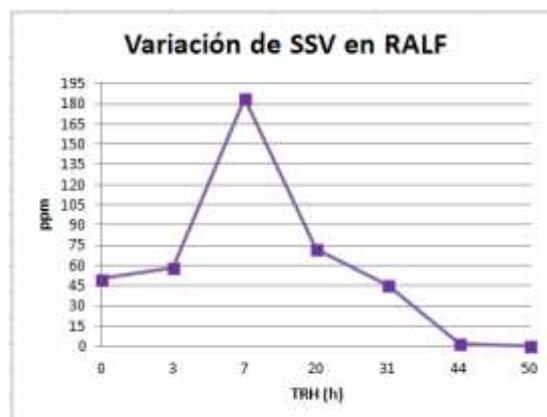


Figura 23. Variación de SSV en RALF.

La Figura 23 permitió observar la evolución de los SSV, parámetro que se utilizó para monitorear el crecimiento de la biomasa bacteriana. Ese parámetro ascendió desde 50 ppm hasta 184 ppm, momento en el cual cae en forma pronunciada conforme la biomasa bacteriana comienza a descender. La caída más abrupta se observó en el tiempo de retención hidráulico (TRH) correspondiente a las 7 horas, puesto que la concentración bajó de 184 a 72 ppm. A partir de allí, el decrecimiento fue más suave.

## B. EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE FF Y DE DQO VS TRH.

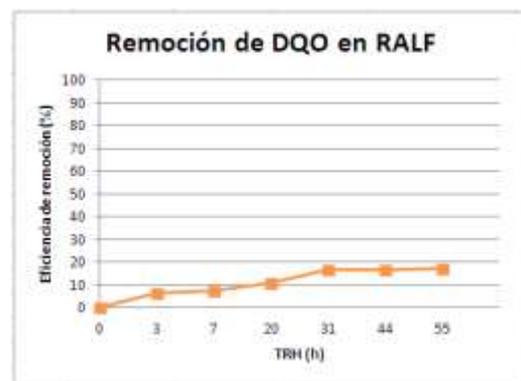


Figura 24. Remoción de FF en RALF. Figura 25. Remoción de DQO en RALF.

Se puede inferir que una vez alcanzado un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 20 horas, se logró el porcentaje de remoción de furfural más elevado del ensayo: 99,9% (Figura 24).

En la Figura 25, se pudo apreciar una disminución de la DQO a lo largo del ensayo con una eficiencia de remoción de 17%.

## CAPÍTULO VI

### 6.1. DISCUSIÓN

Las aguas madres - cola de la primera columna de destilación - del proceso de fabricación del furfural, poseen un **pH** muy ácido – entre **2,7** y **3,4** – comparado con el intervalo de **5 a 9**, estipulado por el **Decreto N° 847 de la Ley provincial N° 3230 Código de Aguas de la provincia del Chaco**. Los valores obtenidos guardan una estrecha relación con el proceso de fabricación de furfural dado que durante el mismo se adiciona como catalizador, ácido sulfúrico, como indica [Crönert \(1969\)](#). Además, según [Dunlop \(1948\)](#) uno de los componentes que naturalmente poseen las aguas madres y les confiere acidez, es el ácido acético. En el proceso de producción, la concentración del mismo puede llegar hasta **5% m/v**.

Evidentemente, con el valor de pH citado, el efluente no debe ser volcado a ningún cuerpo receptor, ni tampoco utilizado en un proceso de tratamiento biológico, por sus efectos deletéreos; es imprescindible, una neutralización previa. La razón de ello la proporciona [Meybeck \(1996\)](#), al exponer que sólo en el intervalo de 6,5 a 8,5 la mayor parte de los sistemas biológicos puede subsistir. Valores superiores a 9 e inferiores a 5,8 limitan el desarrollo y la fisiología de los organismos.

La concentración promedio de **sólidos totales** es de **362 mg/L**. De acuerdo con la Ley provincial N° 3230, el valor de vuelco de sólidos disueltos totales, no debe superar los **600 mg/L**. Tomándolo como base, podría decirse que la concentración obtenida es bastante más baja. Sin embargo, y para tener un panorama más completo, se recurrió a datos de Ingeniería Sanitaria ([Tchobanoglous, 1995, p. 125](#)). La **Tabla 3.5** de dicha bibliografía (en **Anexo I**), especifica las concentraciones de sólidos totales como: fuertes (**1200 mg/L**), medias (**720 mg/L**) y débiles (**350 mg/L**). Aunque esos valores no son los de un efluente de tipo industrial, se decidió utilizarlos como referencia. A partir de eso, es dable decir que los resultados de la determinación de sólidos totales están comprendidos en el intervalo de concentraciones débiles y medias.

Los valores de **materia orgánica** medidos a partir de **DBO<sub>5</sub>** y, en concordancia con [Wirtz \(1993\)](#), son considerablemente elevados aunque usuales en diversas industrias químicas.

La **DBO<sub>5</sub> - Demanda Biológica de Oxígeno a 5 días** - es uno de los parámetros esenciales para establecer el contenido orgánico del efluente en cuestión; en otras palabras, la cantidad de materia orgánica *biodegradable*. La concentración promedio en las aguas madres fue de **14.034 mg/L**, la cual resultó muy alta. Sin embargo, los efluentes de la industria alimentaria y semejantes pueden llegar hasta concentraciones de DBO<sub>5</sub> de 10.000 mg/L (Orozco Barrenetxea, C., Pérez Serrano, A., González Delgado, M., Rodríguez Vidal, F., y Alfayate Blanco, J., 2008, p.79). Asimismo, la **Tabla I.1.7** (en **Anexo I**) adaptada de von Sperling (Shmidell y otros, 2007, p. 46) especifica las concentraciones de DBO<sub>5</sub> en función del tipo de industria. Como ejemplos se citan las DBO<sub>5</sub> de:

- Industria de la pulpa y el papel: 300 a 10.000 mg/L.
- Industria química (algunas ramas): 10 a 2000 mg/L
- Industria alimentaria y sus distintos tipos: 200 a 20.000 mg/L.

Si se compara la concentración hallada con el valor de vuelco –  **$\leq 50$  mg/L** – establecido por la norma ya citada, el efluente indefectiblemente debe ser tratado.

La **DQO - Demanda Química de Oxígeno** - es otro parámetro fundamental para medir la materia oxidable presente, cualquiera sea su origen: orgánico o inorgánico. Es un indicativo de la *materia orgánica global*, biodegradable y no biodegradable. El valor promedio registrado en las aguas madres fue de **35.384 mg/L**. Area (2010) obtuvo concentraciones muy elevadas de DQO en efluentes provenientes de fábricas de papel y de pulpas celulósicas mecánicas, quimimecánicas y semiquímicas. Los resultados encontrados, listados en la **Tabla 1** (en **Anexo I**), fluctúan en el intervalo de 2.500 a 17.500 mg/L, motivo por el cual se los tomó como referencia para justificar la observación realizada sobre las aguas madres.

Para completar el análisis, se recurrió a la norma de calidad de agua. La Ley provincial N° 3230 carece de datos de vuelco para DQO pero, la **Resolución N° 389/98 de la Ley N° 12.257 Código de Aguas de la provincia de Buenos Aires**, no. Ésta última, dispone valores de DQO según el destino de vuelco:  **$\leq 700$  mg/L** a colectora cloacal y  **$\leq 250$  mg/L** a conducto pluvial o cuerpo de agua superficial. De esto último surge que es indispensable un tratamiento de remoción de los contaminantes de las aguas madres, antes de su descarga.

Se puede establecer una relación entre los parámetros analizados previamente. [Area \(2010\)](#) explica que el cociente entre **DBO<sub>5</sub>/DQO** se denomina **índice de biodegradabilidad**. Dicho índice es importante para evaluar la biodegradabilidad de un efluente, es decir, la posibilidad de que los contaminantes contenidos en el efluente puedan ser removidos por un tratamiento con microorganismos. El resultado de esta relación fue 0,79 y, según [Felissia \(2010\)](#), para lograr una completa biodegradación, el índice debe ser superior a 0,4. De igual manera, una relación superior a 0,6 indicaría el predominio de contaminantes orgánicos de naturaleza biodegradable ([Orozco Barrenetxea y otros, 2008, p. 80](#)).

El parámetro **COT – Carbono Orgánico Total** – da idea de todo el carbono presente como materia orgánica disuelta y/o en suspensión en las aguas. Los resultados para las aguas madres dieron una concentración media de **10.955 mg/L**.

[Meybeck \(1996\)](#) expone que la concentración del carbono orgánico que se puede hallar en aguas superficiales, generalmente es inferior a 10 mg/L. Sin embargo, en efluentes provenientes de algunas industrias, la concentración de COT puede exceder los 100 mg/L. [Valencia Montoya \(s.f.\)](#) enumera en la **Tabla 4** (en **Anexo I**) las concentraciones de COT para efluentes de industrias químicas, petroquímicas y refinerías. Dichos valores pueden variar entre 5.500 y 58.000 mg/L.

La concentración de **furfural** residual presente en las aguas madres es de aproximadamente **3000 mg/L**. Es una concentración muy elevada si se la contrasta con el valor 70-80 mg/L en las aguas madres, indicado por [Crönert \(1969\)](#). Las posibles causas podrían ser: suciedad o alimentación excesiva de la primera columna de destilación.

No existen valores máximos de vuelco para este parámetro, en ninguna de las dos normas provinciales mencionadas anteriormente. No obstante, no sería desacertado asumir como límite un valor inferior al de ecotoxicidad **CE<sub>50</sub>** - concentración efectiva que afecta al 50% de la población analizada - estipulado en la ficha de datos de seguridad del furfural ([International Furano Chemicals B.V, 2003](#)). La **CE<sub>50</sub>**, a las 48 horas, para *Daphnia magna* es igual a **29 mg/L**, concentración que se admite como referencia.

Respecto a la carga microbiana representada por **coliformes totales y fecales**, el efluente es estéril, no produciendo recuento alguno para las bacterias mencionadas. Esto resulta coherente con las características de las aguas madres cuyo

pH oscila entre 2,7 y 3,4 y se descarga de la columna de destilación a una temperatura cercana a los 100°C.

El medio de cultivo líquido utilizado para generar los distintos inóculos bacterianos, consistió en una mezcla equilibrada de los nutrientes requeridos para posibilitar un crecimiento óptimo (Carrillo, L., 2003, p. 123). Como fuente de nitrógeno asimilable, se eligió una sal inorgánica de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) de acuerdo con Boopathy (1991); para regular el pH y proporcionar fósforo, Hareland (1975) menciona al fosfato diácido de sodio ( $\text{NaH}_2\text{PO}_4$ ); la peptona de carne, como fuente principal de nitrógeno orgánico, es un medio de enriquecimiento no selectivo que permite desarrollar muchas bacterias heterótrofas, según indica Fernández Linares (2006).

La carga bacteriana estuvo en el orden de  $10^4$  a  $10^6$  UFC/mL, valores que corresponden a los lodos de los decantadores que estuvieron permanentemente en contacto con las aguas madres y los efluentes cloacales.

Cuando los microorganismos crecen, generan cambios en el medio de cultivo líquido como ser: turbiedad y variaciones en el color, explica Fernández Linares (2006). En el caso de los ensayos de crecimiento bacteriano en aerobiosis - para los tres inóculos en medios de cultivo líquido - la evaluación visual dio como resultado el aumento paulatino de la turbiedad y la aparición de una coloración amarillenta. Este desarrollo bacteriano se produjo en prácticamente todas las concentraciones de furfural en agua madre, excepto en la que contenía furfural al 80% v/v. Esos medios líquidos no produjeron desarrollo, motivo por el cual se infiere que esa pudo ser la concentración inhibitoria, para estos ensayos.

El recuento en las distintas placas para cada inóculo mostró que tanto en medios líquidos como sólidos, al 80% v/v de furfural, no se apreció crecimiento.

Brune (1983), López (2004) y Wierckx (2011) señalan que las concentraciones de furfural que estén por debajo de 25-30mM (miliMolar), no ocasionan inhibición en el crecimiento de los microorganismos estudiados. Para poder comparar las concentraciones ensayadas durante el crecimiento bacteriano, con los valores expuestos por los investigadores mencionados, fue necesario realizar una equivalencia de unidades a valores en mM y en g/L. Zaldívar (1999) en sus estudios, hace alusión a ciertas concentraciones de furfural que inhiben el crecimiento del 25, 50 y 100% ( $\text{IC}_{25}$ ,  $\text{IC}_{50}$  e  $\text{IC}_{100}$ ), de la población microbiana analizada, a las 24 horas. Las

IC<sub>25</sub>, IC<sub>50</sub> e IC<sub>100</sub>, corresponden a concentraciones de 2,0; 2,4 y 3,5 g/L de furfural, respectivamente, a las 24 horas.

La concentración de furfural – correspondiente al 80% v/v – donde no hubo evidencia de crecimiento en ninguno de los medios de cultivo, es equivalente a la concentración de 2,4 g/L indicada por [Zaldívar \(1999\)](#). Éste valor coincide con la IC<sub>50</sub>, concentración que, en sus estudios, inhibió sólo al 50% de la población bacteriana; en esta investigación, inhibió al 100%. La explicación podría ser la siguiente: en las investigaciones llevadas a cabo por [Zaldívar \(1999\)](#), sólo se probó un único contaminante, el furfural en concentraciones diferentes. En los ensayos realizados en esta investigación, las aguas madres no sólo contienen furfural sino también ácido acético.

Ambos compuestos complican la acción degradadora de los microorganismos, según indica [Ran \(2014\)](#), debido a sus efectos fuertemente inhibitorios sobre el metabolismo enzimático. Por otro lado, [Sánchez Riaño \(2010\)](#) explica que el efecto sinérgico dado por la combinación de ácido acético y furfural, potencia los resultados observados y, particularmente, disminuye la tasa de crecimiento microbiano. Con respecto al furfural, [Boopathy \(2009\)](#) resalta su capacidad germicida y la de reprimir el crecimiento de los microorganismos. En relación al ácido acético, [Oliva Dominguez \(2003\)](#) señala que cuando su concentración es elevada, se produce la acidificación del citoplasma y la posterior lisis celular.

Fue posible lograr el crecimiento bacteriano en aerobiosis hasta un 60% v/v de furfural en agua madre porque esa concentración es inferior a la IC<sub>25</sub> señalada por [Zaldívar \(1999\)](#). Este resultado se observó particularmente en las placas agarizadas, en las cuales sólo las bacterias procedentes de los lodos de las piletas sedimentadoras (PSA), manifestaron mayor tolerancia – comparadas con los otros dos inóculos – y crecieron. Este hecho está en concordancia con estudios previos realizados por [Farías \(2015\)](#), en los que se concluyó que esas bacterias mostraron un crecimiento elevado en medios conteniendo furfural y ácido acético. Por ende, se decidió continuar con esta fuente de bacterias a fin de asegurar el éxito en el crecimiento y aclimatación del consorcio, en concentraciones crecientes de furfural.

La razón de este mejor desarrollo podría explicarse a través de las investigaciones de [López \(2004\)](#) y [Zheng \(2015\)](#). En ellas, para efectuar los ensayos de crecimiento y adaptación, extrajeron microorganismos de sitios específicos de una

planta industrial. Seleccionaron aquellos lugares (suelo o lodos húmedos) que estuvieron en contacto directo y por mayor tiempo con furfural.

Habiendo comprobado el crecimiento del consorcio en aerobiosis, se introdujo una nueva variante: efectuar los ensayos en condiciones anaerobias. El motivo fue que el reactor de lecho fluidizado fue diseñado para remover furfural en anaerobiosis. La elección de tal diseño se basó en los estudios de [Boopathy \(2009\)](#), donde el autor expone que muchos efluentes industriales que contienen furanos, como el furfural, pueden ser tratados a través de digestores anaerobios.

En condiciones de oxígeno reducido, la aclimatación sólo prosperó hasta un 21% v/v de furfural en agua madre, lo que equivale a 630 ppm. Este valor corresponde a una concentración de furfural de 6,55 mM o de [0,63 g/L](#).

Como las concentraciones de furfural inhibitorias – IC – fueron informadas en investigaciones realizadas sobre poblaciones bacterianas aerobias, no se pueden comparar con los 0,63 g/L obtenidos en este estudio. No obstante, existen diversos trabajos sobre degradación de furfural en condiciones anaerobias. [Boopathy \(2009\)](#) menciona que concentraciones de furfural oscilando entre 1 y 12 mM, es decir entre [0,096 y 1,15 g/L](#), inhiben a muchos microorganismos. Teniendo en cuenta estas observaciones, es dable decir que los 0,63 g/L de furfural estarían comprendidos dentro del rango citado, por lo cual fue posible observar el desarrollo bacteriano y por ello, con concentraciones superiores a la informada, no se logró el crecimiento del cultivo. [Boopathy \(2009\)](#) prosigue explicando que sólo algunos pocos microorganismos pueden tolerar y crecer con 15 mM (1,44 g/L) de furfural y cuando las concentraciones son de 25 o 30 mM – 2,5 a 3,0 g/L – los cultivos bacterianos son severamente inhibidos.

Se diseñó el Reactor Anaerobio de Lecho Fluidizado – RALF –, por ser el más adecuado para trabajar con un efluente recalcitrante como el furfural y de elevada carga orgánica, según señala [Hidalgo \(2002\)](#), comparado con otras tecnologías anaerobias. El tiempo de retención hidráulico, TRH, o tiempo que permanece el efluente a ser tratado dentro del reactor, generalmente es menor a 1 día porque la biomasa crece adherida al soporte. Esto se comprobó porque el furfural fue degradado totalmente a las 20 horas de operación.

Se eligió la arena como soporte porque está formada por partículas pequeñas que ofrecen mayor superficie para la adhesión de la biopelícula, como señala [Navarro \(2009\)](#). Además de su costo bajo, comparado con otros materiales de soporte, es resistente al ataque físicoquímico y biológico. Asimismo, es muy adecuado para soportar la fricción ocasionada por el roce entre las mismas partículas y contra las paredes del reactor. Como ventaja adicional, se alcanzó una fluidización rápida en el arranque del reactor y se mantuvo la arena permanentemente en suspensión, con una pequeña bomba centrífuga (3/4 HP).

Se decidió operar el RALF con el consorcio bacteriano aclimatado a una concentración de 500 mg/L de furfural porque, durante los ensayos de laboratorio, se apreció un crecimiento óptimo. Al detectar la disminución radical de la concentración de Furfural y también la de los Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), se decidió detener el reactor luego de 55 horas de operación continua.

Los resultados obtenidos indican la disminución de los parámetros más representativos del efluente analizado: Furfural y DQO. Asimismo, señalan un incremento de la biomasa bacteriana – monitoreada a través del incremento en los sólidos suspendidos volátiles (SSV) – en las primeras horas de funcionamiento del biorreactor. En las horas subsiguientes, se apreció un retroceso en el desarrollo del consorcio bacteriano, comprobado mediante el declive de los SSV.

En un tiempo de retención hidráulico, TRH, de 3 horas, el descenso de la concentración de **furfural** fue bastante suave: de 500 hasta 397 mg/L; en ese mismo TRH, la concentración de **DQO** mostró una declinación leve desde 5603 a 5247 mg/L y los **SSV** sólo ascendieron levemente de 50 a 58 mg/L. La disminución no tan acentuada de **furfural** y **DQO**, está relacionada con el ligero aumento en la concentración de los **SSV**. Las causas de ello podrían ser: el período de latencia en el cual el consorcio bacteriano debe adaptarse al nuevo medio para luego crecer, de acuerdo con [Shieh \(1984\)](#); las bacterias comienzan a adherirse a la superficie de la arena y a acumularse, pero sin un crecimiento apreciable.

A partir de un TRH de 7 horas, la disminución de la concentración de **furfural** fue marcadamente mayor, desde 397 a 0,46 mg/L; la concentración de **DQO** no decreció notablemente, pasando de 5247 a 5177 mg/L y los **SSV** aumentaron considerablemente hasta 184 mg/L.

Nuevamente se puede vincular el comportamiento de los tres parámetros a partir de la curva de crecimiento indicada por Shieh (1984): el incremento de los **SSV** representaría la fase exponencial de crecimiento del consorcio y, por ende, la multiplicación de los microorganismos. Dicha multiplicación estaría indicando que el consorcio utilizó el **furfural** como fuente principal de energía, degradándolo. Esto se vió reflejado en el descenso significativo de la concentración de furfural y en la remoción de la DQO, no tan acentuada como la del furfural, informadas en el párrafo precedente.

Alcanzado el TRH de 20 horas, la concentración de **furfural** descendió prácticamente a **0 mg/L**, resultando en una eficiencia de degradación del 99,88%. Sin embargo, la **DQO** mostró una tendencia poco pronunciada al descenso que se mantuvo hasta el final, alcanzándose una concentración final de **4638 mg/L**. La mayor remoción de DQO se dio durante esas 20 horas y su eficiencia fue del 10,8%. Luego, decreció sólo un poco más lográndose una eficiencia total de remoción del 17%, durante la última etapa de operación del reactor.

La degradación final observada en ambos parámetros, a las 20 horas, podría estar relacionada con la transición de la fase estacionaria a la fase de decaimiento microbiano. Ello se verificó mediante la disminución paulatina de los **SSV**: de **72** a **44 mg/L**, señalando que las bacterias quedaron prácticamente sin fuente de energía para seguir creciendo y comenzaron a transitar la fase de muerte celular. Esa tendencia descendente se mantuvo hasta la parada del reactor.

## **CAPÍTULO VII**

### **7.1. CONCLUSIONES**

El efluente proveniente del proceso de fabricación de furfural – aguas madres – presenta altos niveles de sustancias orgánicas complejas: ácido acético y furfural residual que otorgan al efluente características tóxicas para los organismos vivos y por ello resulta, en principio, complicado de tratar biológicamente.

Las aguas madres carecen de microorganismos coliformes totales y fecales y poseen bajos valores de pH. Las elevadas concentraciones promedio de DBO<sub>5</sub> y DQO obtenidas, indican una carga orgánica moderadamente degradable.

Los resultados demostraron que los tres inóculos (raíces, lodos y efluentes) se desarrollaron en casi todas las concentraciones de furfural, excepto en la del 80% v/v. Sin embargo, los provenientes de los lodos presentaron mayor tolerancia a la concentración más alta de furfural. Por esa razón se los eligió para comenzar la adaptación en condiciones de oxígeno reducido.

El proceso de aclimatación bacteriana a concentraciones crecientes de furfural y en condiciones de oxígeno reducido, demostró que es posible lograr el desarrollo hasta 630 mg/L de furfural en agua madre.

En un tiempo de retención hidráulico – TRH – de 20 horas, se comprobó la eficiencia del RALF construido, al lograr remociones de furfural y DQO del 99,9 y 17%, respectivamente.

Se concluye que, luego de sucesivas aclimataciones, el consorcio bacteriano puede degradar efluentes que contengan compuestos agresivos como el furfural, utilizando un reactor anaerobio de lecho fluidizado (RALF).

## CAPÍTULO VIII

### 8.1. RECOMENDACIONES

Algunos de los cambios que se proponen son los siguientes:

- Realizar un relevamiento de las industrias más contaminantes de la zona para caracterizar sus efluentes y saber si poseen o no, tratamiento. Asimismo, extraer muestras de suelos, lodos o líquidos, de aquellos lugares que estén en contacto directo con los contaminantes, de manera de obtener un consorcio bacteriano autóctono.
- Diseñar y construir un reactor aerobio de lecho fluidizado, que opere en serie con el RALF, para mejorar la eficiencia de remoción de DQO.
- Ensayar soportes diferentes a la arena - sepiolita, polímero sintético y carbón activado - para evaluar la posibilidad de incrementar la biomasa bacteriana y mantener la biopelícula activa por más tiempo.
- Aclimatar dicho consorcio a concentraciones crecientes de los contaminantes en cuestión, tanto en condiciones reducidas de oxígeno como en medio aerobio.
- Identificar las colonias puras obtenidas, en género y especie, aislarlas y conservarlas en medio de cultivo apropiado con el fin de generar un cepario bacteriano. Esto posibilitaría mantener un stock de microorganismos puros aislados, factibles de ser utilizados para remover contaminantes.

## CAPÍTULO IX

### 9.1. LISTA DE REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, y WEF. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. Washington, D.C: American Public Health Association.
- Area, M., Ojeda, S., Barboza, O., Bengoechea, D., Felissia, F. (2010). Tratamientos aplicables para la reducción de la DQO recalcitrante de efluentes de pulpados quimimecánicos y semiquímicos (revisión). *Revista de Ciencia y Tecnología*, 12 (13), 4-12. Recuperado de la base de datos ResearchGate.
- Arnáiz, C., Medialdea, M., Lebrato, J., y Gutiérrez, J. (2002). Eliminación biológica de contaminantes (y III). Reactores de tercera generación. *Ingeniería Química*, (391), 115-120. Recuperado de <http://portal.bibliotecas.utn.edu.ar/proxy>
- Barreira Moreno, V. (2007). *Estudio hidrodinámico de un lecho fluidizado*. Recuperado de [http://e-archivo.uc3m.es/bitstream/handle/10016/1161/pfc\\_lecho\\_fluidizado.pdf?sequence=1](http://e-archivo.uc3m.es/bitstream/handle/10016/1161/pfc_lecho_fluidizado.pdf?sequence=1).
- Benavides López de Mesa, J., Quintero, G., y Ostos Ortiz, O. (2006). Aislamiento e identificación de 10 cepas bacterianas desnitrificantes a partir de un suelo agrícola contaminado con abonos nitrogenados proveniente de una finca productora de cebolla en la laguna de Tota, Boyaca Colombia. *NOVA publ. cient*, 5(6), 50-54. Recuperado de [http://www.unicolmayor.edu.co/invest\\_nova/NOVA/NOVA6\\_ARTORIG4.pdf](http://www.unicolmayor.edu.co/invest_nova/NOVA/NOVA6_ARTORIG4.pdf)
- Rodriguez, G., y Silva, A. (2008). *Aislamiento e identificación de flora bacteriana nativa del suelo de los Páramos Cruz Verde y Guasca (Cundinamarca)*. Recuperado de <http://javeriana.edu.co/biblos/tesis/ciencias/tesis145.pdf>
- Boopathy, R., & Daniels, L. (1991). Isolation and characterization of a furfural degrading sulfate-reducing bacterium from an anaerobic digester. *Current Microbiology*, 23(6), 327-332. Recuperado de la base de datos ResearchGate.

- Boopathy, R. (2009) Anaerobic biotransformation of furfural to furfuryl alcohol by a methanogenic archaeobacterium. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(8), 1070–1072. Recuperado de la base de datos ScienceDirect.
- Brownlee, H., & Miner, C. (1948). Industrial development of furfural. *Industrial & Engineering Chemistry*, 40(2), 201-204.
- Brune, G., (1983), Schoberth, S., & Sahm, H. (1983). Growth of a strictly anaerobic bacterium on furfural (2-furaldehyde). *Applied and environmental microbiology*, 46(5), 1187-1192. Recuperado de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC239539/pdf/aem00168-0231.pdf>
- Calvo Vélez, P., Meneses, L., y Zúñiga Dávila, D. (2008). Estudio de las poblaciones microbianas de la rizósfera del cultivo de papa (*Solanumtuberosum*) en zonas altoandinas. *Ecología Aplicada*, 7(1,2), 144-148. Recuperado de <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v7n1-2/a17v7n1-2.pdf>
- Carrillo, L., (2003). Microbiología Agrícola. Los hongos de los alimentos y forrajes. Salta: Universidad Nacional de Salta.
- Coto Pérez, O. (2006). Atenuación natural de suelos contaminados con residuos tóxicos de origen minero. *Aislamiento y caracterización microbiana*. Recuperado de [http://pendientedemigracion.ucm.es/info/biohidro/Coto\\_Orquidea.pdf](http://pendientedemigracion.ucm.es/info/biohidro/Coto_Orquidea.pdf).
- Crönert, H., Loeper, D. (1969). New industrial paths in the continuous production of furfural. *Escher Wyss News*, 2, 69-77.
- Dunlop, A. (1948). Furfural formation and behavior. *Industrial & Engineering Chemistry*, 40(2), 204-209.
- Farías, A., Utgés, E., Tenev, M., Hervot, E., Utgés, E., M., Baccaro, J., y Mlot, Z. (agosto, 2015). *Ensayo de crecimiento bacteriano en un efluente industrial recalitrante*. Trabajo presentado en el Congreso V PROIMCA y III PRODECA, La Rioja.

Felissia, F., Barboza, O., Bengoechea, D., y Area, M. (2010). Reducción de la DQO recalitrante de efluentes de pulpados semiquímicos mediante precipitación química. *Revista de Ciencia y Tecnología*, (13), 0-0. Recuperado de [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1851-75872010000100005](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851-75872010000100005).

Fernández Linares, L., Rojas Avelizapa, N., Roldán Carrillo, T., Ramírez Islas, M., Zegarra Martínez, H., Uribe Hernandez, R., Reyes Ávila, R., Flores Hernández, D. y Arce Ortega, J. (2006). *Manual de técnicas de análisis de suelos aplicadas a la remediación de sitios contaminados*. Recuperado de <http://www.inecc.gob.mx/descargas/publicaciones/509.pdf>

Foust, A., Wenzel, L., Clump, C., Maus, L. y Anderson, L., (2006). *Principio de Operaciones Unitarias*. México: Compañía Editorial Continental.

Granados, D. (2014). *Catabolismo de furfural y compuestos aromáticos en "Pseudomonas pseudoalcaligenes" CECT 5344: Aislamiento de nuevas cepas asimiladoras de cianuro y sus complejos metálicos*. (Tesis de Doctorado). Universidad de Extremadura, Badajoz. Recuperado de [http://dehesa.unex.es/bitstream/handle/10662/2462/TDUEX\\_2014\\_Macias\\_Granados.pdf?sequence=1](http://dehesa.unex.es/bitstream/handle/10662/2462/TDUEX_2014_Macias_Granados.pdf?sequence=1)

Hareland, W., Crawford, R., Chapman, P., & Dagley, S. (1975). Metabolic function and properties of 4-hydroxyphenylacetic acid 1-hydroxylase from *Pseudomonas acidovorans*. *Journal of Bacteriology*, 121(1), 272-285. Recuperado de <http://jb.asm.org/content/121/1/272.full.pdf>

Hernández, A., Alfaro, I., y Arrieta, R. (2003). *Microbiología Industrial*. Costa Rica: Editorial UNED, Universidad Estatal a Distancia.

Heipieper, H., Weber, F., Sikkema, J., Keweloh, H., & de Bont, J., (1994). Mechanisms of resistance of whole cells to toxic organic solvents. *Trends in Biotechnology*, 12(10), 409-415. Recuperado de la base de datos ScienceDirect.

- Hidalgo, M., García Encina, P. (2002). Reactores biológicos de lecho fluidizado. *Ingeniería química*, (391), 122-133. Recuperado de la base de datos ResearchGate.
- Hidalgo, M., Del Alamo, J., Hernández, M., Irusta, R (2003). Tratamiento de la fracción líquida del purín porcino en bio-reactores anaerobios de lecho fluidizado. *Ingeniería del agua*, 10(2), 127-133. Recuperado de <http://www.polipapers.upv.es/index.php/IA/article/viewFile/2579/2561>
- International Furano Chemicals B.V. (2003). Furfural. Ficha de datos de seguridad. Recuperado de [https://www.furan.com/\\_resources/downloads/10195es\\_rev6.pdf](https://www.furan.com/_resources/downloads/10195es_rev6.pdf)
- Koenig, K., & Andreesen, J. (1989). Molybdenum involvement in aerobic degradation of 2-furoic acid by *Pseudomonas putida* Fu1. *Applied and environmental microbiology*, 55(7), 1829-1834. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC202958/pdf/aem00100-0175.pdf>
- Levenspiel, O. (1998). Flujo de fluidos e intercambio de calor. Barcelona: Editorial Reverté, S. A.
- López, M., Nichols, N., Dien, B., Moreno, J., & Bothast, R. (2004). Isolation of microorganisms for biological detoxification of lignocellulosic hydrolysates. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 64(1), 125-131. Recuperado de la base de datos ResearchGate.
- Meybeck, M., Kuusisto, E., Mäkelä, A., & Mälkki, E. (1996). *A practical guide to the design and implementation of fresh water quality studies and monitoring programme*. Recuperado de [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/resourcesquality/waterqualmonitor.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/waterqualmonitor.pdf)
- McCabe, W., Smith, J., y Harriot, P. (2007). Operaciones Unitarias en Ingeniería Química. México: McGraw-Hill/Interamericana Editores.

Mitsuoka, T., Morishita, Y., Terada, A., & Yamamoto, S. (1969). A Simple Method (“Plate-in-Bottle Method”) for the Cultivation of Fastidious Anaerobes. *Japanese journal of microbiology*, 13(4), 383-385. Recuperado de <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1348-0421.1969.tb00482.x/pdf>

Nadeo, J., y Leoni, A. (2016). *Introducción a algunas propiedades fundamentales de los suelos*. Recuperado de <http://docplayer.es/5768041-Introduccion-a-algunas-propiedades-fundamentales-de-los-suelos.pdf>

Navarro, A., y Palladino, L. (2009). Degradación de efluentes líquidos mediante lechos fluidizados. *Información tecnológica*, 20(5), 13-18. Recuperado de la base de Scielo.cl.

Nicklasson, M. (2008). *Studies on the expression and regulation of enterotoxins and colonization factors in enterotoxigenic Escherichia coli (ETEC)*. Recuperado de <https://gupea.ub.gu.se/bitstream/2077/9610/1/EPUBRAM.pdf>

Ochieng, A., Ogada, T., Sisenda, W., & Wambua, P. (2002). Brewery wastewater treatment in a fluidised bed bioreactor. *Journal of Hazardous Materials* 90(3), 311-321. Recuperado de la base de datos de ScienceDirect.

Oliva, J. (2003). *Efecto de los productos de degradación originados en la explosión por vapor de biomasa de chopo sobre Kluyveromyces marxianus*. (Tesis de Doctorado). Universidad Complutense de Madrid. Facultad de Ciencias Biológicas. Madrid. Recuperado de <http://www.biblioteca.ucm.es/tesis/bio/ucm-t26833.pdf>

Orozco Barrenetxea, C., Pérez Serrano, A., González Delgado, M., Rodríguez Vidal, F., y Alfayate Blanco, J. (2008). *Contaminación ambiental. Una visión desde la Química*. Madrid: Paraninfo Cengage Learning.

Ortega, V. (1987). *Observatorio de desarrollo sostenible. Comisión Mundial del Medio Ambiente y el Desarrollo. Nuestro futuro común*. Organización de

- las Naciones Unidas. Recuperado de  
[http://www.uisek.edu.ec/pdf/observatorio/resena\\_futuro\\_comun.pdf](http://www.uisek.edu.ec/pdf/observatorio/resena_futuro_comun.pdf)
- OSHA, (2015). Occupational Safety & Health Administration. Chemical Sampling Information. Recuperado de:  
[https://www.osha.gov/dts/chemicalsampling/data/CH\\_242900.html](https://www.osha.gov/dts/chemicalsampling/data/CH_242900.html)
- Pagliettini, L. (2014). *Los recursos hídricos. Instrumentos económicos para su gestión*. Buenos Aires: Imago Mundi.
- Palmqvist, E., Grage, H., Meinander, N., Hahn-Hägerdal, B. (1999). Main and interaction effects of acetic acid, furfural and p-hydroxibenzoic acid on growth and ethanol productivity of yeasts. *Biotechnology and bioengineering*, 63(1), 46-55. Recuperado de la base de datos ResearchGate.
- Panigatti, M., Grifa, C., Boglione, R., Gentinetta, F., Cassina, D., Siri, J., Torres, J., Rosso, P., Abraham, M., Ferreyra, D. (octubre, 2010). *Diseño de un biorreactor de lecho fluidizado para tratamiento de cromo hexavalente*. Trabajo presentado en World Congress & Exhibition ENGINEERING, Buenos Aires.
- Peñas, F., y Safont Resardi, B. (2010). *Operación de un reactor biológico para tratar agua residual fenólica*. Universidad de Navarra. Recuperado de [mustaphahached.free.fr/telechargements/erasmus/.../pascual\\_unav.pdf](http://mustaphahached.free.fr/telechargements/erasmus/.../pascual_unav.pdf)
- Perry, R., Green, D., Maloney, J. (2001). Manual del Ingeniero Químico, Volumen I. Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U.
- Pishgar, R., Najafpour, G. D., Neya, B. N., Mousavi, N., & Bakhshi, Z. (2014). Effects of organic loading rate and hydraulic retention time on treatment of phenolic wastewater in an anaerobic immobilized fluidized bed reactor. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 22(1), 40-49. Recuperado de la base de datos ResearchGate.
- Prieto Jimenez, M. (1995). Caracterización molecular de la ruta catabólica del 4-hidroxifenilacetato de *Escherichia coli* W. Recuperado de <http://biblioteca.ucm.es/tesis/19911996/D/1/AD1020401.pdf>

- Puyal, P. (2010). Diseño preliminar para el tratamiento de efluente de alta carga generado por actividad del procesamiento de tanino vegetal a partir del quebracho. Memoria técnica. New England Waste Systems S.A.
- Quintero Rendón, L. A. (2011). *Evaluación del tratamiento biológico para la remoción del color índigo del agua residual industrial textil, por un consorcio microbiano, en lecho fluidizado*. (Tesis de Maestría). Universidad Nacional de Colombia, Medellín. Recuperado de [http://www.bdigital.unal.edu.co/7224/1/42799998.\\_2012.\\_\\_Parte\\_1.pdf](http://www.bdigital.unal.edu.co/7224/1/42799998._2012.__Parte_1.pdf)
- Rabah, F., & Dahab, M (2004). Biofilm and biomass characteristics in high-performance fluidized-bed biofilm reactors. *Water research*, 38(19), 4262-4270. Recuperado de la base de datos ScienceDirect.
- Ramalho, R., Beltrán, D., y de Lora, F. (1990). Tratamiento de aguas residuales. Barcelona: Editorial Reverté S.A.
- Ramírez-Mata, A., Fernández-Domínguez, I., Nuñez-Reza, K., Xiqui-Vázquez, M., y Baca, B. (2014). Redes de señalización en la producción de biopelículas en bacterias: quorum sensing, di-GMPc y óxido nítrico. *Revista argentina de microbiología*, 46(3), 242-255. Recuperado de la base de datos ScienceDirect.
- Ran, H., Zhang, J., Gao, Q., Lin, Z., & Bao, J. (2014). Analysis of biodegradation performance of furfural and 5-hydroxymethylfurfural by *Amorphothecaresinae* ZN1. *Biotechnology for Biofuels*, 7(1), 1. Recuperado de <https://biotechnologyforbiofuels.biomedcentral.com/articles/10.1186/1754-6834-7-51>
- Rivard, C., & Grohmann, K. (1991). Degradation of furfural (2-furaldehyde) to methane and carbon dioxide by an anaerobic consortium. *Applied biochemistry and biotechnology*, 28, 285-295. Recuperado de la base de datos SpringerLink.
- Sánchez Ortiz, I., Teixeira Correia, G., Santos de Araújo, L., Gebara, D., Dall' Aglio Sobrinho, M., y Matsumoto, T. (2010). Reactores aerobios de lecho fluidizado trifásico con circulación interna: caracterización hidrodinámica y del

soporte. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, (56), 68-77. Recuperado de la base de datos Scielo-Scientific Electronic Library Online.

Sánchez Riaño, A, Gutiérrez Morales, A., Muñoz Hernández, J., y Rivera Barrero, C. (2010). Producción de bioetanol a partir de subproductos agroindustriales lignocelulósicos. *Revista Tumbaga*, 1(5), 61–91. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/3628225.pdf>

Saucedo, R., Manzanares, L., Nevárez, V., Bautista, R., Solís, F., Córdoba, L., Carrasco, J., y Andrade, C. (2007). Concentración de biopelícula y eficiencia de un reactor de lecho fluidizado empacado con dos nuevos materiales de soporte. *Universidad y Ciencia*, 23(2), 91-101. Recuperado de la base de datos ResearchGate.

Schmidell, W., Moreira Soares, H., Etchebehere, C., Menes, R., Bertola, N., y Contreras, E. (2007). Tratamiento Biológico de Águas Residuárias. Florianópolis: Gráfica Paper Print.

Shieh, W., & Keenan, J (1986). Fluidized bed biofilm reactor for wastewater treatment. *Advances in biochemical engineering, biotechnology*, 33, 131-169. Recuperado de la base de datos ResearchGate.

Singh, N., & Khan A. (1995). Acetaldehyde: Genotoxicity and cytotoxicity in human lymphocytes. *Mutation Research/DNA Repair*, 337(1), 9-17. Recuperado de la base de datos ResearchGate.

Tavares, C., Sant'Anna, G., & Capdeville, B. (1995). The effect of air superficial velocity on biofilm accumulation in a three-phase fluidized-bed reactor. *Water Research*, 29(10), 2293-2298. Recuperado de la base de datos ScienceDirect.

Tchobanoglous, G., y Burton, F (1995). Ingeniería Sanitaria Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales, Metcalf & Eddy, Inc. Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U.

Valencia Montoya, G. (s.f.). *Características de aguas residuales y lodos*. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan2/05862/05862-01.pdf>

Wierckx, N., Koopman, F., Ruijssenaars, H., & de Winde, J. (2011). Microbial degradation of furanic compounds: biochemistry, genetics, and impact. *Applied microbiology and biotechnology*, 92(6), 1095-1105. Recuperado de la base de datos SpringerLink.

Wirtz, R., & Dague, R. (1993). Anaerobic treatment of a furfural-production wastewater. *Waste Management*, 13(4), 309-315. Recuperado de la base de datos ScienceDirect.

Zaldivar, J., Martinez, A., & Ingram, L. (1999). Effect of selected aldehydes on the growth and fermentation of ethanologenic *Escherichia coli*. *Biotechnology and Bioengineering*, 65(1), 24-33. Recuperado de la base de datos ResearchGate.

Zheng, D., Bao, J., Lu, J., & Gao, C. (2015). Isolation and characterization of a furfural-degrading bacterium *Bacillus cereus* sp. strain DS1. *Current microbiology*, 70(2), 199-205. Recuperado de la base de datos SpringerLink.

## CAPÍTULO X

### 10.1. ANEXO I

#### 10.1.1. PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

Las etapas secuenciales en una digestión anaerobia son tres: I-hidrólisis y fermentación, II-acetogénesis y deshidrogenación y III- metanogénesis (Schmidell y otros, 2007, p. 367).

**Etapla I hidrólisis y fermentación:** se produce la hidrólisis de polímeros complejos – polisacáridos, proteínas, ácidos nucleicos, lípidos – a oligómeros y monómeros como azúcares, aminoácidos, ácidos grasos, etc. Los monómeros pueden ser fermentados por bacterias fermentadoras primarias a ácidos grasos volátiles, lactato, alcoholes, etc.

**Etapla II acetogénesis y deshidrogenación:** los alcoholes y los ácidos grasos generados en la etapa anterior son degradados a "**acetato e  $H_2/CO_2$** " por bacterias "fermentadoras acetogénicas". La asociación entre bacterias que degradan ácidos grasos y las bacterias metanogénicas consumidoras de  $H_2$  se conoce con el nombre de asociación sintrófica. El sintrofismo es un caso especial de cooperación simbiótica entre dos clases de bacterias metabólicamente diferentes que dependen una de otra para la degradación de cierto sustrato, en general por causas energéticas (Schmidell y otros, 2007, p. 369).

**Etapla III metanogénesis:** los productos **acetato e  $H_2/CO_2$**  formados en la etapa mencionada up supra pueden ser convertidos directamente a  **$CH_4$  y  $CO_2$**  por las bacterias metanogénicas.

El modelo de crecimiento endógeno puede discutirse según sea la variación de la masa microbiana con el tiempo (Tchobanoglous, 1995, p. 419). Dicho modelo se subdivide en tres fases:

- 1- **Fase de crecimiento logarítmico:** existe una cantidad excesiva de alimento alrededor de los microorganismos; la velocidad de metabolismo y crecimiento es sólo función de la capacidad de los microorganismos para procesar el sustrato.

- 2- **Fase de crecimiento decreciente:** la velocidad de crecimiento y por ende la masa microbiana disminuye por limitaciones en la disponibilidad de alimento.
- 3- **Fase endógena:** los microorganismos se ven forzados a metabolizar su propio citoplasma sin reposición del mismo ya que la concentración de alimento disponible se halla en un mínimo. Durante esta fase, puede darse el fenómeno de lisis, según el cual los nutrientes que quedan en las células muertas se difunden para proporcionar alimento a las células existentes.

#### 10.1.2. CINÉTICA DEL CRECIMIENTO MICROBIOLÓGICO.

Las ecuaciones que describen el desarrollo y decaimiento, graficados en la *Figura 6 Diferentes etapas de desarrollo de una biopelícula*, corresponden a una cinética de orden cero donde la velocidad de consumo es esencialmente constante e independiente de la concentración de sustrato (Ramalho, 1990, p. 263). Se definen así, las velocidades instantáneas de crecimiento de microorganismos ( $r_x$ ) y de consumo de sustrato ( $r_s$ ) para un tiempo ( $t$ ) con las expresiones siguientes (Schmidell y otros, 2007, p. 203):

$$r_x = \frac{dX}{dt} \quad (1) \quad ; \quad r_s = - \frac{dS}{dt} \quad (2)$$

Debido a que la **concentración microbiana aumenta durante un cultivo discontinuo**, es más lógico analizar los valores de las velocidades instantáneas con relación a la concentración microbiana como se indica en las ecuaciones (3) y (4):

$$\mu_{obs} = \frac{1}{X} \frac{dX}{dt} \quad (3) \quad ; \quad q_s = \frac{1}{X} \left( - \frac{dS}{dt} \right) \quad (4) \text{ donde:}$$

$\mu_{obs}$  = velocidad específica observada de crecimiento microbiano.

$Q_s$  = velocidad específica de consumo de sustrato.

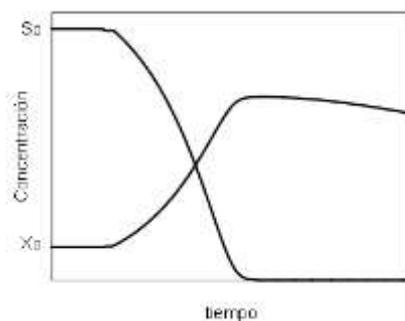


Figura A. Curvas de desarrollo microbiano y disminución del sustrato en un reactor discontinuo (batch). X y S, concentraciones de biomasa y sustrato, respectivamente. Adaptado de "Tratamiento Biológico de Águas Residuárias", p. 202, por Schmidell, W., Moreira Soares, H., Etchebehere, C., Menes, R., Bertola, N., y Contreras, E. 2007, Florianópolis: Gráfica Paper Print. Comissão Editorial.

La Figura A muestra que, siempre que exista una concentración apreciable de sustrato, la concentración de biomasa X aumenta con el tiempo y por lo tanto el cociente  $dX/dt > 0$ ; no obstante, si uno de los elementos esenciales (sustrato y nutrientes) para el crecimiento estuviera presente sólo en cantidades limitadas, el mismo sería agotado en primer lugar (sustrato limitante) y cesaría el crecimiento (disminución de la concentración de biomasa), es decir,  $dX/dt < 0$ . Esto implica que el valor de  $\mu_{obs}$  debe cambiar de signo siendo función de la concentración de sustrato limitante. Esto refleja el hecho de que la velocidad específica observada de crecimiento microbiano es el resultado de los procesos de crecimiento y decaimiento endógeno, citado previamente.

El mecanismo básico que explica la disminución de microorganismos es la transformación de la masa para generar energía de mantenimiento. El sustrato exógeno es utilizado para la síntesis de material celular, una porción de la cual es degradada durante el metabolismo endógeno. Sin embargo, esto es una mera simplificación del proceso de disminución de biomasa en el reactor debido a que el parámetro de medida de ésta son los sólidos suspendidos volátiles, SSV. Dicho parámetro, además de la biomasa activa también incluye materia particulada inerte y residuos celulares no biodegradables, generados por los microorganismos durante la respiración endógena (Schmidell y otros, 2007, p. 203).

Como resultado, no pueden discernirse con claridad los mecanismos responsables de la pérdida de masa celular, tales como muerte, lisis de células e interacciones entre predadores y bacterias, pero refleja su efecto combinado (Schmidell y otros, 2007, p. 204). Matemáticamente, la **disminución de biomasa** se define como una **expresión de primer orden** respecto a la concentración de biomasa y de esta forma el valor de  $\mu_{obs}$  resulta:

$\mu_{obs} = \mu - kd$  (5) donde **kd** es la **constante de decaimiento** y  $\mu$  la **velocidad específica de crecimiento** que es función de la concentración de sustrato. El parámetro  $\mu$ , que representa la velocidad con que aumenta la concentración celular por unidad de tiempo, se mantiene constante durante la fase logarítmica.

El efecto de un sustrato limitante puede definirse adecuadamente a través de la expresión del **modelo de crecimiento celular** propuesta por **Jacques Monod** en 1949, que permite representar de una forma más simple lo que sucede una reacción biológica donde hay varios sustratos participantes (Tchobanoglous, 1995, p. 419).

La **ecuación de Monod** está basada en la cinética enzimática propuesta por Michaelis-Menten para cultivos puros de bacterias. No obstante, esta última se puede emplear para determinar la cinética de degradación de sustratos mediante una población microbiana heterogénea, como la que caracteriza a un biorreactor (Schmidell y otros, 2007, p. 209).

Si bien pueden existir muchos sustratos, Monod asumió que uno de ellos sería el sustrato limitante y de esa forma la **producción de biomasa** resulta ser una **función exclusiva de la concentración del sustrato limitante**:

$$\mu = \mu_{max} \frac{S}{K_s + S} \quad (6) \quad \text{donde}$$

$\mu$  = velocidad específica de crecimiento microbiano [ $h^{-1}$ ].

$\mu_{max}$  = velocidad específica máxima de crecimiento microbiano [ $h^{-1}$ ].

S = concentración de sustrato limitante del crecimiento en solución [g/L].

$K_s$  = constante específica del sustrato [g/L].

$K_s$  representa la afinidad de los microorganismos por el sustrato. Es, a su vez, la concentración del sustrato a la que se producen microorganismos con una velocidad

igual a la mitad de la velocidad específica máxima de crecimiento ( $\mu_{\max}$ ). Si los microorganismos tienen gran afinidad por el sustrato limitante, el valor de  $K_s$  es bajo.

La ecuación (6), que relaciona la velocidad específica de crecimiento con la concentración del sustrato limitante, se representa gráficamente en la Figura B:

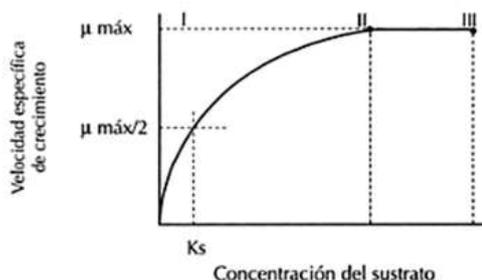


Figura B. Efecto de la concentración de sustrato limitante  $S$  sobre la velocidad de crecimiento de microorganismos. Adaptado de "Microbiología Industrial", p. 49, por Hernández, A., Alfaro, I., y Arrieta, R. 2003. Costa Rica: Editorial UNED (Universidad Estatal A Distancia).

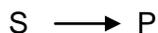
Del análisis de la Figura B y, según [Hernández \(2003\)](#) se desprende:

- Si la concentración de sustrato limitante  **$S$**  tiende a cero, la velocidad específica de crecimiento  **$\mu$**  también tiende a cero.
- Por el contrario, si  **$S$**  es elevada,  **$\mu$**  tiende a  **$\mu_{\max}$** . Los microorganismos se encuentran en la fase logarítmica, representada por la sección entre los puntos II y III.
- Si la concentración de sustrato limitante  **$S$**  es muy pequeña,  **$\mu$**  depende de  **$S$** , lo cual puede observarse en la sección de la curva entre los puntos I y II.

### 10.1.3. CINÉTICA ENZIMÁTICA DE MICHAELIS-MENTEN.

De acuerdo con [Ramahlo \(1993\)](#) la degradación de residuos por parte de microorganismos se lleva a cabo a través de una serie compleja de reacciones químicas biológicas mediadas por catalizadores orgánicos específicos – **enzimas** – presentes en dichos microorganismos. Las bacterias contienen una gran variedad de enzimas (proteínas), cada una de las cuales es responsable de una pequeña etapa durante el proceso metabólico biológico.

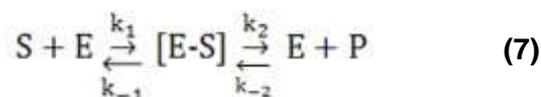
Dada la reacción siguiente donde el sustrato S se transforma en producto P:



Si ahora se considera que la reacción anterior es catalizada por la acción de enzimas (E), el mecanismo puede ser explicado con:

**Sustrato + enzima  $\rightleftharpoons$  complejo enzima sustrato  $\rightleftharpoons$  enzima + producto**

O simbólicamente mediante la ecuación química siguiente:



Donde: S = sustrato

E = enzima

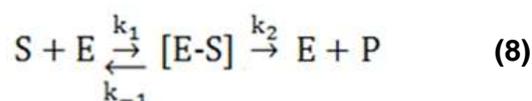
[E-S] = complejo enzima sustrato

P = producto

$k_1$  y  $k_2$  representan las constantes de las velocidades de reacción directas, mientras que  $k_{-1}$  y  $k_{-2}$  corresponden a las velocidades de reacción indirectas. Tal como se indica en la ecuación, el sustrato y la enzima se unen para formar el complejo enzima-sustrato. Esto viene seguido por la ruptura de ese complejo, formándose los productos finales: biomasa, gases, etc.

Como cualquier catalizador que no participa en la reacción, la enzima permanece inalterada y lista para volver a utilizarse.

A partir de la ecuación (7) puede obtenerse la velocidad de consumo de sustrato  $k_2$  haciendo la suposición de que la ruptura del complejo enzima-sustrato es irreversible. Esto puede suceder si se controla el proceso de tal forma de obtener muy poco producto ( $[P] \approx 0$ ) y en ese caso la ecuación anterior se transforma en (8) y puede escribirse como:



La velocidad de reacción medida en esas condiciones es la que se presenta inmediatamente después del contacto del sustrato y los microorganismos y se denomina **velocidad inicial de reacción**:

$$v = k_2 [E - S] \quad (9)$$

Análogamente, la velocidad de formación del complejo enzima-sustrato es:

$$\text{velocidad de formación de } [E-S] = k_1 S E \quad (10)$$

La velocidad de conversión del complejo enzima-sustrato a E y S es:

$$\text{velocidad de conversión de } [E-S] = k_{-1} [E-S] \quad (11)$$

Por lo tanto, el cambio neto de concentración del complejo enzima-sustrato es:

$$\frac{d[E-S]}{dt} = \underbrace{k_1 S E}_{\text{Formación}} - \underbrace{k_{-1} [E-S]}_{\text{Destrucción}} - \underbrace{k_2 [E-S]}_{\text{Destrucción}} \quad (12)$$

Si se denomina  $E_t$  a la **concentración total de enzima en el sistema** que incluye la enzima libre (E) y la enzima en forma combinada, como complejo enzima-sustrato, resulta:

$$\frac{d[E-S]}{dt} = k_1 S (E_t - [E-S]) - k_{-1} [E-S] - k_2 [E-S] \quad (13)$$

En condiciones de equilibrio, es decir en régimen estacionario, la concentración de los complejos intermedios (en este caso complejo enzima-sustrato) permanece constante; por ende,  $d[E-S]/dt = 0$  y la ecuación (13) se transforma en la siguiente:

$$k_1 S (E_t - [E-S]) - k_{-1} [E-S] - k_2 [E-S] = 0 \quad (14)$$

Despejando [E-S]:

$$[E-S] = \frac{E_t S}{((k_{-1} + k_2)/k_1) + S} \quad (15)$$

El término  $(k_{-1} + k_2)/k_1$  se denomina constante de Michaelis-Menten y se representa por  $K_s$ . De esta manera, la ecuación (15) puede reescribirse como:

$$[E-S] = \frac{E_t S}{K_s + S} \quad (16)$$

Sustituyendo este valor en la ecuación (9) correspondiente a la velocidad inicial de reacción, queda:

$$v = k_2 \frac{E_t S}{K_s + S} \quad (17) \text{ Ecuación de Michaelis-Menten}$$

Si se cumple que  $v = \mu X$  (E limita la velocidad de crecimiento) y que  $E_t = k_E X$  (crecimiento balanceado), reemplazando en la ecuación anterior se obtiene:

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (18) \text{ Ecuación de Monod}$$

donde  $\mu_{\max} = k_2 k_E$ . Los valores de las dos constantes,  $\mu_{\max}$  y  $K_s$ , determinan la relación entre la concentración de sustrato (S) y la velocidad específica de crecimiento microbiano ( $\mu$ ). Valores bajos de  $K_s$  aumentan la sensibilidad de  $\mu$  a cambios en la concentración de sustrato en niveles bajos y los valores elevados de  $\mu_{\max}$  producen altos valores de  $\mu$  para cualquier concentración de sustrato. Por otra parte, la combinación de altos  $K_s$  y bajos  $\mu_{\max}$  producen la mayor estabilidad pues minimizan la sensibilidad de  $\mu$  a las variaciones de la concentración de sustrato.

Aunque la ecuación de Monod fue concebida para bacterias en cultivo puro con un único sustrato limitante, en la práctica para el tratamiento de efluentes la concentración de sustrato se sustituye por parámetros inespecíficos como demanda biológica de oxígeno ( $DBO_5$ ) o demanda química de oxígeno (DQO). Estos parámetros son tratados matemáticamente como sustratos simples y sin embargo incluyen una amplia variedad de compuestos orgánicos con diferentes características de degradación. Dicho aspecto es tenido en cuenta en los reactores biológicos, proyectados para eliminar una mezcla de compuestos orgánicos provenientes de efluentes, al inocular no una única especie microbiana sino un consorcio de microorganismos resultantes de una selección natural.

Lo expuesto previamente, da como conclusión que la expresión de Monod no sería aplicable en esas condiciones pero la evidencia literaria muestra que si se usan constantes cinéticas apropiadas, dicha expresión provee un modelo adecuado para describir el desarrollo microbiano en reactores ([Schmidell y otros, 2007, p. 209](#)).

## 10.2. REACTORES DISCONTINUOS VS REACTORES CONTINUOS

La elección entre un reactor discontinuo (batch) y un reactor continuo para el tratamiento de efluentes se basa en el conocimiento de los parámetros cinéticos asociados al proceso, que son obtenidos empíricamente en plantas a escala

laboratorio (escala piloto) o de las experiencias acumuladas durante la operación de plantas de tratamiento biológico existentes (Schmidell y otros, 2007, p. 217).

#### 10.2.1. BALANCE DE MASA EN EL RALF.

Para describir los cambios suscitados por las reacciones dentro de un reactor, se debe realizar el análisis del balance de masas. De acuerdo con el principio de conservación de la masa de Lavoisier, la cantidad de materia (sustrato) que ingresa al reactor debe ser igual a la que emerge de él.

Para aplicar un balance de masas dentro del reactor se debe partir de los siguientes supuestos: 1) el caudal que fluye a través del reactor es constante; 2) el líquido contenido en el mismo no está sometido a evaporación (condiciones isotérmicas) y se halla completamente mezclado; 4) en el interior del reactor se desarrolla una reacción química que afecta al sustrato S y 5) la velocidad de variación de concentración del sustrato está gobernada por una reacción de primer orden ((Tchobanoglous, 1995, p. 419). La representación esquemática del balance de masa puede apreciarse en la Figura C:

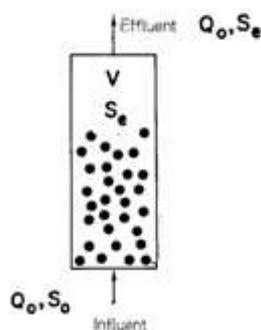


Figura C. Balance de masa en reactor anaerobio. Adaptado de "Tratamiento de aguas residuales", p. 276, por Ramalho, R. 1990. Barcelona: Editorial Reverté S.A.

**$Q_0$ : caudal volumétrico de flujo que ingresa y egresa del reactor [L/min]**

**$S_0$ ;  $S_e$ : concentración del sustrato en el flujo de ingreso y egreso, respectivamente [g/L].**

**$V$ : volumen del reactor [L]**

- **Balance general:**

$$\begin{array}{l} \text{Velocidad de} \\ \text{acumulación} \\ \text{del sustrato} \\ \text{en el reactor} \end{array} = \begin{array}{l} \text{Velocidad de} \\ \text{ingreso del} \\ \text{sustrato en} \\ \text{el reactor} \end{array} - \begin{array}{l} \text{Velocidad de} \\ \text{egreso del} \\ \text{sustrato en} \\ \text{el reactor} \end{array} - \begin{array}{l} \text{Velocidad de} \\ \text{degradación} \\ \text{del sustrato} \\ \text{en el reactor} \end{array} \quad \text{(I)}$$

- **Balance simplificado:**

$$\text{Acumulación} = \text{entrada } (Q_0, S_0) - \text{salida } (Q_0, S_e) - \text{degradación} \quad \text{(II)}$$

Ramahlo (1993) aclara que bajo **régimen estacionario** la concentración de sustrato en el reactor permanece constante y por lo tanto el primer miembro de la ecuación (I) correspondiente a la acumulación ( $V \, dS/dt$ ) desaparece:

$$0 = \begin{array}{l} \text{Velocidad de} \\ \text{ingreso del} \\ \text{sustrato en} \\ \text{el reactor} \end{array} - \begin{array}{l} \text{Velocidad de} \\ \text{egreso del} \\ \text{sustrato en} \\ \text{el reactor} \end{array} - \begin{array}{l} \text{Velocidad de} \\ \text{consumo del} \\ \text{sustrato en} \\ \text{el reactor} \end{array} \quad \text{(III)}$$

**Expresión simbólica:**

$$0 = Q_0 S_0 - Q_0 S_e - (dS/dt)_a V \quad \text{(IV)}$$

La velocidad de consumo del sustrato debida a la utilización por los microorganismos es una derivada de pendiente negativa que indica la disminución de ese parámetro. Para los cálculos se considerará su valor absoluto representado por el término:  $(dS/dt)_a = - dS/dt$ .

En el caso de un reactor discontinuo no existe entrada ni salida de caudal del reactor y la ecuación (IV) se transforma en:

$$dS/dt = r_s \quad \text{ó} \quad dS/dt = \mu S \quad \text{(V)}$$

En conclusión, cuando no existe flujo la concentración por unidad de volumen varía con la expresión de velocidad.

### 10.3. TRATAMIENTO DE LAS AGUAS MADRES POR PANTANOS SECOS ARTIFICIALES (PSA).

Durante aproximadamente 30 años, la planta de tratamiento de efluentes de la empresa consistió en una serie de grandes lagunas llamadas evaporativas, que se fueron colmatando con el tiempo, llegando a un límite de capacidad de depuración. En

el transcurso del año 2012 se construyó una nueva planta de tratamiento, actualmente en funcionamiento, que recibe el nombre de Pantanos Secos Artificiales® (PSA) y es una tecnología patentada por New England Waste Systems S. A. (Puyal, 2010).



*Figura D.* Uno de los lechos de PSA.

Este método es sustentable ya que emplea la capacidad depuradora de las especies vegetales nativas para tratar un volumen de aguas madres de aproximadamente 400 m<sup>3</sup>/día. Este es el caudal de efluente que ingresa a los sedimentadores o decantadores, dos grandes piletas con dimensiones aproximadas de 70 m largo x 40 m de ancho, cada una. El citado caudal incluye además, 20 m<sup>3</sup> de efluentes cloacales de la fábrica y la descarga de un camión atmosférico semanal con líquidos cloacales del pueblo aledaño, con el objetivo de mejorar la biodegradación de los compuestos presentes en las aguas madres.

Para cerciorarse de no contaminar las aguas subterráneas, previo a la construcción de los decantadores, la empresa contratista - New England Waste Systems S.A. - efectuó el estudio de suelos y, según su informe, el nivel freático está por debajo del de excavación de 1,5 metros requerido para los mismos. Esta afirmación fue corroborada mediante freatómetros o pozos de control con 3 metros de profundidad sin observarse en ellos, durante todo un día, la presencia de agua (*Figura E*).



Figura E. Pozo de control.

El efluente industrial aguas madres, antes de ingresar al sistema de tratamiento, requiere tener un pH que oscile en el rango de 5 a 8, con lo cual se busca no alterar la biota microbiana que realiza la remoción, y estar casi completamente libre de sólidos sedimentables para no colmatarlo.

Para lograr el primer requisito se encontró que el pH de las aguas madres se podrían neutralizar agregando cenizas, de características netamente alcalinas, producidas en la caldera al quemar los restos del aserrín de quebracho colorado agotado. En cuanto al segundo requisito, las aguas madres neutralizadas se depositan inicialmente en dos grandes piletas decantadoras con fondo de suelo arcilloso, que impide la percolación hacia el freático. En dichas piletas, las aguas madres se enriquecen con desechos cloacales de la fábrica y del pueblo aledaño - la mezcla conforma el *efluente crudo* - y sedimentan los sólidos industriales; los cloacales aportan los microorganismos y la materia orgánica, necesarios para la biodegradación.

La neutralización con cenizas conlleva algunos inconvenientes puesto que las características de éstas son bastante variables, dependiendo de cómo esté trabajando el hogar de la caldera y de cómo sea la combustión. Así, las cenizas pueden ser blancas y bastante homogéneas o más oscuras y con restos de componentes carbonáceos. Por otro lado, queda una cantidad importante de ellas sin disolver que al sedimentar dificulta la dosificación a través de caudalímetros, oscurece el efluente tratado y no permite llegar al rango de pH establecido, a no ser que se agreguen otras sustancias químicas para lograrlo.

### 10.3.1. DESCRIPCIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE PSA.

Desde las piletas sedimentadoras, el efluente crudo ingresa por gravedad a un sistema conformado por dos grandes excavaciones, la primera a mayor nivel que la segunda, en terreno arcilloso: es el “lecho de lijado”; desde allí, también por gravedad, pasa al “lecho de pulido”, operando ambos lechos en serie. Debido al gran caudal de efluente a tratar se instalaron cuatro lechos de lijado y cuatro de pulido, que trabajan simultáneamente. Cada lecho contiene un entramado de caños de PVC con perforaciones colocados en el piso y cubiertos primero con ripio y luego con arena hasta una altura aproximada de 1 m; sobre ella se instaló otra red de caños perforados que se tapó con más arena y en ésta se plantaron especies vegetales, más precisamente gramíneas del género *Phalaris arundinacea*, oriundas de Canadá (*Figura F*). En un principio, se pensó que podían estar bien adaptadas al clima subtropical chaqueño pero fueron reemplazadas naturalmente por totoras, que son las especies autóctonas dominantes (*Figura G*).



*Figura F.* Crecimiento de gramíneas.



*Figura G.* Totoras invadiendo gramíneas.

El *efluente crudo* ingresa por la red superior de caños de los “lechos de lijado”, atraviesa la capa de arena y es colectado por la red inferior, pasando a una cámara de registro que permite fijar el nivel de inundación del lecho de pulido de forma que la capa superior de arena se mantenga seca. Por ello el nombre de pantanos secos. Las totoras, cuyas raíces son irrigadas por el efluente, van absorbiendo los contaminantes y produciendo la fitoextracción de los principales contaminantes. El líquido egresa de los lechos de pulido como *efluente depurado* y se bombea a una pileta como depósito final para, en principio, ser reingresado al sistema cuando es necesario mantener el nivel de los decantadores. El esquema puede apreciarse en la *Figura H* y, en la *Figura I*, el plano de toda la instalación del sistema de tratamiento de la fábrica.

## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO

Para evitar que se tapen las perforaciones de la red de cañerías de los lechos, es imperativo que se separen los sólidos sedimentables en los decantadores, como ya se explicó.

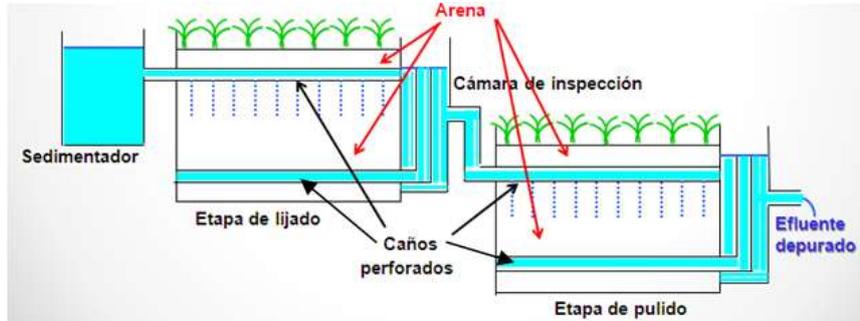


Figura H. Esquema de tratamiento por Pantanos Secos Artificiales.

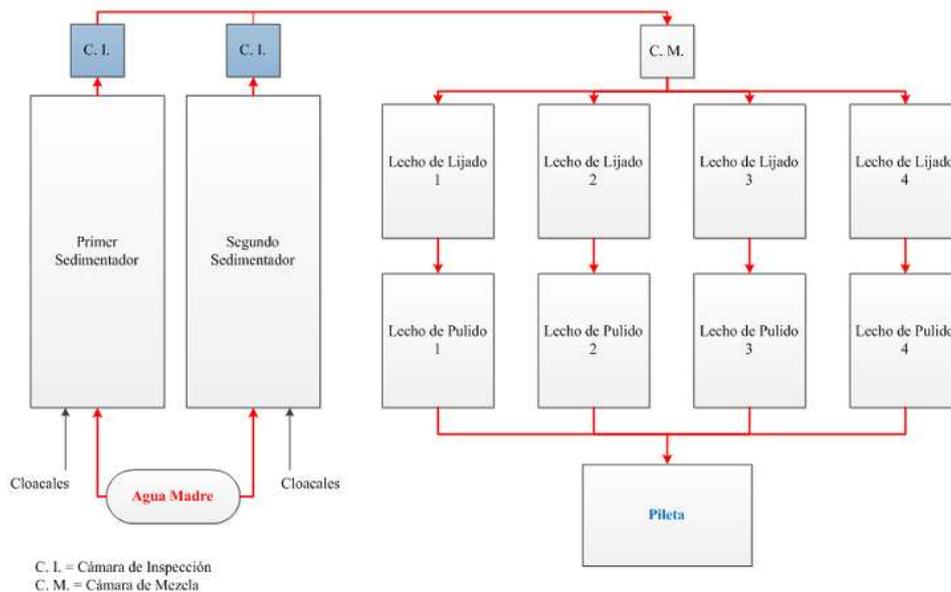


Figura I. Plano de la instalación de Pantanos Secos Artificiales.

### 10.4. VARIABLES DE DISEÑO DEL REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO.

VARIABLES físicas de diseño:

- **Porosidad del lecho de arena ( $\epsilon$ ):** fracción externa de huecos del lecho.
- **Porosidad mínima de fluidización del lecho ( $\epsilon_m$ ):** para la fluidización incipiente  $\epsilon = \epsilon_m$ .
- **Diámetro medio de partícula ( $D_p$ ).**

- **Esfericidad de la partícula de arena ( $\phi$ ):** para partículas irregulares, se define como la relación entre la superficie-volumen de una esfera y la de una partícula de arena con el mismo volumen.

- **Densidad ( $\rho_s$ ):** la arena pertenece a la categoría B (1400 - 4000 kg/m<sup>3</sup>) de la clasificación de Geldart de partículas.

- **Velocidad mínima de fluidización ( $U_{mf}$ ):** velocidad a la cual las partículas de arena se mantienen en suspensión en la corriente de efluente.

Los valores adoptados para las variables fueron:

Esfericidad de la arena: 0,86

Diámetro medio de la partícula de arena: 0,00053 m

Densidad de la arena: 1500 kg/m<sup>3</sup>

Viscosidad del efluente: 0,001002 Pa.s

Densidad del efluente: 995 kg/m<sup>3</sup>

Constante gravitacional: 9,81 m/s<sup>2</sup>

#### 10.4.1. ADOPCIÓN Y CÁLCULO DE VARIABLES DE DISEÑO PARA LA ARENA Y EL EFLUENTE.

En función de las características y recomendaciones citadas, se adoptaron una serie de valores tanto para la arena como para el efluente.

En la etapa de mínima fluidización, interpretada como un estado de transición entre el lecho fijo y el fluidizado, la porosidad mínima  $\epsilon_m$  es apenas un poco mayor que la porosidad del lecho fijo  $\epsilon$ . Por esa razón y en ausencia de datos experimentales,  $\epsilon_m$  se estimó a través de la correlación de [Wen y Yu \(Levenspiel, O., 1998, p. 139\)](#), quienes dedujeron que la siguiente relación se satisface para varios tipos de partículas:

$$\frac{1}{\phi \cdot \epsilon_m^3} \cong 14 \Rightarrow \epsilon_m = 0,4363 \quad (1)$$

El diámetro medio de partícula  $D_p$  se determinó mediante muestreo trabajando con tamices estándar de la Serie Tyler (Foust, A., Wenzel, L., Clump, C., Maus, L. y Bryce Anderson, L., 2006, p. 723).

La velocidad mínima de fluidización  $U_{mf}$  se calculó a partir de la porosidad mínima  $\epsilon_M$  reemplazando este parámetro en una ecuación que abarcara todo el intervalo de velocidades de flujo suponiendo que las pérdidas por viscosidad y energía cinética son aditivas: **ecuación de Ergun** (McCabe, W., Smith, J. y Harriot, P., 2007, p. 177), para el estado de transición entre régimen laminar y turbulento.

$$\frac{150(1 - \epsilon_m) \cdot \mu \cdot U_{mf}}{\varphi^2 \cdot \epsilon_m^3 \cdot D_p} + \frac{1,75 \rho_s \cdot U_{mf}^2}{\epsilon_m^3 \cdot D_p \cdot \varphi} - g(\rho_s - \rho_f) = 0 \quad (2)$$

$$\underbrace{\hspace{15em}}_{\text{Componente laminar}} \quad \underbrace{\hspace{15em}}_{\text{Componente turbulenta}}$$

Siendo  $\mu$ : viscosidad del efluente.

$\rho_f$ : densidad del efluente.

$g$ : aceleración de la gravedad.

Conociendo el valor de porosidad mínima y reemplazándola en la Ecuación de Ergun, se determinó la velocidad mínima de fluidización ( $U_m$ ):

$$\frac{150(1 - \epsilon_m) \cdot \mu \cdot U_{mf}}{\varphi^2 \cdot \epsilon_m^3 \cdot D_p} + \frac{1,75 \rho_s \cdot U_{mf}^2}{\epsilon_m^3 \cdot D_p \cdot \varphi} - g(\rho_s - \rho_f) = 0 \Rightarrow U_m = 0,00099 \frac{m}{s} = 3,56 \frac{m}{h}$$

## 10.5. ELECCIÓN DEL PORCENTAJE DE EXPANSIÓN DEL LECHO. CÁLCULO DE VARIABLES OPERATIVAS.

### 10.5.1. POROSIDAD DEL LECHO EXPANDIDO $\epsilon_m$ .

Teniendo en cuenta, que la altura inicial del lecho de arena sin fluidizar  $L_m$  es de 55 cm y la expansión del lecho que se buscó, del 100%, se calculó la porosidad del lecho totalmente expandido,  $\epsilon$ . La ecuación matemática que se utilizó fue:

$$(1 - \epsilon_m) \cdot L_m = (1 - \epsilon) \cdot L \Rightarrow \epsilon = 1 - \frac{L_m}{L} \cdot (1 - \epsilon_m) \Rightarrow \epsilon = 0,7182 \quad (3)$$

Siendo  $L$  la altura total del lecho fluidizado y  $L_m$  la altura inicial del lecho cuyo valor es la mitad de  $L$ .

## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO

### 10.5.2. VELOCIDAD OPERATIVA DE FLUIDIZACIÓN $U_{op}$ .

A partir de la porosidad del lecho totalmente expandido  $\epsilon$ , se dedujo la velocidad operativa de fluidización  $U_{op}$  dentro del reactor reemplazando la porosidad en la ecuación de Ergun (2).

$$U_{op} = 0,0074 \frac{m}{s} = 26,6 \frac{m}{h} \quad (4)$$

### 10.5.3. CAUDAL OPERATIVO $Q_{op}$ DEL EFLUENTE.

El diámetro interno del reactor  $D_R$  adoptado fue de 7 cm y la longitud total del reactor  $L_R$  de 147 cm. Estas dimensiones surgieron de las experiencias de [Ochieng \(2002\)](#).

Con  $U_{op}$  de 26,6 m/h y considerando que el  $D_R$  es de 7 cm, se calculó el caudal operativo de fluido  $Q_{op}$ .

$$Q_{op} = 1,71 \frac{L}{min} \quad (5)$$

## 10.6. TABLAS

Tabla 3.16. *Composición típica del agua residual bruta.*

TABLA 3-18  
Composición típica del agua residual doméstica bruta

Contaminantes	Unidades	Concentración		
		Débil	Mejía	Fuerte
Sólidos totales (ST)	mg/l	350	720	1.500
Disueltos, totales (SDT)	mg/l	250	500	850
Fijos	mg/l	145	300	575
Volátiles	mg/l	105	200	275
Sólidos en suspensión (SS)	mg/l	100	220	450
Fijos	mg/l	20	55	75
Volátiles	mg/l	80	165	375
Sólidos sedimentables	ml/l	5	10	20
Demanda bioquímica de oxígeno, mg/l 5 días, 20°C (DBO <sub>5</sub> , 20°C)	mg/l	110	220	400
Carbono orgánico total (COT)	mg/l	80	160	300
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/l	250	500	1.000
Nitrógeno (total en la forma N)	mg/l	20	40	80
Orgánico	mg/l	8	15	30
Amoníaco libre	mg/l	12	25	50
Nitritos	mg/l	0	0	0
Nitratos	mg/l	0	0	0
Fósforo (total en la forma P)	mg/l	4	8	15
Orgánico	mg/l	1	3	5
Inorgánico	mg/l	3	5	10
Cloruros*	mg/l	30	50	100
Sulfato*	mg/l	20	30	50
Alcalinidad (como CaCO <sub>3</sub> )	mg/l	50	100	200
Grasa	mg/l	50	100	200
Coliformes totales*	n./100 ml	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	10 <sup>7</sup> -10 <sup>8</sup>	10 <sup>8</sup> -10 <sup>9</sup>
Compuestos orgánicos volátiles (COVs)	µg/l	<100	100-400	>400

\* Los valores se deben ajustar en la cantidad en que estos compuestos se hallen presentes en las aguas de atención.

\* Consultar la Tabla 3-18 para obtener los valores típicos correspondientes a otros microorganismos.

*Nota:* Adaptado de *Ingeniería Sanitaria Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales*, (p.125), por G. Tchobanoglous y F. Burton, 1995, Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U.

## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO

Tabla I.1.7. Características típicas de algunos efluentes industriales.

Tabela I.1.7. Características típicas de alguns efluentes industriais

Gênero	Tipo	Unid. de produção	Cons. esp. de água (m <sup>3</sup> /unid)	Carga esp. de DBO (kg/unid)	Conc. de DBO (mg/L)
Alimenticia	- Conservas	1 ton	4-30	30	600-7.500
	- Doces	1 ton	5-25	2-8	200-1.000
	- Açúcar de cana	1 ton açúcar	0,5-10,0	2-5	250-5.000
	- Laticínio sem queijaria	1000 L de leite	1-10	1-4	300-2.500
	- Laticínio com queijaria	1000 L de leite	2-10	5-40	500-4.000
	- Margarina	1 ton	20	30	1.500
	- Matadouros	1boi/2,5 porcos	0,3-0,4	4-10	15.000-20.000
	- Produção de levedura	1 ton	150	1.100	7.500
Bebidas	- Destilação de álcool	1 ton	60	220	-
	- Cervejaria	1 m <sup>3</sup>	5-20	8-20	3.500
	- Refrigerantes	1 m <sup>3</sup>	2-5	3-6	500-4.000
	- Vinho	1 m <sup>3</sup>	5	0,25	600-2.000
Têxtil	- Algodão	1 ton	120-750	150	200-1.500
	- Lã	1 ton	500-600	300	500-600
	- Rayon	1 ton	25-60	30	500-1.200
	- Naylon	1 ton	100-150	45	350
	- Polyester	1 ton	60-130	183	1.500-3.000
	- Lavanderia de lã	1 ton	20-70	100-250	2.000-5.000
	- Tinturaria	1 ton	20-60	100-200	2.000-5.000
	- Alvejamento de tecidos	1 ton	-	16	250-300
Couros e Curtumes	- Curtumes	1 ton de pele	20-40	20-150	1.000-4.000
	- Sapatos	1000 pares	5	15	3.000
Polpa e Papel	- Polpa sulfatada	1 ton	15-200	30	300
	- Papel	1 ton	30-270	10	-
	- Polpa e Papel integrados	1 ton	200-250	60-500	300-10.000
Indústria Química	- Tinta	1 empregado	0,110	1	10
	- Sabão	1 ton	25-200	50	250-2.000
	- Refinaria de Petróleo	1 barril (117L)	0,2-0,4	0,05	120-250
	- PVC	1 ton	12,5	10	800
Indústria Não-metálica	- Vidro e subprodutos	1 ton	50	-	-
	- Cimento	1 ton	5	-	-
Siderúrgica	- Fundição	1 ton gusa	3-8	0,6-1,6	100-300
	- Laminação	1 ton	8-50	0,4-2,7	30-200

Fonte: adaptado de von Sperling (1996)

Nota: Adaptado de *Tratamento Biológico de Águas Residuárias*, (p.46), por W. Schmidell, H. Moreira Soares, C. Etchebere, R. Menes, N. Bertola y E. Contreras, 2007, Florianópolis: Gráfica Paper Print.

## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO

Tabla 1. DQO en efluentes de fábricas de pulpas y de papel.

**Tabla 1:** DQO en efluentes de fábricas de pulpas mecánicas, químico-mecánicas y semiquímicas y de papel.

Efluente	Proceso	DQO (mg/L)	Referencia
Pulpa	TMP	3.340, 3.500, 5.600, 7.210	[3]
	BCTMP-TMP	2.520-7.930	[4]
	TMP-CTMP	4.000 y 7.800	[3]
	CTMP	4.800, 7.900, 6.000-9.000	[3]
		9065	[5]
12.000		[6]	
NSSC	16.000, 17.500	[3]	
	14.200	[7]	
Papelerero y Aguas blancas	TMP	1.000-5.600	[3]
		2.500	[8]
	CTMP	2.500-13.000	[3]
	NSSC	5.020	[3]

TMP: Pulpado Termomecánico, CTMP: Pulpado Quimtermomecánico, BCTMP: Pulpado Quimtermomecánico con Blanqueo, NSSC: Pulpado SemiQuímico al Sulfito Neutro.

*Nota:* Adaptado de *Tratamientos aplicables para la reducción de la DQO recalcitrante de efluentes de pulpas químico-mecánicas, y semiquímicas*, (p. 5), por M. Area, S. Ojeda, O. Barboza, D. Bengochea y F. Felissia, 2010, Misiones: Revista de Ciencia y Tecnología.

Tabla 4. Valores de DBO, DQO y COT para algunas aguas residuales industriales.

Tabla 4  
VALORES DE LA DBO, LA DQO Y EL COT PARA ALGUNAS AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

TIPO DE DESECHO:	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DQO (mg/l)	COT (mg/l)	DBO/COT	DQO/COT
Químico *		4,260	640		6.65
Químico *		2,440	370		6.60
Químico *		2,690	420		6.40
Químico		576	122		4.72
Químico	24,000	41,300	9,500	2.53	4.35
Refinería química		580	160		3.62
Petroquímica		3,340	900		3.32
Química	850	1,900	580	1.47	3.28
Química	700	1,400	450	1.55	3.12
Química	8,000	17,500	5,800	1.38	3.02
Química	60,700	78,000	26,000		3.00
Química	62,000	143,000	48,140		2.96
Química		165,000	58,000		2.84
Química	9,700	15,000	5,500	1.76	2.72
Polímero nylon		23,400	8,800		2.70
Petroquímica		-	-		2.70
Polímero nylon		112,600	44,000		2.50
Procesado olefinas		321	133		2.40
Procesado Butadieno		359	156		2.30
Química		350,000	160,000		2.19
Hule sintético		192	110		1.75

\* Alta concentración de sulfuros y tiosulfatos.

*Nota:* Adaptado de *Características de aguas residuales y lodos*, (p. 22), por G. Valencia Montoya (s.f.), Cali: Universidad de Valle de Colombia.

## 10.7. ANEXO II

### 10.7.1. FOTOS DEL PROCESO DE FABRICACIÓN DE FURFURAL.



Foto 1. Partes de un tronco de Quebracho colorado.



Foto 2a. Sección de Aserrineras: parte baja de la cinta transportadora protegida por una cubierta de chapa.  
Foto 2b. Bateria de difusores: parte alta de la cinta transportadora cubierta.

En la Foto 2a, se muestra la cinta transportadora – indicada por la elipse amarilla – de la Sección Aserrineras que lleva el aserrín hasta la parte superior de la Bateria de Difusores. En la Foto 2b, la misma cinta transportadora cubierta eleva el aserrín hasta lo alto (piso de aserrín a casi 23 m de altura) de la Bateria de Difusores. La cubierta de chapa evita que el viento disemine el aserrín.

## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO



Foto 2c. Bateria de Difusores, vista superior de 2 de los 8 difusores.

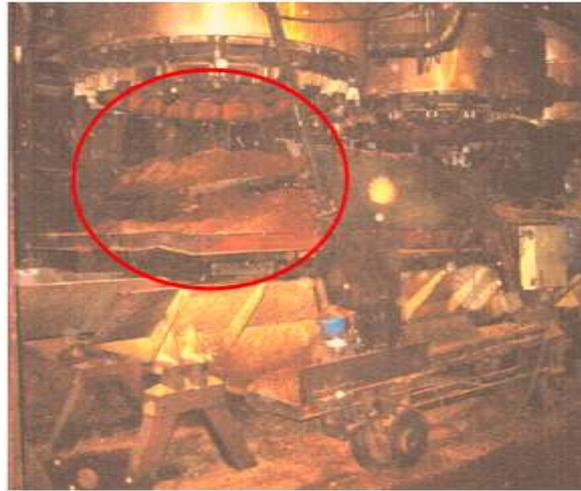


Foto 2d. Bateria de Difusores: descarga de aserrín por la parte inferior

En la Foto 2c, las flechas amarillas señalan las tapas, de 2 de los 8 difusores que se levantan para cargar el aserrín de quebracho a través una cinta transportadora.

En la Foto 2d, se observa la descarga de aserrín agotado, desde el extremo inferior de uno de los difusores, luego de la extracción de tanino con agua caliente. Dicha descarga está circundada con una elipse roja.



Foto 3a. Sección de secado spray o por atomización.

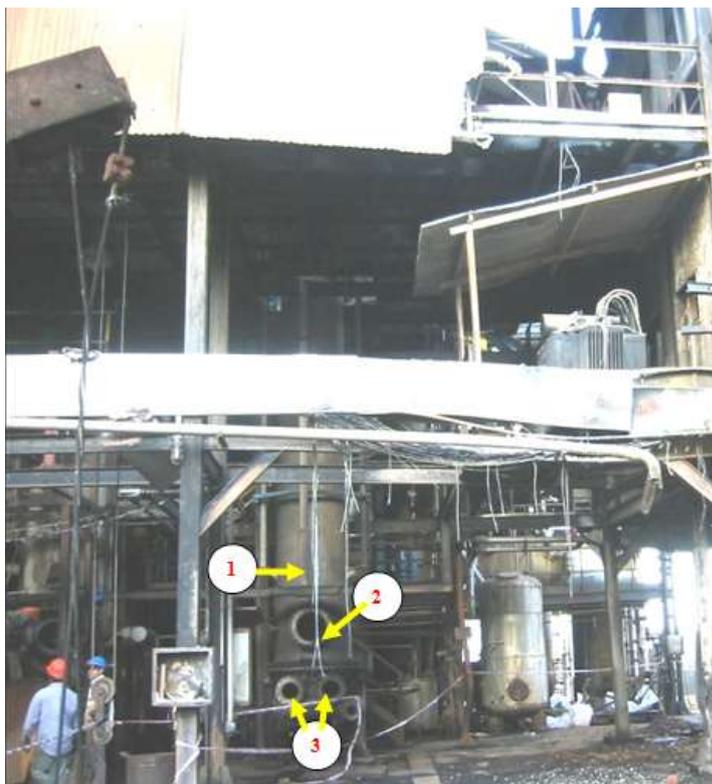


Foto 3b. Sección de almacenamiento. Pallets con bolsas de tanino de 25 kg.

En la Foto 3a, se observa el atomizador (Spray Dryer) que consta de una cámara de secado cónica, sometida a una corriente controlada de aire caliente, que

recibe la corriente de tanino líquido por parte la parte superior. El solvente es eliminado por evaporación quedando el tanino pulverizado en forma de microgotas individuales o spray. La cañería inferior envía el tanino seco (en polvo) hacia la sección de almacenamiento y palletizado.

En la Foto 3b, se observa la sección donde se almacenan los pallets con las diferentes clases de taninos en bolsas de 25 kg.



*Foto 4. Planta Furfural: vista de Digestores.*

En la Foto 4, Planta Furfural, se aprecian dos Digestores. El círculo 1 señala el Digestor 5 desarmado. El círculo 2 indica la boca de inspección por la cual ingresa el operario para revisar el Digestor. El círculo 3 apunta a los orificios donde se alojan los tornillos de descarga de aserrín desfurfurizado.

## REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO

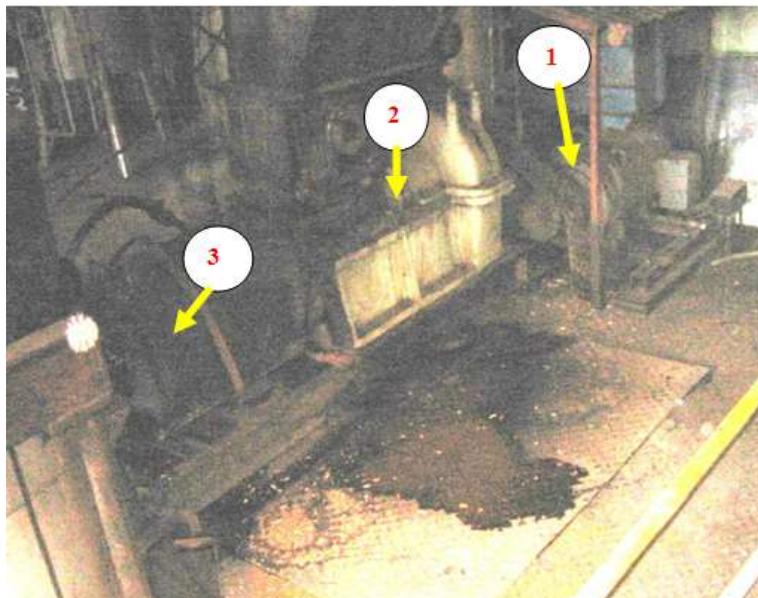


Foto 5. Carga de un Digestor.

En la Foto 5, el círculo 1 señala el motor de alimentación del digestor. El círculo 2 indica el tornillo exprimidor, dentro de su carcasa; el círculo 3 muestra el ingreso al digestor de aserrín exprimido.



Foto 6. Separadores Florentinos 1 y 2.



Foto 7. Tanques de almacenamiento de Furfural terminado.

La Foto 6 muestra los separadores florentinos en los cuales los vapores condensados de la primera columna de destilación, se separan en dos capas de diferente densidad. La superior contiene – a 20 °C – un 12 % v/v de furfural en agua y alimenta la segunda columna, denominada desmetanolizadora. La capa inferior – a la misma temperatura – contiene un 95 % v/v de furfural y alimenta la tercera columna o deshidratadora.

**REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EFLUENTES DE LA INDUSTRIA TANINERA A  
TRAVÉS DE UN REACTOR ANAEROBIO DE LECHO FLUIDIZADO**

---

En la Foto 7 se pueden observar los tanques de almacenamiento de Furfural terminado. Son varios y tienen capacidades de 30 a 50 ton cada uno. En la parte superior interna se inyecta nitrógeno, para desplazar el oxígeno del aire. Eso previene los procesos de oxidación y polimerización del furfural.

**Firma y aclaración del alumno:**  **Enid Marta Utgés**

**Firma y aclaración del Director o Tutor:**  **Laura de Cabo**

**Firma y aclaración del Coordinador de Tesis/Trabajo final:**

.....

(si corresponde)

**Firma y aclaración del Director de la Carrera:**  **Patricia Perelman**

**Firma y aclaración Prosecretaria de Tesis:**

.....

**Firma y aclaración del Secretario Académico:**

.....