

**SISTEMA DE TRATAMIENTO PARA EL AGUA RESIDUAL DE  
LA INDUSTRIA DE EMBUTIDOS POR PROCESOS  
FISICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS**

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL GRADO

ACADÉMICO DE

**MAESTRO EN CIENCIA Y**

**TECNOLOGÍA**

**EN LA ESPECIALIDAD DE**

**INGENIERÍA AMBIENTAL**

PRESENTA

**I.Q. JORGE EDUARDO GARCÍA CAMACHO**

**Director: Dr. Alberto López López**

**Co-Director: Jorge del Real Olvera**

GUADALAJARA, JAL., NOVIEMBRE 2014



## CIENCIA Y TECNOLOGIA

Guadalajara, Jalisco, a 21 de Noviembre de 2014

CONSEJO GENERAL DEL POSGRADO  
INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA  
PRESENTE

Los abajo firmantes miembros del comité tutorial del estudiante **Jorge Eduardo García Camacho**, una vez leída y revisada la Tesis titulada “**SISTEMA DE TRATAMIENTO PARA EL AGUA RESIDUAL DE LA INDUSTRIA DE EMBUTIDOS POR PROCESOS FISICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS**” aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por el alumno para aspirar al grado de Maestro en Ciencia y Tecnología en la opción terminal de Ingeniería Ambiental durante el examen correspondiente.

Y para que así conste firmamos la presente a los dieciocho días del mes de Noviembre del año 2014.

Dr. Alberto López López

*Director*

Dr. Jorge del Real Olvera

*Co-director*



## CIENCIA Y TECNOLOGIA

Guadalajara, Jalisco a 21 de Noviembre de 2014

CONSEJO GENERAL DEL POSGRADO  
INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIA Y TECNOLOGÍA  
PRESENTE

Los abajo firmantes miembros del Jurado del Examen de Grado del estudiante **Jorge Eduardo García Camacho**, una vez leída y revisada la Tesis titulada **“SISTEMA DE TRATAMIENTO PARA EL AGUA RESIDUAL DE LA INDUSTRIA DE EMBUTIDOS POR PROCESOS FISICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS”** aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por el alumno para aspirar al grado de Maestro en Ciencia y Tecnología en la opción terminal de Ingeniería Ambiental durante el examen correspondiente.

Y para que así conste firmamos la presente a los dieciocho del mes de Noviembre del año 2014

Dra. Sofía Esperanza Garrido Hoyos  
*Presidente*

Dra. Elizabeth León Becerril  
*Secretario*

Dr. Alberto López López  
*Vocal*

## Derechos de Propiedad Intelectual

Esta Tesis de Maestría se desarrolló en el seno de la Unidad de Investigación de Tecnología Ambiental del Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. (CIATEJ), en el marco del proyecto de Investigación, Desarrollo e innovación (I+D+i) denominado "*Desarrollo Tecnológico de un Sistema de Tratamiento para Aguas Residuales de la Industria Cárnica y Obtención de Biogás*", vinculado con una empresa de productos cárnicos del Estado de Nuevo León y contando con el apoyo financiero del Consejo de Ciencia y Tecnología bajo el número de proyecto **137975** sometido en la Convocatoria 2011 de proyectos de investigación de desarrollo o innovación tecnológica, modalidad "PROINNOVA".

La dirección de esta tesis estuvo a cargo del Dr. Alberto López López así como la responsabilidad técnica del proyecto aquí mencionado, quien es el autor de la idea original de dicho proyecto de investigación. Esta Tesis contiene extractos e ideas originales de los informes técnicos del proyecto arriba mencionado, los cuales fueron aprobados satisfactoriamente por el CONACYT. Por lo anterior, cualquier uso total o parcial de la información contenida en esta tesis con fines no académicos, queda condicionado a la autorización escrita y previa del CIATEJ.

CIATEJ

## Publicaciones Asociadas

- 1.- García Camacho J.E., Del Real Olvera J., Villegas García E., León-Becerril E., López-López A., (2013), *Condiciones óptimas de arranque y operación de un filtro anaerobio para el tratamiento de aguas residuales de la industria de los embutidos*, IWA-México Young Water Professionals, IPICyT-IWA, San Luis Potosí
- 2.- García Camacho J.E., Del Rel Olvera J., León-Becerril E., Villegas García E., López-López A., (2013), Estudio comparativo de los procesos DAF y Anaerobio para tratamiento de aguas residuales de la industria cárnica, XXXIV Encuentro Nacional y III Congreso Internacional de la AMIDIQ, Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química A.C., Mazatlán, Sinaloa, ISBN: 978-607-95593-1-1.
3. - García-Camacho J.E., Del Real-Olvera J., León-Becerril E., López-López A., (en revisión), Efficient Pathway for Starting and Stabilization of an Anaerobic Upflow Filter in the Wastewater Treatment of Meat Processing Industry, Journal of Environmental Chemical Engineering,

# Índice

RESUMEN	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN	4
Hipótesis	5
Objetivo General	6
Objetivos Particulares	7
CAPÍTULO I. GENERALIDADES	8
1.- Antecedentes	8
1.1 Situación mundial de la industria de embutidos	8
1.2 Situación nacional de la industria de embutidos	10
1.3. Proceso de elaboración de embutidos	12
1.3.1 Proceso general de los embutidos cocidos	17
1.4 Generación de residuos del procesamiento de embutido	19
1.5 Impactos generados al ambiente	20
1.6 Identificación del problema	22
1.6.1 Volumen de aguas residuales generadas	22
1.6.2 Características de las aguas residuales de embutidos	22
CAPÍTULO II. PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA CÁRNICA	26
2.1. Procesos de tratamiento físico	26
2.2 Procesos Físicoquímicos	27
2.2.1. Fundamentos de la coagulación-floculación	28
Potencial Zeta	31
Coagulación	32
Floculación	34
Procedimiento de la coagulación-floculación	35
Reactivos utilizados en coagulación-floculación	36
2.2.2. Fundamentos de flotación por aire disuelto	39
2.3 Procesos biológicos	44
2.3.1. Procesos anaerobios	46
Influencia de los factores de operación	50
Tecnologías aplicables	52
2.3.2. Procesos aerobios	56
Mecanismo de digestión	57
Factores ambientales	60
Remoción de nitrógeno	61
Nitrificación - desnitrificación	61
Remoción de fósforo	62
Aplicaciones del tratamiento	62
Lodos activados	63
CAPITULO III. MATERIALES Y MÉTODOS	66
3.1 Muestreo del agua residual	66

3.2 Pruebas de tratamiento fisicoquímicas	68
3.2.1 Coagulación-Floculación	68
3.2.2 Flotación por Aire Disuelto (DAF)	70
3.3 Pruebas de Tratamiento Biológicas	72
3.3.1 Prueba de Tratamiento Anaerobio	72
a) Etapa de Adaptación de la Biomasa en un Reactor por Lotes	72
Etapa de Adaptación de la Biomasa en un Reactor por Lotes	73
Arranque y operación del FAFA	74
3.3.2 Pruebas de Tratamiento Aerobio	75
Etapa de Adaptación de la Biomasa en un Reactor por Lotes	75
Tratamiento por Lodos Activados	76
3.4 Pruebas de decoloración con hipoclorito de sodio	77
<b>CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	<b>79</b>
4.1 Caracterización del agua residual	79
4.1 Procesos fisicoquímicos	81
Coagulación-floculación	81
Determinación de la dosis óptima	82
Determinación del pH óptimo	84
4.1.2 Flotación por Aire Disuelto (DAF)	88
4.2 Procesos biológicos	92
4.2.1 Proceso Anaerobio	92
Etapa por lotes	92
Proceso de inoculación y crecimiento en el reactor discontinuo	93
Pruebas de degradación en reactor por lote	94
Etapa de operación del FAFA	99
<i>Tabla 4.4 Características del efluente al final de la fase de operación</i>	103
4.2.3 Proceso Aerobio	105
Etapa por lotes	105
Proceso de Lodos Activados	112
Remoción de color	116
<b>CAPÍTULO 5 PROPUESTA DE TRATAMIENTO</b>	<b>119</b>
<b>CONCLUSIONES</b>	<b>126</b>
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>128</b>

## Índice de Tablas

Tabla 1.1 Producción mundial de cárnicos y embutidos	9
Tabla 1.2 Generación y clasificación de residuos en la elaboración de embutidos	19
Tabla 1.3 Caracterización de agua residual de empresas embutidoras	23
Tabla 2.1 Operaciones físicas más comunes en el tratamiento de agua	27
Tabla 2.2 Características de los coagulantes más comunes	37
Tabla 2.3 Grupos funcionales más comunes en electrolitos	38
Tabla 2.4 Monómeros vinílicos más utilizados como floculantes polielectrolíticos	39
Tabla 2.5 Ventajas y Desventajas de DAF	43
Tabla 2.6 Clasificación de bacterias aisladas de un medio anaerobio	48
Tabla 2.7 Características de distintos tipos de reactores anaerobios	54
Tabla 2.8 Necesidades operativas de las diferentes configuraciones de reactores	54
Tabla 2.9 Ejemplos de tratamiento biológico de aguas residuales de industria cárnica	55

Tabla 2.10 Ventajas y desventajas del FAFA	55
Tabla 3.1 Parámetros a caracterizar del agua residual de cárnicos	69
Tabla 4.1 Caracterización del agua residual de cárnicos	82
Tabla 4.2 Resultados prueba de jarras	90
Tabla 4.3 Resumen de resultados del proceso de DAF	93
Tabla 4.4 Características del efluente al final de la fase de operación	107
Tabla 4.5 Velocidad de Consumo de Oxígeno	109
Tabla 4.6 Constantes de degradación de DQO	111
Tabla 4.7 Parámetros biocinéticos para el proceso de aireación	114
Tabla 4.8 Máximas remociones de contaminantes con Lodos Activados	118
Tabla 5.1 Avance de la depuración del agua residual por etapa de tratamiento	125
Tabla 5.2 Comparación de un proceso de tratamiento de aguas residuales de los embutidos con este estudio	127

## Índice de Figuras

Figura 1.1 Producción de carne en México en los últimos años	10
Figura 1.2 Producción de jamón y salchicha en México en los últimos años	11
Figura 1.3 Proceso de producción de la proteína cárnica	12
Figura 1.4 Proceso de elaboración de embutidos	16
Figura 2.1 Aplicación de los distintos tipos de tratamiento en función del tamaño de partícula por remover en metros	28
Figura 2.2 Estructura de la doble capa eléctrica.	31
Figura 2.3 Gráfica de energía neta y sus componentes en un coloide	31
Figura 2.4 Identificación del potencial Z en la doble capa	32
Figura 2.5 Efecto de la adición de iones trivalentes en coloides	33
Figura 2.6 Floculación de partículas desestabilizadas	35
Figura 2.7 Factores que influyen en el tamaño de las burbujas	42
Figura 2.8 Esquema de la Flotación por Aire Disuelto	43
Figura 2.9 Clasificación microbianas de acuerdo a características fisiológicas	45
Figura 2.10 Proceso de digestión anaerobia	47
Figura 2.11 Balance de masa del proceso anaerobio	50
Figura 2.12 Respiración y síntesis del proceso aerobio	58
Figura 2.13 Balance de materia del proceso aerobio	60
Figura 2.14 Esquema general del proceso de lodos activados	64
Figura 2.15 Uso común de los tratamientos aerobios y anaerobios	65
Figura 3.1 Estrategia metodológica para el desarrollo de este estudio	68
Figura 3.2 Equipo de prueba de jarras	72
Figura 3.3 Esquema del sistema de Flotación por Aire Disuelto	73
Figura 3.4 Esquema del reactor anaerobio por lotes	75
Figura 3.5 a) Esquema del FAFA, b) Soporte de la biopelícula	77
Figura 3.6 Esquema de tratamiento aerobio en la etapa por lotes	78
Figura 3.7 Esquema de lodos activados	80
Figura 4.1 Porcentaje de remoción de DQO, Turbiedad y Color en función de las dosis de coagulante y de floculante	85
Figura 4.2 Prueba de jarras.	86
Figura 4.3 Determinación de la eficiencia de remoción de DQO, Turbiedad y Color	87
Figura 4.4 Prueba de jarras variando pH variable	88
Figura 4.5 Clasificación de partículas floculadas según Willcomb	89
Figura 4.6 Punto isoeléctrico del agua residual de embutidos (pH= 3.79, 0 mV).	89
Figura 4.7 Sistema de Flotación por Aire Disuelto	91
Figura 4.8 Fotografías tomadas en microscopio a burbujas generadas en DAF	92
Figura 4.9 Tratamiento con DAF	92
Figura 4.10 Reactor por lotes en la degradación del agua residual	96
Figura 4.11 Disminución de DQO, DBO y generación de metano en la fase de degradación,	



Alcalinidad Total y pH del sistema por lotes	97
Figura 4.12 Determinación del orden de reacción del proceso anaerobio	99
Figura 4.13 Esquema de reacciones bioquímicas del proceso anaerobio.	100
Figura 4.14 Gráfica de un proceso anaerobio discontinuo propuesto	102
Figura 4.15 Reactor tipo FAFA utilizado y Biomasa adherida en los soportes	103
Figura 4.16 Disminución de DQO y DBO y acumulación metano, Alcalinidad y pH del sistema FAFA	104
Figura 4.17 Tasa de producción de metano en el proceso Anaerobio.	106
Figura 4.18 Agua residual al inicio y al final del proceso anaerobio en un FAFA	108
Figura 4.19 Experimentos realizados en paralelo del proceso aerobio	110
Figura 4.20 Cinética de cambio de orden	112
Figura 4.21 Parámetros cinéticos de Monod	114
Figura 4.22 Sistema experimental de lodos activados	116
Figura 4.23 Desarrollo del proceso de lodos activados a diferentes cargas orgánicas	116
Figura 4.24 Concentración de nitrógeno y fósforo totales con diferentes cargas orgánicas.	117
Figura 4.25 Mecanismo de almacenamiento y desprendimiento de fósforo	118
Figura 4.26 Apariencia del agua después del tratamiento con DAF y salida de lodos activados	119
Figura 4.27 Formación del colorante carmín E-120	120
Figura 4.28 Remoción de color a diferentes dosis	121
Figura 5.1 Ingeniería conceptual del tren de tratamiento de aguas residuales de embutidos	124
Figura 5.2 Remoción de DQO, DBO, Color Nitrógeno y Fósforo totales en cada etapa del proceso	126

## RESUMEN

La industria de elaboración de embutidos ha adquirido importancia en los últimos años debido a la creciente demanda alimenticia actual. Por tal motivo la generación y descarga de vertidos líquidos, debido a su proceso productivo, se ha incrementado provocando que se centre la atención en dicha problemática. Las aguas residuales de industrias de este tipo contienen elevadas concentraciones de materia orgánica (Demanda Química de Oxígeno, DQO: 3500mg/L y Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO 2250 mg/L), contenidos de Grasas y Aceites (1114mg/L), materia en suspensión, coloración intensa, contenido de nitrógeno total y fósforo total considerables (135 y 25 mg/L). El objetivo de esta tesis es evaluar un sistema de tratamiento adecuado para disminuir la carga contaminante del agua residual mediante procesos fisicoquímicos y biológicos. En este trabajo se llevaron a cabo ensayos a nivel laboratorio de procesos fisicoquímicos como Flotación por Aire Disuelto (por sus siglas en inglés Dissolved Air Flotation, DAF) operado a 3kg/cm<sup>2</sup>, pH 7 añadiendo 300mg/L de Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> y 5mg/L de polímero aniónico con una densidad de carga media, remueve eficientemente materia suspendida así como grasas y aceites en valores superiores al 95%. Por otro lado también se realizaron procesos biológicos como el Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA) y los lodos activados remueven eficientemente DQO y DBO (85-92% de remoción), por un lado el FAFA con TRH de 24, 48 y 72h, pH cercano a 7 sin necesidad de añadir alcalinidad, a 37°C y con una producción de metano de 270 mL de CH<sub>4</sub>/gDQO removida en condiciones Estándar de Temperatura y Presión (STP); en cuanto a los lodos activados se trabajó con pH neutro, THR de 6, 7 y 8h, una concentración de oxígeno disuelto de 1-2mg/L, SSV de 3000mg/L. Finalmente se optó por utilizar el proceso de Lodos Activados (LA) por su eficiencia al tratar este tipo de efluentes residuales operando con 7h de THR. Como una etapa de pulimiento se adicionaron 33mg/L de NaClO al 3% para remover el color restante del proceso biológico, concluyendo que un proceso DAF seguido de un proceso biológico aerobio y la

adición de hipoclorito como decolorante son suficientes para tratar el agua residual de la industria de embutidos.

## ABSTRACT

The processed meat industry has gained importance in recently due to increasing current food demand. Therefore the generation and discharge of liquid waste, due to its production process has increased, focusing on this problem. The wastewater from these industries contain high concentrations of organic matter (Chemical Oxygen Demand, COD: 3500mg/L, Biochemical Oxygen Demand, BOD and 2250 mg/L), content of fat, oil and grease (1114mg/L), suspended matter, intense color, total nitrogen content and considerable total phosphorus (135 and 25 mg/L). The objective of this thesis is to evaluate a suitable treatment system to reduce the pollution load of wastewater through physical, chemical and biological processes. This work was carried out laboratory tests as physicochemical processes Dissolved Air Flotation (DAF) operated at 3 kg/cm<sup>2</sup>, pH 7 by adding 300 mg/L Al<sub>2</sub> (SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> and 5mg/L of anionic polymer with a mean charge density, suspended matter and fat, oil and grease were removed efficiently, in values over 95%. Moreover biological processes such as Upflow Anaerobic Filter (UAF) and activated sludge was also performed efficiently remove COD and BOD (85-92% removal), on one hand the UAF with Hydraulic Retention Time (HRT) 24, 48 and 72h, approximately 7 pH is maintained without adding alkalinity, at 37 ° C and with a production of methane CH<sub>4</sub> 270 mL/gCOD<sub>removed</sub> at STP; in terms of the activated sludge is worked at neutral pH, THR 6, 7 and 8h, dissolved oxygen concentration of 1-2 mg/L, SSV of 3000mg/L. Finally authors decided to use the Activated Sludge process (AS) for their efficiency in dealing with this type of waste effluents operating with HRT 7h. As a polishing step was added 33mg/L NaClO 3% to remove the remaining color of the biological process, concluding that a DAF process followed by an aerobic biological process and the addition of hypochlorite as a bleaching are sufficient to treat wastewater from the sausage industry.

# INTRODUCCIÓN

La industria de la carne ha adquirido importancia causada por la demanda alimenticia actual, debido a ello, el incremento en la producción de diferentes tipos de productos cárnicos, entre los que sobresalen los embutidos.

Resultado del proceso productivo de la elaboración de embutidos es la generación de distintos tipos de residuos, entre los más importantes, los líquidos. Este tipo de residuos se caracteriza por la presencia de materia orgánica, expresada por la Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO); el contenido de Grasas y Aceites (GyA), los Sólidos Suspendidos Totales (SST) que provocan Turbiedad, el contenido de nutrientes como Nitrógeno y Fósforo totales (NT y PT) y en sus variedades, provocando que la descarga de este tipo de efluentes se convierta en un foco de atención y de interés de las ciencias ambientales.

En la ciudad de Monterrey existe una empresa dedicada a la elaboración de embutidos la cual cuenta con un sistema de tratamiento ineficiente para su efluente con las características antes mencionadas. De ahí que el objetivo sea proponer un sistema de tratamiento adecuado para efluentes de la industria de embutidos.

En el primer capítulo de este trabajo se contextualiza la situación de los embutidos y se destaca su importancia en función de su demanda y su producción, posteriormente se describen los procesos de elaboración; finalmente se enlistan los aspectos contaminantes más importantes generados por empresas de este giro y su impacto en la sociedad.

Posteriormente el segundo capítulo señala los procesos de tratamiento que se han empleado para tratar aguas residuales de industria cárnica en general, desde rastros hasta piezas con acabados especiales. Englobando a las operaciones físicas, procesos fisicoquímicos como coagulación-floculación y flotación por aire disuelto, y finalmente procesos biológicos anaerobios y aerobios.

El capítulo tercero consiste en describir los materiales y métodos usados para poder realizar la evaluación de los procesos propuestos para tratar aguas residuales de la industria de embutidos, se postularon para ser evaluados los procesos de coagulación-floculación, flotación por aire disuelto, filtro anaerobio y lodos activados.

El capítulo cuarto presenta los resultados de la experimentación, los cuales se analizaron en función de la eficiencia de remoción de contaminantes, usando como parámetro de gran importancia a la DQO, como expresión de la materia orgánica presente.

Por último se establece la ingeniería conceptual del sistema de tratamiento del agua residual de la industria de embutidos y las conclusiones generales de este trabajo.

### **Hipótesis**

*“Un sistema de tratamiento de aguas residuales a base de procesos fisicoquímicos y biológicos es satisfactorio para la remoción de materia contaminante en efluentes de la industria de los embutidos”*

### **Objetivo General**

*Establecer un sistema de tratamiento para el agua residual de la industria de embutidos a partir de la evaluación de procesos fisicoquímicos como la flotación por aire disuelto y procesos biológicos de tipo anaerobio y aerobio.*

### **Objetivos Particulares**

- Establecer el estado del arte del proceso de producción de embutidos, vertidos líquidos y tratamiento de los mismos.
- Realizar el aforo y la caracterización fisicoquímica del agua residual del efluente en estudio.
- Evaluar los procesos fisicoquímicos de flotación por aire disuelto y procesos biológicos de tipo anaerobio, en un filtro anaerobio de flujo ascendente y aerobio, con el proceso de lodos activados.
- Establecer la ingeniería conceptual del sistema de tratamiento del agua residual de la industria de los embutidos.



# CAPÍTULO I. GENERALIDADES

## 1.- Antecedentes

Una de las necesidades básicas que el ser humano debe de cubrir, es sin lugar a duda la alimentación, y para ello desde su aparición, el ser humano se dedicó a la recolección de vegetales y frutos, a su vez que la caza formó parte de las actividades alimenticias más importantes. Sin embargo, la conservación de la carne que obtenía de los animales que domesticaba y criaba en las primeras ciudades que construyó fue un problema; para ello con el paso del tiempo desarrolló métodos para retardar la descomposición de la carne. Por ejemplo, se sabe que desde el año 3,000 a. de C., se utilizaba sal para desecar las carnes, comenzando una tecnología de embutición y curación de productos derivados del sacrificio de animales. Se tienen reportes que los griegos desarrollaron los primeros documentos sobre temas de conservación, los cuales fueron retomados por los romanos, quienes desarrollaron el término *salsisia* que significa “algo preparado con sal”, para poder disponer de pequeños trozos de carne en invierno; de tal forma en la edad media se logró desarrollar mejores técnicas para la preparación de carnes (López, 1992; Vidal, 1997). Es así que bajo este esquema, la conservación y preparación de la carne dio origen a diversos embutidos.

### 1.1 Situación mundial de la industria de embutidos

Por definición, la palabra embutido se refiere a aquellas carnes procesadas con una tecnología que requiere de la adición de ingredientes permitidos para el consumo humano. Por otro lado, como embutido estándar se comprenden los productos principalmente cocidos tales como: jamón cocido, mortadelas y salchichas cocidas, entre otras. Mientras que por embutidos *premium* se encuentra el jamón serrano y el jamón ibérico o el lomo curado, entre otros (Instituto Español de Comercio Exterior ICEX, 2010).

Con la producción en masa que se ha desarrollado en los últimos años, la industria de proteína cárnica en el mundo ha cobrado gran importancia, llevándole a competir fuertemente en el mercado. Tal es su importancia que a nivel mundial se produjeron en 2008 alrededor de 100 millones de toneladas de proteína cárnica, extraída de diversas fuentes, como se indica en la Tabla 1.1 (MIFIC, 2008).

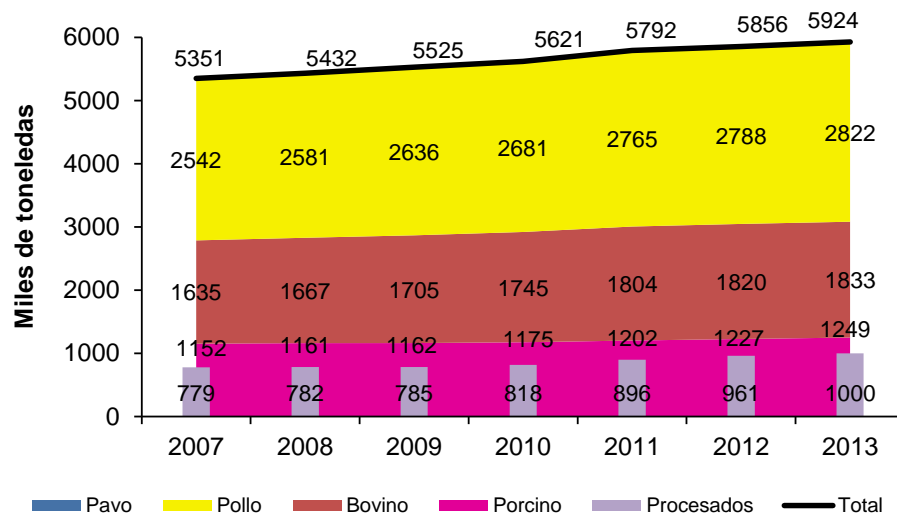
**Tabla 1.1 Producción mundial de proteína cárnica y embutidos en miles de toneladas**

Tipo de producto	Año				
	2004	2005	2006	2007	2008
Carne de cerdo	95,677	99,105	98,371	95,658	97,130
Embutidos cerdo	76,542	79,284	78,697	76,526	77,906
Carne de bovino	56,888	58,176	59,420	60,423	60,906
Embutidos bovino	7,964	8,145	8,319	8,459	8,527
Carne de Aves	59,612	62,902	63,797	67,753	70,748
Embutidos aves	11,922	12,580	12,759	13,551	14,150
<b>Total de embutidos</b>	<b>96,428</b>	<b>100,009</b>	<b>99,775</b>	<b>98,536</b>	<b>100,380</b>

Fuente: MIFIC, 2008

Los países que más producen proteína animal son: República Popular de China 39.2%, Unión Europea 27.2% (Alemania, Francia, Inglaterra, Italia, Polonia y España), Estados Unidos 13.5%, Argentina 1.7%, Brasil, Rusia 2.1% y México 1.8% (MIFIC, 2008).

En lo que respecta a volúmenes de producción, a nivel nacional se ha reportado un aumento escalonado del 2005 a la fecha. En Figura 1.1, se muestra que en México el tipo de carne más producido es el pollo, seguida de la res y en tercer lugar el cerdo. De éste último, una parte mayor al 70% se destina a embutidos de diferentes variedades. En último lugar se encuentra el pavo, el cual no supera las 25 mil toneladas anuales (CMC, 2012).



Fuente: Consejo Mexicano de la Carne e INEGI

**Figura 1.1 Producción de carne en México en los últimos años**

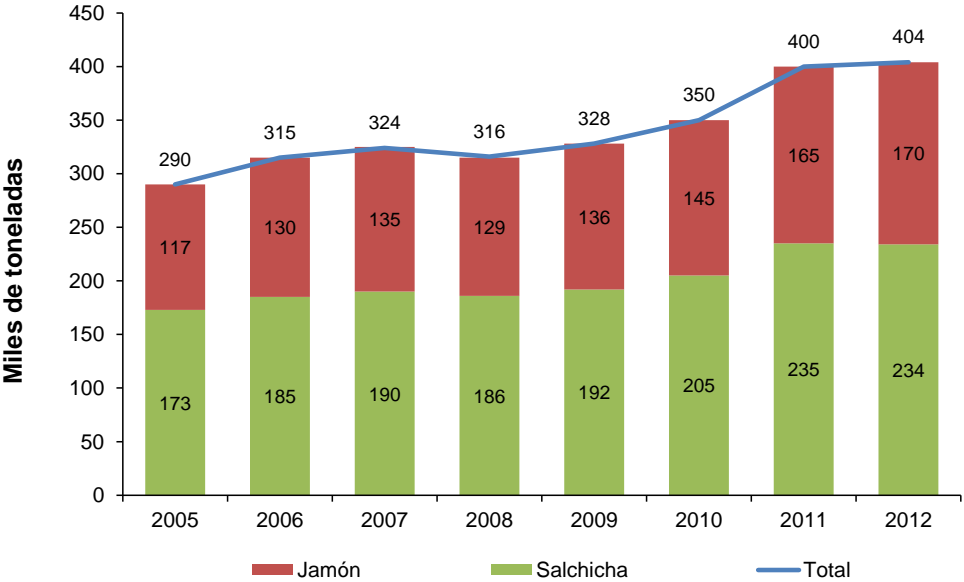
## 1.2 Situación nacional de la industria de embutidos

La industria de proteína cárnica en México ha reportado que las organizaciones más destacadas por la innovación tecnológica y de producción, se concentran en sólo 7 grandes empresas que dominan el mercado (aproximadamente un 80% del total). Estas destacan por varios factores como son mercadotecnia de amplia cobertura, no depender del extranjero para la obtención de materia prima y mantener una moderada diversificación de productos, dando como resultado un incremento en el consumo per cápita. Por ejemplo, del año 1994 a 1999 aumentó el consumo cárnico por persona de 2.8 a 5.2 kg (Castañón y Solleiro, 2003).

En el último año, del total de la producción de proteína cárnica el 50% fueron jamones, 35% salchichas, 8% pasteles-mortadelas y 7% chorizos, tocinos y especialidades. En lo referente a compras, del total del gasto destinado a la adquisición de proteína cárnica, el 15% se le dedica a los embutidos, mientras que el restante es carne de canal fresca directamente comercializada para su consumo en mercados y tiendas de autoservicio (Instituto Español de Comercio Exterior ICEX, 2010).

El sector de los embutidos representa en términos de preferencia, del 18-24% de los alimentos consumidos en México. De esta proporción, los más preferidos son en primer lugar el jamón, seguido por la salchicha, ocupando respectivamente un 52 y 42% de la popularidad. A estos, les siguen el chorizo, la longaniza, el tocino y finalmente la mortadela repartiéndose el 6% restante. Otro punto importante es que la mayoría de estos productos son nacionales y solo una pequeña parte (menor al 5%) son importados (INEAS, 1995).

En la elaboración de embutidos predominan el jamón y la salchicha que cubren entre ambos el 50% de la producción nacional. En la Figura 1.2, se muestra que el producto con mayor elaboración es la salchicha y en segundo lugar el jamón. Además, en los últimos años se ha observado un incremento en la producción de ambos en aproximadamente 13%, lo cual demuestra la importancia de las empresas de este sector productivo en el país.



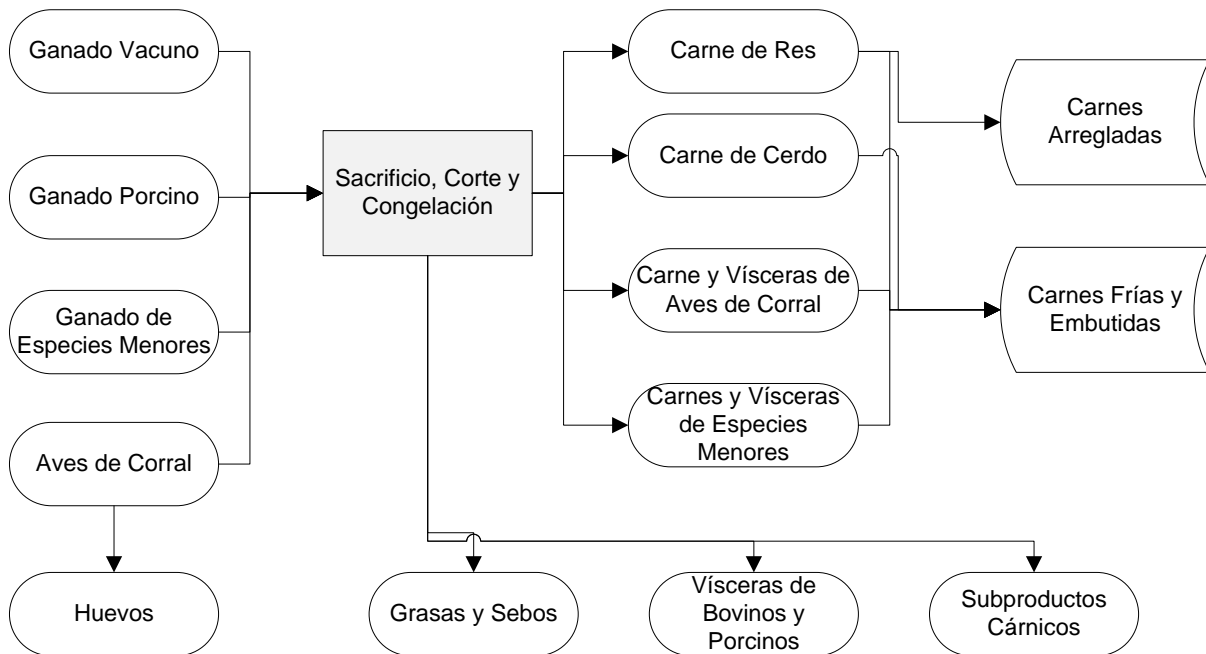
Fuente: Consejo Mexicano de la Carne e INEGI (2014)

**Figura 1.2 Producción de jamón y salchicha en México en los últimos años**

### 1.3. Proceso de elaboración de embutidos

Debido a las características antes mencionadas en este sector productivo, al volumen de producción y al consumo de carnes frías, cocidas y preparadas, entre otras, se ha recurrido a procesos que generan tasas altas de producción, los cuales de manera general, comienzan con el animal en pie y lo transforman a animal en canal.

Algunas de estas carnes pueden comercializarse directamente y otras requieren de un proceso de transformación para ser comercializadas, así estas últimas necesitan ser sometidas a diversas etapas donde se adecúan para su conservación y venta. Tal es el caso de la preparación de la carne, lo anterior se ve expresado en la Figura 1.3, donde se muestra el proceso productivo de la carne en su forma general, desde que se recibe al animal en pie, pasando por un proceso de sacrificio, despiece y hasta la adecuación de carne (DNP, 2012).



Fuente: DNP, 2012

**Figura 1.3 Proceso de producción de la proteína cárnica**

Se sabe que en México predomina el consumo de productos cocidos y escaldados. Según la práctica internacional en este sector productivo, las características físicas de la carne al momento de su incorporación al embutido determinan su denominación final; así, los alimentos que son sometidos a la acción del calor en la totalidad de la carne o parte de ella, previo a su inclusión en el embutido son denominados “Embutidos Cocidos”. Mientras que se les denomina “Embutidos Escaldados” a aquellos cuya pasta es incorporada en el embutido cruda, sufriendo el tratamiento térmico una vez elaborada la pieza. Dicho tratamiento térmico ya sea para la cocción como para el escaldado se pueden realizar con agua, caldo o en seco (Visier, 1980).

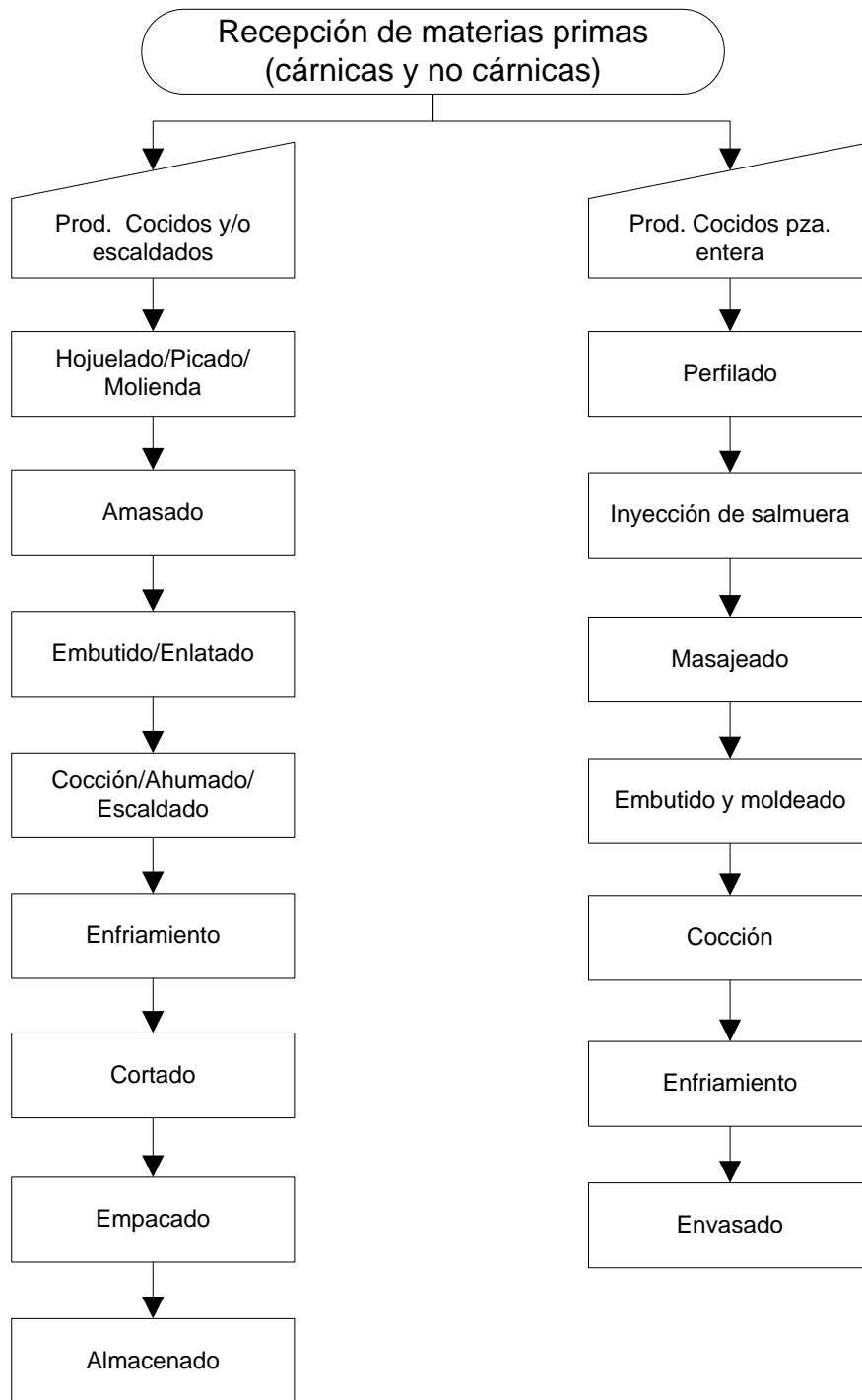
Los embutidos son elaborados con diferentes ingredientes dependiendo del producto deseado, lo cual origina que en las empresas varíen los insumos empleados, así como las formas de preparación; no obstante lo anterior, en términos generales comparten muchas similitudes. Los ingredientes reportados por Müller (1995) y Visier, (1980) empleados en la elaboración de los productos cocidos y escaldados son enlistados a continuación:

- **Carne:** Las carnes ideales para preparar este tipo de producto son los animales recién sacrificados por su elevado poder de retención de agua. En el caso especial de la mortadela, se usa carne de cerdo y res, pero para productos de menor calidad se suelen usar carnes de ave, ubres, estómago de cerdo y tendones, entre otros. Este tipo de materiales se emplean en pequeñas cantidades ya que actúan como ligantes de la carne, los cuales cumplen la función de gelatinizar el producto escaldado. Las grasas más recomendables para este tipo de productos son tocino y la que procede del cuello.
- **Tripas:** actualmente es muy difícil que se utilicen tripas naturales para envolver la pasta, por lo que se ha optado por productos plásticos que pueden aumentar la vida útil del producto.

- **Aditivos:** Dentro de la gran variedad de aditivos se encuentran en primer lugar las sales de nitrógeno como nitratos o nitritos (pueden ser ambos), azúcares (dextrosa, maltosa, miel, glucógeno, lactosa, glucona-delta-lactona, sacarosa), caseínas solubles, aceite de humo al 2% y glicerina. Se pueden usar también fosfatos alcalinos, leche en polvo descremada y glutamato monosódico. Como ligantes generalmente se usan plasma sanguíneo, goma guar y clara de huevo. La coloración que requiere el producto puede obtenerse mediante colorantes sintéticos, carmín de cochinilla o ácido cármico a dosis suficientes para conseguir el color deseado. El uso de féculas es muy extenso y únicamente se deben cocer en agua los embutidos que las contengan.
- **Conservadores:** Para este proceso se emplean compuestos inorgánicos como hipocloritos, fluoruro sódico, bicarbonato sódico, bórax, nitrato potásico, nitrito sódico, anhídrido sulfuroso, sulfitos, agua oxigenada. Mientras que los compuestos orgánicos empleados son ácido fórmico con sales de sodio y calcio, ácido láctico, sorbatos, ácido benzoico y sus sales sódica y cálcica, ácido salicílico (o-oxibenzoico) y sus ésteres metílico y propílico (tanto el benzoato como el salicícilato son de amplio uso), por último sulfonamidas, lisozima y otros antibióticos.
- **Antioxidantes:** Dentro de los compuesto orgánicos empleados como antioxidantes se encuentra el bejuí, resina de guayaco cacao, especias (romero, salvia, tomillo, moscada, pimentón cúrcuma, laurel, mostaza, anís, jengibre, tocoferoles. Mientras que los compuestos inorgánicos pueden ser el dibutilhidroxitolueno, butilhidroxilanisol, galatos, ácido ascórbico y tiourea. Finalmente también se emplean los compuestos sinérgicos como el ácido cítrico y el citrocónico, ácido etilen-diamin-tetra-acético con disulfuros de tetraquiltiourano (EDTA-TATD).

Una vez que las partes muy duras del animal en canal son eliminadas y destinadas a ser aprovechadas en otros subproductos, las partes que contienen más carne son transformadas en el proceso de la embutición, el cual es muy diverso ya que no existe una regla general que indique una única manera de elaborar carnes embutidas, por ello a continuación se ha adecuado un cuadro general en donde se explica el proceso de los embutidos (Figura 1.4) y posteriormente será desarrollado (CARPL, 2006; López D., 1992; Müller Sigfried G., 1995).





Fuente: Adaptado de CARPL, (2006), López (1992) y Müller (1995)

**Figura 1.4** Proceso de elaboración de embutidos

### **1.3.1 Proceso general de los embutidos cocidos**

En este apartado CARPL (2006), Müller (1995) y Visier (1980) definen el proceso de los embutidos y algunas características propias de él.

- Hojueleado, Picado, Molido

El hojueleado es el proceso específico para carnes congeladas, el cual da como resultado trozos de carne adecuadas para entrar a la molienda. El picado se lleva a cabo para adecuar a las carnes que son frescas y consiste en acondicionarlas para ser pasadas por el molino, ya que aquí se destruyen las fibras musculares.

El objetivo principal del molido de la carne es disminuir el tamaño de partícula de la materia prima, aproximadamente a un tamaño de 3, 5 y 10 mm. Algo de suma importancia en esta operación es que se debe tener cuidado de que la temperatura oscile cerca de los 4°C. En esta etapa la acción del cloruro de sodio y del agua disuelven algunas proteínas. Dicha etapa es decisiva para la textura y consistencia del embutido.

- Amasado

En esta etapa la carne picada se mezcla con diferentes aditivos, grasas, especias y otros ingredientes. Dicha operación se debe realizar en ausencia de aire para evitar oxidaciones indeseadas, por lo que se debe trabajar al vacío. El amasado se realiza a base de sucesivas etapas de picado. En esta operación se cuidan varias condiciones de operación como el pH y el orden de adición de los diferentes ingredientes.

- Embutido

Durante esta etapa se hace pasar la masa de carne con sus respectivos ingredientes por una tripa natural o envases flexibles, a esta actividad se le llama embutir. La variedad de equipos y maneras para llevar a cabo esta operación es grande.

- Cocción, ahumado y escaldado

El proceso de cocción se puede llevar a cabo por inmersión de la carne en agua caliente (marmitas) o en cámaras de vapor (horno). Las proteínas cárnicas se coagulan por la acción térmica ya sea empleando agua caliente o aire húmedo a 80°C, con un efecto bactericida. En resumen, el objetivo de esta operación es el secado y cocimiento del embutido, influenciando la distribución, suspensión y estabilización de las grasas presentes en la carne, además de fijar la matriz de proteína optimizando la estabilización del producto.

Algunos productos se someten al ahumado para conferirle un sabor y acabado a madera quemada a la carne. Este proceso se lleva a cabo en cámaras de ahumado o secado, donde se controlan humedad y temperatura. En general son cuatro grupos químicos los que predominan en el humo: los acídicos, los fenólicos, carbonílicos y los hidrocarburos. Los primeros tres confieren sabor y color a la carne y el último de ellos es indeseable ya que suelen ser carcinogénicos, a este grupo pertenece el benzopireno (CARPL, 2006; Müller Sigfried, 1995; Visier, 1980).

- Enfriamiento

Una de las etapas finales del procesado de la carne es el enfriamiento. El objetivo de esta operación es que la temperatura del producto disminuya de la salida del cocimiento que es a 75°C hasta el intervalo de 0 a 4°C utilizando una refrigeración indirecta con salmuera.

- Cortado

Una vez enfriado el producto se pasa al cortado. El objetivo de esta etapa es el de separar las salchichas y removerles la tripa donde son embutidas. En algunas zonas del norte de México, los consumidores prefieren mantener el producto sin más modificaciones porque les da la impresión de que son más higiénicas.

- Empacado y Almacenado

En estas etapas se debe mantener el producto a 8°C para poder conservarlo hasta ser entregado a su punto de venta. Para el caso de los productos cocidos en piezas enteras, se añaden al proceso las etapas de Perfilado e Inyección de salmuera a las piezas, lo que le da el acondicionamiento requerido para la incorporación de los diversos ingredientes a toda la pieza mediante el masajeado.

#### 1.4 Generación de residuos del procesamiento de embutido

El proceso de los embutidos como muchos procesos de transformación industrial y productiva, no está exento de la generación y descarga de diversos residuos, dichos materiales se pueden separar en tres grandes grupos, estos pueden ser de tipo gaseoso, sólido y líquido.

Para cumplir con los requerimientos de cada etapa del proceso de producción son necesarios diversos insumos y materias primas; sin embargo, también se generan salidas de material que al no ser considerados como productos comercializables directamente, son consideradas residuos. En Tabla 1.2 se describen algunos materiales de desecho según su naturaleza física (González, 1995; López, 1992; Picazo, 1995).

**Tabla 1.2 Generación y clasificación de residuos en la elaboración de embutidos**

Etapa	Residuos		
	Líquidos	Sólidos	Vapores y gases
Recepción y Empaque		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Envases plásticos</li> <li>• Cartón</li> </ul>	
Troceado, Molido, Amasado, Embutido y Empacado	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Generación de residuos flotantes y suspendidos</li> <li>• Alto contenido de materia orgánica</li> <li>• Vertido con grasas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Recortes de carne</li> <li>• Huesos, tendones, cartílagos</li> <li>• Productos con defectos</li> <li>• Grasas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• CO<sub>2</sub> y otros gases productos de descomposición</li> <li>• Olores</li> </ul>
Cocción	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Elevada concentración de materia orgánica y</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Emisiones de CO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, Pb, O<sub>3</sub>, COV's, PM<sub>x</sub></li> </ul>

	sales, al drenar el agua para cocción		
Refrigeración	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Salmuera</li> </ul>		<ul style="list-style-type: none"> <li>• Refrigerantes CFC-HCFC</li> </ul>
Lavado de equipos y áreas de choque térmico	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aguas de lavado &gt;40°C</li> </ul>		
Limpieza y saneamiento	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Detergentes</li> <li>• Desinfectantes</li> <li>• Soluciones 5&lt;pH&lt;9</li> <li>• Grasa en suspensión</li> <li>• Materia orgánica en suspensión</li> </ul>		

### 1.5 Impactos generados al ambiente

Por sus características físicas se identifican tres tipos de contaminantes, líquidos, gases o vapores emitidos a la atmósfera y sólidos. A continuación se describen los impactos generados por los tres tipos de desechos contaminantes.

#### *Residuos sólidos*

Los huesos, tejidos, pasta de embutir y carnes de rechazo, pueden ser utilizados como insumos en otros procesos industriales; no obstante, el mal manejo de estos residuos sólidos y subproductos, si no se disponen adecuadamente provocan problemas a nivel operativo, generan malos olores y se convierten en vectores patógenos como roedores, insectos entre otros.

#### *Emisiones*

Las fuentes puntuales de contaminación atmosférica en estas empresas, están ubicadas principalmente en las calderas, tinas de cocción y hornos. Por otro lado, los gases de escape y todo tipo de olores son los precursores de varios problemas a la salud y quejas ciudadanas. La mayor parte de estas emisiones son el resultado de

las fuentes de putrefacción de la materia prima, provocando olores molestos para la empresa así como para la comunidad. Muchas veces dichos olores están directamente relacionados con malas prácticas de manufactura.

### *Líquidos*

En varias de las etapas del proceso de transformación de la proteína cárnica es inevitable el uso de agua, y por consecuencia se generan diversas descargas residuales. Dichas descargas están constituidas principalmente por grasas, sangre, proteínas, especias, almidones, aditivos, detergentes, fragmentos de piel y carne entre otros materiales presentes.

En la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales del proceso de transformación de la proteína cárnica, destacan la presencia de grasa libre, sangre, sólidos flotantes, suspendidos y sedimentables, alta concentración de materia orgánica expresada como Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno en 5 días ( $DBO_5$ ) o menos comúnmente expresada como Carbono Orgánico Total (COT). Generalmente su pH es ácido y contiene concentraciones elevadas de sales de sodio, primordialmente cloruro, fosfatos, nitratos y nitritos. El pH rige diversas reacciones bioquímicas así que se recomienda que tenga valores cercanos a 7 unidades (González (1995); López (1992); Picazo, (1995); Rossi (2009)).

Por otro lado, el impacto de la materia orgánica en este tipo de agua, es el resultado de que al descomponerse cambia las condiciones del medio acuoso, restando oxígeno disuelto y cambiando las condiciones del proceso de degradación de aerobias a anaerobias. El principal impacto de los fosfatos es la eutrofización; es decir, el excesivo crecimiento de plantas acuáticas, lo cual se ve reflejado como la resta de oxígeno en el medio acuoso y dificultando el intercambio de oxígeno con la atmósfera. Finalmente las grasas y aceites presentes en el sistema también dificultan el intercambio de materia con otros entornos ambientales, causando la muerte de la

fauna propia del cuerpo de agua a donde son depositados dichos vertidos y haciendo que proliferen otro tipo de seres vivos indeseables en ese entorno.

Los nitritos y nitratos suelen ser indicadores ambientales de fuentes de nitrógeno orgánico y amoniacal, ellos también contribuyen a la eutrofización; los sólidos provocan la acumulación de lodos, volviéndose corrosivos para las tuberías y permitiendo con esto la emisión de olores y cambiando las condiciones del medio. Finalmente, la temperatura también afecta las condiciones del medio y disminuye la cantidad de oxígeno disuelto en el agua mediante la desorción. Los tensoactivos con concentraciones por encima de los 0.5 mg/L (presentes en jabones y detergentes a base de alquilbenceno) suelen ser peligrosos para el medio acuático.

## **1.6 Identificación del problema**

### ***1.6.1 Volumen de aguas residuales generadas***

Se ha reportado que por cada tonelada de embutido elaborado se generan entre 10 y 15 m<sup>3</sup> de agua residual, dependiendo de las buenas prácticas de manufactura y del producto elaborado. Así por ejemplo, para productos crudos como el salami, es muy poca la cantidad de agua requerida; sin embargo, para elaborar productos cocidos y escaldados es más considerable el agua requerida (Gascón, 2006). Por su parte, López-López y col. (2011) realizaron un proyecto I+D+i para tratar aguas residuales de una empresa mexicana de embutidos, estableciendo que el consumo de agua es del orden de 5.0 m<sup>3</sup>/ton; integrándose al producto el 10 % del agua; por lo tanto la generación de agua residual se estimó en 4.5 m<sup>3</sup>/ton de producto.

### ***1.6.2 Características de las aguas residuales de embutidos***

Debido a la enorme variedad de insumos, ingredientes y otras sustancias acarreadas por el agua utilizada en el proceso fabril de la proteína cárnica, la composición natural de los vertidos se ve alterada por dichas sustancias. No obstante lo anterior, el acceso a la información en este rubro es muy complicado debido principalmente a que el número de principales empresas en este giro no es

mayor a diez, por lo que mucha de la información generada para el tratamiento de sus vertidos es restringida. Lo anterior ha generado como consecuencia que la mayoría de las referencias utilizadas en este proyecto, sean los reportes generados para el tratamiento de las aguas residuales de rastro, esto debido a su semejanza en cuanto a las características fisicoquímicas reportadas para ambos vertidos y por provenir de una fuente similar del procesado de carne. Además se ha podido comprobar que la información de rastros es mucho más accesible que la información del procesado de embutidos.

De la escasa información accesible en la literatura sobre las características de los vertidos residuales de la industria de embutidos, a continuación se muestran dos caracterizaciones extraídas de reportes mostrando algunos de los parámetros más destacados, como la presencia de materia orgánica, nitrógeno, fósforo, sólidos y pH característico (Tabla 1.3) (Gascón, 2006; Rossi, 2009).

**Tabla 1.3. Caracterización de agua residual de empresas embutidoras**

Parámetro	Unidades	Gascón (2006)	Rossi (2009)
Temperatura	°C	NR	38.9
pH	unidades	≤ 4.5 y <9	8.5
DBO <sub>5</sub>	mg/L	1200	1930
DQO	mg/L	2500	3230
SSed	mL/L	NR	16
SST	mg/L	900	NR
Grasas y Aceites	mg/L	400	163
Nitrógeno total	mg/L	180	24
N. amoniacal	mg/L	NR	15
Nitratos y nitritos	mg/L	NR	2.13
Fósforo total	mg/L	80	82

NR = no reportado

De las características del agua residual, se destaca el valor del pH, el cual puede variar desde medio ácido hasta básico; por lo general en estos efluentes existe



elevada concentración de materia orgánica expresada como DQO y DBO<sub>5</sub>. Además la relación DBO<sub>5</sub>/DQO es de aproximadamente 0.5-0.6, lo cual indica que gran parte (60%) de la materia orgánica presente en los vertidos es materia orgánica biodegradable.

El contenido de grasas y aceites provenientes de las operaciones de cocción y amasado, también es importante debido a su contribución a la DBO y DQO y a que difícilmente interactúan con el ambiente por su inmiscibilidad. Desde un punto de vista de tratamiento biológico, las grasas y aceites inhiben la actividad microbiana lo que se traduce en una reducción de la eficiencia de tratamiento.

No obstante lo anterior, existen otros parámetros fisicoquímicos que deben ser estudiados con mayor detalle. Un ejemplo de lo anterior son los sólidos arrastrados provenientes de las operaciones de picado y molido que contribuyen significativamente con el grado de polución de estos efluentes. Por otro lado, los nutrientes como nitrógeno proveniente de los tejidos cárnicos y sales o el fósforo de las sales y otros componentes, están en abundancia en estos vertidos, los cuales impactan al ambiente de forma directa.

Resumiendo, se puede concluir que debido a las características contaminantes de los vertidos de la industria de embutidos, es necesario considerar un sistema de tratamiento para estos efluentes ya que el ambiente difícilmente tendrá la capacidad de autodepurar el agua de una manera rápida.

Sin lugar a dudas la importancia del agua es mucha cuando se trata de industrias que demandan este líquido, considerando que se requieren 15 m<sup>3</sup> de agua por tonelada de producción de embutido, y de acuerdo a las toneladas de carne producidas reportadas durante el año 2010, alrededor de 896 000 Tn, se puede estimar el requerimiento de agua de la industria cárnica, y contrastarlo con el requerimiento poblacional de agua en México reportado para el mismo que fue de 131.4 m<sup>3</sup> de agua/habitante/año (FCEA, 2014). El número de habitantes que se

hubieran abastecido con agua durante ese año, de acuerdo a la producción de carnes procesadas en miles de toneladas se puede calcular conforme lo expresado en la ecuación (1.1):

$$\left(\frac{15 \text{ m}^3_{\text{agua}}}{\text{Tonembutado}}\right) \left(\frac{896,000 \text{ Tonembutado}}{\text{año}}\right) \left(\frac{\text{año}\cdot\text{hab}}{131.4 \text{ m}^3_{\text{agua}}}\right) = 102,283 \text{ hab} \quad (1.1)$$

Este estimado denota que se podría abastecer a una ciudad de tamaño medio con la cantidad necesaria de agua para un mexicano promedio, en conjunción con las características del agua residual, se rescata la importancia de tratar el vital líquido mediante un sistema de tratamiento adecuado.

## **CAPÍTULO II. PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA CÁRNICA**

Debido a las características complejas del agua residual generadas por las empresas del procesado cárnico, se han propuesto diferentes tipos de tratamiento para solucionar el problema: se ha desestabilizando la materia en suspensión, degradando los componentes orgánicos empleando potentes oxidantes y más recientemente con la combinación de dos o más de estas metodologías. En este capítulo se presenta una breve descripción de los distintos tipos de tratamiento que se han reportado en la literatura para los vertidos de este sector productivo (rastros y procesadoras de carne). Se describe de manera concisa el principio fundamental de varios de los procesos de tratamiento como son: procesos físicos, fisicoquímicos y biológicos, mencionando algunos casos en donde han sido aplicados con éxito y se incluye un resumen de los resultados obtenidos.

### **2.1. Procesos de tratamiento físico**

En agua la separación sólido-líquido es llevada a cabo principalmente con operaciones físicas, mediante la alteración del estado físico del efluente se pueden remover los contaminantes sólidos dispersos en el medio acuoso. Como consecuencia de lo anterior se retienen partículas de cierto tamaño; en otras palabra la materia o partículas suspendidas sufren un cambio de estado físico (Metcalf & Eddy, 2003).

Un ejemplo de estas operaciones son el tamizado que remueve partículas de 5 mm y superiores; los filtros convencionales; la sedimentación y la flotación; los ciclones y centrifugas remueven material sólido de entre 10 y 1000  $\mu\text{m}$ ; los filtros de medio granular remueven sólidos de 0.5-100  $\mu\text{m}$  y finalmente los filtros de membrana desde 0.1 y hasta 5  $\mu\text{m}$  (Nalco, 1988). La Tabla 2.1 muestra las operaciones más destacadas de los procesos físicos (Metcalf & Eddy, 2003; Nalco, 1988).

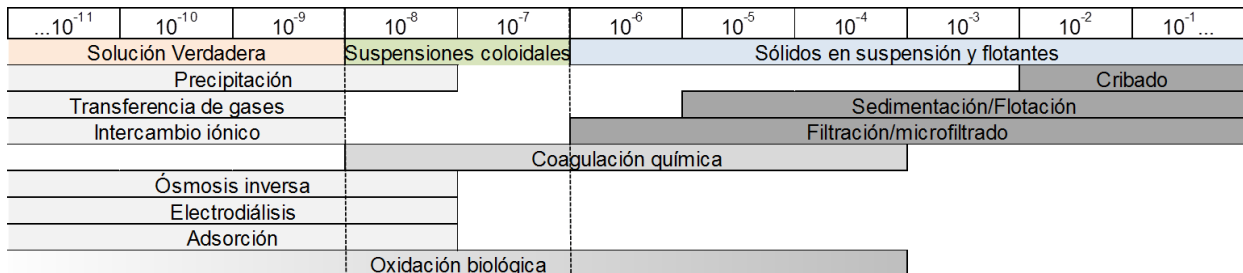
**Tabla 2.1 Operaciones físicas más comunes en el tratamiento de agua**

Operación	Características
Hidrotamizado	Retención de sólidos finos en una malla.
Cribado	Retención de sólidos gruesos en una reja.
Filtración	Remoción de sólidos suspendidos en un medio que dificulta el paso del material particulado de tamaño menor.
Flotación	Remoción de material muy fino con densidades cercanas al agua por medio de aire, se puede encontrar como espesado.
Sedimentación	Separación de sólidos debido a la fuerza de gravedad.

## 2.2 Procesos Físicoquímicos

Este tipo de operaciones son generalmente utilizadas para retirar material de tamaño mayor a 1mm; sin embargo, no remueven la materia disuelta o suspendida en el medio, que en la mayoría de los casos es la que más carga contaminante aporta. Es por ello que se debe recurrir a procesos que alteren el estado fisicoquímico o químico de la materia.

En la Figura 2.1 se se muestra un esquema general de las diversas operaciones unitarias empleadas para remover los contaminantes del agua según su tamaño de partícula.



**Figura 2.1 Aplicación de los distintos tipos de tratamiento en función del tamaño de partícula por remover en metros.**

El tipo de tratamiento que se debe utilizar dependerá de la calidad del agua que se desea obtener y de la calidad del influente a tratar. Los procesos físicos al ser las primeras operaciones de tratamiento actúan sobre las partículas de tamaño considerablemente grande, del orden 0.1 m hasta las que miden 50  $\mu\text{m}$ . Los procesos fisicoquímicos tienen mayor efectividad en tamaños de partícula que van de 1 mm a 100 nm; mientras que los procesos químicos, en donde entran todo tipo de precipitaciones, adsorciones e intercambios iónicos entre otros, actúan en las partículas de tamaños inferiores a los 100 nm. Un caso muy especial lo conforman los tratamientos biológicos, ya que tienen gran amplitud de acción. Estos intervienen en procesos con partículas  $\leq 1$  mm (Moeller, 2013).

### **2.2.1. Fundamentos de la coagulación-floculación**

La coagulación es el método más importante para la remoción de partículas coloidales y suspendidas, cuyo tamaño varía frecuentemente entre 0.001 y 1  $\mu\text{m}$ . En promedio tales partículas presentan alta estabilidad debido a que en su superficie muestran las mismas cargas eléctricas, promoviendo la repulsión entre ellas.

Además de reducir la turbidez del agua, la coagulación también remueve algunas formas de color, bacterias y virus, ya que las partículas coloidales en el efluente están por lo general cargadas negativamente, por la presencia de grupos  $\text{COO}^-$  y  $\text{OH}^-$ , repelidos por fuerzas de Van der Waals que evitan la aglomeración y formación de partículas más grandes que pudieran sedimentar más fácilmente. Por lo anterior, este tipo de partículas son muy estables (Vargas & Romero, 2006). Algunas características importantes de los coloides y de las partículas suspendidas se enlistan a continuación (Metcalf & Eddy, 2003):

- **Tamaño y número de partículas:** Se ha mencionado previamente que los sólidos deben tener un tamaño de 1nm a 1 $\mu\text{m}$ ; mientras que para el número de éstos, la diferencia entre un agua cruda y un agua a la salida de una sedimentación primaria generalmente es del orden de  $10^6$ - $10^{12}$ /mL, según el

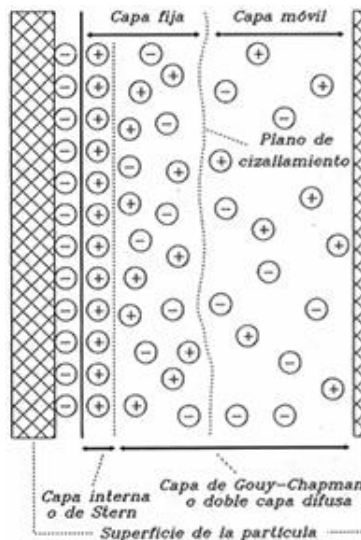
lugar donde se hayan tomado las muestras y el tipo de agua residual que se esté tratando.

- **Forma y flexibilidad de la partícula:** Teóricamente las formas de las partículas coloidales se han descrito como esféricas, semiesféricas y elipsoides de varias longitudes y diámetros. La forma de las partículas afecta directamente las propiedades eléctricas, las interacciones partícula-partícula y partícula-solvente.
- **Interacciones partícula-solvente:** Existen tres clases de partículas coloidales en los líquidos: hidrofóbicos, hidrofílicos y coloides asociados; los primeros dos tipos están basados en la atracción de la superficie de partícula por el agua. El tercero se basa en la asociación coloidal, típicamente ocurre en agentes con superficie activa como los jabones, detergentes sintéticos y colorantes los cuales se asocian en agregados llamados micelas.
- **Desarrollo y medida de carga superficial:** Un factor muy importante en la estabilidad coloidal es la distribución de la carga superficial; que depende de la composición del medio y del coloide. Si ésta es isomorfa, tiene imperfecciones estructurales, preferencias de absorción o presenta ionización.
- **El modelo de la doble capa:** El modelo de la doble capa se utiliza para visualizar el ambiente iónico en la vecindad de un coloide cargado y explica cómo se distribuyen las fuerzas eléctricas de repulsión. Es más fácil entender este modelo como una secuencia de pasos que tendrían lugar en torno a un único coloide negativo si los iones que lo rodean fueron repentinamente despojados.

En primer lugar, se analiza el efecto del coloide en los iones positivos, que a menudo son llamados contra-iones. Inicialmente, la atracción a partir del coloide negativo hace que algunos de los iones positivos formen una capa firmemente adherida alrededor de la superficie del coloide. Esta capa de contra-iones se

conoce como la capa de Stern. Los iones positivos adicionales todavía se sienten atraídos por el coloide negativo, pero ahora ellos son repelidos por la capa positiva de Stern así como por otros iones positivos cercanos que también están tratando de adherirse al coloide.

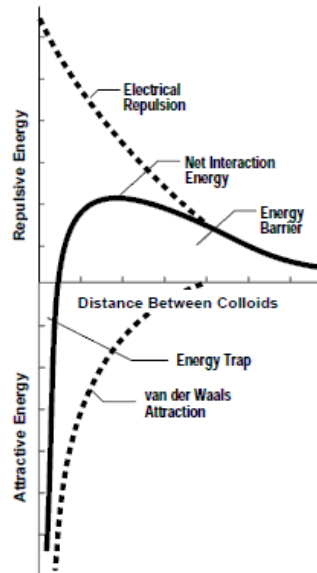
Un equilibrio dinámico da como resultado, la formación de una capa difusa de contra-iones. La capa difusa de iones positivos tiene una alta concentración cerca del coloide, ésta disminuye gradualmente con la distancia hasta que se alcanza el equilibrio con la concentración normal de contra-iones en solución. De forma similar, pero opuesto, hay una falta de iones negativos en la zona la superficie, debido a que son repelidos por el coloide negativo. Los iones negativos se llaman co-iones, ya que tienen la misma carga que el coloide. Su concentración aumentará gradualmente a medida que las fuerzas repulsivas del coloide son seleccionadas por los iones positivos, hasta que se alcanza el equilibrio de nuevo con la concentración de co-iones en solución (Metcalf & Eddy, 2003; Ravina & Moramarco, 1993). En la Figura 2.2, se representa de forma esquemática este fenómeno de atracción-repulsión.



Adaptado de: Metcalf & Eddy, 2003.

**Figura 2.2 Estructura de la doble capa eléctrica.**

Otra forma de explicar el modelo de la doble capa es que a mayor distancia del coloide la concentración de contra-iones y co-iones disminuye de una forma cada vez más pronunciada, como se muestra en la Figura 2.3. Aquí se puede observar la totalidad de las interacciones ocurridas con el coloide y sus alrededores.



Fuente Ravina & Moramarco (1993)

**Figura 2.3 Gráfica de energía neta y sus componentes en un coloide**

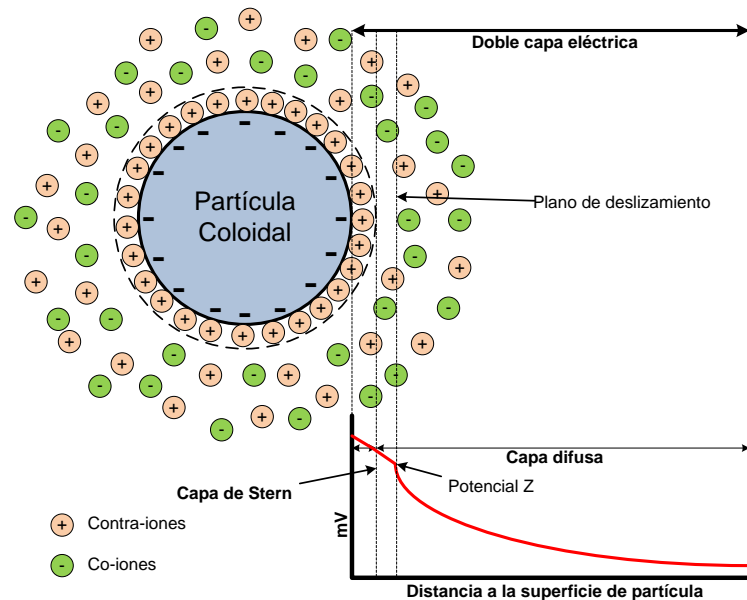
### *Potencial Zeta*

El coloide negativo y su atmósfera cargada positivamente producen una señal eléctrica a través de la capa difusa. Esta es más alta en la superficie y cae progresivamente con la distancia, acercándose a cero en el exterior de la capa difusa (Metcalf & Eddy, 2003; Ravina & Moramarco, 1993).

La curva de potencial zeta indica la fuerza de repulsión entre coloides y la distancia a la que dichas fuerzas entran en juego. Un punto de interés en la curva es el potencial en la unión de la capa de Stern y la capa difusa. A dicho punto se conoce como el potencial zeta, el cual se puede medir de una manera simple, mientras que el potencial de la superficie no, convirtiéndolo en una herramienta eficaz para el control de la coagulación indicando cambios en las fuerzas de repulsión entre coloides.



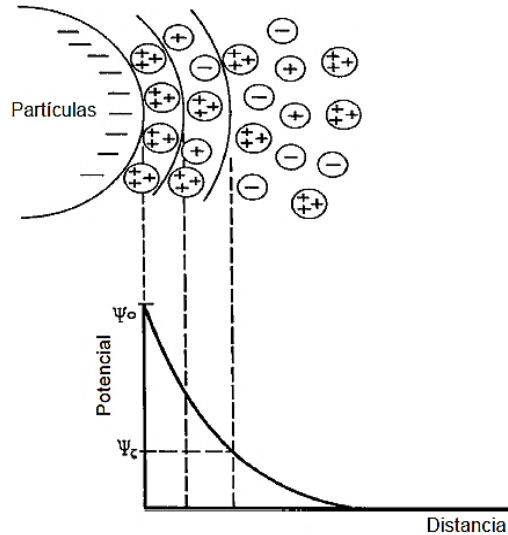
La relación entre el potencial zeta y potencial de la superficie depende del espesor de la doble capa. En la Figura 2.4 se muestra un esquema de las interacciones que ocurren en el coloide y sus alrededores (Ravina & Moramarco, 1993).



**Figura 2.4 Identificación del potencial Z en la doble capa**

### Coagulación

Para la remoción de las partículas cargadas negativamente, las suspensiones coloidales se deben desestabilizar mediante la adición de iones positivos como aluminio ( $Al^{+3}$ ) y hierro ( $Fe^{+3}$ ). Entonces, la repulsión electrostática entre coloides se rompe, generando una aglomeración de materia ya que fueron manipuladas las fuerzas de Van der Waals. Este agente químico que en general es la sustancia que al ser agregada al medio desestabiliza el coloide, es llamado "coagulante" (Metcalf & Eddy, 2003; Vargas C. & Romero E., 2006). La Figura 2.5 muestra el fenómeno que ocurre al adicionar una triple carga positiva al coloide con  $Al^{+3}$ , requiriéndose una menor cantidad de contra-iones al coloide.



**Figura 2.5 Efecto de la adición de iones trivalentes en coloides**

Al fenómeno anterior se le conoce con el nombre de “estabilización estérica”, y es el resultado de la adsorción de polímeros en la superficie de partículas coloidales. Las partículas adsorbidas pueden desestabilizar o estabilizar, ello depende de la cantidad suministrada de iones y de la cantidad presente de coloides, de la afinidad entre ellas y el agua, entre las más importantes, lo único constante es que se necesitan menos partículas trivalentes para neutralizar al coloide que bivalentes o monovalentes (de Vargas, 2004).

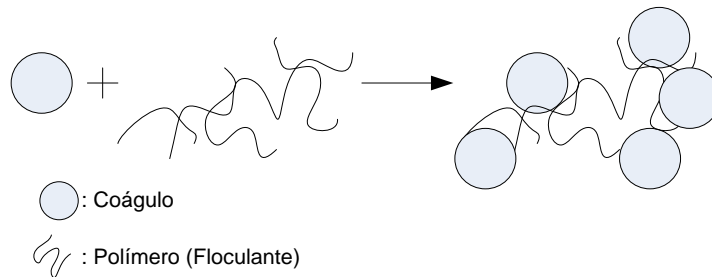
De manera fundamental existen dos mecanismos básicos cuando se lleva a cabo la coagulación: **a)** la neutralización de la carga del coloide, que básicamente es la liberación de electrolitos iónicos positivos con suficiente densidad de carga como para atraer a las partículas coloidales, neutralizando su carga y así los iones trivalentes son 30 veces más fuertes que los bivalentes y dichos iones bivalentes son aproximadamente 30 veces superiores a los monovalentes; **b)** la inmersión en un precipitado (o flóculo) de barrido, donde los coagulantes forman en el agua productos de baja solubilidad que precipitan. Las partículas coloidales sirven como núcleo de precipitación quedando inmersas dentro del flóculo, es decir, son arrastradas.

Ya se han analizado factores internos propios del coloide, del electrolito y su interacción; no obstante, hay otros factores de operación que son de suma importancia en un tratamiento fisicoquímico (Fair, Geyer, & Okun, 1973):

- **pH:** Este parámetro afecta a la doble capa donando ya sea cargas positivas o negativas, según sea el caso, por lo que siempre hay un intervalo de pH en el que un coagulante específico trabaja mejor, la coagulación siempre se debe efectuar dentro de una zona óptima de pH ya que de lo contrario habría bajos rendimientos en el tratamiento.
- **Agitación de la mezcla:** Para aumentar la efectividad de la coagulación es necesario que el electrolito entre en contacto íntimo con los iones antes de que se inicie la formación de los coágulos y éstos precipiten.
- **Tipo y cantidad de coagulante:** El tipo de sal contribuye con una carga eléctrica específica para alterar el equilibrio electrostático de la suspensión, es por esto que la eficacia del tratamiento depende del tipo y cantidad de sal.

#### *Floculación*

Es la unión entre los coágulos formados durante la coagulación, con el fin de aumentar su volumen y peso de forma que sea fácil su decantación o flotación. Este proceso consiste básicamente en la captura de partículas neutralizadas por las sustancias llamadas “floculantes” que son de origen mayormente orgánico, debido a que son largas cadenas poliméricas y con vastas zonas eléctricamente activas, que permiten generar un entramado de sólidos de gran volumen. En la Figura 2.6 se esquematiza la acción de adicionar un agente floculante, y la posterior captura de partículas neutralizadas, dando origen a una nueva partícula de mayor tamaño y peso (Metcalf & Eddy, 2003).



Fuente: Adaptado de Metcal & Eddy, 2003

**Figura 2.6 Floculación de partículas desestabilizadas**

La floculación se lleva a cabo por dos vías:

1. **Por difusión browniana.** Se provoca por el simple movimiento de las partículas coloidales en el medio líquido, en donde debido al tamaño y la velocidad de éstas la difusión browniana es muy lenta.
2. **Por convección forzada.** Se lleva a cabo por medio de la inducción de movimiento y se consigue agitando la mezcla.

#### *Procedimiento de la coagulación-floculación*

El proceso coagulación-floculación se lleva a cabo en tres etapas:

1. **Coagulación.** Se realiza a través de un mezclado rápido y homogéneo en un tiempo de reacción de 0.3 a 5 minutos, en esta etapa se rompe el equilibrio de la suspensión y se intenta alcanzar el punto isoeléctrico, el cual equivale a un potencial Z igual a cero.
2. **Coadyuvación.** Una vez ajustado el pH en el punto óptimo, se agrega un coadyuvante de floculación o polielectrolito, éste es el responsable de la floculación, dicha etapa se lleva a cabo con una agitación suave para poder formar flóculos de tamaño y peso considerable. Después de un tiempo de contacto (de 5 a 20 min aproximadamente), se suspende el mezclado y por inercia se comienzan a formar partículas de mayor tamaño.
3. **Sedimentación.** Por acción de la gravedad, la precipitación de partículas lleva a cabo en esta etapa, en un tiempo necesario para que las partículas desestabilizadas puedan ser removidas.

### Reactivos utilizados en coagulación-floculación

En la actualidad existen en el mercado una gran variedad de reactivos que son utilizados para llevar a cabo la coagulación; sin embargo, los más utilizados son las sales de Hierro (+2 y primordialmente +3), sales de Aluminio (+3) y algunos otros polielectrolitos (Peiffer, 2002). Es así que al emplear la sal de cloruro férrico ( $FeCl_3$ ), por ser la sal más empleada en su forma sólida o disuelta (aprox. del 33-40%), origina una reacción (Ec. 2.1) en el medio acuoso:



Lo que supone que el pH del agua disminuye, por lo que es importante considerar la adición de productos alcalinos para que sea llevada a cabo una correcta coagulación. La Tabla 2.2 resume algunas características de los coagulantes más utilizados según la literatura (Sainz , 2011). Por su costo y efectividad, la sal de aluminio más empleada, es el Sulfato de Aluminio  $Al_2(SO_4)_3$  conocido también como alumbre; tiene también efectos acidulantes por la formación de hidróxidos cuando es disuelto en agua, sin embargo no genera color en el medio acuoso como las sales férricas. Otro producto de aluminio muy utilizado es el policloruro de aluminio, su ventaja con respecto al sulfato de aluminio es que el porcentaje de aluminio presente en la molécula es considerablemente mayor (Sainz 2011; Vargas & Romero, 2006).

**Tabla 2.2 Características de los coagulantes más comunes**

Sustancia	Fórmula	Peso Molecular	Peso eq.	Disponibilidad	
				Forma	Porcentaje
Sulfato de Aluminio	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$	666.5	114	Líquido y Costal (ambos)	8.5 -17 ( $Al_2O_3$ )
	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$	594.4			
Cloruro de Aluminio	$AlCl_3$	133.3	44	Líquido	
Hidróxido de Calcio	$Ca(OH)_2$	56.1 (CaO)	40	Costal, Polvo y Suspensión	15- 99 (CaO)
Cloruro	$FeCl_3$	162.2	91	Líquido	20 (Fe)

Férrico				Costal	
Sulfato Férrico	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	400	51.5	Granular	18.5 (Fe)
Sulfato Ferroso	$\text{Fe}(\text{SO}_4) \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	278.1	139	Granular	20 (Fe)
Aluminiato de sodio	$\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4$	163.9	100	Hojuelas	46 ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ )

Por otro lado los floculantes son químicos polielectrolitos, los cuales son una clase de polímero que se disocia en especies cargadas en solución; es decir macro-iones, considerados así por ser moléculas que portan grupos iónicos unidos por enlaces covalentes a su estructura, los cuales deben ser compensados por contraiones para garantizar la electro-neutralidad del sistema. Los floculantes pueden presentar distintos tipos de comportamiento de acuerdo a sus características físicas y químicas, como son (Lárez-Velazquez, 2003):

Por la naturaleza de la carga: Pueden ser catiónicos, los cuales portan cargas positivas y aniónicos, con cargas negativas.

Por el grado de disociación: Fuertes, que son disociables en todo el intervalo de pH para los sistemas acuosos y débiles, los cuales son disociables en un intervalo restringido de pH; existen los polianfolitos que pueden disociarse parcialmente en medio ácido o básico.

Localización de los sitios cargados: Integrales, donde los sitios cargados están ubicados dentro de la cadena principal del polímero y colgante, los cuales ubican los sitios cargados en cadenas laterales del polímero.

Densidad de Carga: Definida como la distancia promedio entre cargas a lo largo de la cadena del polímero tomando en cuenta la geometría de éste, pudiéndose denominar de alta, media y baja densidad.

Los polielectrolitos tienen grupos funcionales unidos a una cadena por enlaces covalentes, los típicos son los que se muestran en la Tabla 2.3 (Lárez-Velazquez, 2003).

**Tabla 2.3 Grupos funcionales más comunes en electrolitos**

Aniónicos	Catiónicos
$-\text{COO}^-$	$-\text{NH}_3^+$
$\text{CSS}^-$	$=\text{NH}_2^+$
$-\text{O}-\text{SO}_3^-$	$\equiv\text{NH}^+$
$-\text{SO}_3^-$	$-\text{NR}_3^+$
$-\text{O}-\text{PO}_3^{-2}$	

Este tipo de polielectrolitos se encuentran en varios compuestos, dentro de los que destacan según Lárez-Velazquez (2003):

- Polisacáridos aniónicos y catiónicos (derivados)
- Ácidos nucleicos, Gelatina
- Ácidos lignosulfónicos
- Ácidos poliacrílicos y polimetacrílicos
- Copolímeros del ácido y el anhídrido maléico
- Ácido poliestirensulfónico
- Polietilénimina
- Polietilenaminas y poliamidaminas
- Policloruro de dialil-dimetilamonio
- Homo y copolímeros de ésteres catiónicos del ácido acrílico

Además existen polímeros artificiales basados en monómeros vinílicos como se muestra en la Tabla 2.4.

**Tabla 2.4 Monómeros vinílicos más utilizados como floculantes polielectrolíticos**

Tipo	Grupo funcional	Desarrollo
Aniónico	Cloruro de dialildimetil amonio	$(\text{CH}_2 = \text{CH} - \text{CH}_2)_2\text{N}^+(\text{CH}_3)_2\text{Cl}^-$
	Acrilato de dimetilaminoetil	$\text{CH}_2 = \text{CH} - \text{COO} - (\text{CH}_2)_2 - \text{N}(\text{CH}_3)_2$
	Metacrilato de dimetilaminoetil	$\text{CH}_2 = \text{C}(\text{CH}_3) - \text{COO} - (\text{CH}_2)_2 - (\text{CH}_3)_2$
	Cloruro de acriloxietiltrimetil amonio	$\text{CH}_2 = \text{CHCOO}(\text{CH}_2)_2\text{N}^+ - (\text{CH}_3)_3\text{Cl}^-$
Catiónico	Ácido acrílico	$\text{CH}_2 = \text{CH} - \text{COOH}$
	Ácido metacrílico	$\text{CH}_2 = \text{C}(\text{CH}_3) - \text{COOH}$
	Ácido itacónico	$\text{CH}_2 = \text{C}(\text{COOH}) - \text{CH}_2 - \text{COOH}$
	Ácido protónico	$\text{CH}_3 - \text{CH} = \text{CH} - \text{COOH}$
	Ácido estirelsulfónico	$\text{CH}_2 = \text{CH} - \text{C}_6\text{H}_5 - \text{SO}_3\text{H}$
	Ácido etilensulfónico	$\text{CH}_2 = \text{CH} - \text{SO}_3\text{H}$

### **2.2.2. Fundamentos de flotación por aire disuelto**

Esta operación es considerada como tratamiento físico por algunos autores, (Sena, Moreira, & José, 2008). Se basa en la separación de sólidos en suspensión de densidad igual o menor al agua, además de las grasas y aceites presentes en el medio acuoso en estado libre.

Generalmente es utilizada para los siguientes objetivos: 1) separación de grasas y aceites, fibras y otros sólidos de baja densidad, 2) espesado de lodos procedentes de tratamientos biológicos y 3) espesamiento de lodos floculados químicamente resultantes de la coagulación química. Esta separación se lleva a cabo introduciendo o formando burbujas de aire de tamaño menor a 1mm, al agua residual. Dichas burbujas tienden a fijarse a la materia en suspensión, creando el conjunto partícula-aire cuya densidad es menor que el efluente, provocando de esta forma el ascenso



de la materia contaminante y su posterior separación en forma de nata o lodo de flotación, a esto se le llama “flotación provocada” (De Turrís et al., 2011; Peiffer, 2002; Ramalho, 1996; Sainz, 2011; Steele & West, 1989).

En la flotación provocada, se aprovecha la capacidad que tienen ciertas partículas sólidas o líquidas para unirse a las burbujas de gas (generalmente de aire) y formar conjuntos partícula-aire menos densos, la obtención de dichas partículas se logra mediante la adición de modificadores fisicoquímicos de los coloides, y de un floculante, dicho coloide, se transforma en un producto con sitios hidrófobos que promueve su adsorción en la superficie del flóculo con burbujas de gas, por lo tanto, flota en el medio acuoso hasta su superficie produciendo una espuma que contiene un concentrado de la sustancia original, la cual se puede separar. La fuerza resultante de dicha unión conduce a un desplazamiento ascendente provocando la flotación. (Escudero, Tavera, & Espinoza, 2013).

Dependiendo de la naturaleza del sólido a remover es el mecanismo de contacto que se llevará a cabo entre la burbuja y la partícula, por ejemplo si la partícula es hidrófoba las burbujas se adherirán a ésta, pero si es hidrófila las burbujas sólo arrastrarán al sólido en suspensión (Salager & Forgiarini de G., 2007).

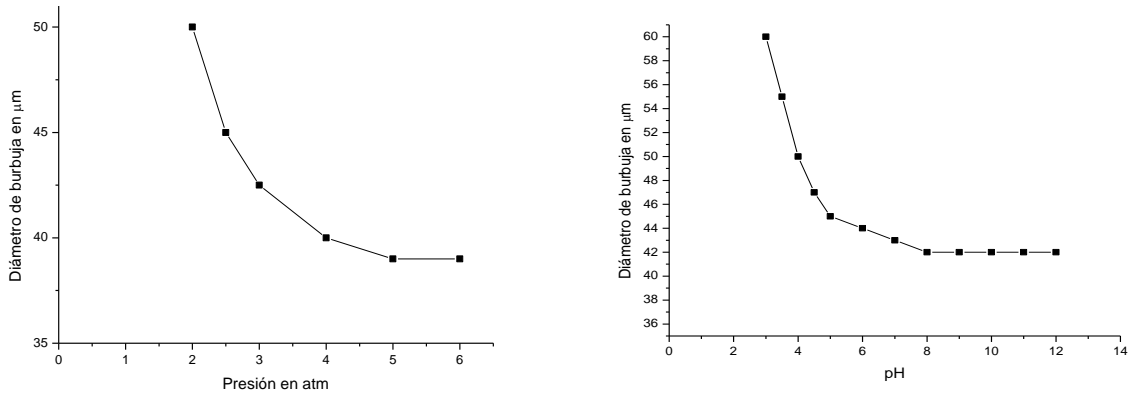
Los mecanismos de contacto entre las burbujas de aire y la partícula pueden resultar de las siguientes acciones físicas (de Vargas, 2004):

1. Colisión entre la burbuja y la partícula, debido a turbulencia o a atracción entre ambas.
2. Aprisionamiento de las burbujas contra los flóculos, favoreciendo el contacto entre las partículas que se están sedimentando y las burbujas que ascienden.
3. Crecimiento de las burbujas entre los flóculos.

Cuando se tienen partículas hidrofílicas, los mecanismos 2 y 3 parecen ser los responsables de la eficiencia de la flotación, mientras que el mecanismo 1 parece



Tanto el pH como la presión de operación determinan el tamaño de las burbujas, el comportamiento de estos factores es descrito por Vargas (2004). En la Figura 2.7 se observa cómo va disminuyendo el tamaño de las burbujas según se modifican la presión y el pH del medio.

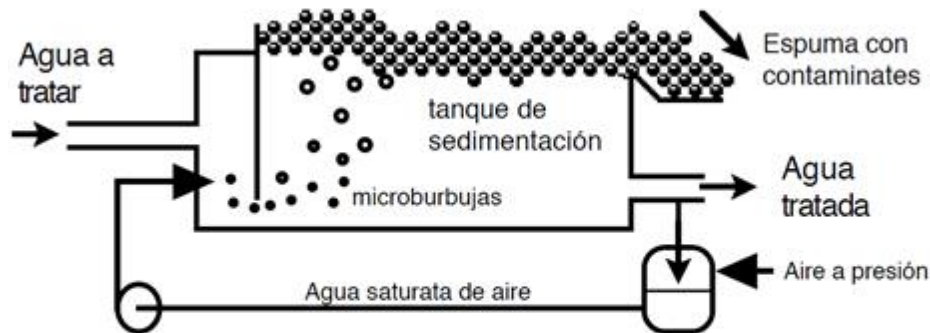


**Figura 2.7 Factores que influyen en el tamaño de las burbujas, Vargas (2004).**

Otros factores que también afectan el diámetro de burbujas son el coagulante, el punto isoeléctrico, las isothermas de adsorción de las especies involucradas y la transformación química de la superficie de adsorción, entre otros (Salager & Forgiarini, 2007). De acuerdo a su mecanismo de acción existen tres formas de llevar a cabo la flotación:

- **Flotación por aire disperso.** Sistemas que usan rotores que promueven simultáneamente, dispersión, aireación, y agitación, obteniendo burbujas de alrededor de  $1\mu\text{m}$ ; sin embargo, también es posible utilizar medios porosos obteniendo tamaños de aproximadamente  $50\mu\text{m}$ .
- **Flotación electrolítica.** En una oxidación anódica libera gases como el hidrógeno, el cual puede llegar a generar burbujas.
- **Flotación por aire disuelto (por sus siglas en inglés, DAF, dissolved air flotation).** Este es el proceso más estudiado y aplicado en tratamiento de aguas residuales. Hay tres vertientes en este tipo de proceso: 1) con presurización parcial, 2) con presurización total del afluente 3) con presurización de recirculación.

Para llevar a cabo la *flotación por aire disuelto* se requiere de una celda que genere la flotación con muy poca agitación, para favorecer el contacto de manera muy suave entre las pequeñas burbujas y el material particulado, las celdas a nivel industrial poseen un diseño alargado semejante a los sedimentadores. Cerca de la entrada se producen las burbujas, saturando una corriente de agua con aire a presión haciéndola pasar por un proceso de expansión a través de una boquilla o válvula de aguja, que sea capaz de generar burbujas de aproximadamente 50  $\mu\text{m}$ , que le dan al líquido un aspecto lechoso, dichas burbujas al ser pequeñas ascienden muy lentamente. En la Figura 2.8 se muestra un diseño esquemático de un DAF a nivel industrial (Salager & Forgiarini, 2007).



**Figura 2.8 Esquema de la flotación por aire disuelto (Salager & Forgiarini, 2007)**

La Tabla 2.5 resume las ventajas y desventajas de la flotación (Dibbern, 2010; Pérez, 1977):

**Tabla 2.5 Ventajas y Desventajas de DAF**

Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Comparada con el espesamiento por gravedad concentra lodos en tiempos más cortos, del orden de minutos.</li> <li>• Debido a los tiempos muy cortos de operación, las unidades de flotación son más pequeñas que los sedimentadores.</li> <li>• El DAF puede ser utilizado para</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• La operación y mantenimiento de los sistemas tienen costos elevados.</li> <li>• Los operadores deben estar capacitados para su manipulación.</li> <li>• Los mecanismos de remoción de lodos son más complicados que los sistemas convencionales.</li> </ul>

flóculos que sedimentan mal o que ni siquiera sedimentan.	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Es capaz de remover microorganismos como las cianobacterias y algas.</li> </ul>	

El uso de sustancias químicas ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) puede aumentar la eficiencia de remoción de contaminantes tales como grasas y aceites (GyA), sólidos sedimentables (Ssed), demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) hasta en un 20%, según sea la sustancia utilizada (Shammas & Bennett, 2010).

### 2.3 Procesos biológicos

Son parte fundamental en el tratamiento de aguas residuales. La idea básica de estos tratamientos es la de copiar el proceso metabólico que de manera natural se lleva a cabo en los cuerpos de agua. Solo que en las plantas de tratamiento, los requerimientos metabólicos son ajustados y controlados para la optimización de la conversión del sustrato (Dichtl, Keudel, & Jordan, 2010).

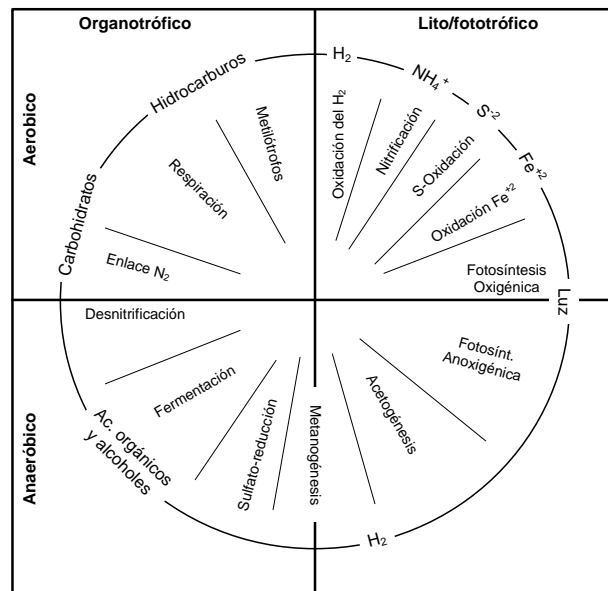
La depuración del agua residual en el tratamiento biológico está basada en el uso de metabolismos bacterianos. Estos organismos principalmente consumen los constituyentes orgánicos del efluente residual como fuentes de energía para realizar reacciones bioquímicas y la síntesis de nuevo material celular. La fracción carbonácea en su forma orgánica puede ser determinada como carbono orgánico total (COT), DQO y DBO (Nalco, 1988).

La dinámica de la población del consorcio bacteriano en el tratamiento biológico depende de factores externos como: pH, temperatura, tipo y concentración de sustrato, aceptor de electrones, concentración, minerales esenciales, presión osmótica, toxicidad del medio, subproductos, grado de mezclado y disponibilidad de nutrientes esenciales como nitrógeno, fósforo, azufre, entre otros (Cheremisinoff, 1996).

Los metabolismos bacterianos son clasificados en diversos grupos nutricionales, en función de tres criterios: **a)** el tipo de energía usada para el crecimiento, **b)** la fuente de carbono y **c)** el donador de electrones usado para crecer (o donadores de hidrógeno).

Los *heterótrofos* son bacterias que usan fuentes de carbono para su desarrollo; los *autótrofos* usan exclusivamente carbono inorgánico. Además las bacterias pueden ser distinguidas de acuerdo a la fuente de energía que usan, los *quimiotrofos* que obtienen la energía de reacciones redox y los *fotoótrofos* que utilizan energía solar. Si las bacterias quimiótrofas utilizan sustancias orgánicas como donadores de protones ellos son conocidos como *organótrofos* y si usan sustancias inorgánicas se llaman *litótrofos* (Dichtl et al., 2010).

En la Figura 2.9 se muestra una clasificación fisiológica de microorganismos en función del medio donde se desarrollan, en esta caso pueden ser *aerobio* (en presencia de oxígeno molecular) o *anaerobio* (en ausencia de oxígeno molecular); y en función de la fuente de carbono y si requieren de luz UV en el medio.

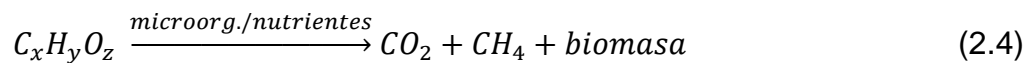


Fuente: adaptado de Dichtl, 2010.

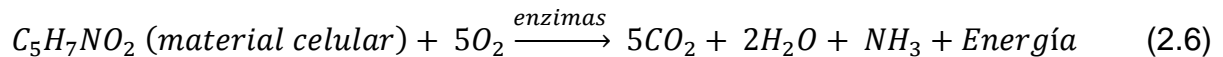
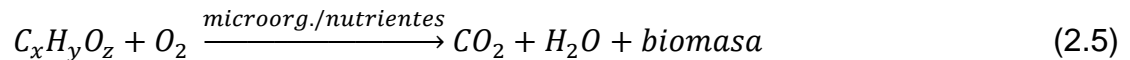
**Figura 2.9 Clasificación de acuerdo a características fisiológicas.**

Una característica muy importante del proceso anaerobio es que libera una cantidad de energía relativamente baja en comparación al aerobio, que es relativamente exotérmico. No obstante lo anterior, a pesar de ser condiciones de operación diferentes, el crecimiento microbiano y el uso de energía en ambos procesos son relativamente similares, como se puede observar en las siguientes ecuaciones (Cheremisinoff, 1996; Doble & Kumar, 2005; Fair et al., 1973; Pérez G., 1995):

Biodegradación anaerobia de materia orgánica (Ecuación 2.4, 2.5 y 2.6):



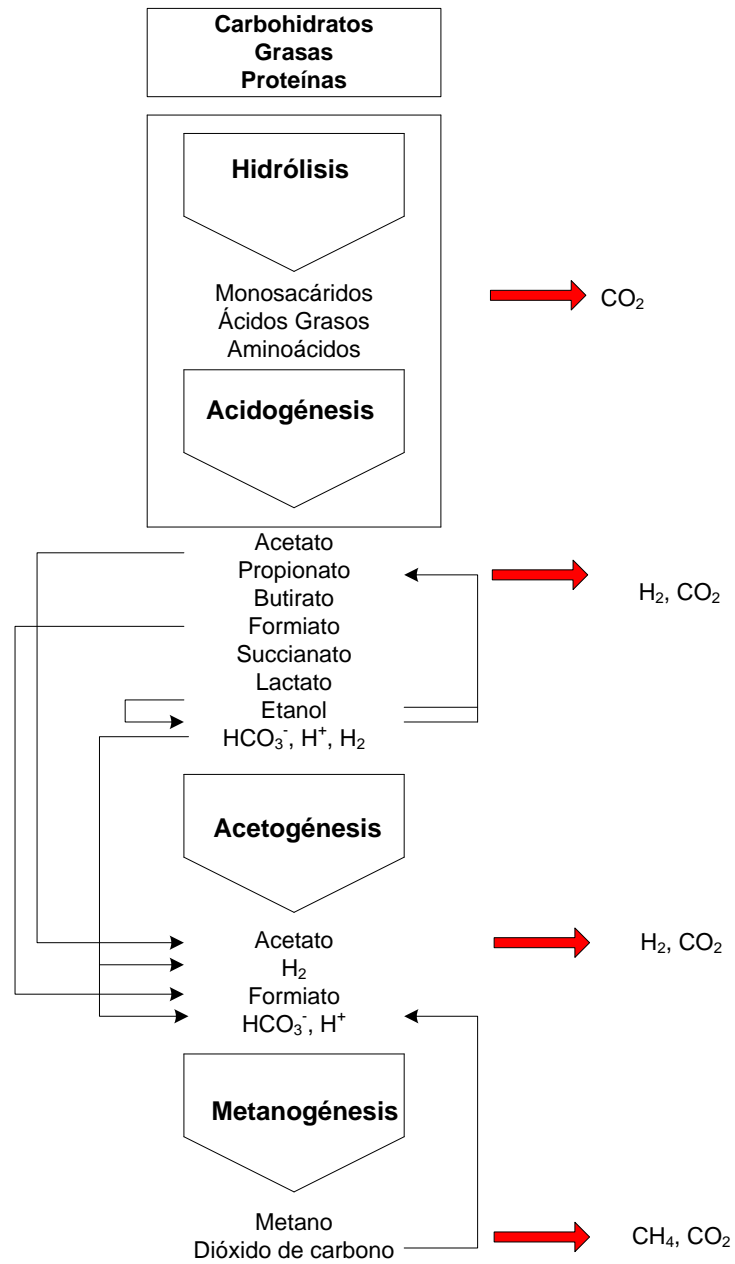
Biodegradación aerobia, oxidación y respiración endógena respectivamente:



Por otro lado, existe otra condición que se considera intermedia entre la aerobia y la anaerobia, las cuales son conocidas como: *anóxicas*, donde el oxígeno disuelto es casi nulo y a su vez está combinado con el nitrato y nitrito ( $NO_3^-$  y  $NO_2^-$  respectivamente). Finalmente, en casos especiales los microorganismos pueden existir en solo un tipo de medio, a los cuales se les llama *obligados aerobio* o *anaerobios* y cuando pueden estar presentes en ambos medios se les conoce como *facultativos* (Dichtl et al., 2010).

### **2.3.1. Procesos anaerobios**

Para que la conversión de materia orgánica en dióxido de carbono y metano por el proceso anaerobio es necesaria la actividad coordinada de varios grupos tróficos bacterianos. Esta degradación se lleva a cabo en varias etapas simultáneas, mostradas en la Figura 2.10.



Fuente: adaptado de Dichtl (2010)

**Figura 2.10** *Proceso de digestión anaerobia.*

Los microorganismos que se han podido aislar en un reactor anaerobio se mencionan en la Tabla 2.6 (Lorenzo-Acosta & Obaya-Abreu, 2005):



**Tabla 2.6 Clasificación de bacterias aisladas de un medio anaerobio**

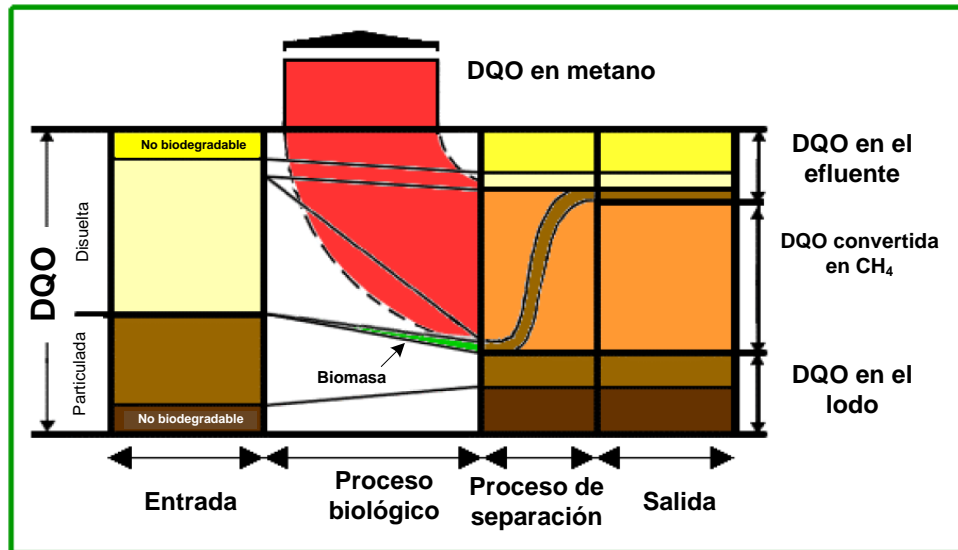
Fase no Metanogénica	Anaeróbicos Facultativos	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Lactobacillus</i></li> <li>• <i>Spirillum</i></li> <li>• <i>Klebsiella</i></li> <li>• <i>Actinomyces</i></li> <li>• <i>Vibrio</i></li> <li>• <i>Corynebacterium</i></li> <li>• <i>Bacillus</i></li> <li>• <i>Micrococcus</i></li> <li>• <i>Pseudomonas</i></li> <li>• <i>Alcaligenes</i></li> <li>• <i>Sarcina</i></li> <li>• <i>Aerobacter</i></li> </ul>
	Anaeróbicos Estrictos	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Bacteroides</i></li> <li>• <i>Clostridium</i></li> <li>• <i>Bifidobacterium</i></li> <li>• <i>Sphaerophorus</i></li> <li>• <i>Fusobacterium</i></li> <li>• <i>Veillonella</i></li> <li>• <i>Peptococcus</i></li> <li>• <i>Deulfovibrio</i></li> </ul>
Fase Metanogénica	Anaeróbicos Extremos	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ <i>Methanobacterium</i></li> <li>○ <i>Methanococcus</i></li> <li>○ <i>Methanospirillum</i></li> <li>○ <i>Methanobrevibacter</i></li> <li>○ <i>Methanomicrobium</i></li> </ul>

El mecanismo de la digestión anaerobia puede ser explicado bajo el siguiente esquema (Malina & Pohland, 1992; Pérez, 1995):

1. **Hidrólisis.** Es la etapa inicial en donde los polímeros orgánicos complejos son convertidos a subunidades pequeñas que pueden ser transportadas hasta el interior celular. Aquí, las proteínas complejas se transforman en aminoácidos, los polisacáridos en monosacáridos y finalmente las grasas y aceites a polioles y ácidos grasos de cadena larga (AGCL). En resumen, se puede decir que la hidrólisis se lleva a cabo por exoenzimas de bacterias de naturaleza acidogénica.

2. **Acidogénesis.** En esta etapa se realiza la fermentación de las subunidades producidas en la hidrólisis. A través de reacciones sucesivas se generan grandes cantidades de compuestos orgánicos simples, generando compuestos más simples como ácidos grasos volátiles (AGV's), dióxido de carbono, hidrógeno, así como pequeñas cantidades de ácido láctico y etanol.
3. **Acetogénesis.** Esta etapa es realizada por organismos protón-reductores obligados, aquí los compuestos orgánicos siguen siendo fragmentados. Los compuestos más reducidos de la acidogénesis son ahora oxidados, así los alcoholes, butirato y propionato, entre otros, son transformados en condiciones anaerobias a ácido acético, dióxido de carbono y bicarbonato, los cuales sirven de sustrato para las bacterias metanogénicas. Lo anterior solo es posible si en la reacción, la presión parcial del hidrógeno se mantiene baja. También se lleva a cabo la reducción del nitrato y sulfato dando lugar de esta forma a la formación de hidrógeno gaseoso.
4. **Metanogénesis.** Esta última etapa se realiza por medio del proceso metanogénico del bicarbonato y la fermentación metanogénica acetoclástica; en esta etapa existen dos reacciones, la primera donde el hidrógeno y dióxido de carbono son convertidos en metano y agua, mientras que en la segunda el acetato es convertido en metano y dióxido de carbono.

Un balance de materia referido al tratamiento anaerobio es el que presenta Dichtl (2010) (Figura 2.11). Se consideran dos tipos de entradas, materia particulada y disuelta, además de material no biodegradable. Durante el proceso anaerobio una pequeña parte del material disuelto y particulado se convierte en más biomasa. Después de realizar un proceso de separación se puede identificar el sistema: DQO en el efluente, constituida por material no biodegradable, además de un pequeño remanente oxidable disuelto y una parte de material en suspensión; en otra salida se encuentra la DQO convertida a metano ( $\text{CH}_4$ ) y finalmente la DQO existente en el lodo residual, la cual está constituida por material inerte y material sedimentado o separado por otra operación.



**Figura 2.11 Balance de masa del proceso anaerobio**

### *Influencia de los factores de operación*

Los factores de operación afectan la velocidad de la metanogénesis en el proceso anaerobio, a continuación se describen algunos factores que afectan la eficiencia del proceso anaerobio Khanal, (2008) y Malina & Pohland (1992) describen dichos factores:

- **pH:** la mayoría de los procesos anaerobios se llevan a cabo en pH neutro con alto grado de eficiencia. Si no existe una modificación de este parámetro de manera controlada y externa, puede ocurrir la acumulación de productos ácidos o básicos como ácidos grasos o amoníaco. Así, el pH puede modificar los comportamientos de algunas reacciones. Un bajo pH o una excesiva producción de ácidos y su acumulación, están consideradas como condiciones inhibitorias para la metanogénesis (Pérez, 1995).
- **Temperatura:** la metanogénesis se ha mostrado en muchos casos como una reacción fuertemente dependiente de la temperatura (Referencias). El intervalo de temperatura utilizado en este tipo de reacciones considera una región criofílica (<20°C), mesofílica (20-40/50°C) y termofílica (>45°C). Se debe tomar en cuenta que las reacciones se facilitan si la temperatura

aumenta en cierto grado y sin llegar a la inhibición térmica del consorcio microbiano. Por otro lado, la temperatura también afecta otros parámetros fisicoquímicos como: **1)** la viscosidad, tomando en cuenta que a mayor temperatura menor viscosidad y mayor sedimentación de partículas; **2)** la solubilidad de los gases disminuye a temperaturas altas (generando la eliminación de metano, sulfuro de hidrógeno, amoníaco e hidrógeno entre otros) y **3)** equilibrio químico y constantes de disociación, las cuales aumentan la solubilidad de las sales y la liberación de compuestos tóxicos, como el amoníaco que en su forma no disociada presentan toxicidad para el sistema biológico (Pérez G., 1995).

- **Fuerza iónica y salinidad:** la fuerza iónica frecuentemente se ve reflejada con la aparición del sulfato, el cual ejerce un control importante sobre la viabilidad de la metanogénesis en presencia de ciertos sustratos, primordialmente por la competencia entre las bacterias sulfato-reductoras y las metanogénicas. Por otro lado, los efectos de la salinidad han sido reportados como significativos cuando se manejan concentraciones superiores a 0.2 M de NaCl, en donde ejercen un efecto inhibitorio a los consorcios microbianos (Dichtl et al., 2010; Metcalf & Eddy, 2003)
- **Potencial de óxido-reducción (ORP):** Se ha reportado que los microorganismos anaerobios obligados en cualquier medio requieren valores de ORP entre -200 y -350 mV con pH 7 para trabajar de manera eficaz. Se ha establecido también que los metanogénicos requieren un ambiente extremadamente reductor con valores cercanos a -400 mV para operar de manera correcta (Metcalf & Eddy, 2003; Pérez G., 1995).
- **Nutrientes:** Además de los requerimientos fundamentales de macronutrientes tales como carbono y nitrógeno, existe una incapacidad de algunas especies para degradar algunos aminoácidos y por tanto requieren de elementos extra para su asimilación. Generalmente es requerida una relación de nutrientes

mínima de C:N:P de 1000:7:1 y máxima de 400:7:1; además es bien reconocido que concentraciones de calcio como  $\text{Ca}^{+2}$  de 100 mg/L funcionan bien. Otros elementos traza necesarios para la metanogénesis son: níquel, hierro, magnesio, sodio, bario, tungsteno, molibdeno, selenio y cobalto, los cuatro últimos están directamente ligados con las etapas acetogénicas y metanogénicas (Pérez G., 1995).

- **Toxicidad e inhibición:** Estas variantes pueden ser consecuencia de circunstancias no previstas o descontrol del proceso. Se pueden mencionar varios parámetros que influyen en la formación de intermediarios como los ácidos grasos volátiles, que ocasionan condiciones adversas con el pH (Pérez G., 1995).

Cabe destacar que cambios en las condiciones físicas o biológicas del medio implican cambios metabólicos y de adaptación de distintas especies presentes en el medio, alteraciones de los niveles enzimáticos o modificaciones en la actividad metabólica de las poblaciones implicadas. Así durante este proceso, las poblaciones microbianas evolucionan hasta que la biocenosis se estabiliza y todos los grupos alcanzan sus proporciones finales (Pérez G., 1995).

#### *Tecnologías aplicables*

El proceso anaerobio se fundamenta en un contacto íntimo y suficientemente prolongado entre el vertido a tratar y los organismos que proliferan en el seno del medio. La máxima velocidad de carga orgánica que puede ser aplicada a cada proceso está determinada por la colonia microbiana y a su vez limitada por la concentración y actividad de microorganismos presentes en el proceso de degradación. Debido a que los microorganismos anaerobios y en especial los metanogénicos, poseen una tasa de reproducción muy baja, la retención de biomasa en el sistema de reacción es un factor clave en la operación de reactores anaerobios avanzados, implicando operar con altos tiempos de retención hidráulica y con elevados tiempos de retención de sólidos (Pérez G., 1995).

Las tecnologías anaerobias de tratamiento de efluentes residuales son diversas y se basan en la formación de flóculos microbianos o la adhesión de microorganismos a un soporte sólido, esto ha generado al desarrollo de diversos modelos de reactores biológicos: reactores de contacto, reactores tipo lecho de lodo anaerobio de flujo ascendente (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB por sus siglas en inglés), filtro anaerobio de Flujo Ascendente (FAFA), película fija con flujo de fluido descendente (Downflow Stationary Fixed Film, DSFF) y lecho fluidizado o expandido (Fluidized Bed,FB o Expanded Bed, EB). En los últimos años se ha recurrido a reactores híbridos que pretenden conjugar las ventajas de dos o más reactores (Pérez G., 1995). En la Tabla 2.7 se muestran algunas características de varios tipos de reactores anaerobios (Pérez en 1995):

**Tabla 2.7 Características de distintos tipos de reactores anaerobios**

<b>Tipo de Reactor</b>	<b>Tipo de crecimiento</b>	<b>Sistemas de retención de biomasa</b>	<b>Tipo de flujo</b>
Reactor discontinuo	Suspendido	Ninguno	Ninguno
Tanque agitado			Mezcla completa
Reactor tubular			Flujo pistón
Reactor de contacto		Externo (decantador)	Ascendente y recirculación
UASB		Interno (separador)	Ascendente
Filtro Anaerobio de Flujo Ascendente	Sobre soporte	Soporte interno fijo sin separador	Ascendente
Filtro Anaerobio de Flujo Descendente			Descendente y recirculación
Reactor de Lecho Expandido		Soporte móvil y separador interno	Ascendente
Reactor de Lecho Fluidizado			Ascendente
Reactor Híbrido	Suspendido y sobre soporte	Arriba: Suspendido Abajo: Fijo	Ascendente

Reactores de Contacto con Soporte CASBER		Separador externo	Ascendente y recirculación
--	--	-------------------	----------------------------

Además de cumplir con las configuraciones antes mencionadas, el influente también debe presentar ciertas características presentados en la Tabla 2.8:

**Tabla 2.8 Necesidades operativas de las diferentes configuraciones de reactores**

Reactor	Requisitos	Condiciones
Contacto	•Mezclado eficiente	•Lodo mecánicamente estable. Apropiado dispositivo de mezcla
DSFF	•Suficiente altura del reactor	•Recirculación
FA	•Correcta distribución de influente. No cortocircuitos	•Número y localización de los puntos de entrada de alimentación. No canalizaciones del material.
UASB	•Correcta distribución del influente	•Número y localización de los puntos de entrada de alimentación. Suficiente mezclado del lecho
FB/EB	•Correcta distribución del influente. Altura del reactor elevada	•Número y localización de los puntos de entrada de alimentación. Efectiva razón de recirculación.

Algunos ejemplos de procesos biológicos para tratar aguas residuales de industria cárnica se muestran en la Tabla 2.9.

**Tabla 2.9 Ejemplos de tratamiento biológico de aguas residuales de industria cárnica**

Tipo	Características	Resultado	Referencia
UASB	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 1-6 kgDQO /m<sup>3</sup>d</li> <li>• Mesofílico</li> <li>• 300-410 días</li> </ul>	66- 90% de DQO	Ruiz et al. (1997)
FAFA	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 35°C</li> <li>• Diferentes THR (24-72 h)</li> <li>• Arranque de 60 días</li> <li>• Operación &gt;300 días</li> </ul>	66- 86% de DQO coliformes totales obtención de biogás	Brett (1992) Padilla-Gasca et al. (2010) Padilla-Gasca et al (2011) Ruiz et al. (1997)
FAFA + SBR	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 11 kgCOD /m<sup>3</sup>d</li> <li>• THR 24h</li> <li>• Aireación de 9h</li> </ul>	COD ≈ 95%	López-López et al.(2008) Borja (1995)

Los procesos anaerobios se presentan como una oportunidad para tratar los efluentes del procesamiento de carne, debido a su bajo requerimiento energético, alta generación de biogás y baja tasa de producción de lodos (Buendía, Fernández, Villaseñor, & Rodríguez, 2008; Khan, Gaur, Kazmi, & Lew, 2010; Khanal, 2008). Los filtros anaerobios se distinguen de los demás por su alta fijación de biomasa, lo cual logra remover cargas orgánicas relativamente bajas, en un intervalo de  $3000 \leq DQO \leq 10000$  mg/L aproximadamente.

Precisando, los filtros anaerobios son distinguidos por su alta resistencia a cambios dinámicos y algunas entradas de material tóxico y su alta eficiencia en la remoción de contaminante, cuando son comparadas con los vertidos residuales de rastros; los efluentes de la industria de cárnicos tienen notablemente una cantidad de SST menor, situando la mayor cantidad de su DQO dispersa en el medio y no en



suspensión, resultando que sea una buena opción para tratar las aguas residuales del proceso cárnico por sus características reportadas (Doble & Kumar, 2005; Malina & Pohland, 1992; Ramalho, 1996).

De tal manera los FAFA se ven gobernados por tres parámetros: el tamaño y la calidad del inóculo, el grado de adaptación de la biomasa al sustrato (qué tanto se pueden adherir los microorganismos al soporte) y grado de retención de biomasa (Jördering & Josef, 2005). La Tabla 2.10 muestra las ventajas y desventajas del FAFA según Pérez (1995).

**Tabla 2.10 Ventajas y desventajas del FAFA**

Ventajas	Desventajas
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bajos costos de operación</li> <li>• Economía de espacio</li> <li>• Elevada estabilidad del proceso</li> <li>• Flexibilidad del proceso ante variaciones de carga</li> <li>• Tiempos de retención de microorganismos elevados</li> <li>• Rápidos re-arranques del sistema tras paros prolongados</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Elevado costo del material empacado (para Pérez (1995), 60% del costo total)</li> <li>• Pérdidas de presión debido a acumulación de biomasa</li> <li>• Operación limitada a vertidos con baja concentración de material particulado</li> <li>• Elevados periodos de puesta en marcha</li> </ul>

Revisadas las características de los filtros anaerobios de flujo ascendente, y destacando que debido a su buen desempeño en el tratamiento de aguas residuales de la industria cárnica por sus características, requerimientos, ventajas y desventajas, en este trabajo se experimentó con un reactor de estas características.

### **2.3.2. Procesos aerobios**

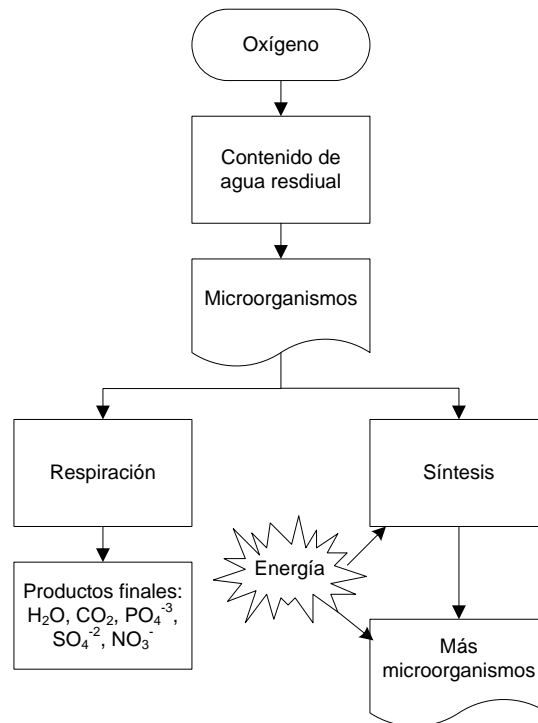
Básicamente el objetivo del proceso persigue la transformación de materia orgánica, además de la coagulación y eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables, y

la eliminación de nitrógeno, fósforo así como de microorganismos patógenos y fecales (Fair et al., 1973).

En estos procesos, las bacterias prosperan en ambientes ricos en oxígeno, y son capaces de romper y digerir la materia orgánica. El consorcio microbiano aerobio utiliza el carbono orgánico presente en el efluente como su fuente de carbono y energía. Los compuestos orgánicos complejos se convierten en biomasa microbiana (lodos activados) y en dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). Debido a su gran actividad, la alimentación es un mecanismo limitante del proceso, lo que se ve reflejado en los microorganismos con el decaimiento de la cantidad de biomasa al realizar el consumo de su propio protoplasma para obtener energía y llevar a cabo las reacciones de mantenimiento celular (respiración endógena). Por lo anterior, la concentración de biomasa disminuye continuamente hasta que el contenido de energía alcanza un mínimo a fin de ser considerado biológicamente estable y adecuado para su eliminación en el medio. Los lodos activados con una tasa de consumo de oxígeno específica menor o igual a 1 mgO<sub>2</sub>/h/g pueden considerarse estabilizados (Doble & Kumar, 2005).

#### *Mecanismo de digestión*

Durante este proceso de oxidación, los contaminantes se descomponen en CO<sub>2</sub>, agua, nitratos, sulfatos, y biomasa (microorganismos). En el sistema aeróbico convencional, el sustrato se utiliza como una fuente de carbono y energía que sirve como un donador de electrones, dando como resultado el crecimiento bacteriano. El porcentaje de degradación se correlaciona con la tasa de consumo de oxígeno, así como la aclimatación del organismo al sustrato como se puede observar en la Figura 2.12 (Doble & Kumar, 2005).



Fuente: Adaptado de Doble, 2005

**Figura 2.12 Respiración y síntesis del proceso aerobio.**

Una amplia variedad de microorganismos se encuentran en los procesos aerobios, como las *bacterias aerobias heterótrofas*, capaces de producir biopolímeros extracelulares que resultan en la formación de flóculos biológicos y que pueden ser separados del efluente tratado por sedimentación, aunque también quedan bacterias libres en baja concentración en el medio acuoso (Metcalf & Eddy, 2003).

Los protozoarios juegan un papel importante en el proceso aerobio, por el consumo de bacterias libres y partículas coloidales, además éstos ayudan en la clarificación del efluente. Los protozoarios requieren altos tiempos de retención (Sludge Retention Time, SRT), más que las *bacterias aerobias heterótrofas*, son eficientes cuando las concentraciones de oxígeno disuelto están por encima de 1 mg/L y son sensibles a materiales tóxicos. Así, su presencia es un buen indicador de la eficiencia operativa del proceso.

Los *rotíferos* pueden ser observados en un microscopio sencillo, debido a su tamaño, pueden ser encontrados en lodos activados o en biopelículas, así como los *nematodos* y otros organismos multicelulares. Estos organismos son encontrados cuando el sistema de reacción maneja tiempos de retención de biomasa importantes aunque su importancia no ha sido definida (Metcalf & Eddy, 2003).

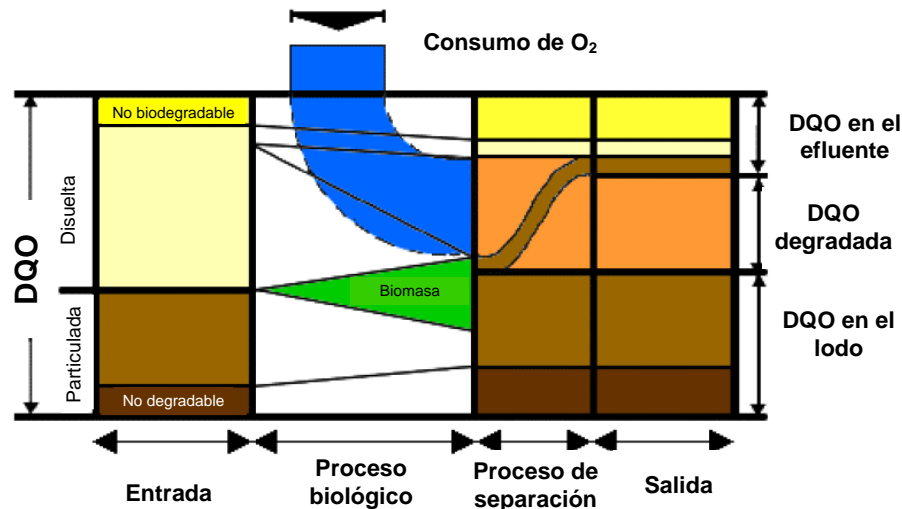
El principal producto generado de la oxidación aerobia es el  $\text{CO}_2$ , seguido de agua, tal como si fuera una combustión; sin embargo, la oxidación del carbono orgánico no se da por la adición de oxígeno, en realidad es el hidrógeno quien es oxidado. En cuanto al carbono, la glucosa, por citar un sustrato puede ser oxidada mediante una serie de rutas metabólicas, pasando a la ruta del piruvato ( $\text{C}_3$ ), posteriormente a la del ácido cítrico y finalmente este ácido es descompuesto en  $\text{CO}_2$  (Dichtl et al., 2010).

Al degradar diferentes sustratos existe una fracción de la DQO (llamada DQO remanente), que no puede ser eliminada de manera inmediata, la cual generalmente contiene sustancias que son no-biodegradables o muy lentamente biodegradables, a las cuales se les conoce como *sustancias inertes*. La DQO no biodegradable está constituida de los siguientes componentes (Dichtl et al., 2010):

- Una fracción completamente inerte de sustancias orgánicas en el vertido residual.
- Otra fracción de sustancias difícilmente biodegradables, la cual es degradada por un importante incremento en el tiempo de retención de sólidos, a través de bacterias altamente especializadas que han sido desarrolladas en el lodo.
- Una fracción originada por lisis bacteriana y su muerte, la cual no puede ser degradada por otras bacterias. Esta fracción incrementa con el aumento del tiempo de retención de sólidos ya que la destrucción bacteriana aumenta proporcionalmente con la edad del lodo activado.

Un balance de materia propuesto en Dichtl, 2010 para el tratamiento aerobio se muestra en la Figura 2.13. Se consideran tres tipos de entrada, DQO disuelta y

particulada, cada una de ellas con una fracción no degradable por los microorganismos, además de la entrada de oxígeno. Durante el proceso biológico se genera gran cantidad de biomasa, dando como resultado una salida constituida por la DQO remanente, una DQO degradada (la mayor parte de ella convertida en CO<sub>2</sub>) y una DQO en el lodo (considerando en ésta una fracción no degradable).



**Figura 2.13 Balance de materia del proceso aerobio**

### *Factores ambientales*

Los factores ambientales que tienen más importancia son los sugeridos por Metcalf & Eddy en 2003 y Fair et al., en 1973:

- Para favorecer la degradación de materia orgánica, el pH debe estar en el intervalo de 6-9 unidades donde es tolerable, siendo 7.5 el óptimo.
- La concentración de oxígeno disuelto en el medio acuoso debe ser al menos de 2 mg/L.
- El nitrógeno y el fósforo contenidos en las aguas residuales industriales, son necesarios para el consorcio microbiano y deben estar presentes en cantidades proporcionales al carbono. Así para 1000 g de carbono es necesario al menos 43 g de nitrógeno y 6 g de fósforo.

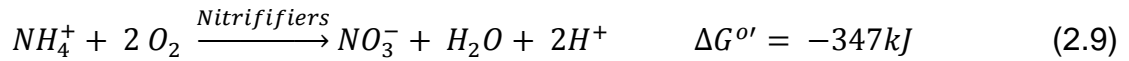
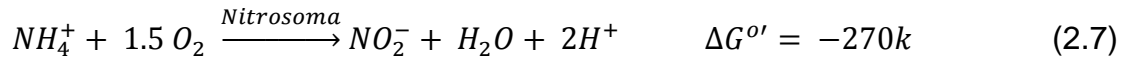
- Los inhibidores y las sustancias tóxicas son peligrosas para estos procesos, en especial los metales pesados, a menos que estén en concentraciones muy bajas (trazas). Las *bacterias heterótrofas* son las responsables de la remoción de DBO y pueden tolerar altas concentraciones de sustancias tóxicas en comparación con las encargadas de oxidar amoníaco o las que generan metano.
- Las características del sustrato y su afinidad con los microorganismos para el crecimiento de éstos es un parámetro importante al momento de intentar biodegradar la materia orgánica.
- Por lo general la salinidad no suele ser un problema para este tipo de procesos que soportan hasta concentraciones de 3-4 g/L en lodos activados, mientras que en los lechos fijos puede ser de 15 g/L.

#### *Remoción de nitrógeno*

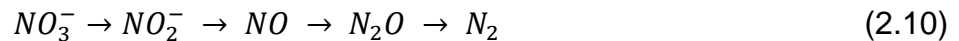
El nitrógeno como componente de proteínas es un elemento esencial para cada organismo en la biomasa y en su forma molecular ( $N_2$ ) es el principal componente de la atmósfera terrestre. Entre estas formas, el nitrógeno es preservado en balance por el metabolismo de varios microorganismos.

#### *Nitrificación - desnitrificación*

En las aguas residuales, el nitrógeno se encuentra principalmente en forma de urea que finalmente es descompuesta en nitrógeno amoniacal, este proceso se llama amonificación ( $N-NH_4^+$ ). La oxidación del amonio a nitrato es un proceso biológico de dos etapas realizadas por las bacterias *Nitrosomas* y *Nitrobacter*, el primer tipo es responsable de la oxidación del amonio en nitrito, mientras que la segunda es la encargada de oxidar nitrito ( $NO_2^-$ ) en nitrato ( $NO_3^-$ ), al proceso completo se le conoce como *nitrificación* (Dichtl et al., 2010). Estequiométricamente, la demanda de oxígeno para oxidar un gramo de amonio a nitrito o a nitrato y de nitrito a nitrato se escribe de acuerdo a las Ecuaciones siguientes (2.7, 2.8 y 2.9) (Dichtl et al., 2010; Metcalf & Eddy, 2003):



En el caso de la desnitrificación, microorganismos como las *bacterias quimio-órgano-heterotróficas* pueden utilizar el nitrato en lugar del oxígeno disuelto como aceptor de hidrógeno. La reducción del nitrato a nitrógeno elemental gaseoso es denominada *desnitrificación* y se expresa por la Ecuación (2.10):



Si el nitrito es la sustancia inicial, se denomina *nitrito-desnitrificación*. Las bacterias que usan al nitrato como aceptor de electrones se llaman *desnitrificantes*. El objetivo del tratamiento de aguas es la eliminación de los compuestos nocivos del nitrógeno.

#### *Remoción de fósforo*

Durante la década de 1960 en USA, investigadores observaron que los sistemas de lodos activados consumían fósforo, esto debido a que las bacterias heterotróficas del tipo *Acinetobacter* y otros grupos son capaces de transferir energía no solo del ADP/ATP sino que también de *polifosfatos*. Bajo condiciones aerobias dichas bacterias consumen ácido polihidroxibutírico (PHB) y logran almacenar fosfato como fuente de energía, por lo que el fósforo es removido del efluente a tratar (Dichtl et al., 2010).

#### *Aplicaciones del tratamiento*

Existen dos tipos de tratamiento aerobio que en esencia son procesos de cultivo en suspensión como las lagunas aireadas y lodos activados; mientras que por el otro lado los procesos de cultivo fijo, pueden ser los lechos bacterianos y biodiscos (Rossi, 2009). Al igual que en los tratamientos anaerobios, poca literatura se encuentra disponible que esté aplicada a aguas residuales de la producción de

embutidos; no obstante, para aguas residuales municipales y de rastro es vasta. Reactores aerobios, por ejemplo discos rotatorios trabajando con 50 discos con tiempo hidráulico de retención de 24 h y carga orgánica de 7.59 a 24.45 g DQO /m<sup>3</sup>-d, han logrado demostrar la remoción de DQO del 87% (Behling, Marín, & Gutiérrez, 2003).

Sin embargo una evaluación realizada por Rossi (2009) señala que los lodos activados son los indicados para tratar aguas residuales de embutidos debido a que remueven eficientemente DQO y DBO, al igual que nitrógeno y fósforo. Sin contar que sus parámetros de diseño son más pequeños que para los otros sistemas.

#### *Lodos activados*

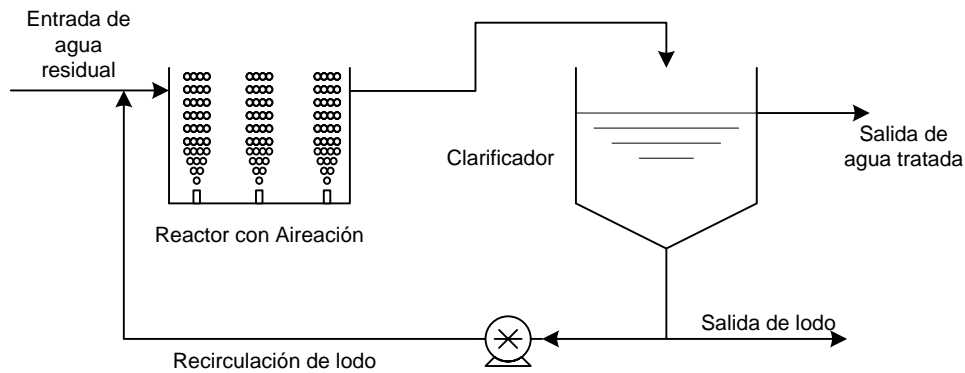
Este proceso fue desarrollado por primera vez en Inglaterra en 1914 por Arden y Lockett, su nombre proviene de la producción de una masa activada de microorganismos capaz de degradar materia contaminante vía aerobia (Gascón P., 2006; Ramalho, 1996).

Consiste en dos fases, la oxidación biológica y la separación sólido-líquido. La primera tiene lugar en el denominado reactor biológico que específicamente es un reactor de tanque completamente agitado (Compleley Stirred Tank Reactor, CSTR, por sus siglas en inglés), donde el consorcio bacteriano permanece en contacto con el agua residual, y al cual se le denomina licor mezcla. Dichos microorganismos transforman la materia contaminante en especies oxidadas menos complejas (Metcalf & Eddy, 2003; Ramalho, 1996).

Para esta aplicación la población de microorganismos debe mantenerse en un determinado nivel de biomasa, manejado como sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla (SSVLM). Para lograr lo anterior es necesario un sistema de aireación-agitación para una homogeneización del oxígeno disuelto en el medio y que a su vez se evite la floculación y sedimentación de lodos. Una vez oxidada la materia contaminante procede la sedimentación de los sólidos incluidos en el licor.



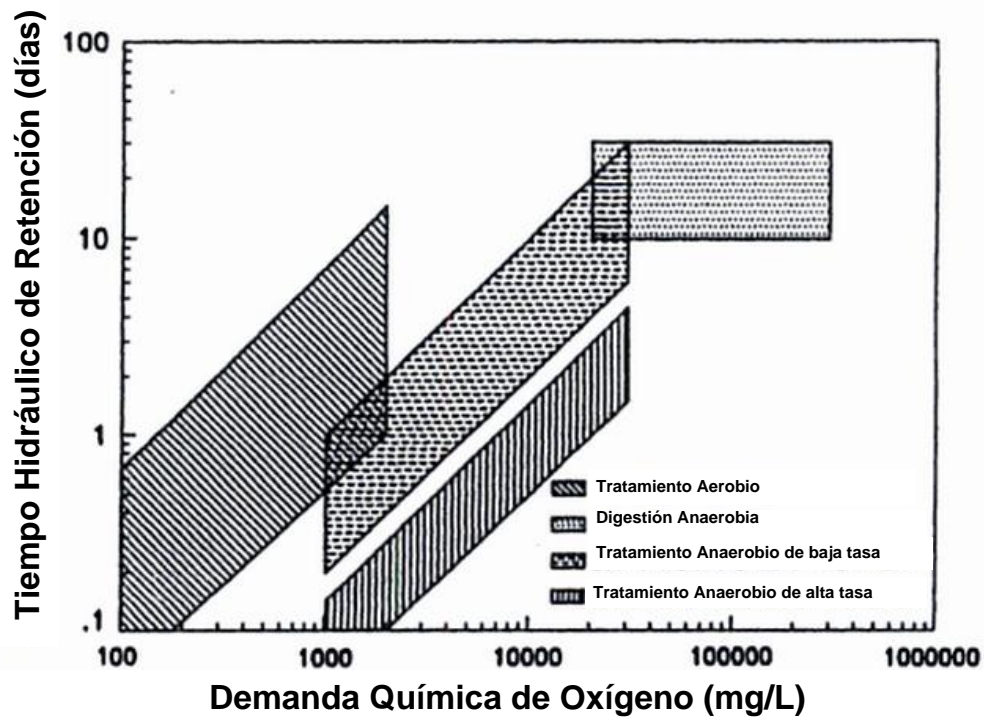
Posteriormente, se ajusta nuevamente el nivel de lodo en el reactor de manera continua y el restante se desecha como se muestra en la Figura 2.14 (Doble & Kumar, 2005; Fair et al., 1973).



**Figura 2.14 Esquema general del proceso de lodos activados**

La literatura con respecto al tratamiento de aguas residuales del procesado cárnico es escasa, solo se ha encontrado la combinación de un tratamiento fisicoquímico seguido de un proceso de lodos activados, el cual ha logrado remover el 84% de la DQO total de un efluente cárnico (Gascón P., 2006). De lo anterior se puede extraer que los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales de la industria de embutidos resultan ser efectivos para disminuir la carga contaminante, en especial los tratamientos biológicos.

La Figura 2.15 describe una forma eficiente para seleccionar los procesos biológicos, ya sean, aerobios o anaerobios, de alta y baja tasa de carga orgánica que se refieren al tratamiento de agua residual propuesto por Malina J. & Pohland (1992). La digestión anaerobia de sólidos con elevada concentración de materia orgánica requiere elevados tiempos de residencia, en la Figura 2.15 se observa que la digestión anaerobia está en función del tiempo de residencia y la DQO inicial del efluente.



*Figura 2.15 Uso común de los tratamientos aerobios y anaerobios.*

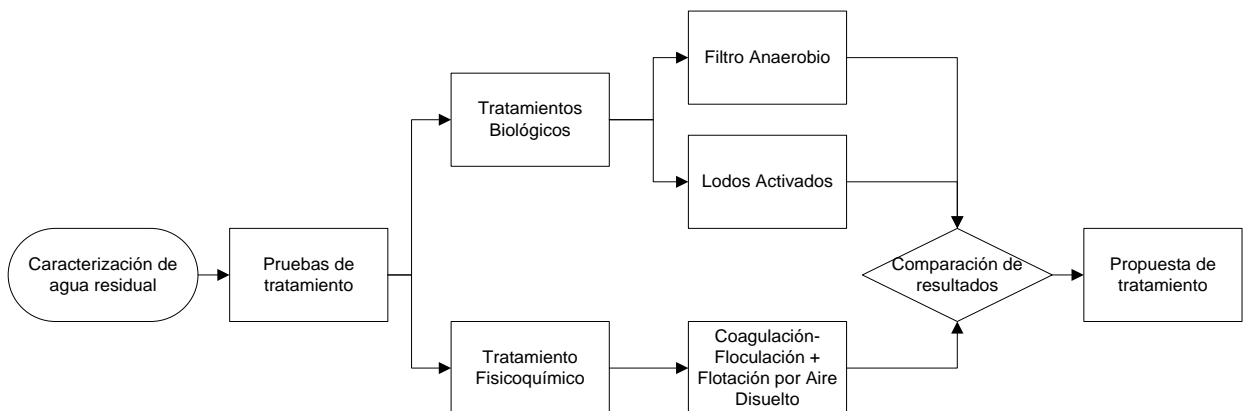
En base a las características reportadas de este tipo de aguas residuales es necesario ubicarse en la región donde los procesos anaerobios comparten influencia con los aerobios, si se desea tratar el agua residual directamente a un proceso biológico lo adecuado es introducirla a un proceso anaerobio, acotándose a los filtros anaerobios por sus buenas eficiencias frente en estos efluentes; si se desea utilizar una etapa previa de acondicionamiento, por ejemplo un proceso fisicoquímico como DAF que disminuya la DQO; es recomendable utilizar un proceso aerobio, para ser exactos un proceso de lodos activados.

## CAPITULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se presentan los materiales y métodos para establecer un sistema de tratamiento para el agua residual de la industria de los embutidos, considerando las características fisicoquímicas del efluente.

Posterior a la caracterización del vertido residual es necesario plantear diversas pruebas de tratamiento; en este caso Flotación por Aire Disuelto (DAF) que a su vez incluyen pruebas de coagulación-floculación; pruebas de tratamiento biológico (aerobio/anaerobio) para poder determinar bajo qué condiciones de óxido-reducción es más efectiva la depuración

En la Figura 3.1 se muestra un esquema general de la metodología empleada en esta investigación. Una vez determinadas las características iniciales del agua residual se realizaron las pruebas de tratamiento fisicoquímicas y biológicas, ya que se cuenta con el análisis de los resultados de cada prueba se compararon los resultados y se entregó una propuesta de tratamiento a nivel ingeniería conceptual.



**Figura 3.1 Estrategia metodológica para el desarrollo de este estudio**

### 3.1 Muestreo del agua residual

Durante las visitas técnicas a la empresa elaboradora de carnes embutidas, ubicada en el estado de Nuevo León, se realizaron aforos para determinar el caudal de

descarga de aguas residuales de la empresa. Los aforos se realizaron por el método de volumen contra tiempo, que consiste en medir el tiempo medio que tarda en llenarse un volumen determinado, obteniendo a través de este método las horas de máxima y mínima afluencia de agua residual, entre otras variables.

El muestreo de agua residual se realizó conforme a la NOM-002-SEMARNAT-1996 para muestras compuestas. Los periodos de toma de muestra fue cada 2 horas (en lugar de cada 4 horas como lo marca la norma), y el tiempo total de muestreo fue 48 horas (en lugar de 24 h). Esta modificación a la norma garantiza un mejor aforo y caracterización del agua residual generada, de acuerdo con la Ecuación propuesta en la misma norma:

$$VMS_i = VMC \left( \frac{Q_i}{Q_t} \right) \quad (3.1)$$

donde:

**VMS<sub>i</sub>**: Volumen de cada una de las muestras simples “i” en litros

**VMC**: Volumen de la muestra compuesta necesario para realizar la totalidad de los análisis de laboratorio requeridos en litro

**Q<sub>i</sub>**: Caudal medio en la descarga en el momento de tomar muestra simple en litros sobre segundo

**Q<sub>t</sub>**: Caudal del total de las descargas en litros sobre segundo.

La caracterización fisicoquímica completa del agua residual se realizó de acuerdo a los Métodos Estandarizados APHA, y a los métodos cromatográficos para diversos iones (Clescceri et al., 1999), los parámetros determinados se muestran en la Tabla 3.1.

**Tabla 3.1 Parámetros a caracterizar del agua residual de cárnicos**

Parámetro	Unidades	Método
pH	unidades	4500-H <sup>+</sup> B
Color	u. Pt/Co	2120C
Turbiedad	NTU	2130 B
DQO	mg/L	5220D
DBO	mg/L	5210B
SST	mg/L	2540D
GyA	mg/L	5520D
NT	mg/L	4500-N C
PT	mg/L	4500-P E
Alcalinidad	mg CaCO <sub>3</sub> /L	2320 B
Sulfato	mg/L	4110 B
Cl <sup>-</sup>	mg/L	4100 B
Na <sup>+</sup>	mg/L	Cromatografía de iones std
K <sup>+</sup>	mg/L	Cromatografía de iones std
Ca <sup>+2</sup>	mg/L	Cromatografía de iones std

### **3.2 Pruebas de tratamiento fisicoquímicas**

Para este estudio, se decidió realizar básicamente pruebas de tratamiento donde se busca alterar el equilibrio fisicoquímico en los componentes del agua residual provocando un cambio a nivel físico y poder separar contaminante eficientemente.

#### **3.2.1 Coagulación-Floculación**

Este proceso se llevó a cabo en un equipo PHIPS & BIRD para prueba de jarras con seis vasos tipo prisma rectangular con una capacidad total de 2 L cada uno, fabricados de acrílico, a los cuales se les ha adaptado una válvula de esfera en la parte inferior para facilitar la toma de muestra. El equipo cuenta con agitadores de paletas rectangulares de acero inoxidable que revolucionan de 10 a 300 rpm;

además incluye un sistema de lámparas colocadas en la parte inferior para visualizar fácilmente el efecto de la formación de coágulos.

Antes de realizar una prueba de jarras es recomendable realizar algunas pruebas preliminares con los principales coagulantes químicos como: sulfato de aluminio,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y cloruro férrico,  $\text{FeCl}_3$ , para poder determinar cual tiene un efecto inmediato en la depuración del agua residual y descartar aquellos materiales que no tengan las cargas suficientes y desestabilicen los coloides. Así se reducirán las variables de experimentación y tiempos, además al mismo tiempo se justifica el uso de un determinado reactivo.

Para lograr lo anterior se sigue el procedimiento general para una prueba de jarras.

1. Se coloca 1 L de muestra de agua residual con características fisicoquímicas de descarga, básicamente a pH y temperatura ambiente, en cada una de las jarras.
2. Se programa el equipo para una agitación de tres etapas, las cuales constan de un primer lapso de 30 segundos a 200 rpm para lograr una homogenización y difusión de coagulante; inmediatamente después se activa una segunda etapa que consta de un lapso de 20 minutos a 20 rpm para un suave mezclado y finalmente se deja el equipo por 60 minutos a 0 rpm para sedimentar los flóculos formados.
3. Durante la primera de las etapas se agregan los reactivos químicos, primero los coagulantes o agentes desestabilizadores de cargas eléctricas en el coloide, después se agregan los agentes floculante o también llamados auxiliares de coagulación.
4. En la segunda etapa entran en contacto íntimo las partículas ya desestabilizadas y al ser suave la agitación, se permite que los flóculos incrementen su tamaño y peso, para una mejor sedimentación.
5. Durante la sedimentación es necesario dejar reposar el sistema y esperar 30 o 60 minutos (dependiendo la complejidad del agua a tratar) para poder tomar muestras. Un esquema general empleado en esto procesos se muestra en la Figura 3.2.



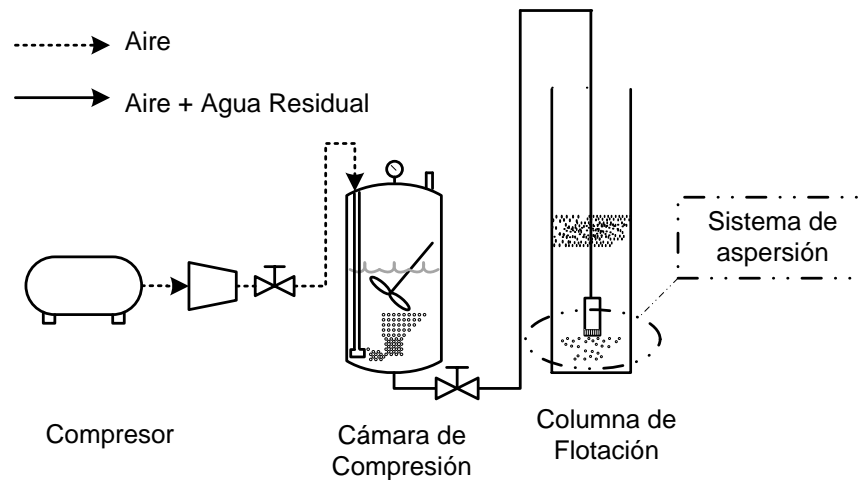
**Figura 3.2 Equipo de prueba de jarras.**

Los parámetros evaluados fueron DQO, turbiedad y color, con la finalidad de evaluar la remoción de sólidos suspendidos y una fracción de sólidos disueltos asociados a la presencia de la materia orgánica. Se determinó el potencial Z en un equipo marca MALVERN tipo *Z-sizer nano*, para determinar la estabilidad fisicoquímica de las sustancias coloides presentes en el medio acuoso y el pH recomendado para la mayor remoción de éstas.

### **3.2.2 Flotación por Aire Disuelto (DAF)**

Para esta operación se construyó un equipo, compuesto por una cámara de compresión de 5 L de capacidad que consta de una manguera de entrada (con resistencia de hasta  $15 \text{ kg/cm}^2$ ) conectada a una boquilla de seguridad para compresor y a un tubo interior con salida a una piedra difusora de 2.54 cm. Para el ingreso del líquido que será saturado con aire, es necesario medidores de presión y una válvula de seguridad de  $6 \text{ kg/cm}^2$ , acoplado a una válvula de esfera a la salida de la cámara de compresión. Como inyector de la mezcla aire-líquido se cuenta con una manguera reforzada conectada a la cámara de compresión por un extremo, mientras que por el otro se encuentra conectada a una varilla de aspersion que tiene en su salida una boquilla modificada en su interior con un arreglo de mallas con claros de 0.5 mm superpuestas que genera burbujas de 10 a  $100 \mu\text{m}$  aproximadamente. Esta bayoneta de aspersion se introduce en una columna de

flotación que es donde se encuentra el agua residual a tratar y se agregan los coagulantes y floculantes, como se puede observar en la Figura 3.3.



**Figura 3.3 Esquema del sistema de Flotación por Aire Disuelto**

El procedimiento para realizar una prueba la flotación por aire disuelto es el siguiente.

1. Se agrega agua residual tratada (aproximadamente 2 L) a la cámara de compresión y 1 L de agua sin tratar a la columna de flotación.
2. Se cierra herméticamente la cámara de compresión donde se comienza a agitar suavemente el agua y se introduce el aire hasta llegar a un intervalo de presión de 2 a 4  $\text{kg/cm}^2$  para poder saturar de aire al agua tratada, mencionada en el paso anterior.
3. Se agregan los coagulantes y floculantes a la columna de flotación en las cantidades que se determinaron en la prueba de jarras y se mezclan con el agua residual.
4. Antes de que empiecen a sedimentar los flóculos, se inyecta la mezcla aire-líquido (en un intervalo de 20-50 % del volumen de agua a tratar) saturando de aire el medio y formando pequeñas burbujas que harán flotar la materia contaminante.



5. Después de lo anterior es necesario esperar al menos 5 minutos para que las burbujas puedan arrastrar a la superficie la mayor cantidad de sólidos desestabilizados.
6. Posteriormente se toma una muestra de la columna de flotación ya tratada, por medio de una válvula ubicada en la parte inferior de la columna de flotación, y se determinan la DQO, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, turbiedad y color.

### **3.3 Pruebas de Tratamiento Biológicas**

Los procesos biológicos consisten básicamente en poner en contacto a algún consocio microbiano (biomasa) y agua residual (sustrato); sin embargo, las condiciones a las que son mezclados y la forma de cómo se lleva a cabo esta operación, son sin duda los pasos más importantes para un adecuado tratamiento. Por ello se propone la siguiente metodología para sistemas anaerobios y aerobios en los que se basó esta investigación.

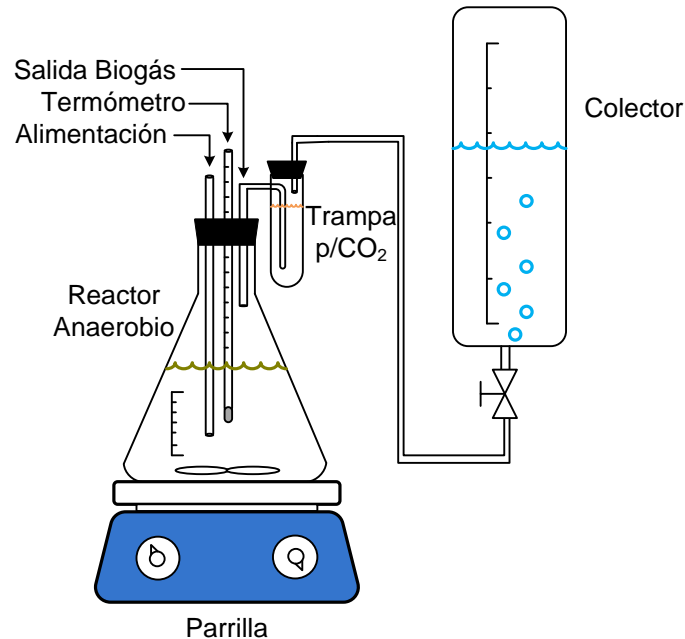
#### **3.3.1 Prueba de Tratamiento Anaerobio**

Previo al arranque del filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA), la adaptación y crecimiento de la biomasa fueron necesarios.

##### *a) Etapa de Adaptación de la Biomasa en un Reactor por Lotes*

Se realizó en un reactor anaerobio de mezclado completo por lotes, el cual estaba constituido por un matraz Erlenmeyer de vidrio con capacidad total de 2 L y que contenía 1.8 L de la mezcla biomasa-sustrato. Se adaptó un sistema de recuperación de biogás que consta de una trampa para capturar CO<sub>2</sub> a base de NaOH 2 N e indicador naranja de metilo y una columna de agua tipo Mariotte para la cuantificación del CH<sub>4</sub> generado. La inoculación del reactor se realizó inicialmente con 20% del volumen de reacción para el inóculo con una concentración de sólidos suspendidos volátiles, SSV de 8500mg /L), el cual provenía de un proceso anaerobio

estabilizado para el tratamiento vinazas tequileras. La adaptación del inóculo al nuevo sustrato se realizó a una temperatura de  $37 \pm 2$  °C y pH de 6.8 a 7.0 (ajustado el pH con NaOH y HCl al 0.1 N), inicialmente se alimentó el reactor con agua residual de embutidos al 10% de DQO (aproximadamente 350 mg/L) e incrementándose gradualmente en 10% la DQO cada dos días por remplazo de materia, hasta alcanzar el 100% de la concentración DQO del efluente original (3500 mg /L). Se analizaron diariamente los parámetros de DQO, DBO, SST, pH, alcalinidad, turbiedad, color y la producción de metano. En la Figura 3.4 se muestra el esquema empleado para el reactor por lotes.



**Figura 3.4 Esquema del reactor anaerobio por lotes**

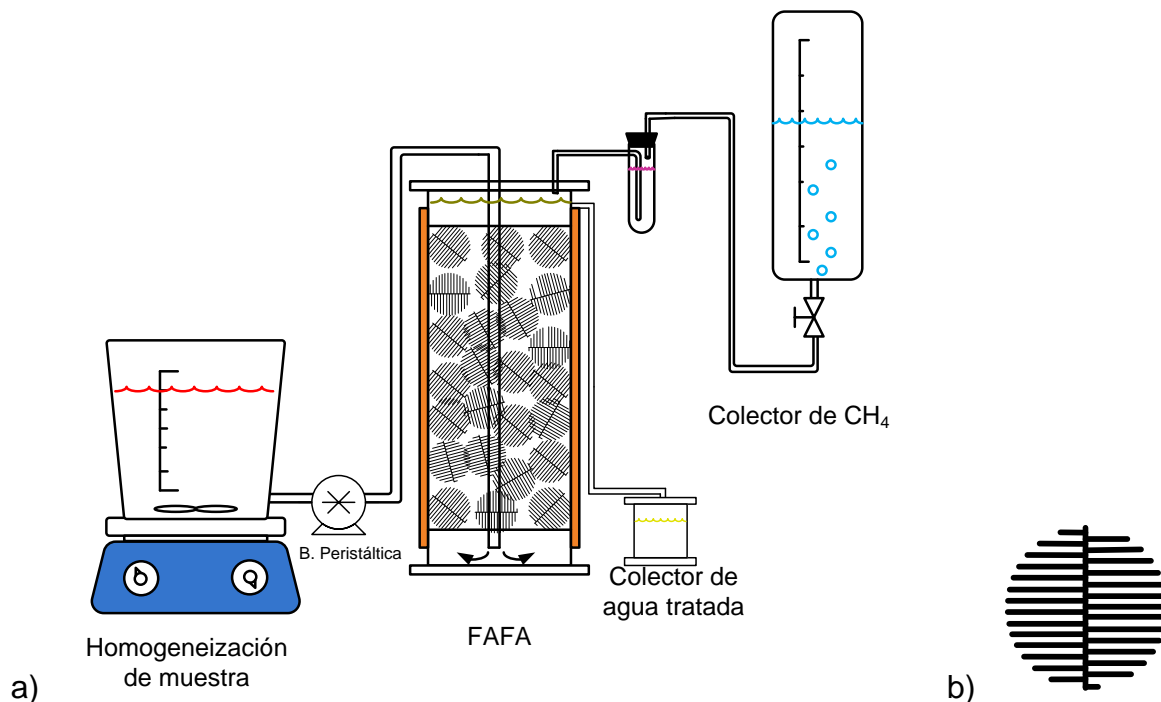
#### *Etapa de Adaptación de la Biomasa en un Reactor por Lotes*

Una vez alcanzado el 100% en DQO del efluente en el reactor discontinuo (etapa de adaptación y crecimiento), se detuvo la alimentación de agua residual al reactor, y se monitoreó la velocidad de degradación de la materia orgánica expresada como DBO, DQO; el pH, la alcalinidad y la producción de metano a través del tiempo. Los volúmenes utilizados en cada toma de muestra fue de  $30 \pm 2$  mL, lo cual representa

menos del 10% del volumen total del reactor como lo sugieren los procesos estadísticos. Además dicho volumen muestra se reingresaba al sistema en un volumen equivalente de agua residual con las características iniciales del agua.

#### *Arranque y operación del FAFA*

El FAFA utilizado fue de la marca ARMFIELD modelo W8 con volumen total de 5 L, utilizando como medio de soporte, empaque plástico esférico con superficie de contacto equivalente a  $3,600 \text{ m}^2/\text{m}^3$  y con volumen vacío del 95%, sin presentar hinchamiento. El volumen útil del reactor después de ser empacado fue de 4.75 L, y la alimentación fue regulada por una bomba peristáltica para obtener tiempos de retención hidráulica de 24, 48 y 72 h. El FAFA fue inoculado con la biomasa proveniente de la etapa de adaptación, el cual tras la etapa de adaptación y crecimiento alcanzó una concentración del orden de los 10,000 mg/L de SSV. En la Figura 3.5 se muestra el esquema del FAFA y del soporte utilizado.



**Figura 3.5 a) Esquema del FAFA, b) Soporte de la biopelícula**

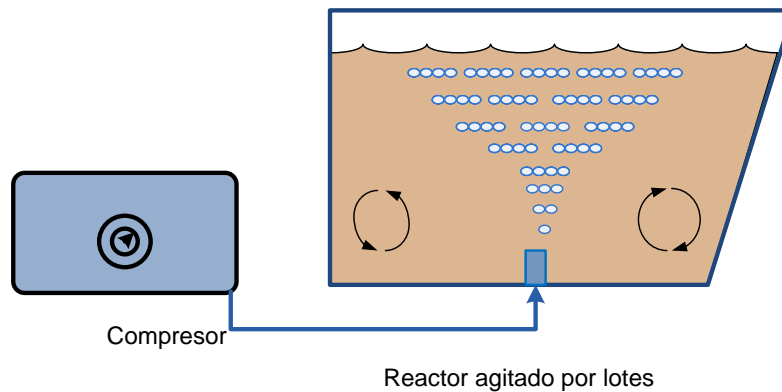
La temperatura se controló mediante un sistema de calentamiento a 37°C y el pH de la alimentación se ajustó a  $7 \pm 0.2$  unidades y fue medido con un potenciómetro marca OAKTON modelo WATERPROOF. Para garantizar la consistencia de los resultados, el agua residual fue homogenizada antes de ser ingresada al reactor. La eficiencia del reactor se cuantificó diariamente a través del cambio en los parámetros de: DQO, DBO, SST, pH, alcalinidad, conductividad, turbiedad, color y volumen de biogás a lo largo de 60 días de operación. Las condiciones de operación para el tiempo de retención hidráulico propuesto en la operación del FAFA fueron 24, 48 y 72 h los cuales corresponden a velocidades de cargas orgánicas de 1.17, 1.75 y 3.50  $\text{kg}_{\text{DQO}}/\text{m}^3/\text{d}$  respectivamente.

### **3.3.2 Pruebas de Tratamiento Aerobio**

#### *Etapa de Adaptación de la Biomasa en un Reactor por Lotes*

Como un paso anterior a la puesta en operación del proceso de lodos activados, se realizó una prueba de tratamiento en un reactor aerobio por lotes el cual fue construido de acrílico con capacidad de 2 L con un sistema de aireación que aseguraba la mezcla completa de la biomasa y el sustrato. Para suministrar aire se adaptó un compresor marca HAGEN tipo OPTIMA con una piedra difusora de 2.54 cm de longitud que proporcionaba oxígeno para obtener una concentración residual de oxígeno en licor de mezcla de  $1.5 \text{ mg/L} \pm 0.5$ . El oxígeno disuelto se determinó con un equipo HANNA Modelo HI-9829. La inoculación del reactor se realizó con lodos procedentes de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales (lodos activados) ubicada en el municipio de Chapala, Jalisco.

La adaptación del inóculo al nuevo sustrato se realizó a una temperatura ambiente de  $25 \pm 2^\circ\text{C}$  y pH de 6.8 a 7.0, este reactor se alimentó inicialmente con agua tratada por el sistema DAF que contenía 1000 mg/L de DQO. Se midieron parámetros como DQO y SSV para poder conocer la degradación de materia orgánica y el crecimiento de la biomasa respectivamente. Estos parámetros se monitorearon cada hora durante 12 h. En la Figura 3.6 se muestra el esquema utilizado para el reactor aerobio por lotes.



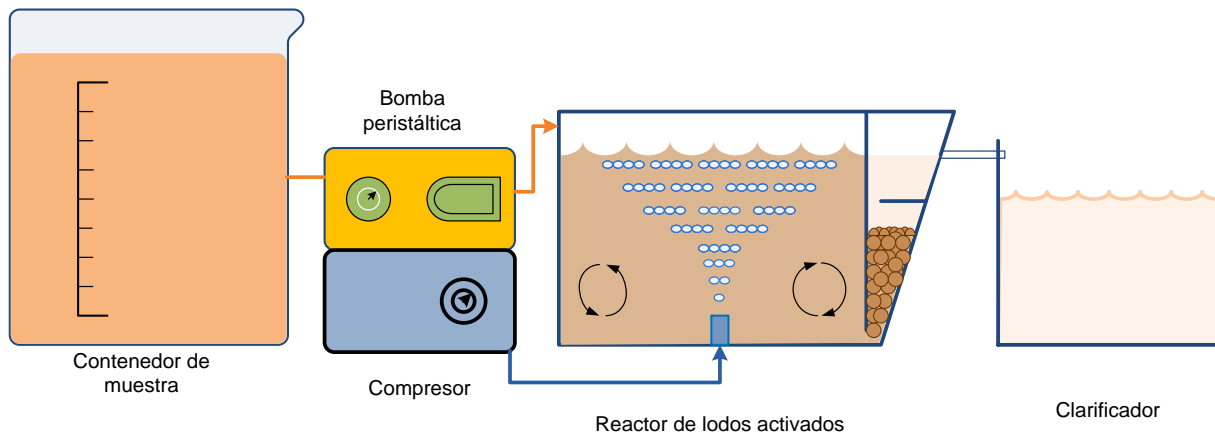
**Figura 3.6 Esquema de tratamiento aerobio en la etapa por lotes**

La determinación de los parámetros cinéticos se realizó en cuatro experimentos en paralelo considerando el método de Ramalho (1996). El método consiste en agregar una concentración fija de DQO (para este caso 1000 mg/L, que es la concentración media a la salida del proceso DAF), por otro lado se varían las concentraciones de biomasa expresada como SSV (1800, 2500, 3000 y 4000 mg/L), se airea el licor de la mezcla de agua residual y biomasa, se monitorean parámetros antes mencionados cada hora durante un periodo suficiente para que se pueda reducir la DQO hasta su punto mínimo. Con estos datos es posible establecer tiempos de residencia, cargas orgánicas y otros parámetros operativos de diseño a mayor escala.

#### *Tratamiento por Lodos Activados*

Esta etapa se llevó a cabo en el mismo reactor previamente descrito, pero modificando su operación a un proceso de lodos activados, es decir, en un régimen continuo, con sedimentación y con renovación de biomasa. Se utilizó agua residual tratada por el proceso DAF, se agregaron 2 L de volumen útil de mezcla reactiva (agua residual y biomasa) ajustada a un pH de 7 unidades y a 25°C; con agitación mecánica realizada por el suministro de aire del compresor. La alimentación fue regulada por una bomba peristáltica con caudales de 4.166, 4.761 y 5.555 mL/min dando como resultado TRH de 6, 7 y 8 h. El tanque aireador fue inoculado con la

biomasa proveniente de la etapa por lotes previa. En la Figura 3.7 se muestra el esquema de proceso de lodos activados. El reactor contaba con un sistema de clarificación, sin embargo este presentó baja eficiencia por lo que fue necesario incluir otro clarificador. El lodo producido se elimina al acumularse en el reactor cada 72h.



**Figura 3.7 Esquema de lodos activados.**

### 3.4 Pruebas de decoloración con hipoclorito de sodio

Los objetivos principales del uso del hipoclorito de sodio según Ramalho (1996) son:

- **Desinfección:** Fundamentalmente el cloro es un desinfectante debido a su fuerte capacidad de oxidación, por lo que destruye o inhibe el crecimiento de bacterias y algas.
- **Reducción de DBO:** Por medio de la oxidación de compuestos orgánicos presentes en el agua.
- **Disminución de colores y olores:** Las sustancias que producen olor y color presentes en el agua se oxidan mediante el cloro.
- **Oxidación** de iones metálicos y cianuros

Por tal motivo es importante evaluar el desempeño de un agente oxidante en este tipo de aguas residuales tratadas, con el objetivo de disminuir el color presente en el

efluente residual, además de ser un reactivo muy accesible y de fácil manejo en comparación con otros agentes químicos.

Para esta etapa adicional al proceso de tratamiento, se tomó una muestra de 10 mL y se le agregó diferentes dosis de hipoclorito de sodio al 3% (5-100 mg/L), a 25°C, se agitó la mezcla y por medio de parámetros como color verdadero a 455 nm, a su vez se mide DQO para determinar si existe oxidación del agua que proviene del final del tratamiento biológico.

## CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan y se discuten los resultados obtenidos, éstos son mostrados en mismo orden cronológico con se planteó la metodología experimental.

### 4.1 Caracterización del agua residual

La Tabla 4.1 presenta las características fisicoquímicas de tres muestras compuestas de agua residual de la industria de cárnicos; inicialmente el agua fue pretratada al hacerla pasar por un tamiz para poder eliminar los sólidos de tamaño superior a 2mm.

**Tabla 4.1 Caracterización del agua residual de cárnicos**

Parámetro	Unidades	Valor	Método
pH	unidades	5	Potenciométrico
Color	U Pt/Co	8043	2120C
Turbiedad	NTU	423	2130 B
DQO	mg/L	3,500	5220D
DBO	mg/L	2,035	5210B
ST	mg/L	6245	2540 B
SST	mg/L	776	2540D
SDT	mg/L	5469	2540 C
GyA	mg/L	1,114	5520D
NT	mg/L	135	4500-N C
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	5.01	4500-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> A
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/L	0.782	4500-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B
N-NH <sub>3</sub>	mg/L	31.4	4500-NH <sub>3</sub> C
PT	mg/L	25	4500-P E
Alcalinidad	mg CaCO <sub>3</sub> /L	300	2320 B
Sulfato	mg/L	108.9	4110 B
Na <sup>+</sup>	mg/L	295.5	Cromatográfico std
K <sup>+</sup>	mg/L	54.4	Cromatográfico std
Ca <sup>+2</sup>	mg/L	101.1	Cromatográfico std
Cl <sup>-</sup>	mg/L	365.5	4100 B

DQO: Demanda Química de Oxígeno, DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno, ST: Sólidos Totales, SST: Sólidos Suspendidos Totales, SDT: Sólidos Disueltos Totales, GyA: Grasas y Aceites, NT: Nitrógeno Total, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Nitrógeno de nitrato, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: Nitrógeno de Nitrito, N-NH<sub>3</sub>: Nitrógeno Amoniacal, PT: Fósforo Total



De la Tabla 4.1 se destaca:

- El pH del agua es ácido, ello puede deberse a la incorporación de aditivos como algunas sales, conservadores y saborizantes entre otros, que varían según el producto deseado.
- La turbiedad y los SST son dos parámetros de la calidad del agua que están directamente asociados; esto es, a mayor concentración de SST mayor es la turbiedad, lo cual se ve reflejado en los resultados obtenidos. Los SST del agua se deben básicamente a los residuos de carne derivados del picado y el amasado de ésta, y en menor proporción a otras sustancias que son arrastradas en el proceso de lavado.
- La materia orgánica representada por la DBO y la DQO es elevada, la relación DBO/DQO es de 0.58, la cual es adecuada para que el agua sea tratada mediante procesos biológicos. La concentración de materia orgánica está asociada a proteínas y grasas, sobre todo a otras especies disueltas en el medio acuoso, entre ellos azúcares y conservadores (Palatsi, Rodríguez-Abalde, Fernández, & Flotats, 2010; Visier, 1980).
- La concentración de grasas y aceites es elevada en este tipo de efluentes de naturaleza animal, en muchos casos son precursoras de inhibiciones microbianas, las proteínas y en gran medida los lípidos son antagonistas de la digestión microbiana (Palatsi et al., 2010).
- Los nutrientes como nitrógeno y fósforo son indeseables en las aguas residuales industriales que son descargadas al ambiente; no obstante, para tratamientos biológicos son recomendados en cantidades adecuadas, que dependiendo del proceso anaerobio o aerobio se requieren proporciones de DQO:NT:PT de 400-1000:25:7 y 1000:43:6 respectivamente, vigilando que no exista un exceso de amonio ya que al igual que los lípidos son inhibidores de metabolismos microbianos (Palatsi et al., 2010).
- Iones importantes como calcio, sulfato, cloruro, sodio y potasio presentes en el agua surgen del proceso de producción de embutidos, específicamente de las materias primas como los insumos usados en la salazón o amasado. Entre los iones más importantes presentes en el agua se tiene a los nitratos y nitritos de

potasio o fosfato y cloruro de sodio, los cuales son empleados como macronutrientes y micronutrientes en el proceso de tratamiento biológico.

- El color es un parámetro que destaca en la caracterización del agua y no está regulado en la normatividad mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-002-SEMARNAT-1996). Dicho parámetro o contaminante estético no deseable es atribuido al colorante carmín E-120, o ácido cármico usado durante el proceso de producción de embutidos. Este colorante ácido es derivado de las antraquinonas, extraído de las hembras de algunos insectos de la familia *Coccidae*, o comúnmente conocidas como cochinillas (parásitos de algunas especies de nopal), es soluble en agua (3 g/L), alcohol y soluciones alcalinas; es muy resistente al calor y a oxidaciones químicas, no es tóxico, es sensible al pH y muy estable a la autodescomposición, para obtener esa coloración es necesario llevar a cabo una quelación con aluminio y calcio (Gómez H., 2006; Ortega C., 2011).

A partir de las características fisicoquímicas del agua residual se realizaron estudios de tratamiento aplicando procesos fisicoquímicos y biológicos más viables desde un punto de vista técnico, para tratar de manera eficiente este tipo de agua residual (Behling et al., 2003; López et al., 2008; Martínez et al., 2014; Rossi, 2009; Ruiz, Veiga, de Santiago, & Blázquez, 1997). Los resultados de la aplicación de dichos tratamientos se presentan a continuación.

#### **4.1 Procesos fisicoquímicos**

##### *Coagulación-floculación*

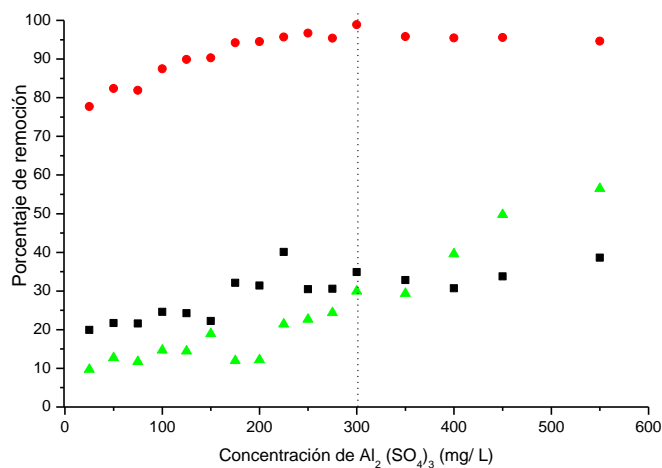
Se realizaron pruebas de coagulación y floculación con diferentes coagulantes, sales de aluminio, fierro y calcio, y distintos tipos de floculantes o polímeros aniónico y catiónico de densidad de carga media (auxiliares de coagulación), con la finalidad de seleccionar aquellos que formarán partículas más grandes y de mayor peso, facilitando una separación por sedimentación. Los resultados mostraron que el sulfato de aluminio y el polímero aniónico marca TECHNIFLOC 908 presentaron mayor viabilidad técnica para hacer las pruebas de tratamiento posteriores.

### Determinación de la dosis óptima

Se realizaron pruebas de tratamiento fisicoquímicas (pruebas de jarras) para determinar la dosis de coagulante y pH adecuados. Inicialmente, la prueba de jarras se realizó a pH 6 con un intervalo en la dosis de coagulante de 5 mg/L hasta 600 mg/L de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y añadiendo 5 mg/L de polímero aniónico como floculante de la marca TECHNIFLOC 998. El porcentaje de remoción se calculó de la siguiente forma en la ecuación (4.1).

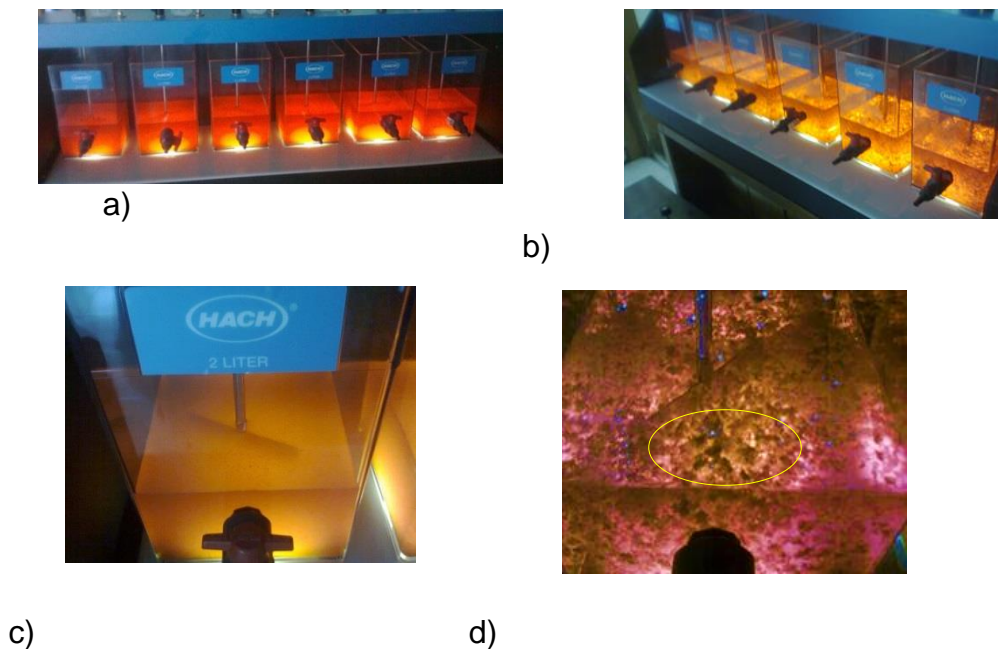
$$\% \text{ de remoción} = \frac{(\text{Concentración inicial} - \text{Concentración final})}{\text{Concentración inicial}} \times 100 \quad (4.1)$$

La Figura 4.1 muestra la remoción de DQO, turbiedad y color en función de las dosis de coagulante y floculante empleados a pH 6. Se observa un incremento de la remoción de turbiedad y DQO conforme se aumenta la dosis de sulfato de aluminio en el intervalo de 100 a 300 mg/L. No obstante, después de este último valor la remoción de la turbiedad y DQO comienzan un descenso en la eficiencia.



**Figura 4.1. Porcentaje de remoción de DQO (■), Turbiedad (●) y Color (▲) en función de las dosis de coagulante con 5 mg/L de floculante**

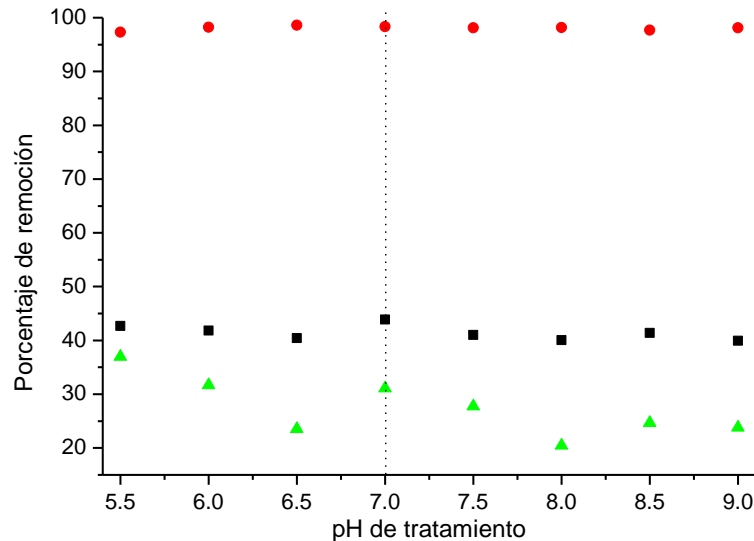
Por otro lado, el color alcanza su máximo valor de remoción a dosis de 700 mg/L, lo cual se debe básicamente a que el color está asociado a los sólidos o sales disueltas en el agua, por lo que se requiere una mayor dosis de coagulante. La dosis de 300 mg/L de sulfato de aluminio se considera la más eficiente para remover turbiedad, DQO y color en el orden de 97, 35 y 31% respectivamente. A esta dosis, la materia orgánica suspendida y coloidal sufre un cambio de potencial, provocando que las cargas electrostáticas se neutralicen, y con la adición de floculante la formación de flóculos se incrementa de pequeños a mayores, el resultado de lo anterior es la sedimentación de los sólidos. Un proceso fisicoquímico puede remover materia orgánica en aguas residuales de rastro utilizando 250 mg/L de sulfato de aluminio y 5 mg/L de polímero aniónico, alrededor del 90% para turbiedad, color y DQO (López, De Barrera, Vallejo, & Barahona, 2008). La Figura 4.2 muestra imágenes de la prueba de jarras variando la dosis de coagulante; es posible apreciar la formación de flóculos en las imágenes b) y c).



**Figura 4.2 a) Prueba de jarras con pH 5, b) Prueba de jarras en ejecución, c) Jarra sin tratamiento y d) Jarra con 300 mg/L de  $Al_2(SO_4)_3$  y 5 mg/L de polímero.**

### *Determinación del pH óptimo*

Para determinar el pH óptimo se consideró un intervalo de prueba de 5.5 a 9.0 unidades, ya que se considera un pH de descarga normado y el de la experimentación de algunos autores (López et al., 2008; Manjunath, Mehrotra, & Mathur, 2000), utilizando la dosis óptima de 300 mg/L de  $Al_2(SO_4)_3$  y 5 mg/L de polímero aniónico. La Figura 4.3 muestra los resultados de esta prueba experimental, se observa que conforme varía el pH, el colorante cambia de apariencia (de color carmín distintivo a un color vino), por lo que dejaba de ser un parámetro fiable para describir la descontaminación del agua.



**Figura 4.3. Determinación de la eficiencia de remoción de DQO (■), Turbiedad (●) y Color (▲) utilizando 300 mg/L de  $Al_2(SO_4)_3$  y 5 mg/L de polímero aniónico.**

La Figura 4.4 muestra imágenes del comportamiento del agua residual en esta prueba experimental.



a)

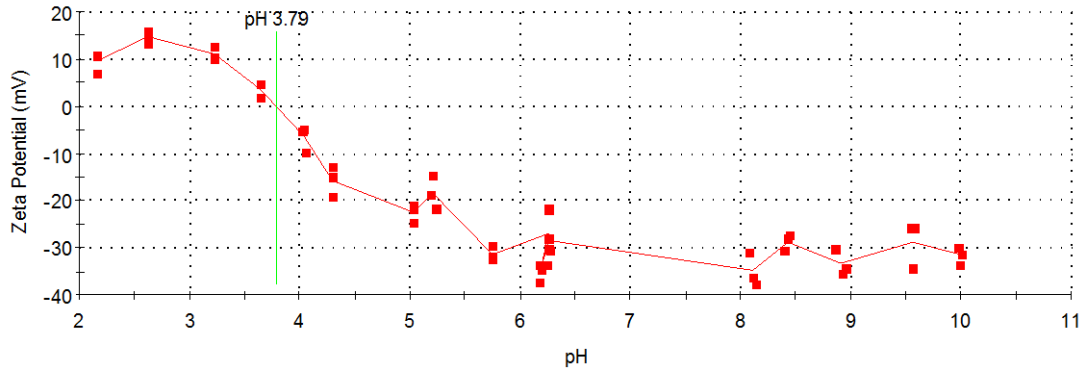


b)

**Figura 4.4 Prueba de jarras variando pH y b) Formación de flóculos a pH 7**

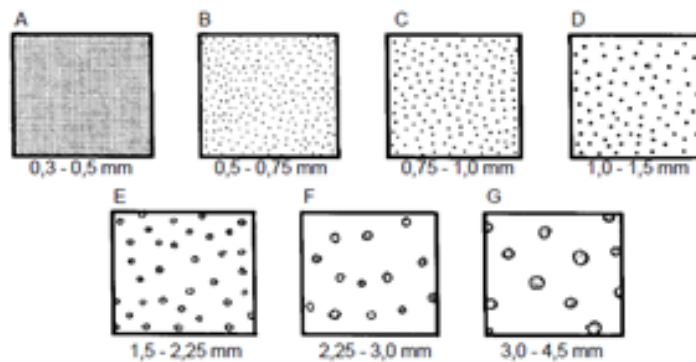
A partir de la información de la Figura 4.1, en la que se indica que conforme se aumenta la concentración de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , el sistema se aproxima al punto isoeléctrico en 300 mg/L, confirmándose que se logra la neutralidad de carga (Figura 4.3), (Al-Shamrani, James, & Xiao, 2002).

Otro parámetro que logra explicar el comportamiento uniforme en la prueba de pH variable es el potencial Z. En la Figura 4.6 se muestran los resultados obtenidos para este parámetro, el equipo empleado para cuantificar esta variable cuenta con un convertidor de señal a mediciones de potencial eléctrico en mV, el cual utiliza el modelo de Smoluchowski, donde se muestra el punto isoeléctrico del coloide. En la Figura 4.5 se observa que si el agua residual se mantuviera a pH de 3.79 unidades, se aproximarían las capas de Stern y la capa difusa de partículas; es decir, se acercaría la neutralidad de cargas en el coloide. Sin embargo, esto no indica una eficiente sedimentación de partículas ya que éstas son muy pequeñas y tomaría mucho tiempo la sedimentación, por lo que sería necesario agregar un coagulante y un floculante. Se presenta un fenómeno de neutralización-adsorción-barrido en el proceso; la adición de sulfato de aluminio altera las cargas en el material coloide, para precisar, 300 mg/L de sulfato de aluminio sólo aportan 47 mg/L de  $\text{Al}^{+3}$ .



**Figura 4.5 Punto isoeléctrico del agua residual de embutidos (pH= 3.79, 0 mV).**

La Figura 4.6 muestra el tamaño y apariencia de los flóculos según el índice de Willcomb reportado por WRI; al realizar una comparación de los diferentes tamaños de flóculos, es posible asumir que los obtenidos durante el ensayo de coagulación-floculación fueron del tipo E y F (de Vargas, 2004).



**Figura 4.6 Clasificación de partículas floculadas según Willcomb (WRI)**

La Tabla 4.2 muestra los resultados de este proceso con las condiciones adecuadas de tratamiento, se destaca la remoción de materia suspendida que a su vez provoca turbiedad. Se puede concluir que el proceso de coagulación-floculación es muy eficiente para remover turbiedad asociada a SST y en menor medida para remover DQO y color. Esto último se debe a que una buena parte de la DQO y color es soluble, lo cual no se remueve con alta eficiencia el proceso empleado. Lo anterior,

se pudo confirmar con la baja eficiencia que el sistema tuvo para remover los sólidos disueltos.

**Tabla 4.2. Resultados prueba de jarras**

Parámetro	Unidades	inicial	final	% Remoción
DQO	mg/L	3500	1995	43
Turbiedad	NTU	503	6.97	98
SST	mg/L	775	45.78	94.1
Color	Pt-Co	8042	5541.6	31.1
SDT	mg/L	6253	2145	65.7
ST	mg/L	8870	5464	38.4

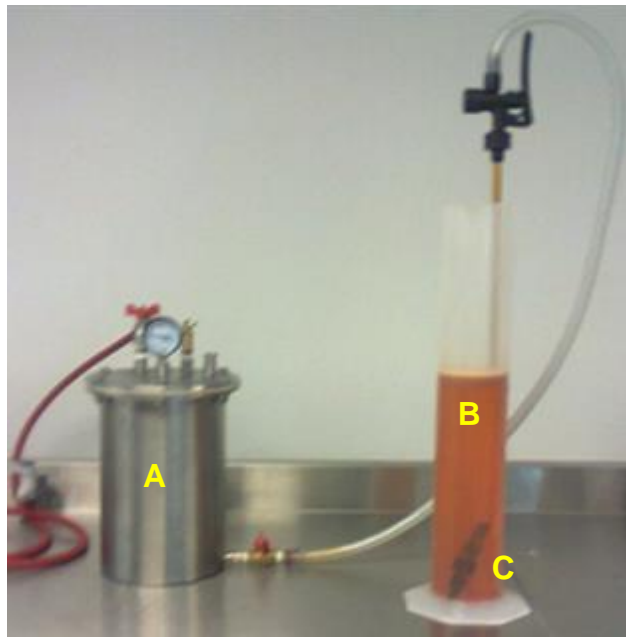
Finalmente, se determinaron las dosis adecuadas de  $Al_2(SO_4)_3$  y polímero aniónico fueron de 300 mg/L de  $Al_2(SO_4)_3$  y 5 mg/L, respectivamente a un pH de 7 unidades, éstas logran la mayor remoción de contaminantes con concentración de agentes químicos, relativamente bajas y a un pH adecuado para anteceder a un tratamiento biológico. Además, el tamaño y forma del flóculo son suficientemente estables dado que se logra una buena sedimentación de lodos; es decir, alta concentración de sólidos y poco tiempo de sedimentación.

De manera general el proceso fisicoquímico remueve mediante coagulación-floculación y sedimentación, sólidos sedimentables, suspendidos, coloides y una pequeña parte de sólidos disueltos. Sin embargo, las grasas y aceites se presentan en forma de materia flotante y dispersa en el agua, por lo que es necesario removerla con otros mecanismos como la flotación por aire disuelto (Tridib & Bhudeb R., 2006; Zouboulis & Avranas, 2000).



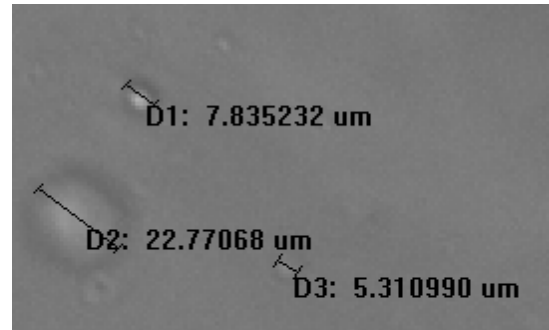
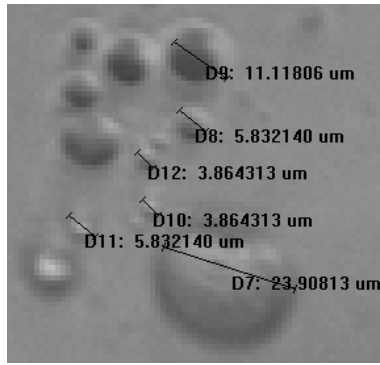
#### **4.1.2 Flotación por Aire Disuelto (DAF)**

Este proceso se llevó a cabo en un equipo de flotación escala *bench* (banco) integrado básicamente por (A) cámara de saturación, (B) columna de flotación y (C) aspensor. El equipo empleado se muestra en la Figura 4.7.



**Figura 4.7. Sistema de Flotación por Aire Disuelto, (A) cámara de saturación, (B) columna de flotación y (C) aspensor.**

En esta prueba se generaron microburbujas de diámetro del orden de 3-100  $\mu\text{m}$ , determinado por medio de un microscopio LEICA, lo cual se observa en la Figura 4.8. Es posible observar coalescencia de las burbujas, debido a su inestabilidad tenían que ser medidas inmediatamente después de ser generadas. Estos resultados son semejantes con lo encontrado en la literatura que indica que el tamaño de las burbujas tiene un rango de 10-120  $\mu\text{m}$  a presiones de operación de 2, 3 y 4  $\text{kg}/\text{cm}^2$  (Barona O., 2007; Moruzzi & Reali, 2010).



**Figura 4.8 Fotografías tomadas en microscopio a burbujas generadas en DAF**

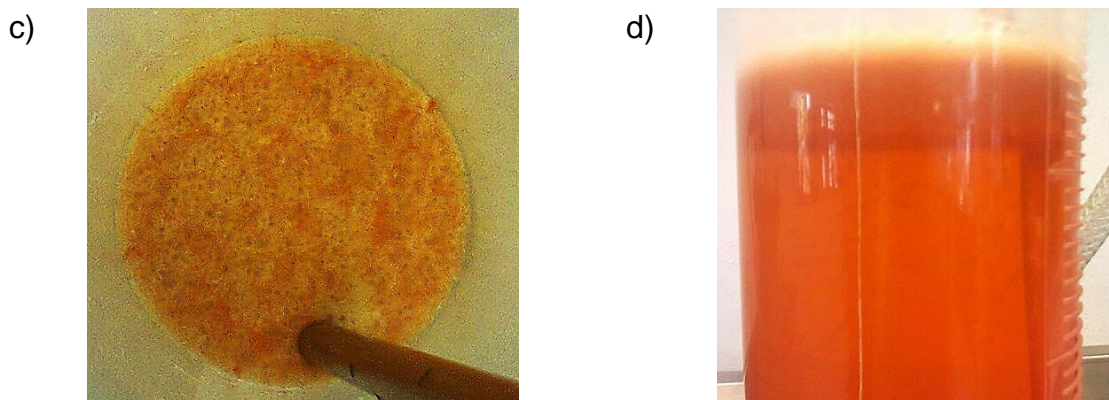
Durante el proceso de flotación se observó que cerca de los 5 minutos posteriores a la inyección de aire, la mayoría del material fue arrastrado a la superficie formando capas de material con aspectos diferentes, ya que es fácil de distinguir láminas de natas de diferente composición (Figura 4.9).

a)



b)





**Figura 4.9. Tratamiento DAF, a) Antes del proceso, b) Después de flotación, c) Natas de flotación (vista superior) y d) Capas de material flotado**

En la Figura 4.9 se muestra **a)** la saturación de aire, **b y c)** la materia en suspensión, la cual es removida por la acción de las burbujas y **d)** después de 5 minutos la turbiedad asociada a los SST se reduce. Se analizaron 3 presiones de aire: 2, 3 y 4 kg/cm<sup>2</sup>; las remociones de DQO, SST, turbiedad, color, ST y SDT fueron similares, oscilando sólo  $\pm 1\%$  entre cada una de ellas; es decir no hubo cambios significativos asociados a la presión de inyección de aire. La Tabla 4.3 muestra los resultados de eficiencia obtenidos.

**Tabla 4.3 Resumen de resultados del proceso de DAF**

Parámetro	Unidades	Valor Inicial	Valor Final	% Remoción
DQO	mg/L	3500	1025	70
DBO	mg/L	2030	696	65.7
Turbiedad	NTU	503	8.4	98
Color	Pt-Co	8043	3466	56.9
ST	mg/L	8870	2145	65
SST	mg/L	503	5	97.88
SDT	mg/L	6253	1883	65.5
S. Sed.	mL/L	22	<1	99
GyA	mg/L	1114	<1	99

N <sub>T</sub>	mg/L	133	44	67
N <sub>org</sub>	mg/L	87	19.6	77.5
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	5	2.3	54.1
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/L	0.88	0.27	69.5
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	31	22	30
P <sub>T</sub>	mg/L	24	13	46.8

La flotación por aire disuelto es un mecanismo eficiente para remover materia suspendida, turbiedad y sobre todo GyA; sin embargo, es menos eficiente para remover materia disuelta como DQO y DBO solubles, además de nutrientes. Por lo anterior es necesario otro tipo de tratamiento subsiguiente, tal como un sistema biológico, cuya función principal es utilizar fuentes de carbono, nitrógeno y fósforo, dando como resultado la remoción o la disminución de la complejidad del contenido orgánico en el agua residual.

Se ha reportado que el proceso DAF puede aumentar la eficiencia de procesos biológicos, acoplándolo como pretratamiento a un reactor UASB obteniendo resultados de un 70% de remoción de DQO sin DAF hasta un 90% con dicha etapa previa (Manjunath et al., 2000). La unidad de flotación fue operada en un intervalo de presión de 4-7 kg/cm<sup>2</sup>, se recomienda al límite inferior como óptimo, ya que a presiones superiores se presentaron problemas operativos, además de ser costoso y representar un riesgo operacional.

Sena et al. (2009) reportan que al emplear el proceso DAF con coagulación-floculación usando sales de Fe<sup>+3</sup> y floculantes poliméricos, las aguas residuales con similares características de polución (DBO entre 1200-1760 y DQO de 2800-3230 mg/L, GyA de 820-1050 y ST de 2300 a 7000 mg/L) lograron remover DQO 62%, DBO 78%, además de remover GyA y ST por encima del 89% en ambos casos para aguas residuales de rastro. También encontraron que el uso de la columna de flotación genera una alta eficiencia de remoción de materia orgánica y su funcionamiento como un tratamiento primario no mostró dependencia significativa de la eliminación de contaminantes con el caudal de aire. Para aumentar más aun la

eficiencia en la depuración de agua se propone emplear un sistema biológico, posterior al DAF.

Por último, otro sistema de tratamiento que se le ha comparado a DAF es la Flotación por Aire de Cavitación (Cavitation Air Flotation, CAF, por sus siglas en inglés) que consiste en inducir aire mediante una propela girando a altas velocidades, lo que provoca dos zonas, una de alta presión y otra de muy baja, dando lugar a el fenómeno de la cavitación. Dicho proceso ha dado resultados en el tratamiento de aguas residuales de rastro para bovinos removiendo DQO, SST y GyA 74, 97, 98% respectivamente; el mismo sistema para aguas residuales de una empacadora de carnes remueve DQO SST y GyA en 80, 98 y 98%, respectivamente (HydroCaL, 2011). Estos resultados son comparables con los obtenidos por el DAF, a diferencia entre procesos es que en éste último se requiere de un compresor para generar la disolución de aire en el líquido y para el CAF se necesita un sistema mecánico para mover a gran velocidad las propelas para inducir el aire de cavitación.

## **4.2 Procesos biológicos**

Para evaluar los procesos biológicos se probaron dos tipos de tratamiento, el anaerobio a través de un filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) y el aerobio mediante lodos activados (LA), ambos sistemas se evaluaron en dos etapas de operación, primero en discontinuo o por lotes (para obtener el comportamiento cinético del sistema y la adaptación de la biomasa al sustrato); seguida de una etapa en continuo. Ambos procesos muestran mecanismos muy diferentes de degradación de materia orgánica pero comparten un mismo objetivo que es la remoción de material orgánico. A continuación se presentan los resultados obtenidos para cada proceso.

### **4.2.1 Proceso Anaerobio**

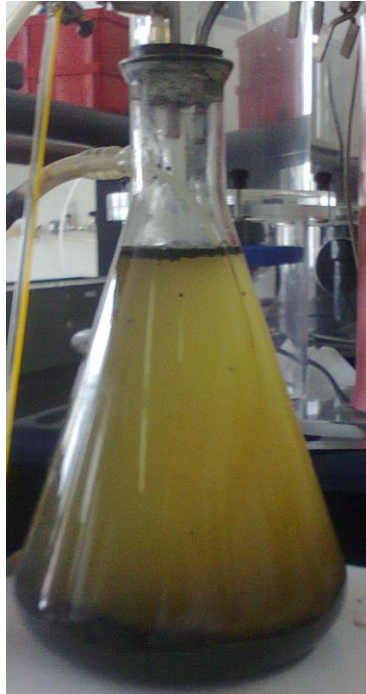
#### *Etapas por lotes*

Dentro de las características del agua residual, una parte muy importante de los constituyentes son los nutrientes como N y P, ya que contribuyen al buen

desempeño del reactor biológico. La relación de DQO:N:P del agua del proceso cárnico aquí empleada es de 400:15.4:2.9 (ver Tabla 4.1), se observa que los valores de los nutrientes están por encima de lo recomendado (400:7:1) (Khanal, 2008; Malina & Pohland, 1992). Las concentraciones de nutrientes del agua residual regularmente son un problema por su escasez; sin embargo, para este caso su cantidad en exceso debe ser aprovechada en el proceso anaerobio. Las relaciones elevadas de nutrientes puede ser atribuidas a la alta concentración de nitrógeno orgánico así como a las sales nitrogenadas y fosforadas utilizadas en el proceso de producción de embutidos (Boe, Batstone, Steyer, & Angelidaki, 2010; Cajigas Cerón, Pérez Vidal, & Torres Lozada, 2005; Malina & Pohland, 1992; Pereira, Mota, & Alves, 2002).

*Proceso de inoculación y crecimiento en el reactor discontinuo*

Para realizar las pruebas de tratamiento anaerobio, primero fue necesario adaptar la biomasa al sustrato. En la Figura 4.10 se muestra el reactor por lotes utilizado en la experimentación.



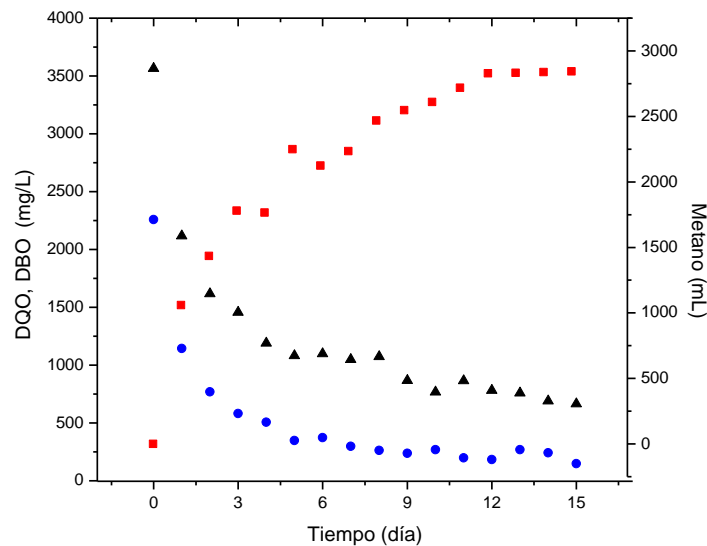
**Figura 4.10. Reactor por lotes en la degradación del agua residual**

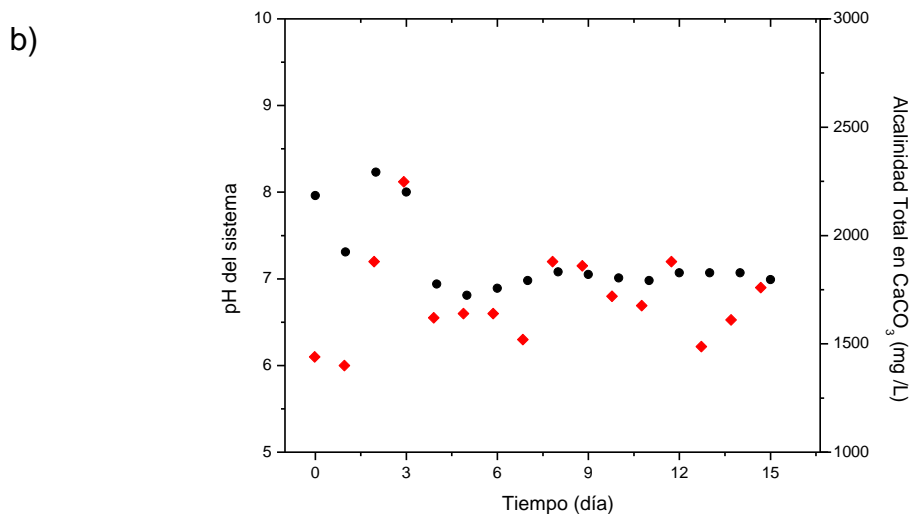
### Pruebas de degradación en reactor por lote

Una vez finalizada la etapa de adaptación de la biomasa al sustrato con el 100% en concentración de materia orgánica medida como DQO en el sistema, se inicia la etapa de cinética de remoción de la DQO. En la Figura 4.11a se puede observar un decaimiento de la DQO y DBO en los primeros 6 días. A su vez la velocidad de generación de metano fue proporcional con respecto a la DQO removida, obteniéndose 341 mLCH<sub>4</sub>/g<sub>CO<sub>D</sub></sub> removida, en condiciones estándar lo cual se acerca a el valor teórico reportado en la literatura es de 350 mLCH<sub>4</sub>/ g<sub>CO<sub>D</sub></sub> removida (Ahring, Sandberg, & Angelidaki, 1995). En un periodo de 15 días se logró una remoción de DQO cercana al 85%.

En la Figura 4.11b se observa la relación de comportamiento del pH del agua residual y la capacidad buffer de la mezcla sustrato-biomasa, expresada como alcalinidad. Es importante resaltar que la alcalinidad generada por el propio sistema fue suficiente para regular las variaciones del pH, lo anterior debido principalmente a las características propias del vertido residual y a la relación simbiótica con la biomasa.

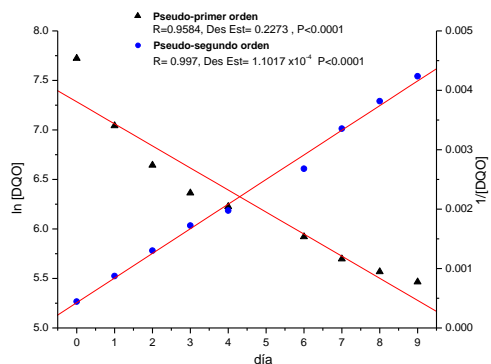
a)





**Figura 4.11. (a) Disminución de DQO (▲), DBO(●) y generación de metano(■) en la fase de degradación, (b) Alcalinidad (◆) en mg de CaCO<sub>3</sub>/L y pH (●)del sistema por lotes.**

La Figura 4.12 muestra el comportamiento de la degradación de materia orgánica conforme a una cinética de 1<sup>er</sup> y 2<sup>o</sup> orden, la cinética de 2<sup>o</sup> orden fue la que mejor se ajustó al comportamiento de los datos, con una constante global de reacción para la DQO y DBO de  $7.210^{-5}$  y  $3.37 \cdot 10^{-4}$  L/mg/d, respectivamente. Esto se atribuye a la alta capacidad que tienen los microorganismos para degradar carbohidratos y aminoácidos contenidos en este tipo de agua residual (Pullammanappallil, Chynoweth, Lyberatos, & Svoronos, 2001).



**Figura 4.12. Determinación del orden de reacción del proceso anaerobio**



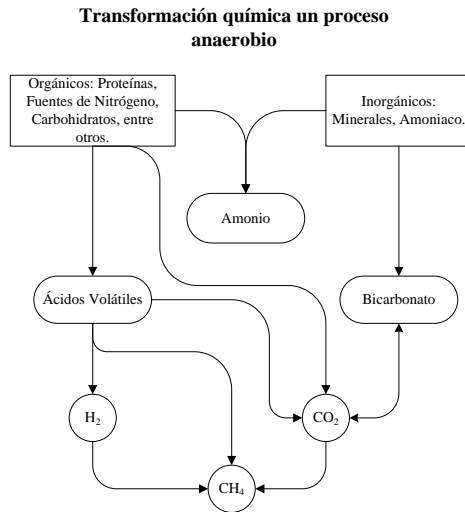
Retomando la constante cinética global del proceso y ajustando a una expresión cinética (Ecuaciones 4.2 y 4.3), se estimó que la velocidad de degradación de la materia orgánica alcanza valores de 306 desacelerando hasta 92 mg/L/d para el caso de la DQO, manteniéndose oscilante en ese valor el resto del proceso.

$$\frac{d(DQO)}{dt} = - \left( 7.2 \times 10^{-5} \frac{L}{mg \cdot d} \right) [DQO]^2 [=] \frac{mg}{L \cdot d} \quad (4.2)$$

$$\frac{d(DBO)}{dt} = - \left( 3.37 \times 10^{-4} \frac{L}{mg \cdot d} \right) [DBO]^2 [=] \frac{mg}{L \cdot d} \quad (4.3)$$

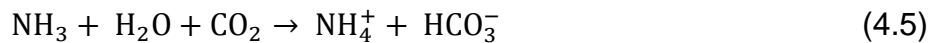
Los resultados de degradación muestran la capacidad de adaptación de la biomasa al nuevo sustrato contenido en el agua residual, en ello refleja la presencia de alcalinidad del sistema, ya que durante la metanogénesis también se produce CO<sub>2</sub>. Este compuesto reacciona con el amoníaco libre y otros compuestos para generar bicarbonatos (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), es decir alcalinidad, la cual se ha utilizado como un indicador de la estabilidad de los procesos anaerobios, indicando que la concentración de los bicarbonatos debe ser 3:1 contra la de los ácidos grasos volátiles para que estos sean neutralizados (Del Real Olvera et al., 2007; Martínez et al., 2014; Ripley, Boyle, & Converse, 2014; Sawyer, McCarty, & Parkin, 2003).

De acuerdo con Khanal (2008), la materia orgánica (CHONS) compuesta principalmente por proteínas (como tejidos cárnicos) reacciona con el amoníaco libre; entonces el nitrógeno que se reduce logra dotar, al igual que los sulfatos, de una capacidad neutralizadora y buffer al sistema (ver Tabla 4.1). En consecuencia, estos compuestos reaccionan con el CO<sub>2</sub> produciendo bicarbonato de amonio, el cual contribuye a incrementar la alcalinidad del sistema de acuerdo al diagrama de la Figura 4.13, (Ripley et al., 2014).



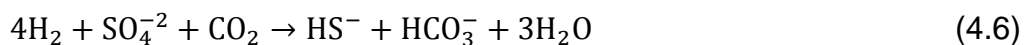
**Figura 4.13. Esquema de reacciones bioquímicas del proceso anaerobio (en óvalos los participantes que forman buffer del proceso anaerobio). Adaptado de (Ripley et al., 2014)**

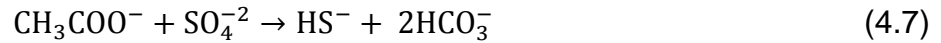
La reacción para la alcalinidad atribuida a la descomposición del nitrógeno orgánico se muestra en las ecuaciones 4.4 y 4.5, (Pereira et al., 2002).



En las etapas de hidrólisis y acidogénesis, el nitrógeno que se encuentra en las proteínas se convierte en amoníaco sumándose con el amonio libre, el cual, además de aceptar un átomo de hidrógeno subiendo el pH (pasa de  $NH_3$  a  $NH_4^+$ ), la acción del bicarbonato neutraliza la acidez producida durante el proceso anaerobio (Álvarez-Padrón, Vega-Guerra, Pérez-Silva, Bermúdez-Savón, & Suyén, 2012; López-López, Vallejo-Rodríguez, & Méndez-Romero, 2010; Rajeshwari, Balakrishnan, Kansal, Lata, & Kishore, 2000).

En las ecuaciones 4.6 y 4.7, se describe la forma en que los sulfatos presentes en el efluente, también contribuyen a la generación de alcalinidad:





La alcalinidad promedio en el sistema anaerobio por lotes es de alrededor de 1800 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ , los cuales fueron suficientes para neutralizar los ácidos grasos generados en la etapa de acidogénesis del proceso digestivo, ya que contribuyó a formar un sistema buffer (Del Real Olvera et al., 2007; Khanal, 2008). A pesar de que la presencia del ion sulfato afecta la metanogénesis, se ha reportado que es más fuerte la influencia del ácido sulfhídrico no disociado que la competencia de las mismas bacterias sulfato-reductoras. Para flujos máxicos de hasta 1000 mg/L/s de sulfato en reactores UASB, no afectan la remoción de DQO, llevándola de 2000 mg/L hasta 200 mg/L. En el caso de este estudio, el agua residual cuenta con concentraciones de 108 mg/L de sulfatos, lo cual no llega a afectar el desempeño de proceso anaerobio (ver Tabla 4.1) (Yamaguchi, Harada, Tomoaki, Yamazaki, & Tseng, 1999).

Haciendo uso de un nomograma (Figura 4.14) es posible inferir la cantidad de ácidos grasos volátiles presentes en el reactor y el porcentaje de metano en el biogás producido según la técnica sugerida por Ramalho (1996). Dado que el tiempo de residencia fue de 21 días y el pH de 7 unidades, se estima que el porcentaje de metano que se obtuvo en el biogás era cercano al 70%. Por otro lado se logró una concentración aproximada de 1000 mg/L de ácidos grasos volátiles (AGV's), los cuales fueron contrarrestados por la alcalinidad existente en el sistema, con una alcalinidad remanente aproximada de 1800 mg de  $\text{CaCO}_3$ /L. Finalmente, el porcentaje de DQO final obtenido en el sistema experimental, coincide con el remanente estimado en la Figura 4.14 de 16-18% de la inicial, lo que equivale a un intervalo de 560-590 mg/L en el experimento y lo cual está muy cercano al valor obtenido en el laboratorio, como se puede observar en la Figura 4.11a.

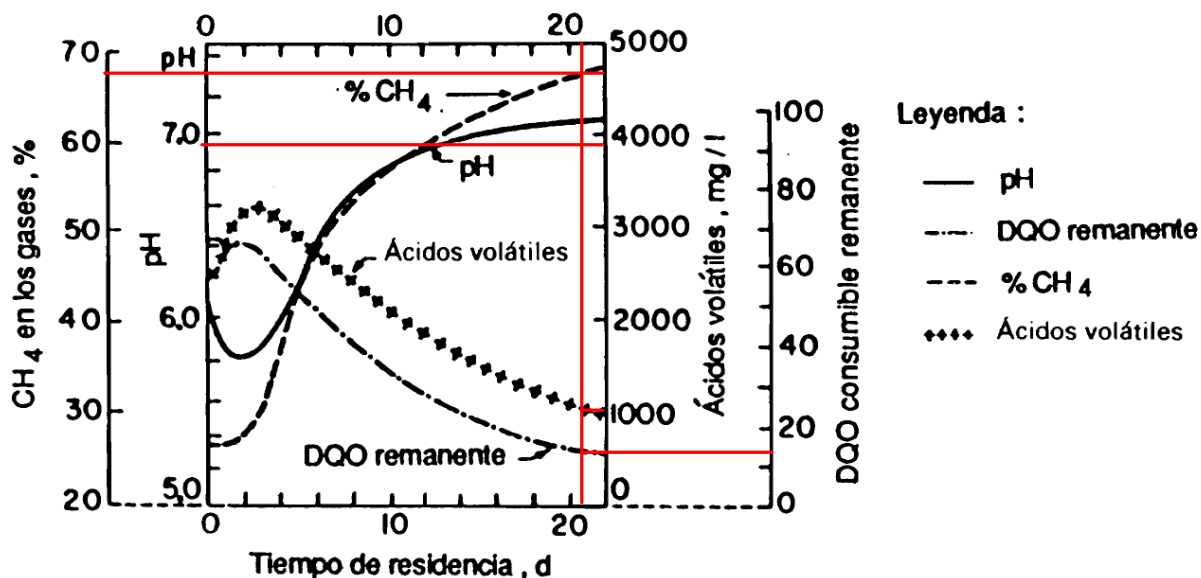
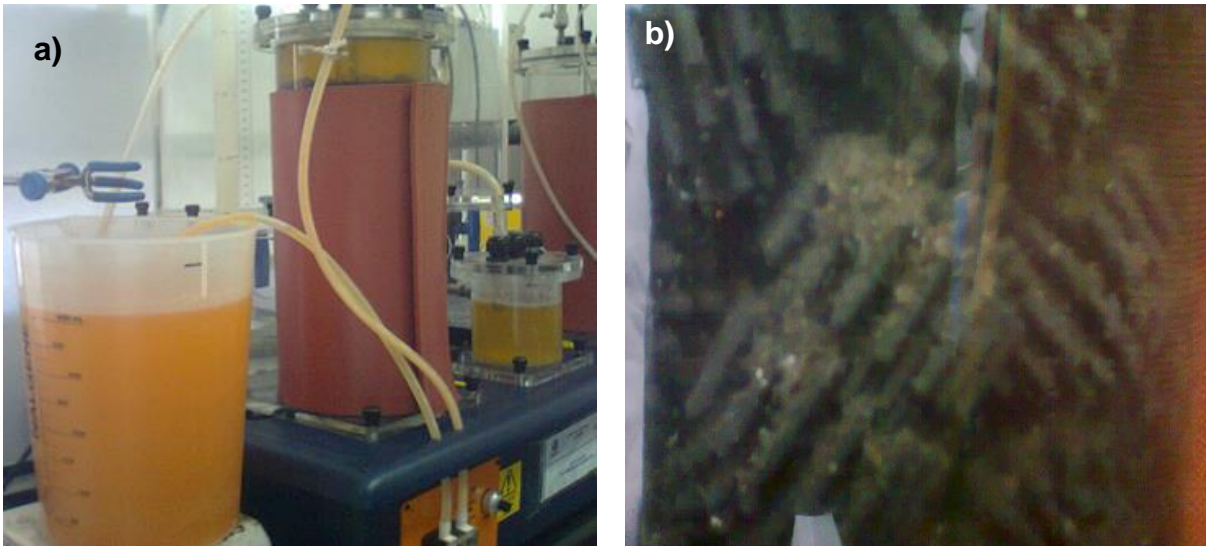


Figura 4.14. Gráfica de un proceso anaerobio discontinuo propuesto por Andrews et al. (1962) en Ramalho (1996).

Álvarez-Padrón et al., (2012) realizaron la digestión anaerobia de aguas residuales de rastro y probando distintos tipos de inóculos, logrando disminuir el valor en la DQO hasta un 75%; es decir 10 unidades por debajo del resultado de este estudio, que utilizó biomasa proveniente de un tratamiento de vinazas tequileras. Los autores recomiendan que se deben utilizar microorganismos adaptados en medios similares con gran contenido de bacterias metanogénicas. Por lo anterior, se puede confirmar que el tipo de microorganismos empleados en los ensayos resultaron adecuados para el tratamiento de aguas residuales de la industria de embutidos.

#### Etapa de operación del FAFA

Para arrancar el filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA), se trasladó la biomasa adaptada previamente en el reactor discontinuo y se introdujo al FAFA, se mantuvo inundado el sistema de agua residual durante los primeros 3 días para asegurar la adhesión homogénea de la biomasa en el soporte o lecho sintético del reactor continuo como se muestra en la Figura 4.15.

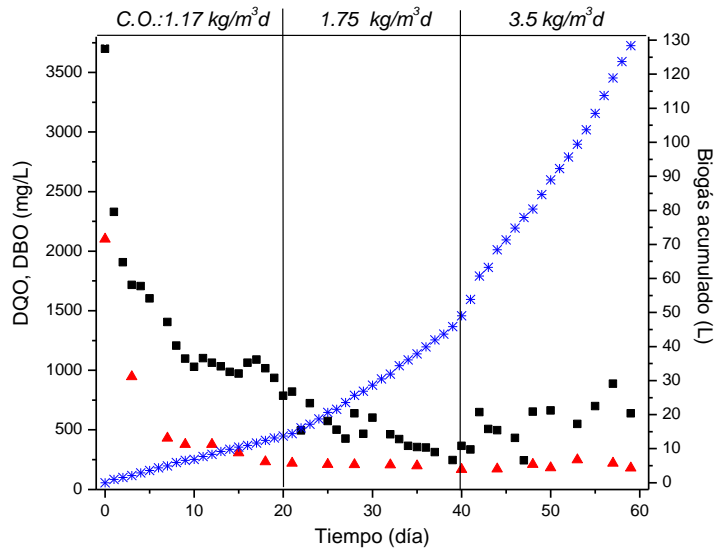


**Figura 4.15. a) Reactor tipo FAFA utilizado en la experimentación y b) Biomasa adherida en los soportes**

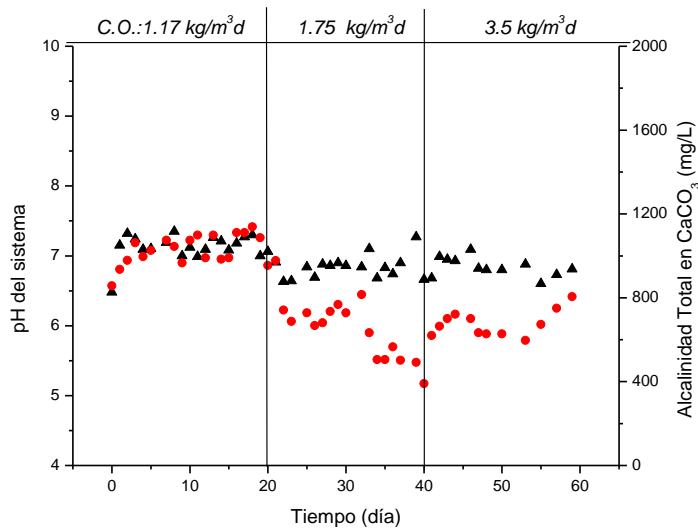
En los primeros 20 días, el FAFA se mantuvo operando con una carga orgánica (CO) de  $1.17 \text{ kgDQO/m}^3/\text{d}$ . En este periodo, la degradación de materia orgánica se incrementó con el tiempo, notándose una caída pronunciada los primeros 10 días. Posteriormente para una CO de  $1.75 \text{ kgDQO/m}^3/\text{d}$ , la DQO y DBO remanente fueron de 500 y 200 mg/L, respectivamente, lo cual significa que el proceso fue eficiente. Cuando la CO aumenta a  $3.5 \text{ kgDQO/m}^3/\text{d}$  los valores de DQO y DBO se mantuvieron constantes.

El valor mínimo que el reactor continuo logró remover es aproximado a 550mg/L de DQO y 250 mg/L de DBO equivalente al 84% de la DQO como se puede observar en la Figura 4.16a. La alcalinidad en el medio es del orden de  $1000 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ , logrando neutralizar el sistema; del mismo modo, la DBO alcanzó el equilibrio rápidamente, esto se debió a la buena adaptación que tuvo la biomasa al sustrato, alcanzando transformaciones constantes de DBO del 87%, por lo que se considera que el sistema es eficiente. Al mismo tiempo hubo generación proporcional de metano durante el proceso de tratamiento, hasta acumular 130 L de este gas en los 60 días de operación, con una generación media de 4 a 5 L/d. Durante la operación del FAFA, la alcalinidad cumplió la función de regular el pH manteniéndolo en valores

cercanos a la neutralidad, para CO de 3.5 kgDQO/m<sup>3</sup>/d, como se puede observar en la Figura 4.16b.



(a)



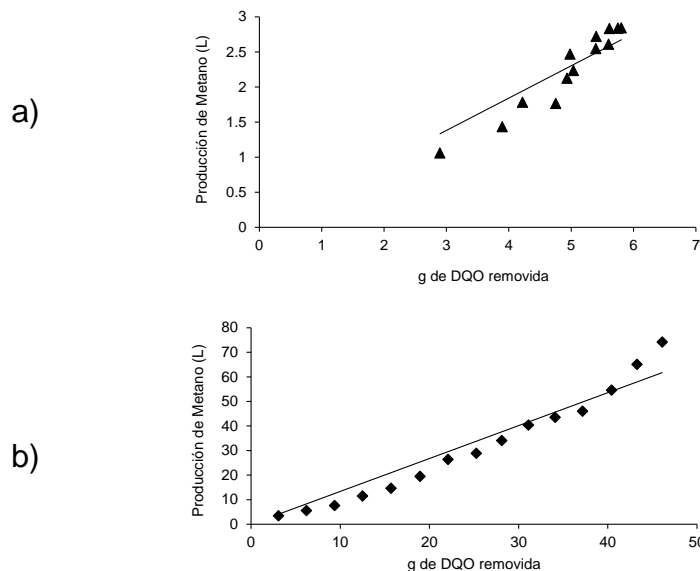
(b)

**Figura 4.16 (a) Disminución de DQO (■) y DBO (▲) y acumulación de metano (\*), (b) Alcalinidad (▲) y pH (●) del sistema FAFA.**

Se logró una tasa de producción de metano constante de 345 mL de CH<sub>4</sub>/g DQO removida a 37°C y 0.8 atm, como se puede ver en la Figura 4.16, los cuales en

condiciones estándar de presión y temperatura representan 270 mL de CH<sub>4</sub>/g DQO removida durante 60 días de operación. Al tratar aguas residuales de rastros se obtiene una tasa de producción de metano de 345 mL de CH<sub>4</sub>/g DQO removida en condiciones estándar de presión y temperatura, para una concentración inicial de materia orgánica igual a 4,306 mg/L de DQO, en un reactor por lotes (Padilla-Gasca, López-López, & Gallardo-Valdez, 2011).

En la Figura 4.17 se puede observar el cambio en la tasa de producción de metano para los diferentes sistemas experimentales de reacción. La diferencia entre la tasa de producción de metano en el reactor por lotes y en el FAFA se debe a que la concentración de biomasa (SSV) en el sistema por lotes se ve afectada con respecto a la cantidad de sustrato presente en el periodo de reacción; mientras en el FAFA se mantiene en incrementos constantes; es decir, en un reactor por lotes la CO equivalente disminuye y en un FAFA se mantiene constante, ambos en función del tiempo. La pendiente del FAFA es menor que en el proceso por lotes; comprobando con esto la diferencia en la producción de metano (Jördering & Josef, 2005; López-López et al., 2010).



**Figura 4.17 a) b) Tasa de producción de metano (L) por g de DQO removida en la fase de degradación y en la operación del UAF.**

A partir de los resultados obtenidos se establecieron las condiciones de operación del reactor tipo FAFA para tratar aguas residuales de la industria de embutidos y alcanzar las mayores eficiencias de remoción de la DQO, DBO, turbiedad y color. En la Tabla 4.4 se muestran las condiciones de operación obtenidas para los ensayos de este estudio, las cuales corresponden a THR de 24 h, CO= 3.5 kgDQO/m<sup>3</sup>d, pH=6.8 y T=37°C.

**Tabla 4.4 Características del efluente al final de la fase de operación**

Parámetro	Unidades	Entrada FAFA	Salida FAFA	CV	Remoción (%)
pH	unidades	5	6.8	0.03	N.A.
Color	Pt/Co	8,043	2529	0.29	68.55
Turbiedad	NTU	423	302	0.48	28.60
DQO	mg/L	3,500	550	0.22	84.28
DBO	mg/L	2,035	247	0.12	87.86
SST	mg/L	776	103	0.3	86.72

CV: Coeficiente de variación, NR: No Reportado NA.: No Aplica

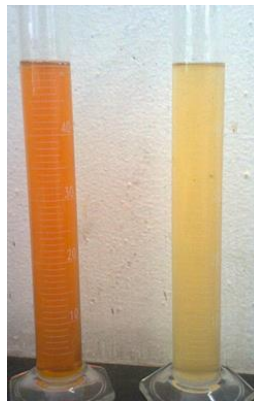
Los resultados de este trabajo son similares a los existentes en la literatura disponible para rastros, la cual sugiere una remoción de materia orgánica expresada como DQO y DBO que oscilan en el rango del 80-95% (Brett B.M., 1992; Padilla-Gasca & López López, 2010; Padilla-Gasca et al., 2011; Ruiz et al., 1997).

En este estudio se resalta que los tiempos de arranque y estabilización del sistema fueron menores a los reportados y prácticamente no se tuvo problemas de desestabilización del reactor en continuo por acidificación. Durante la operación del FAFA no fue necesario el uso de agentes químicos externos para regular el pH y alcalinidad del sistema, ya que las características propias del agua (niveles de nitrógeno orgánico, fosfatos y sulfatos) contribuyeron a que el proceso anaerobio



generará y aprovechará la alcalinidad suficiente para lograr eficiencias de remoción elevadas de DQO y la generación de metano (Rajeshwari et al., 2000). La concentración de iones calcio también ha sido considerada como un factor importante para los procesos anaerobios por diversos autores, los cuales recomiendan rangos óptimos entre 100-200 mg/L (Jördering & Josef, 2005). Es importante aclarar que el efluente tratado cuenta con valores aproximados de este parámetro.

La Figura 4.18 muestra la apariencia del agua residual a la entrada y a la salida del proceso anaerobio, aun a pesar de la buena remoción de materia orgánica con el sistema anaerobio se puede apreciar un color residual.



**Figura 4.18. Agua residual al inicio y al final del proceso anaerobio en un FAFA.**

Al finalizar este proceso se detectó grasa adherida en la tapa interna del reactor, por lo que es posible que a largo plazo, se presenten problemas de taponamiento. Por estos problemas, a nivel operativo se recomienda una etapa previa que remueva materia flotante con alta eficiencia, como lo es DAF o un *skimmer* o desnatador. No obstante, lo anterior forzaría a cambiar la estrategia de tratamiento del efluente utilizando un sistema biológico que remueva materia orgánica en condiciones de concentración de oxígeno disuelto elevadas, como consecuencia de trabajar con agua saturada de aire.

### **4.2.3 Proceso Aerobio**

En esta sección se presentan los resultados de los ensayos realizados con un proceso aerobio por lotes y en continuo. Por cuestiones de operación fue necesario remover previamente con flotación por aire disuelto, el material suspendido del agua residual, el cual contiene una fracción orgánica que corresponde a las grasas y que dificulta el crecimiento de los microorganismos, pudiendo hacer deficiente el tratamiento y disminuyendo el efecto del proceso biológico.

#### *Etapa por lotes*

Se realizaron ensayos preliminares por lote para medir el comportamiento de la mezcla de biomasa y agua residual a manera de acondicionamiento, a un pH de 7 unidades y temperatura de 25 °C, oxígeno disuelto en un intervalo de 1-2 mg/L y la agitación fue provocada por la corriente de aire suministrada. Durante el desarrollo de los experimentos, se observó un aumento del pH de 7 hasta 8.3 unidades y un aumento de la temperatura de 25 hasta 28 unidades en las primeras 6 horas de operación.

Posteriormente, se realizaron pruebas de biodegradabilidad aerobia para determinar parámetros biocinéticos, esenciales para analizar el comportamiento de la biomasa con el sustrato. Se realizaron pruebas para determinar la velocidad de consumo de oxígeno disuelto (VCOD), los resultados se presentan en la Tabla 4.5, observándose un aumento en la VCOD generado por el aumento en la cantidad de biomasa (SSV) en el medio, originando que se consuma con mayor rapidez el oxígeno disuelto.

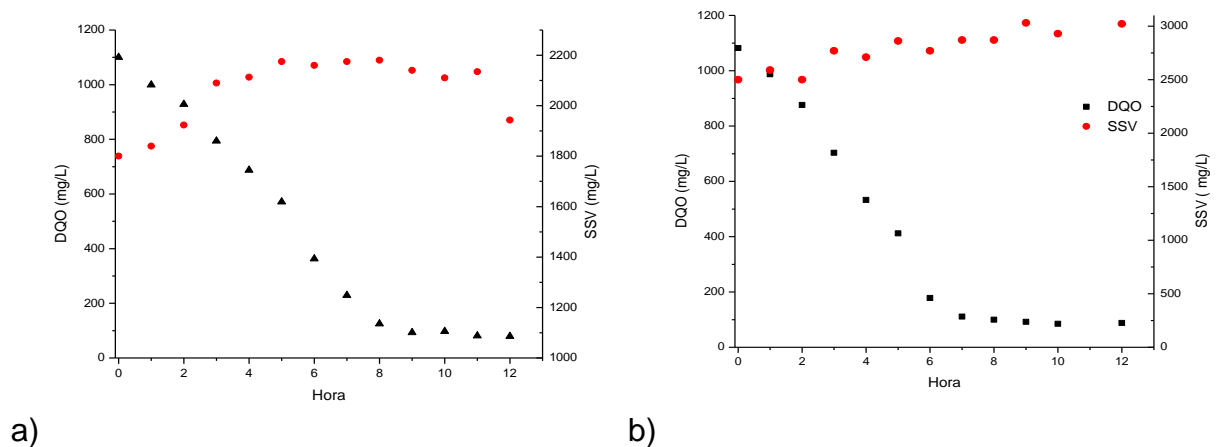
**Tabla 4.5. Velocidad de Consumo de Oxígeno**

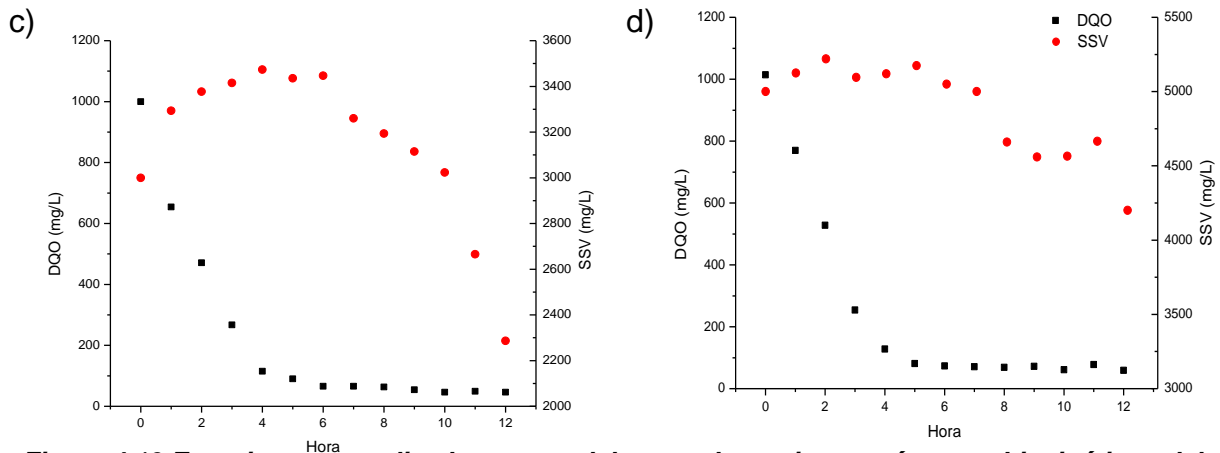
Relación DQO/SSV	VCOD (mg OD/L/min)
0.5	0.054
0.4	0.342
0.3	0.84
0.2	1.74

A partir de estas consideraciones se realizaron cuatro experimentos donde se fijó la concentración de DQO, tal y como lo recomienda Ramalho (1996), con la consideración de realizar las pruebas en un sistema por lotes. Se varió la proporción de la relación sustrato-biomasa, y se utilizó a la DQO como parámetro para cuantificar la materia orgánica presente en el vertido residual, ya que permite una mejor comprensión del fenómeno debido a que contiene la parte biodegradable y a la biológicamente inerte de la materia oxidable (Ferrer P. & Seco T., 2003). Los parámetros que fueron monitoreados cada hora además de la DQO, fueron oxígeno disuelto (OD), temperatura y pH (regulándolo con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> a 0.1N). Las concentraciones de DQO y SSV fueron las siguientes:

- a) 1000 mg/L de DQO/1800 mg/L SSV
- b) 1000 mg/L de DQO/2500 mg/L SSV
- c) 1000 mg/L de DQO/3000 mg/L SSV
- d) 1000 mg/L de DQO/4000 mg/L SSV

El comportamiento por cada uno de los sistemas se observa en la Figura 4.19





**Figura 4.19 Experimentos realizados en paralelo para determinar parámetros biocinéticos del proceso aerobio, relación DQO (■)/SSV (●) de a) 0.55, b) 0.40, c) 0.33 y d) 0.25**

Se observa que a medida que disminuye la disponibilidad de sustrato (DQO) con respecto a la cantidad de biomasa, el sistema se aproxima a un estado estable, lo cual se ve reflejado en la tendencia asintótica entre las 4 y 6 horas de operación, alcanzando remociones de DQO que oscilan entre 92 y 95%. Otro punto a destacar es el ligero crecimiento de SSV y su decremento en las últimas horas de reacción para casi todos los sistemas.

Ramalho (1996) presenta un método para calcular parámetros biocinéticos, y supone una solución una reacción de 2do orden. En el desarrollo de esta prueba se mostró un comportamiento inicial muy cercano a una línea recta con pendiente negativa, lo que podría remitir a una reacción de orden cero; y tras pasar 4-6 horas ocurre un cambio de orden ajustándose a una reacción de 1er orden. En la Tabla 4.6 se muestran los valores de la constante de degradación de sustrato (k) de la experimentación, la estimación de la cinética del orden cero se llevó a cabo en las primeras 4-6 horas de cada experimento y el tiempo restante corresponde a la estimación del primero orden.

**Tabla 4.6. Constantes de degradación de DQO**

Experimento	DQO/SSV	$K^{\alpha=0}$ [mg/L h]	$R^2$	$K^{\alpha=1}$ [1/h]	$R^2$
1	0.25	252.2	0.9991	0.0509	0.8828
2	0.33	215.7	0.9753	0.4322	0.957
3	0.40	150.2	0.9864	0.0884	0.9956
4	0.55	106.1	0.9945	0.188	0.8

Este tipo de comportamiento se debe que a concentraciones elevadas de sustrato la velocidad de reacción es independiente de la concentración. Es decir, obedece a una reacción de orden cero, por otro lado una vez que disminuye la concentración, el comportamiento cinético cambia a primer orden. Un comportamiento semejante puede ser visto en las reacciones heterogéneas donde el catalizador está en fase sólida (Ferrer P. & Seco T., 2003).

Otro autores proponen que este tipo de sistemas se ajusta al modelo de cambio de orden, como lo sugiere Levenspiel (1999), en donde señala que para las reacciones que van de un orden menor (cero) a uno mayor (primero) es posible utilizar la siguiente expresión matemática para describir el comportamiento (Ecuación 4.8):

$$\frac{\ln(DQO_0/DQO)}{DQO_0-DQO} = -k_1 + \frac{k_0 t}{DQO_0-DQO} \quad (4.8)$$

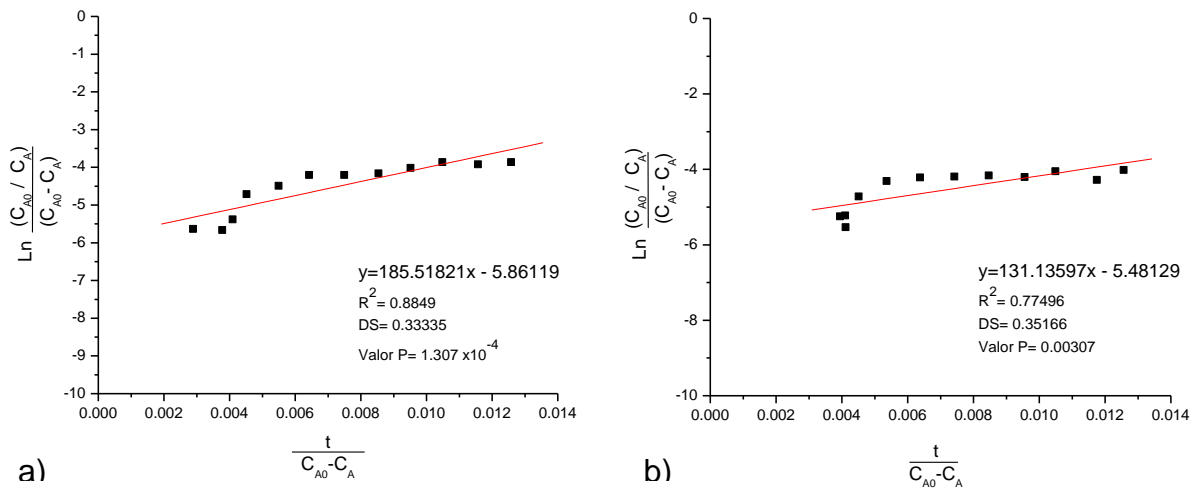
Donde:

$DQO_0$ ,  $DQO$ : Demanda Química de Oxígeno inicial y en el tiempo  $t$  (mg/L)       $k_0$ : Constante de velocidad de reacción para el orden 0 (L/mg h)

$t$ : Tiempo (mg/L)       $k_1$ : Constante de velocidad de reacción para para el 1er orden (1/h)

Para analizar el comportamiento cinético del sistema experimental empleado, a manera de discusión de resultados, se utiliza la ecuación (4.8), la concentración SSV

fue de 3000 y 5000 mg/L, se observa un comportamiento de cambio de orden acorde a lo propuesto por la teoría de Levenspiel (1999) (ver Figura 4.20).



**Figura 4.20. Cinética de cambio de orden para una concentración de SSV de a) 3000 mg/L y b) 5000mg/L.**

De lo anterior, se calcula que para el experimento donde los SSV= 3000mg/L, la  $k_0$  de orden cero equivale a 185.51 mgDQO/L h y al efectuarse el cambio de orden se obtiene una  $k_1$  que equivale a 5.86 1/h. En el caso donde los SSV= 5000mg/L,  $k_0$  es 131.13 mg/L/h y  $k_1$  es 5.48 1/h. Es importante considerar el dinamismo microbiano, en cuanto al número y tipo de especies involucradas.

Por otro lado, para describir la relación de consumo de sustrato en función de los microorganismos se utilizó la ecuación de Monod de orden variable adaptada por Lawrence y McCarty que se muestra a continuación (Ecuación 4.9) (Ferrer P. & Seco T., 2003).

$$r_s = \frac{-\mu_{max} X S}{Y (K_s + S)} \quad 4.9$$

Donde

$r_s$ : Es la velocidad de utilización de sustrato

$\mu_{max}$  : Velocidad máxima específica de crecimiento

$X$ : Concentración de biomasa (SSV)

$S$ : Concentración del sustrato limitante

$Y$ : Relación entre la biomasa producida por sustrato consumido

$K_s$ : Constante de semisaturación

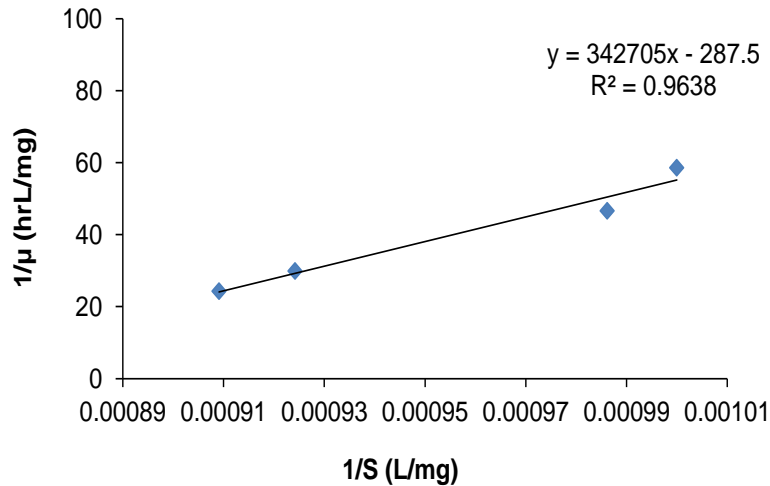
Este modelo incluye características propias del sistema sustrato-microorganismo, en donde la velocidad de consumo de sustrato depende principalmente de la concentración de biomasa, ya que a mayor cantidad de ésta hay una mayor velocidad de degradación de sustrato.

Se obtuvo la velocidad de crecimiento de la biomasa de acuerdo a una cinética de primer orden que describe la ecuación (4.10):

$$\frac{d}{dt} [SSV] = \mu [SSV] \quad (4.10)$$

A lo cual, con el inverso de la concentración del sustrato, en este caso DQO; se pudo verificar que este proceso se ajusta a la cinética de Monod en su forma linealizada. En la Figura 4.21 se muestra el ajuste del modelo.

$$\frac{1}{\mu} = \frac{K_s}{\mu_{max} S} + \frac{1}{\mu_{max}} \quad (4.11)$$



**Figura 4.21 Parámetros cinéticos de Monod**

A partir de la gráfica se deducen parámetros como la semisaturación de los microorganismos  $K_s$  (1192 mg/L) y la velocidad máxima de crecimiento  $\mu_{max}$  (0.0337 1/h).

Los parámetros biocinéticos fueron obtenidos con la metodología propuesta por Ramalho (1996), donde la producción de SSV por unidad de DQO removida son mostrados en la Tabla 4.7.

**Tabla 4.7. Parámetros biocinéticos para el proceso de aireación**

Parámetro	Valor	Unidades	Anotaciones
Y	0.144		Empleo de DQO para producción de biomasa
a	0.3189		Consumo de oxígeno utilizado en la síntesis
b	0.4152		Empleo de oxígeno en la fase endógena
$K_d$	0.0749		Constante de descomposición microbiana

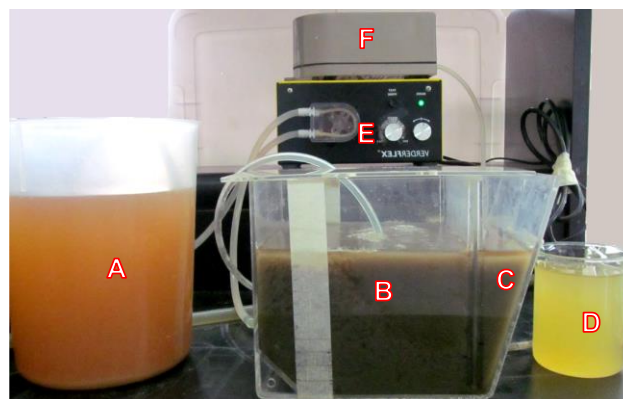
Ramalho (1996) propone un experimento con una concentración de SSV como mínimo 10 veces superior a la DQO de aguas residuales municipales, por lo que los valores que se obtienen no son comparables ni del mismo orden de magnitud.



Otro factor importante para el correcto desarrollo de un proceso biológico aerobio es el requerimiento de cantidades de DQO:N:P de 1000:43:6 (Fair et al., 1973; Metcalf & Eddy, 2003). En nuestro estudio el proceso contó con una cantidad de 1000:44:13; esta mayor cantidad de fósforo beneficia el metabolismo de los microorganismos del proceso.

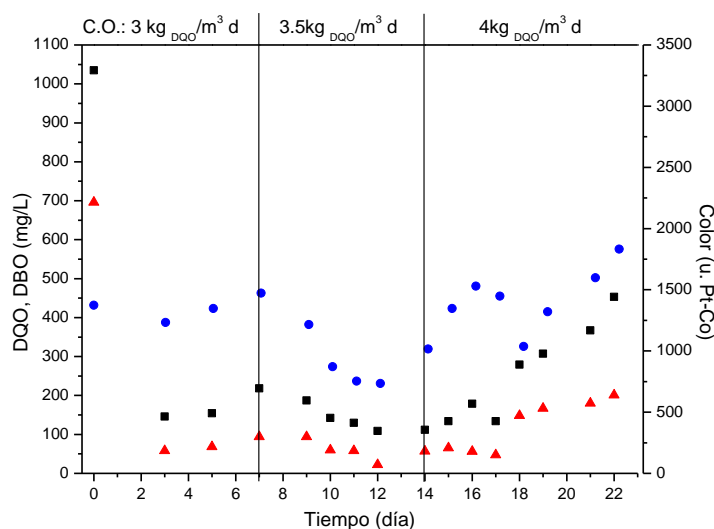
#### *Proceso de Lodos Activados*

Un pretratamiento con sistema DAF precedió al de lodos activados, para reducir materia orgánica en forma de grasas y aceites que pudieran inhibir el desempeño del proceso aerobio. El proceso de lodos activados se realizó a diferentes tiempo de retención hidráulico (TRH), que van de 6, 7 y 8 horas, los cuales corresponden a tres diferentes cargas orgánicas de 4, 3.42 y 3 kgDQO/m<sup>3</sup>/d, respectivamente. Con una relación máxima de DQO/SSV de 1000/3000, proporción proveniente de la experimentación por lotes, debido a que con una mayor cantidad de SSV resulta operativamente complicado por problemas de ensolvamiento en los conductos de salida del agua y la aparición de zonas muertas en el reactor; dando una relación alimentación-microorganismos (A/M) de 1, 1.14 y 1.33 d<sup>-1</sup>, colocándolo como un proceso de lodos activados de elevada tasa (Ferrer P. & Seco T., 2003; Metcalf & Eddy, 2003). La mezcla agua residual-biomasa se mantuvo con concentraciones de OD de 1 a 2 mg/L con un pH de 7 y T=25±1°C. En general, el agua residual que entraba al proceso de lodos activados tenía las mismas características del efluente del sistema DAF. El sistema experimental se muestra en la Figura 4.22.



**Figura 4.22 Sistema experimental de lodos activados, A) Recipiente con muestra pretratada con DAF, B) Tanque aireador con biomasa, C) Trampa de lodos, D) Sedimentador, recuperación de muestra final, E) Bomba de alimentación y F) Compresor de aire.**

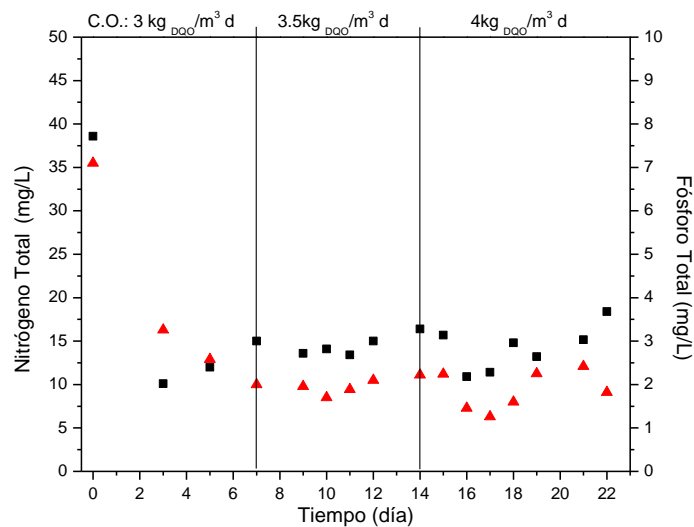
Las pruebas en continuo tuvieron una duración de 24 días y a medida que avanzaban se aumentó la carga orgánica (CO), observando cambios en la composición del agua tratada. La Figura 4.23 muestra el desempeño de la prueba de lodos activados durante el tiempo de operación. Se observa una reducción drástica en la concentración de la DQO y la DBO en los 3 primeros días de operación a una CO de 3 kg<sub>DQO</sub>/m<sup>3</sup>/d. Sin embargo, el color se redujo en menor porcentaje, lo cual indica que el color a pesar de ser materia orgánica, es de muy baja biodegradabilidad. Cuando se incrementó la CO a 3,42 kg<sub>DQO</sub>/m<sup>3</sup>/d se observan remociones, con respecto al valor inicial, más elevadas de DQO y DBO del orden de 89 y 96%, respectivamente, por lo que se consideró entre las mejores condiciones para tratar este tipo de aguas. Cuando se operó con CO de 4 kg<sub>DQO</sub>/m<sup>3</sup>/d, se observó una menor eficiencia de tratamiento, la cual puede estar asociada a la elevada carga orgánica manejada. Problemas en el sedimentador y lavado de lodos fueron los principales problemas de operación.



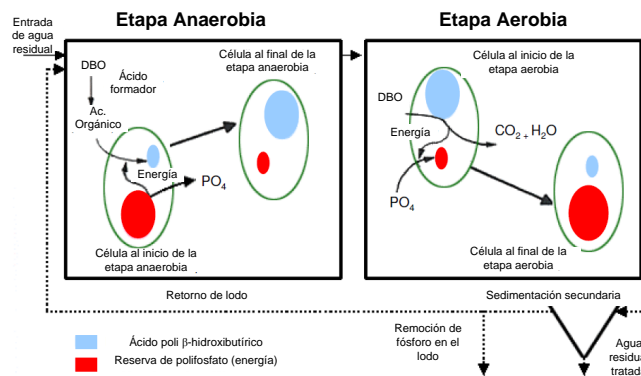
**Figura 4.23 Desarrollo del proceso de lodos activados a diferentes cargas orgánicas midiendo DQO (■), DBO (▲) y Color(●)**

En cuanto a parámetros como nitrógeno total y fósforo total, la Figura 4.24 muestra el comportamiento de cada uno de ellos durante el proceso. Es posible observar que

mientras el proceso se mantenía a CO de 3 y 3.42kg<sub>DDO</sub>/m<sup>3</sup>/d la remoción de nitrógeno y fósforo fue del 68 al 75% y del 84 al 88%, respectivamente. Estas remociones están básicamente asociadas al proceso de nitrificación y la absorción de fósforo, pero sobre todo a las eficiencias del proceso de lodos activados. Específicamente, en la remoción de fósforo, éste fue metabolizado y almacenado por los organismos aerobios y removido fácilmente al encontrarse atrapado en los lodos, además si no se permite la anaerobiosis éste no es liberado al medio líquido, como lo muestra la Figura 4.25 (Dichtl et al., 2010).



**Figura 4.24 Concentración de nitrógeno (■) y fósforo (▲) totales con diferentes cargas orgánicas.**



**Figura 4.25 Mecanismo de almacenamiento y desprendimiento de fósforo. Adaptado de Dichtl et al. (2010).**

La Tabla 4.8 resume los resultados de eficiencias de remoción de los parámetros de calidad agua evaluados en el sistema de lodos activados de elevada tasa a pH de 7, temperatura de 25°C y THR de 7 h. Se destaca la remoción de materia orgánica del orden de 90%, la remoción de nitrógeno en sus diferentes formas es elevada al igual que la remoción de fósforo total del orden 84%. Estos resultados de remoción coinciden con los reportados por Rossi (2009) que fueron para nitrógeno total de 50 a 80% y fósforo del orden de 15 a 70%. El color se removió en el orden del 85%, no obstante lo anterior, a pesar del porcentaje de remoción aceptable, todavía se encuentra presente en el agua, por lo cual debe ser removido por un método alternativo. Será conveniente realizar la eliminación del color aun cuando no está normado, por cuestiones estéticas. Parámetros como SST y turbiedad no se reportaron debido a que fueron eliminados casi en su totalidad en el sistema DAF.

**Tabla 4.8 Máximas remociones de contaminantes con Lodos Activados (LA)**

Parámetro	Unidades	Entrada a LA	Salida de LA	CV	% Remoción
pH	Unidades	6	7	0.1	NA
Color	Pt-Co	3466	536	0.15	84.5
DQO	mg/L	1035	109	0.13	89.5
DBO	mg/L	696	22	0.4	96.8
P <sub>T</sub>	mg/L	13	2.1	0.1	83.8
N <sub>T</sub>	mg/L	44	15	0.1	65.9
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	2.2	0.19	0.07	91.3
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/L	0.27	0.08	0.09	70.3
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	22	3.8	0.03	82.7

CV: Coeficiente de Variación, NA: No Aplica

La apariencia de la calidad del agua después del tratamiento se muestra en la Figura 4.26.



**Figura 4.26 La apariencia de la calidad del agua después del tratamiento con DAF (izquierda) y salida del tratamiento de lodos activados (derecha)**

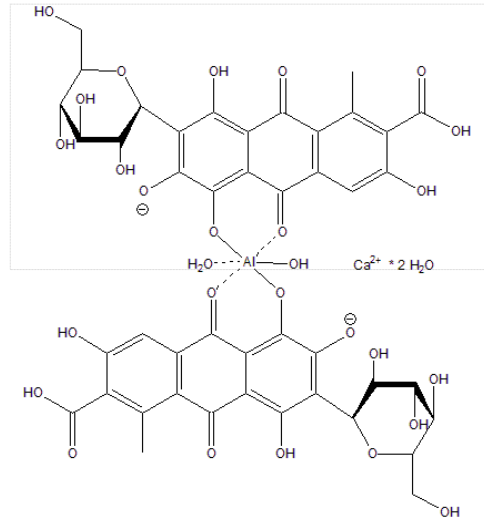
Otros trabajos han reportado evaluaciones a escala industrial con tratamientos de lodos activados en aguas residuales de embutidos pretratándolas con DAF (las condiciones de tratamiento no son especificadas debido a criterios de privacidad) donde es posible observar que con aireación extendida se logra una remoción de DQO del 68-75%, fósforo en el orden del 50% y nitrógeno Kjeldahl en el rango del 60% (Gascón P., 2006).

#### *Remoción de color*

El color es un parámetro que no está normado (NOM-001-SEMARNAT-1996 y la NOM-002-SEMARNAT-1996) y que debe controlarse por cuestiones estéticas y por contribuir a la reducción de la actividad fotosintética (reduce la infiltración solar en los cuerpos de agua).

El color está básicamente asociado a los grupos funcionales cromóforos de los colorantes, para el caso específico del agua residual de embutidos, el componente más importante que aporta color es el ácido cármico conocido también como rojo-cochinilla E120 o rojo natural, este colorante es extraído con aluminio y calcio del *Dactylopius coccus Costa* un insecto conocido comúnmente como cochinilla del nopal. Dicho compuesto incluye dentro de su estructura química grupos funcionales antraquinona que dan una amplia gama de colores que va desde un anaranjado

rojizo en medio ácido hasta un color violeta en medio básico. Su estructura química se muestra en la Figura 4.27, donde la coloración se debe a la quelación del ácido con el aluminio (Merk, 2011; Ortega C., 2011; Zollinger, 1991).

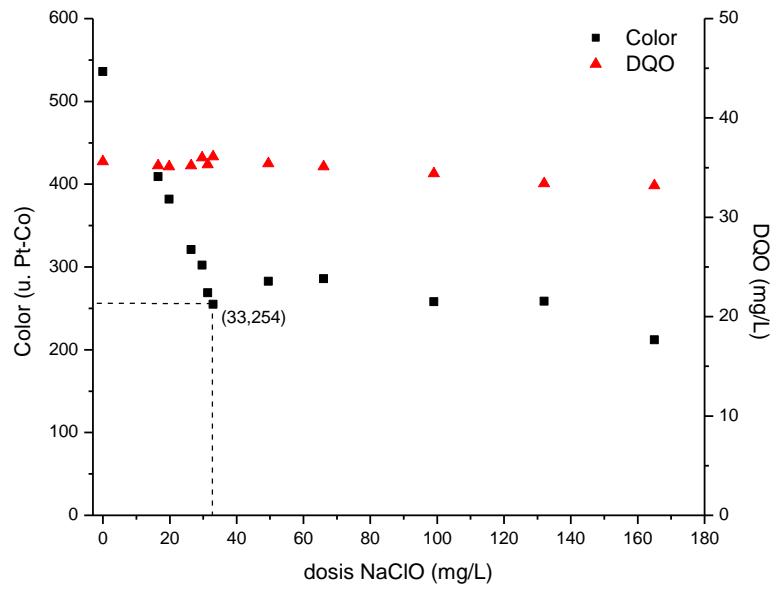


**Figura 4.27 Formación del colorante carmín E-120 (recuadro).**

Debido a su naturaleza, la quelación del ácido cármico con algunos metales da una coloración muy especial, en el caso del aluminio es color escarlata, sin embargo este secuestro por parte del grupo metálico puede romperse con un agente altamente oxidante como es el cloro, que en su forma de hipoclorito de sodio ( $\text{NaClO}$ ) rompe el grupo cromóforo (Gómez H., 2006). Por tal motivo se realizaron ensayos a diferentes dosis de  $\text{NaClO}$  para eliminar el color remanente del agua residual (Figura 4.27).

Se necesita una dosis mínima de 33 mg de  $\text{NaClO}$  en un litro de agua tratada por lodos activados para remover el color, además se está considerando al hipoclorito ( $\text{ClO}^-$ ) que pudiera reaccionar con el amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) remanente, ya que solo se necesitan  $2.11 \times 10^{-4}$  mol/L de  $\text{ClO}^-$  para contrarrestar el  $\text{NH}_4^+$  presente. Partiendo de la concentración propuesta de 33mg/L de  $\text{NaClO}$ , se añadió un exceso de hipoclorito hasta llegar a  $4.36 \times 10^{-4}$  mol/L de  $\text{ClO}^-$ , lo cual fue suficiente para reducir el color hasta 332 unidades Pt-Co, es decir se logró una remoción del 60%.

a)



b)



**Figura 4.28 Remoción de color a diferentes dosis de a) Gráfica de remoción vs dosis de Hipoclorito de sodio añadido b) Apariencia del agua a diferentes dosis de NaClO.**

## CAPÍTULO 5 PROPUESTA DE TRATAMIENTO

### Propuesta del sistema de tratamiento del agua residual

En base a los resultados obtenidos de los procesos de tratamiento, se propuso un sistema de tratamiento que pueda remover material sólido, coloidal, disuelto biodegradable y finalmente atender a parámetros estéticos del efluente. A continuación se describen cada una de las operaciones unitarias que forman parte del sistema de tratamiento:

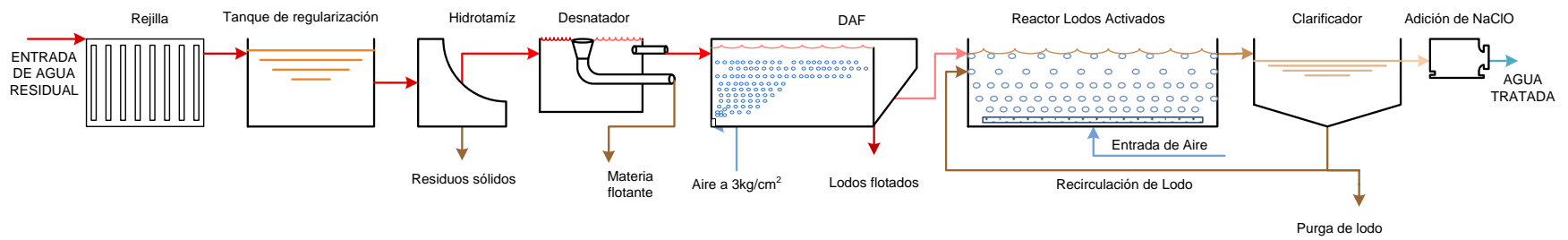
- **Cribado.** El objetivo es retirar sólidos de gran tamaño derivados del proceso tales como huesos, empaques, algunas piezas de desperdicio y tejidos entre otros.
- **Tanque de homogenización y bombeo.** Esta etapa es útil para homogeneizar el flujo másico y concentración de material contaminante.
- **Hidrotamíz.** Para poder remover la mayor cantidad de sólidos finos (con diámetros aproximados de 1-2 mm), se incluye un hidrotamíz que permita solo el paso de micropartículas, coloides y material disuelto. En este punto es recomendable considerar incluir un desnatador o *skimmer* para eliminar material flotante, grasas en su mayoría, coadyuvando a etapas posteriores en la remoción de material contaminante.
- **Sistema DAF.** Este sistema es útil para remover material en suspensión, y por consecuencia turbiedad, así como las grasas y aceites. Se propone emplear un sistema de flotación por aire disuelto operado a presiones de  $3\text{kg/cm}^2$  y temperatura de  $25\text{ }^\circ\text{C}$ , agregando  $300\text{ mg/L}$  de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y  $5\text{ mg/L}$  de polímero aniónico, para una mejor remoción de contaminantes.
- **Proceso de lodos activados con clarificador.** Para remover eficientemente materia orgánica expresada como DQO y DBO, así como nutrientes, se propone un proceso de lodos activados aireando por un tiempo de 7 h, CO de  $3.42\text{ kg/m}^3\text{d}$ ,  $25\text{ }^\circ\text{C}$ , pH de 7 unidades y adicionando un clarificador para remover lodo generado y arrastrado del sistema de tratamiento.



- **Cloración.** Con una dosis de 33 mg/L de hipoclorito de sodio, utilizado como agente decolorante, se remueve el color del agua residual hasta un valor mínimo de 332 unidades Pt-Co.

El sistema de tratamiento de aguas residuales de la industria de cárnicos propuesto para depurar los vertidos residuales consta de las siguientes etapas que se muestran en la Figura 5.1.

El sistema de tratamiento propuesto y que se considera adecuado por las eficiencias de remoción de materia orgánica, suspendida, color y nutrientes consiste en un hidrotamíz para remover partículas  $>0.5$  mm, posteriormente un sistema de flotación por aire disuelto operando a  $3 \text{ kg/cm}^2$  inyectando un 30% del volumen total del efluente a tratar, posterior a eso un proceso de lodos activados de elevada tasa con cargas orgánicas de  $3\text{-}3.42 \text{ kg}_{\text{DQO}}/\text{m}^3/\text{d}$ , pH de 6 unidades, temperatura ambiente y una última fase de cloración utilizando 33 mg/L de NaClO son suficientes para depurar en alto grado los vertidos residuales de la industria de embutidos.



**Figura 5.1 Ingeniería conceptual del sistema de tratamiento de aguas residuales de embutidos**

La remoción de contaminantes en cada una de las etapas propuestas en el sistema de tratamiento se describe en la Tabla 5.1.

**Tabla 5.1. Avance de la depuración del agua residual por etapa de tratamiento**

Inicial	DAF		Lodos Activados		Cloración		Rem. Total (%)	
	Valor	Rem. (%)	Valor	Rem. (%)	Valor	Rem. (%)		
pH	5	7	NA	7.3	NA	ND	NA	NA
Turbiedad	423	8.4	98	ND	-	ND	-	98
Color	8043	3466	56.9	536	84.5	254	52.6	96.8
DQO	3500	1025	70.7	109	89.3	104	5	97
DBO	2035	696	65.7	22	96.8	ND	-	98.9
SS	22	<1	≈100	ND	-	ND	-	≈100
ST	6245	2145	65.6	ND	-	ND	-	65.6
SST	776	5	99.3	ND	-	ND	-	99.3
N <sub>T</sub>	135	44	67.4	15	65.9	ND	-	88.8
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	5.01	2.3	54.1	0.19	91.7	ND	-	96.2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.782	0.27	65.47	0.08	70.3	ND	-	89.7
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	31.4	22	29.9	3.8	82.7	ND	-	87.89
P <sub>T</sub>	25	13	48	2.1	83.8	ND	-	91.6
GyA	1114	<1	≈100	ND	-	ND	-	≈100

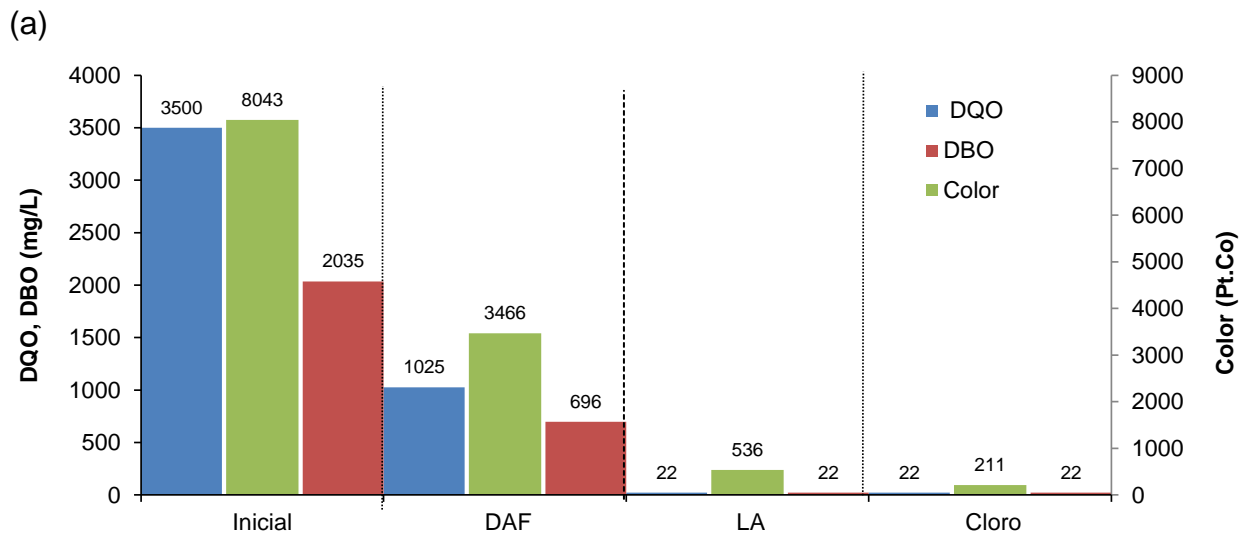


Unidades: pH: unidades; Turbiedad: NTU; Color: Pt-Co; S. sed.: mL/L; DQO, DBO, ST, SST, N<sub>T</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P<sub>T</sub>, GyA: mg/L. NA: No aplica, ND: No determinado

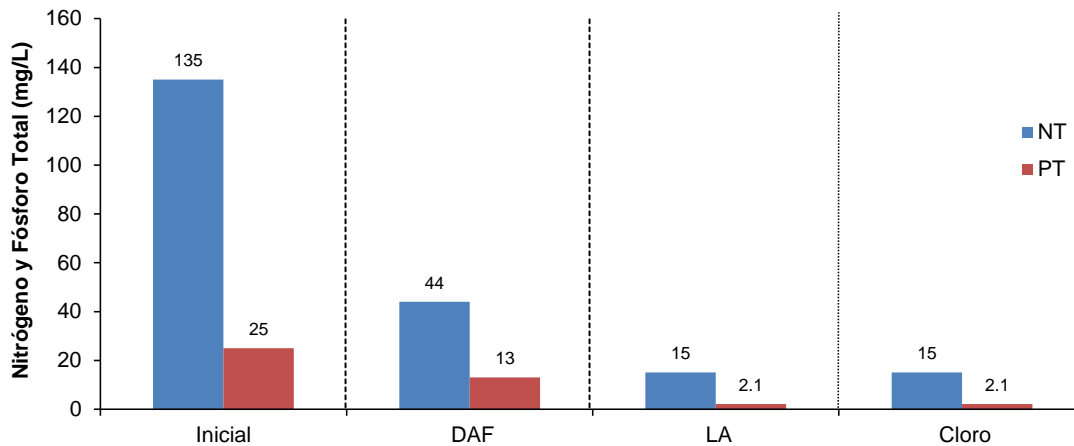
De acuerdo con la NOM-002-SEMARNAT-1996 solo dos aspectos se pueden comparar, grasas y aceites la cual la norma regula un promedio diario de descarga de 75 mg/L, el otro parámetro son los sólidos sedimentables cuyo valor diario es de 7.5 mL/L; en el caso del efluente del sistema de tratamiento propuesto en ambos casos se

aproxima a 0 mg/L, por lo que cumple con la normatividad mexicana que rige las descargas a drenaje.

El sistema de tratamiento que se propone logra remover materia orgánica expresada como DQO y DBO, material en suspensión en forma de SST y turbiedad, grasas y aceites, el color como último parámetro y una importante cantidad de nutrientes incluyendo a las distintas variedades de nitrógeno y fósforo total. Lo anterior también se puede mostrar en la Figura 5.2 (a) que presenta la remoción de materia orgánica a lo largo del proceso asociando a ésta con el color ya que es uno de los parámetros más persistentes pero que finalmente es reducido con el hipoclorito. En la Figura 5.2 (b) se muestra la remoción de nutrientes en la forma de nitrógeno y fósforo totales, cabe destacar que la adición de hipoclorito puede remover el remanente de nitrógeno amoniacal ya que al formarse la cloramina ésta tiende a evaporarse casi totalmente.



(b)



**Figura 5.2 Remoción de DQO, DBO y Color (a) y Nitrógeno y Fósforo totales (b) en cada etapa del proceso.**

Es importante resaltar la función de cada una de las etapas del tratamiento, por ejemplo el proceso de flotación por aire disuelto remueve DQO en el orden del 70%, materia en suspensión y grasas con valores cercanos al 100%, y una fracción de color (57%); que son los parámetros que mayor aporte de materia orgánica tienen en el agua residual. Por otro lado se encuentra el nitrógeno y el fósforo, donde la remoción es del 67% para el nitrógeno total y el 48% para el fósforo, en el caso del nitrógeno, al ser eliminados trozos de carne como SST el nitrógeno proteínico justifica dicha remoción; para el caso del fósforo la remoción es menos debido a que no se encuentra suspendido sino disuelto.

A su vez es necesario recordar que los fosfatos aportan una fracción importante de contaminación ya que las sales de fósforo son agregadas a lo largo del proceso de elaboración de los embutidos, lo cual hace pensar que la mayor parte de éste se encuentra en la parte sólida y disuelta en el agua mostrando así una remoción lineal a lo largo del proceso.

Un sistema de tratamiento similar se ha trabajado en Venezuela, en una fábrica de embutidos, en donde las remociones de DQO, DBO, nitrógeno y fósforo son comparadas con este trabajo en la Tabla 5.2 Gascón et al (2006).

**Tabla 5.2 Comparación de un proceso de tratamiento de aguas residuales de los embutidos con este estudio.**

<b>Autores</b>	<b>Influyente</b>	<b>Salida DAF</b>	<b>Salida LA</b>	<b>% remoción total</b>
Gascón P., 2006	DQO 1760 mg/L	DQO 1520 mg/L	DQO 480 mg/L	72.7
	N <sub>T</sub> 180 mg/L	N <sub>T</sub> 110mg/L	N <sub>T</sub> 50mg/L	72
	P <sub>T</sub> 40 mg/L	P <sub>T</sub> 30mg/L	P <sub>T</sub> 18mg/L	55
García C. et al., 2014	DQO 3500 mg/L	DQO 1025 mg/L	DQO 109 mg/L	97
	N <sub>T</sub> 135 mg/L	N <sub>T</sub> 44 mg/L	N <sub>T</sub> 15 mg/L	89
	P <sub>T</sub> 25 mg/L	P <sub>T</sub> 13 mg/L	P <sub>T</sub> 2.1 mg/L	92

Gascón et al (2006) no especifica condiciones de operación cómo la naturaleza del coagulante y el floculante en la flotación por aire disuelto, sin embargo explica que el proceso de lodos activados se lleva a cabo con aireación extendida, con el cual se logra limitar la relación F/M y permite un decaimiento en la biomasa más pronunciado que en el de este trabajo, ya que se trató de no alcanzar una pronunciada pendiente en la fase de respiración endógena de los microorganismos, llevando a una menor lisis de estos provocado que aumentara la disponibilidad de alimento y a su vez la hidrólisis de nitrógeno proteínico, la nitrificación y la remoción de fósforo por bioacumulación.

## CONCLUSIONES

Las aguas residuales de la industria de los embutidos presentan características derivadas de su proceso de elaboración y el impacto que tiene la descarga de estas aguas al medio ambiente es un potencial riesgo para la vida en este medio.

En este trabajo se utilizaron procesos convencionales para remediar dicha contaminación provocada por la industria de los embutidos. Los tratamientos fisicoquímicos como el DAF demostraron remover eficientemente sólidos, grasas y aceites, casi su totalidad. No obstante lo anterior, una parte importante del color y la materia orgánica disuelta, biodegradable y no-biodegradable, se removieron en menor medida con este método.

Por otro lado los tratamientos biológicos pudieron degradar material orgánico con mayor eficiencia, los Filtros Anaerobios de Flujo Ascendente (FAFA) remueven satisfactoriamente la DQO y DBO además de que producen biogás. Debido a que el agua residual cuenta con una cantidad de nutrientes y requerimientos adecuados para el buen desempeño de la biomasa. Además presenta alcalinidad suficiente para contrarrestar a los ácidos producidos en etapas intermedias de la degradación anaerobia.

Sin embargo condiciones de operación como requerimiento mínimo de DQO y DBO por día representan una presencia innecesaria en el tratamiento ya que estos procesos son recomendados para aguas residuales con concentraciones 2-3 veces superiores a las del líquido tratado. Además de la acumulación de grasas en el reactor lo que a largo plazo pudiera interferir en el desempeño del proceso biológico.

Debido a lo anterior se recurrió a los tratamientos aerobios, en especial a los lodos activados de elevada tasa, ya que estos tratan el agua residual con mejor eficiencia que el filtro anaerobio y con mayor rapidez, aunado a ello la remoción de color es

relativamente más alta, a su vez no produce malos olores y se destaca la remoción del nitrógeno amoniacal, para que al agregar hipoclorito de sodio no produce clor-aminas.

Aunado a ello la concentración de nutrientes en el agua a la salida del pretratamiento con DAF son adecuadas para un proceso aerobio, incluso la saturación de aire al salir de la flotación acondiciona el medio para dicho proceso biológico.

Por tal motivo se llega a la conclusión que un sistema de tratamiento conformado por procesos convencionales (Hidrotamíz+ DAF + Lodos Activados) es suficiente para remover carga contaminante en el agua residual de los embutidos de manera satisfactoria, confirmando la hipótesis planteada para este trabajo, siendo posible seleccionar un sistema de tratamiento para aguas residuales de la industria cárnica que devuelva el agua al drenaje cumpliendo con la calidad exigida por la NOM-002-SEMARNAT-1996.



## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- A.C., F. para la comunicación y E. A. (2014). agua.org.mx. Retrieved August 26, 2014, from [http://www.agua.org.mx/h2o/index.php?option=com\\_content&view=section&id=6&Itemid=300004](http://www.agua.org.mx/h2o/index.php?option=com_content&view=section&id=6&Itemid=300004)
- Ahring, B. K., Sandberg, M., & Angelidaki, I. (1995). Volatile fatty acids as indicators of process imbalance in anaerobic digestors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 43(3), 559–565. doi:10.1007/BF00218466
- Al-Shamrani, A. A., James, A., & Xiao, H. (2002). Destabilisation of oil-water emulsions and separation by dissolved air flotation. *Water Research*, 36(6), 1503–12. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11996340>
- Álvarez-Padrón, Y., Vega-Guerra, R., Pérez-Silva, R. M., Bermúdez-Savón, R. C., & Suyén, R.-P. (2012). Evaluación de la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales del procesamiento de cárnicos. *Tecnología Química*, XXXII(3), 294–303.
- Barona O., F. A. (2007). *Influencia de la distribución de tamaño de burbujas en la recuperación de flotación para minerales de cobre*. Universidad de Chile, Facultad de ciencias físicas y matemáticas.
- Behling, E., Marín, J. C., & Gutiérrez, E. (2003). Tratamiento aeróbico de dos efluentes industriales utilizando reactores biológicos rotativos de contacto. *Multiciencias Universidad de Zulia*, 3.
- Boe, K., Batstone, D. J., Steyer, J.-P., & Angelidaki, I. (2010). State indicators for monitoring the anaerobic digestion process. *Water Research*, 44(20), 5973–80. doi:10.1016/j.watres.2010.07.043
- Brett B.M., M. D. R. (1992). Industrial Wastes, Food-processing waste. *Water Environment Research*, 64(4), 413–416.
- Buendía, I. M., Fernández, F. J., Villaseñor, J., & Rodríguez, L. (2008). Biodegradability of meat industry wastes under anaerobic and aerobic conditions. *Water Research*, 42(14), 3767–74. doi:10.1016/j.watres.2008.06.027
- Cajigas Cerón, A. A., Pérez Vidal, A., & Torres Lozada, P. (2005). Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. *Scientia et Technica*, (27), 243–248. doi:0122-1701
- CARPL. (2006). *Prevención de la contaminación en la industria cárnica en la región mediterránea*. (C. de A. R. para la P. Limpia, Ed.) (1a ed.). Barcelona, España. Retrieved from <http://www.cprac.org>

- Castañón R., Solleiro José L., D. V. M. del C. (2003, February 2). Estructura y perspectivas de la industria de alimentos en México. *Comercio Exterior*, pp. 114–127. México.
- Cheremisinoff, N. P. (1996). *Biotechnology for waste and wastewater treatment* (1st ed., p. 240). New Jersey, USA: Noyes Publications.
- Clescceri, L. S., Greenberg, A. E., & A.D., E. (1999). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington D.C: WEF-APHA-AWWA.
- CMC. (2012). Volumen de producción de embutidos. México: Consejo Mexicano de la Carne. Retrieved from <http://infocarne.comecarne.org/compendio/visualizar?comp=1&componente=58>
- De Sena, R. F., Moreira, R. F. P. M., & José, H. J. (2008). Comparison of coagulants and coagulation aids for treatment of meat processing wastewater by column flotation. *Bioresource Technology*, 99(17), 8221–5. doi:10.1016/j.biortech.2008.03.014
- De Turrís, A., Yabroudi, S. C., Valbuena, B., Gutiérrez, C., Cárdenas, C., Herrera, L., & Rojas, C. (2011). Tratamiento de aguas de producción por flotación con aire disuelto. *Interciencia*. doi:0378-1844
- De Vargas, L. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano Plantas de filtración rápida Manual I : Teoría Tomo I. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Del Real Olvera, J., Prieto García, F., Santos López, E. M., Román Gutiérrez, A. D., & Gorgillo Martínez, A. J. (2007). Factibility of treat winery wastewater through anaerobic biodigestion with a from cow's waste. *Rev. Téc. Univ. Zulia*, 30(2), 128–135. doi:0254-0770
- Dibbern S., G. (2010). *Remocao de microcistina em sistema constituído de pré-oxidacao com peróxido de hidrógeno, coagulacao, floculacao, flotacao e microfiltracao seguido por membranas de ultrafiltracao e pós-cloracao*. Universidade de Sao Paulo.
- Dichtl, N., Keudel, L., & Jordan, R. (2010). *Processes of Wastewater Treatment*. Technische Univertiät Braunschweig.
- DNP. (2012). Cárnicos, 123–140. Retrieved from <https://www.dnp.gov.co/Portals/0/archivos/documentos/DDE/Carnicos.pdf>
- Doble, M., & Kumar, A. (2005). *Biotreatment of industrial effluents* (p. 316). Butterword-Heinemann.

- Escudero, R., Tavera, F. J., & Espinoza, E. (2013). Treating of Waste Water Applying Bubble Flotation. In *Water Treatment* (1st ed.). Intech. doi:10.5772/54227
- Fair, G. M., Geyer, J. C., & Okun, D. A. (1973). *Ingeniería sanitaria y de aguas residuales: Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales*. Limusa.
- Ferrer P., J., & Seco T., A. (2003). *Tratamientos biológicos de aguas residuales* (1st ed., p. 147). Valencia ,Esp.: Universidad Politécnica de Valencia.
- Gascón P., M. (2006). *Estrategias para la disminución de nitrógeno y fósforo en la planta de embutidos de plumrose latinoamérica, C.A*. Universidad Central de Venezuela.
- Gómez H., B. (2006). *Extracción y acetilación de los componentes de la grana cochinilla (Dactylopius coccus COSTA)*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- González M., A. (1995). EFECTOS CONTAMINANTES DE INDUSTRIAS AGROALIMENTARIAS: MATADEROS E INDUSTRIAS CÁRNICAS. RACVAO. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10396/3832>
- HydroCaL. (2011). *Caf® case study, beef slaughterhouse*. Laguna Hills, CA, USA. Retrieved from <http://www.hydrocal.com/casestudies.html>
- INEAS. (1995). Embutidos. Retrieved March 27, 2014, from [http://www.inaes.gob.mx/doctos/pdf/guia\\_empresa/embutidos.pdf](http://www.inaes.gob.mx/doctos/pdf/guia_empresa/embutidos.pdf)
- Instituto Español de Comercio Exterior ICEX. (2010). *El mercado del jamón y embutido en México* (pp. 1–49). México.
- Jördering, H. J., & Josef, W. (2005). *Environmental biotechnology, Concepts and applications* (p. 476). Germany.
- Khan, A. A., Gaur, R. Z., Kazmi, A. A., & Lew, B. (2010). Sustainable Post Treatment Options of Anaerobic Effluent. In *Biodegradation-Engineering and Technology* (pp. 191–221). Intech. doi:10.5772-5256097
- Khanal, S. K. (2008). *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production Principles and Applications* (p. 308). Iowa, USA.
- Lárez-Velazquez, C. (2003). *Introducción a los polielectrolitos* (p. 42). Mérida, Venezuela.
- Levenspiel, O. (1999). *Chemical Reaction Engineering* (p. 684). New York: John Wiley & Sons, Inc.

- López, A. L., De, J., Fraire, B., Vallejo, R., & Barahona, C. (2008). Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. *Interciencia*, 33(7), 490–495. doi:03781844080749006
- López D., R. (1992). Oportunidades de producción más limpia en el sector de carne y derivados. In J. Peñaloza (Ed.), *Manual de salchichonería* (1st ed., p. 77). Trillas.
- López-López, A., Vallejo-Rodríguez, R., & Méndez-Romero, D. C. (2010). Evaluation of a combined anaerobic and aerobic system for the treatment of slaughterhouse wastewater. *Environmental Technology*, 31(3), 319–26. doi:10.1080/09593330903470693
- Lorenzo-Acosta, Y., & Obaya-Abreu, M. C. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. *ICIDCA. Sobre Derivados de La Caña de Azúcar*, XXXIX(1), 35–48. doi:0138-6204
- Malina, J. F., & Pohland, F. G. (1992). Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. In W. W. Eckenfelder, J. F. Malina, & J. W. Patterson (Eds.), *Water quality management library* (1st ed.). Pennsylvania: Technomic publishing, Lancaster Basel.
- Manjunath, N. T., Mehrotra, I., & Mathur, R. P. (2000). Treatment of wastewater from slaughterhouse by DAF-UASB system. *Water Research*, 34(6), 1930–1936. doi:0043135400\$
- Martinez, S. L., Torretta, V., Minguela, J. V., Siñeriz, F., Raboni, M., Copelli, S., ... Ragazzi, M. (2014). Treatment of slaughterhouse wastewaters using anaerobic filters. *Environmental Technology*, 35(3), 322–332. doi:10.1080/09593330.2013.827729
- Merk, C. (2011). *Ficha de datos de seguridad de acuerdo al reglamento (CE) No. 1907/2006* (pp. 1–7).
- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering, treatment and reuse*. (G. Tchobanoglous, F. L. Burton, & H. D. Stensel, Eds.) (4th ed.). McGraw Hill.
- MIFIC. (2008). *Embutidos y carnes frías: informe especial* (p. 33). Managua, Nicaragua. Retrieved from [www.mific.gob.ni](http://www.mific.gob.ni)
- Moeller C., G. (2013). *Introducción al tratamiento de aguas residuales*. Guadalajara, Jalisco: IMTA-CIATEJ.
- Moruzzi, R. B., & Reali, M. a P. (2010). Characterization of micro-bubble size distribution and flow configuration in DAF contact zone by a non-intrusive image analysis system and tracer tests. *Water Science and Technology: A Journal of the*

*International Association on Water Pollution Research*, 61(1), 253–62.  
doi:10.2166/wst.2010.784

- Müller Sigfried G., A. M. (1995). *Procesamiento de carnes y embutidos, elaboración, estandarización, contro, de calidad*. (OEA-GTZ, Ed.) (p. 212). Piedra Santa.
- Nalco. (1988). *The Nalco water handbook*. (F. Kemmer, Ed.) (2nd ed., p. 1071). USA: Nalco compañía.
- Ortega C., V. C. (2011). *Comparación del rendimiento del ácido carmínico entre dos procesos de deshidratación de la cochinilla de tunas cultivadas en guano*. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
- Padilla-Gasca, E., & López López, A. (2010). Kinetics of Organic Matter Degradation in an Upflow Anaerobic Filter Using Slaughterhouse Wastewater. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 01(02), 1–6. doi:10.4172/2155-6199.1000106
- Padilla-Gasca, E., López-López, A., & Gallardo-Valdez, J. (2011). Evaluation of Stability Factors in the Anaerobic Treatment of Slaughterhouse Wastewater. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*, 02(01), 1–5. doi:10.4172/2155-6199.1000114
- Palatsi, J., Rodríguez-Abalde, Á., Fernández, B., & Flotats, X. (2010). Digestión anaerobia de subproductos de la industria cárnica. In *Jornadas de la Red Española de Compostaje. Burgos, 1-3 de junio 2010* (pp. 1–3).
- Peiffer, G. (2002). *Impact environmental des effluents d'abattoirs: Actualites techniques et reglamentaires*. Ecole Nationale Veterinaire Toulouse.
- Pereira, M. A., Mota, M., & Alves, M. M. (2002). Operation of an anaerobic filter and an EGSB reactor for the treatment of an oleic acid-based effluent: influence of inoculum quality. *Process Biochemistry*, 37(9), 1025–1031. doi:10.1016/S0032-9592(01)00311-9
- Pérez C., J. (1977). Avances en sedimentación. CEPIS.
- Pérez G., M. (1995). *Utilización de biorreactores avanzados en la depuración anaerobia de vertidos de alta carga orgánica*. Universidad de Cádiz, Facultad de ciencias del mar.
- Picazo, J. (1995). Aguas residuales en las industrias agroalimentarias: caracterización y sistemas de tratamiento y depuración. RACVAO. Retrieved from <http://www.insacan.org/racvao/racvaopublicacionesanales.html>
- Pullammanappallil, P. C., Chynoweth, D. P., Lyberatos, G., & Svoronos, S. a. (2001). Stable performance of anaerobic digestion in the presence of a high concentration

- of propionic acid. *Bioresource Technology*, 78(2), 165–9. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11333036>
- Rajeshwari, K. ., Balakrishnan, M., Kansal, a, Lata, K., & Kishore, V. V. . (2000). State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 4(2), 135–156. doi:10.1016/S1364-0321(99)00014-3
- Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales* (7th ed.). Barcelona, España: Reverté.
- Ravina, L., & Moramarco, N. (1993). Everything you want to know about Coagulation & Flocculation. *Zeta-Meter Inc.* Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Everything+you+want+to+know+about+Coagulation+&+Flocculation+....#0>
- Ripley, L. E., Boyle, W. C., & Converse, J. C. (2014). alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Water Environment Federation*, 58(5), 406–411.
- Rossi, M. J. (2009). Diseño de un plan de tratamiento de efluentes líquidos para fábrica de chacinados y embutidos en Córdoba Capital. *VIRTUALPRO*, (86), 38.
- Ruiz, I., Veiga, M. C., de Santiago, P., & Blázquez, R. (1997). Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB reactor and an anaerobic filter. *Environmental Technology*, 60(3), 251–258. doi:10.1016/S0960-8524(97)00020-5
- Sainz S., J. A. (2011). *Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Proceso (EDARI) de una Petroquímica*. Escuela de organización industrial.
- Salager, J., & Forgiarini de G., A. (2007). *Fundamentos de la flotación* (No. 3) (Vol. 3, p. 21). Mérida, Venezuela.
- Sawyer, C. N., McCarty, P. L., & Parkin, G. F. (2003). *Chemistry for Environmental Engineering and Science* (5th ed., p. 768). New York, USA: Jones, Elizabeth A.
- Sena, R. F. De, Tambosi, J. L., Genena, A. K., Moreira, R. D. F. P. M., Shcröder, H., & José, H. J. (2009). Treatment of meat industry wastewater using dissolved air flotation and advanced oxidation processes monitored by GC – MS and LC – MS. *Chemical Engineering Journal*, 152(152), 151–157. doi:10.1016/j.cej.2009.04.021
- Shammas, N. K., & Bennett, G. F. (2010). Principles of Air Flotation. In L. K. Wang, N. K. Shammas, W. A. Selke, & D. B. Aulenbach (Eds.), *Flotation Technology* (1st ed., p. 690). Humana Press.

- Steele, C. P., & West, J. D. (1989). *Elimination of DAF sludge disposal through resource recovery* (pp. 297–310). Norwood, Massachusetts.
- Treybal, R. E. (1968). *Operaciones de transferencia de masa* (2nd ed.). McGraw Hill.
- Tridib, T., & Bhudeb R., D. (2006). Flocculation : A New Way to Treat the Waste Water. *Journal of Physical Sciences*, 10, 93–127.
- Vargas C., M., & Romero E., L. G. (2006). Aprovechamiento de algunos materiales en el desarrollo de coagulantes y floculantes para el tratamiento de aguas en Costa Rica. *Tecnología En Marcha*, 19(4), 37–41.
- Vidal L., J. L. (1997). Tecnología de los embutidos curados. *Ciencia Y Tecnología Alimentaria*, 1(005), 129–133. doi:1696-2443
- Visier, A. A. (1980). *Industria de la carne. Salazones, chacinería*. (E. Aedos, Ed.) (1a ed., p. 304). Barcelona, España.
- Yamaguchi, T., Harada, H., Tomoaki, H., Yamazaki, S., & Tseng, I.-C. (1999). Process behavior of UASB reactor treating a waste containing high strength sulfate. *Water Research*, 33(14), 3182–3190. doi:S0043-1354(99)00029-9
- Zollinger, H. (1991). *Color chemistry: Syntheses, properties and applications of organic dyes and pigments* (Vol. 55). New York: VCH.
- Zouboulis, A. I., & Avranas, A. (2000). Treatment of oil-in-water emulsions by coagulation and dissolved-air flotation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 172(1-3), 153–161. doi:10.1016/S0927-7757(00)00561-6

## Dedicatoria

Este trabajo se lo quiero dedicar a Dios por la vida que me tocó vivir, por todas las bendiciones que me ha enviado, por las personas con las que he compartido este momento y por las herramientas que ha colocado en mi camino.

*“Que este conocimiento que he adquirido sea para servir a los demás en su progreso y bienestar, porque el saber es el poder servir a los demás”*

A mi familia, por estar conmigo en las buenas y en las malas, por enseñarme el valor de las cosas, la solidaridad y a imprimirle cariño a cada paso que he dado en este camino. Por ello a Yolanda, mi madre, a Gerardo, mi padre, Mary, mi hermana, mi tía Maricruz y mis abuelos Ede y Alfonso, les dedico este trabajo.

A mi Hilda Aurora mi esposa, por el hecho de apoyarme y estar conmigo en todo momento, de aconsejarme y vivir cada paso, por entregarme su tiempo y su amor, por esa y muchas razones eres y serás una de las personas más importantes de mi vida. Te amo.



## **Agradecimientos**

Este trabajo se realizó gracias al apoyo otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), ya que sin este no se hubiera podido concretar dicho grado de Maestría.

Al Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A.C. (CIATEJ), por el apoyo académico y tecnológico con el cual se realizó este trabajo.

Al Dr. Alberto López López, director de este trabajo, por su gran apoyo y dirección, sus enseñanzas que me sirvieron para poder llevar a cabo con éxito el desarrollo del presente proyecto y de mi persona, agradezco sus aportes y el avance académico de un servidor.

Al Dr Jorge del Real Olvera, por el apoyo brindado durante toda esta etapa, agradezco todos y cada uno de sus consejos y guía, ya que me sirvieron en gran medida a nivel académico y personal, además de la amistad brindada, muchas gracias.

A los revisores de esta tesis, a la Dra. Sofía Esperanza Garrido Hoyos por sus valiosos aportes a este trabajo los cuales fueron de gran ayuda. A la Dra. Elizabeth León Becerril por sus consejos y observaciones que ayudaron a desarrollar con éxito este grado de maestría.

A el Biol. Edagardo Villegas García, por los consejos y el apoyo prestado a lo largo del proyecto.

A los investigadores integrantes de esta Unidad de Tecnología Ambiental por compartir sus conocimientos con un servidor, sus consejos son valorados con mucho aprecio. Al igual que a los investigadores del CIATEJ que también compartieron conocimientos y experiencias en clase al igual que personalmente. Muchas gracias.

A mis compañeros de Tecnología Ambiental, en especial a mis amigos M. Guadalupe A., Lucy, Ma. De Guadalupe, Priscila, Karen, Lorena, Teresita, Amanda y René, con mucho aprecio agradezco su apoyo en esta etapa de mi vida.

A todas y cada una de las personas que formaron parte de esta importante etapa de mi vida. Muchas gracias.