



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS
QUÍMICAS**

**TRATAMIENTO DE AGUAS GRISES POR
RECTIFICACIÓN DE ESPUMA Y PRECIPITACIÓN**

TESIS
PARA OPTAR POR EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA

I.Q. CARLOS ALBERTO SAGREDO SUAZO



TUTOR: Dr. Jesús Gracia Fadrique AÑO: 2007



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente:	Dra. María Del Carmen Durán Domínguez
Vocal:	Dr. Rafael Herrera Nájera
Secretario:	Dr. Flavio Salvador Vázquez Moreno
1er. Suplente:	Dr. Germán Buitrón Méndez
2do. Suplente:	Dr. Mario Villalobos Peñalosa

SITIO DONDE SE DESARROLLO EL TEMA:

Laboratorio de Superficies
Departamento de Fisicoquímica
Facultad de Química
Ciudad Universitaria

Sustentante

I. Q. Carlos Alberto Sagredo Suazo

Asesor del Tema

Dr. Jesús Gracia Fadrique

Índice

<i>OBJETIVO</i>	1
<i>RESUMEN</i>	2
<i>Capítulo 1. Antecedentes</i>	4
1.1 Problemática	5
1.2 Objetivo	6
1.3 Distribución del agua en el mundo	7
1.3.1 Disponibilidad de agua	8
1.3.2 México	11
1.4 Consumo de agua	17
1.4.1 El Mundo	17
1.4.2 México	20
1.5 Cifras de contaminación y tratamiento de aguas residuales en México	23
1.6 Propiedades del agua	29
1.6.1 Propiedades físicas	30
1.6.2 Propiedades químicas	31
1.7 Referencias	33
1.8 Referencias consultadas sin cita en texto	35
<i>Capítulo 2. Fundamentos</i>	36
2.1 Introducción a la termodinámica de superficies	36
2.2 Tensión superficial	36
2.2.1 Tensión superficial de un líquido puro y energía libre superficial	36
2.2.2 Tensión superficial de soluciones	38
2.2.3 Presión superficial	38

2.3	Parámetros termodinámicos superficiales	39
2.3.1	Energía interna	39
2.3.2	Entalpía.	42
2.3.3	Energía libre de Helmholtz.	42
2.3.4	Energía libre de Gibbs.	43
2.3.5	Ecuación de Gibbs – Duhem para la región superficial.	43
2.4	Ecuación de adsorción de Gibbs.	44
2.5	Tensoactivos	47
2.5.1	Introducción	47
2.5.2	Clasificación de los tensoactivos	49
2.6	Detergentes y jabones	51
2.6.1	Detergentes	51
2.6.2	Jabones	53
2.7	Detergencia	55
2.8	Diagrama de fases agua/tensoactivo/aceite	57
2.9	Espumas	59
2.9.1	Estructura	59
2.9.2	Geometría de una espuma	60
2.9.3	Fisicoquímica de una espuma	62
2.10	Ecuación de Young – Laplace	62
2.11	Elasticidad de Gibbs	65
2.12	Procesos de separación por rectificación en espuma	69
2.12.1	Adsorción en burbuja	69
2.12.2	Rectificación con espuma	71
2.12.3	Modelos de operación	74
2.13	Contaminación del agua	79
2.14	Clasificación de los contaminantes del agua	79
2.14.1	Residuos con demanda de oxígeno	80
2.14.2	Agentes patógenos	81

2.14.3 Nutrientes	82
2.14.4 Compuestos orgánicos sintéticos	84
2.14.5 Aceites	84
2.14.6 Químicos inorgánicos y minerales	86
2.14.7 Sedimentos	87
2.14.8 Materiales radioactivos	89
2.14.9 Calor	90
2.15 Detergentes	91
2.16 Tratamiento de aguas residuales	93
2.17 Tipos de tratamientos	94
2.17.1 Procesos físicos	94
2.17.2 Procesos químicos	95
2.17.3 Procesos biológicos	97
2.18 Etapas de tratamiento de aguas residuales	97
2.18.1 Tratamiento primario	98
2.18.2 Tratamiento secundario	99
2.18.3 Tratamiento terciario	101
2.19 Tratamiento de aguas grises	101
2.20 Referencias	107
2.21 Referencias consultadas sin cita en texto	109
<i>Capítulo 3. Desarrollo experimental</i>	112
3.1 Etapas experimentales	112
3.2 Diagrama de proceso	112
3.3 Materiales	113
3.4 Muestreo	114
3.5 Tensión superficial – composición de jabones y detergentes	114
3.6 Separación de tensoactivos en muestras problemas por rectificación en espuma	116
3.7 Reacción – adsorción con hidróxido de calcio	118

3.8	Precipitación con dióxido de carbono	119
<i>Capítulo 4.</i>	<i>Resultados y discusión</i>	
4.1	Caracterización del agua gris	122
4.2	Calibración con sustancias de referencia (jabones y detergentes)	122
4.2.1	Tensión superficial - composición de jabones y detergentes	122
4.2.2	Concentración micelar crítica (cmc) de jabones y detergentes	126
4.2.3	Conductividad eléctrica – composición para detergentes	129
4.2.4	Índice de refracción – composición para detergentes	131
4.3	Separación de tensoactivos en muestras problemas por rectificación en espuma	132
4.4	Reacción – adsorción con hidróxido de calcio	141
4.5	Precipitación con dióxido de carbono	150
4.6	Modos de operación	158
4.7	Referencias	160
<i>Capítulo 5.</i>	<i>Conclusiones</i>	161
5.1	Conclusiones	161
5.2	Recomendaciones	162
<i>Anexo A.</i>	<i>Información de materiales</i>	163
A.1	Materiales	163
A.2	Hojas de información	163
A.3	Referencias	167

<i>Anexo B.</i>	<i>Parámetros de caracterización</i>	168
	B.1 Introducción	168
	B.2 Tensión superficial	168
	B.3 Conductividad	170
	B.4 Índice de refracción	171
	B.5 Turbidez	172
	B.6 Valor de pH	173
	B.7 Sólidos totales	174
	B.8 Referencias	175
<i>Anexo C.</i>	<i>Datos experimentales</i>	176
	C.1 Calibración con sustancias de referencia (jabones y detergentes)	176
	C.1.1 Tensión superficial – composición de jabones y detergentes	176
	C.1.2 Conductividad eléctrica – composición de jabones y detergentes	178
	C.1.3 Índice de refracción – composición para detergentes	179
	C.2 Separación de tensoactivos en muestras problema por rectificación en espuma	179
	C.3 Reacción – adsorción con hidróxido de calcio	180
	C.2 Precipitación con dióxido de carbono	181
	<i>Glosario</i>	182

Objetivo

*Evaluar la recuperación de aguas grises
mediante procesos de adsorción por rectificación en espuma
y reacción-adsorción con hidróxido de calcio*

Resumen

La creciente necesidad de lograr un equilibrio hidrológico que asegure un abasto suficiente de agua para la población, combinando las extracciones del recurso con su uso eficiente, implica el desarrollo de nuevos sistemas de tratamientos, más eficientes y económicos. El objetivo de esta investigación es el de desarrollar una tecnología para las llamadas aguas “grises” provenientes del lavado de ropa y cuidado personal, que pueda ser utilizada a nivel doméstico o industrial, rural, urbano o municipal y que utilice materiales disponibles, que sea accesible económicamente y que permita alcanzar un mayor aprovechamiento del agua.

El tratamiento del agua gris se efectuó mediante dos procesos individuales o en serie. En el primer caso, las tecnologías de separación por adsorción y rectificación en espuma, han sido exitosas en la remoción de anfifilos como proteínas, polímeros y tensoactivos. Los jabones y detergentes que competen a esta investigación pertenecen a este grupo de materiales. El procedimiento, atractivo por su bajo costo de operación, consiste en la inyección de gas, generalmente aire, a un reactor en columna para producir la máxima espumabilidad ya sea por selección en composición, reflujo o ambos; la espuma es drenada y colapsada fuera del reactor-columna. El colapso de la espuma se traduce en un enriquecimiento lamelar que a su vez adquiere nuevas y mayores composiciones de superficie. Tanto el efecto gravitacional, como la diferencia de presión intersticial constituyen el reflujo y el mecanismo de rectificación en la columna de adsorción. El principio de operación, es equivalente al de una torre de destilación, donde se intercambia el equilibrio líquido-vapor por el reparto solución-superficie y por tanto es la ecuación de Gibbs-Duhem en su forma de adsorción, la base del diseño y operación.

Sin embargo, no todos los tensoactivos y aditivos presentes en las aguas grises, presentan capacidad de espumación; incluso, algunos tienen como función limitar la producción de espuma. Ante esta limitante se recurrió a una segunda alternativa en serie. Esta segunda etapa utiliza el bien conocido efecto de la formación de jabones metálicos y compuestos de calcio, que en su gran mayoría son insolubles en agua y por tanto factibles de separar por sedimentación y filtración. El empleo de cal comercial permitió entonces, cubrir las limitaciones del proceso de rectificación por espuma. Más aún, este trabajo demuestra que las partículas de cal en suspensión, contribuyen con un beneficio adicional al operar como núcleos de adsorción. El pH alcalino, resultado de este tratamiento, aporta una acción germicida y bactericida; actividad que puede ser cuantificada e interrumpida con la inyección final de dióxido de carbono, aire atmosférico o aire proveniente de sistemas de combustión. La suma de estas alternativas, permitió obtener agua con la calidad necesaria para la recirculación en usos tales como la detergencia en el hogar, el riego de plantas y aquellos donde no se requiera agua potable. El objetivo de presentar alternativas económicas y en especial de fácil acceso, se logró con las propuestas bajo estudio, ya sea de manera individual o acopladas en serie.

Capítulo I

Antecedentes

Esta investigación se orienta a realizar una serie de experimentos con el objetivo de desarrollar una tecnología para el tratamiento de las llamadas aguas “grises” provenientes del lavado de ropa y el cuidado personal, que pueda ser utilizada a nivel doméstico o industrial, rural, urbano o municipal; que utilice materiales disponibles, que sea accesible económicamente y que permita alcanzar un mayor aprovechamiento del agua.

El capítulo I está dedicado a la recopilación de información y cifras actuales sobre la distribución, disponibilidad, consumo y contaminación del agua; el conocimiento de este panorama permitirá un análisis de la problemática actual del agua. El capítulo II incluye los fundamentos necesarios para el desarrollo de la investigación. Proporciona las bases termodinámicas que describen los fenómenos presentes en el trabajo experimental, abordando conceptos como tensión superficial, presión superficial y los principales parámetros utilizados para describir una superficie, todo esto como preámbulo para establecer la ecuación de adsorción de Gibbs. Se indican las principales propiedades físicas y superficiales de los tensoactivos, haciendo hincapié en la composición de detergentes y jabones; principales contaminantes en las aguas grises. También se incluye una descripción del proceso de detergencia y del diagrama de fases agua/tensoactivo/aceite. Se aborda la estructura, geometría y fisicoquímica de las espumas. En este capítulo también se describen los procesos de adsorción en burbujas, profundizando en la rectificación de espuma. Se muestran los diferentes tipos de materiales contaminantes del agua y se hace una descripción sobre el impacto ambiental que ocasiona el uso de detergentes en el agua. Posteriormente se describen diversos tipos y etapas de tratamiento de agua.

En el capítulo III se presenta el método experimental utilizado, el cual consiste en las etapas: separación de contaminantes por rectificación de espuma; precipitación química mediante reacción-adsorción con cal y precipitación con dióxido de carbono. Adicionalmente se construyeron curvas de tensión superficial, conductividad e índice de refracción *versus* composición como referencia. En el capítulo IV se presentan los resultados obtenidos en la investigación experimental y su análisis. Las conclusiones resultantes y las recomendaciones derivadas del proyecto se presentan en el capítulo V.

1.1 Problemática

Dos de cada tres personas en el mundo sufrirán carencia de agua en el año 2025, a menos que se tomen medidas drásticas. Esas personas vivirán, además, en países en desarrollo, sostiene el informe publicado el día 22 de marzo del año 2001, en coincidencia con el Día Mundial del Agua¹. El aumento de la población, el mal manejo del agua, el uso indiscriminado de las reservas subterráneas y el calentamiento global son la causa principal de que las personas más pobres del planeta continúen en esta situación debido a la escasez de agua.

De hecho, la crisis ya está en marcha. Dos tercios de las ciudades chinas enfrentan graves carencias de agua. Nueva Delhi, capital de la India, agotará sus reservas subterráneas para el año 2015, si continúa el consumo actual. En África, en los últimos veinte años, el espejo de agua del lago Chad se redujo de 18 mil kilómetros cuadrados a sólo 3,900. A raíz de la propagación de las sequías, casi veinte millones de personas se enfrentan a la carencia de alimentos en el este africano¹.

El consumo mundial de agua potable aumentó seis veces entre 1900 y 1995, más del doble de la tasa de crecimiento de la población. La población mundial se incrementará en tres mil millones de personas en los próximos cincuenta años, y la mayoría de ellas nacerán en los países que ya experimentan falta de agua. Para

2025, unos 25 países africanos estarán sometidos a regímenes de racionamiento individual del agua, equivalentes a 1.7 metros cúbicos de agua por persona y por año. Actualmente una persona que vive en una ciudad consume aproximadamente 91,000 metros cúbicos de agua por año¹. Un mal gobierno y la falta de cultura en el cuidado del agua dentro de una población son las principales culpables de esta situación, ya que una buena administración y una concienciación de la sociedad pueden superar la escasez natural de agua y asegurar un buen suministro.

Las reservas subterráneas suministran la tercera parte del agua dulce del mundo. El nivel de reservas desciende hasta un metro por año en partes de China, India, México y Yemen¹. El recalentamiento planetario acelera el problema. La década de 1990 fue la más cálida desde que comenzó a medirse la temperatura en 1860⁴. A medida que las temperaturas suban, las reservas de agua disminuirán ya que se extenderán los desiertos y el ritmo de evaporación. El derretimiento de los hielos polares debido a este calentamiento aumentará el agua de los océanos y causará la penetración de sal en las masas de agua fresca, volviéndolas no aptas para consumo humano. La falta de agua señalará el nacimiento de conflictos armados⁴. Esta visión a futuro obliga a la comunidad internacional a desarrollar métodos tradicionales de conservación del agua más eficientes, además de tecnologías nuevas, con la participación y el conocimiento de las comunidades locales. Los gobiernos deben aumentar drásticamente su inversión en el suministro de agua, el saneamiento y los recursos acuíferos.

1.2 Objetivo

El objetivo de esta investigación es evaluar la recuperación de aguas grises (el agua gris es el agua generada por procesos dentro de un hogar, tales como el lavado de manos y el baño de las personas²) mediante procesos de adsorción por rectificación en espuma y reacción-adsorción con hidróxido de calcio

1.3 Distribución de agua en el mundo

La superficie terrestre está compuesta aproximadamente por un 70 por ciento de agua; sustancia que existe en los tres estados de la materia: Se encuentra en estado sólido en los glaciares y los casquetes polares; en estado líquido cubre las tres cuartas partes de la superficie terrestre en forma de océanos, mares, ríos, lagos, pantanos, en las nubes de lluvia y en forma de rocío en la vegetación; finalmente como gas, o vapor de agua, en forma de niebla, vapor, humedad del aire y nubes³.

Del total de agua en la Tierra, 1,386 millones de kilómetros cúbicos (332.5 millones de millas cúbicas), alrededor de un 96 por ciento, es agua salada. Del agua dulce total, un 68 por ciento está confinada en los glaciares y la nieve, otro 30 por ciento se encuentra en el suelo, mientras las fuentes superficiales de agua dulce, como lagos y ríos, solamente corresponden a unos 93,100 kilómetros cúbicos (22,300 millas cúbicas), lo que representa únicamente el 0.3 por ciento (Figura 1.1, Tabla 1.1)³. A pesar de esto, los ríos y lagos son la principal fuente de agua en las poblaciones.

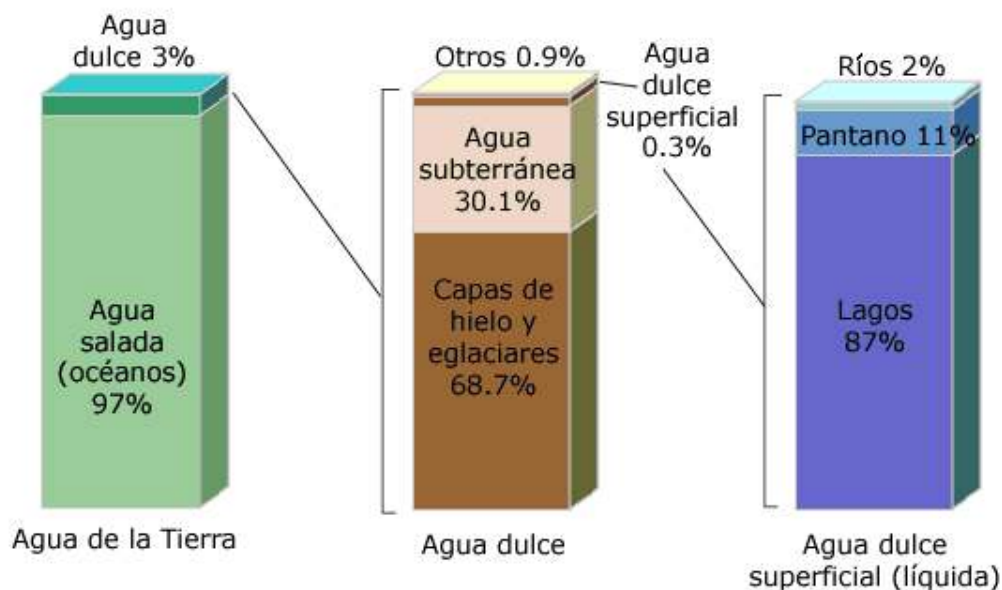


Figura 1.1. Distribución global del agua³

Tabla 1.1. Estimación de la distribución de agua en el mundo³

Fuente de agua	Volumen de agua, en metros cúbicos	Volumen de agua, en millas cúbicas	Porcentaje de agua dulce	Porcentaje total de agua
Océanos, mares y bahías	1,338,000,000	321,000,000	--	96.5
Capas de hielo, glaciares y nieves perpetuas	24,064,000	5,773,000	68.7	1.74
Agua subterránea	23,400,000	5,614,000	--	1.7
- Dulce	10,530,000	2,526,000	30.1	0.76
- Salada	12,870,000	3,088,000	--	0.94
Humedad del suelo	16,500	3,959	0.05	0.001
Hielo en el suelo y gelisuelo	300,000	71,970	0.86	0.022
Lagos	176,400	42,320	--	0.013
- Dulce	91,000	21,830	0.26	0.007
- Salada	85,400	20,490	--	0.006
Atmósfera	12,900	3,095	0.04	0.001
Agua de pantano	11,470	2,752	0.03	0.0008
Ríos	2,120	509	0.006	0.0002
Agua biológica	1,120	269	0.003	0.0001
Total	1,386,000,000	332,500,000	-	100

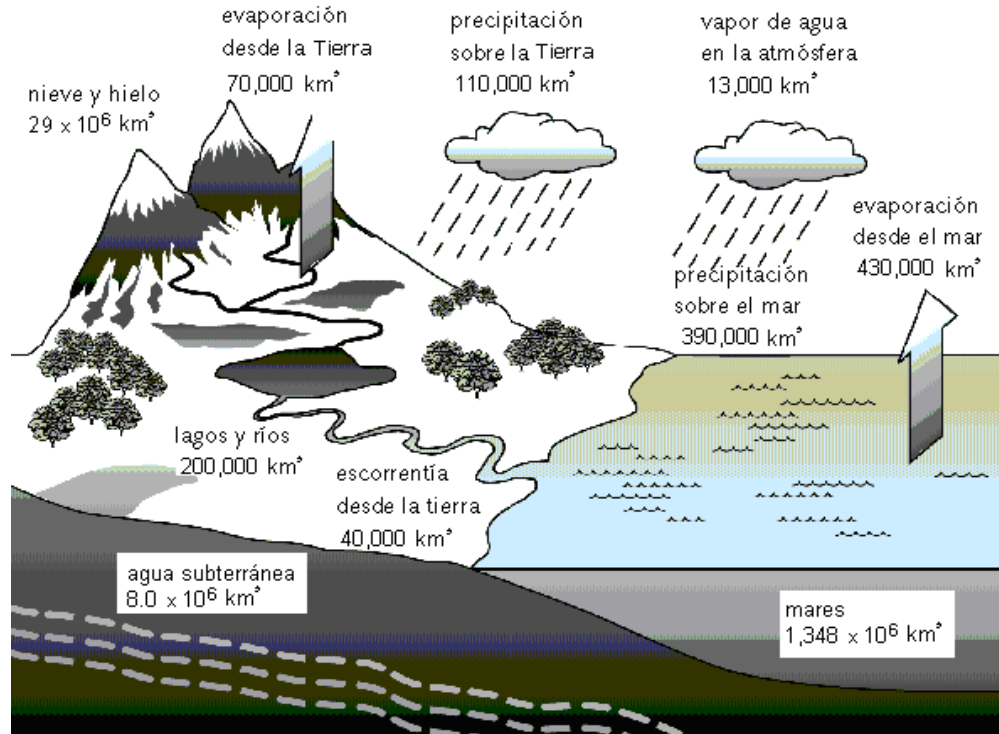
1.2.1 Disponibilidad de agua

Mundialmente, se dispone de 12,500 a 14,000 millones de metros cúbicos de agua (12.5 a 14.0 kilómetros cúbicos) por año para uso humano. Esto representa cerca de 9,000 metros cúbicos por persona por año, según estimaciones de 1989⁴⁻⁷. Se proyecta que para el año 2025 la disponibilidad de agua dulce *per cápita* descenderá a 5,100 metros cúbicos por persona por año, al sumarse otros 2,000 millones de habitantes a la población del mundo⁸. Esta cantidad sería suficiente para satisfacer las necesidades humanas si el agua estuviera distribuida por igual entre los habitantes a nivel mundial⁸.

Sin embargo, las cifras *per cápita* sobre la disponibilidad de agua presentan un cuadro engañoso, debido a que el agua dulce disponible en todo el planeta no

está equitativamente distribuida a nivel mundial, ni durante todas las estaciones del año, ni de un año a otro. En algunos casos el agua no está donde se requiere, ni en cantidad suficiente. En otros casos se cuenta con agua en el lugar equivocado y cuando no hace falta. La causa de este fenómeno es el ciclo natural del agua.

El ciclo hidrológico de la tierra actúa como una bomba gigantesca que continuamente transfiere agua dulce de los océanos a la tierra y de vuelta al mar (Figura 1.2). En este ciclo, promovido por la energía solar, el agua se evapora de la superficie de la tierra a la atmósfera, de donde retorna en forma de lluvia o nieve. Parte de esta precipitación vuelve a evaporarse dentro de la atmósfera. Otra parte comienza el viaje de vuelta al mar a través de arroyos, ríos y lagos y otra porción se infiltra al subsuelo y se convierte en humedad del suelo o en agua subterránea. Esta humedad del suelo se incorpora a las plantas en sus tejidos y posteriormente es liberada a la atmósfera en el proceso de evapotranspiración⁹. Finalmente, gran parte del agua subterránea vuelve a formar parte del caudal de las aguas superficiales¹⁰.

Figura 1.2. Ciclo del agua¹⁰

El ciclo hidrológico no ofrece garantías. Unas tres cuartas partes de las precipitaciones anuales caen en zonas que contienen menos de un tercio de la población mundial; dos tercios de la población mundial viven en zonas que reciben sólo un cuarto de las precipitaciones anuales del mundo¹¹. Por ejemplo, un 20 por ciento de la escorrentía media mundial por año corresponde a la cuenca amazónica, una vasta región con menos de 10 millones de habitantes, una minúscula fracción de la población del planeta. De manera similar, el río Congo y sus tributarios representan un 30 por ciento de la escorrentía anual del continente africano, pero esa cuenca hidrográfica contiene sólo 10 por ciento de la población de África^{9,11}.

Más de la mitad de la escorrentía global tiene lugar en Asia y Sudamérica (31% y 25%, respectivamente)⁹. Si se considera la disponibilidad *per cápita*, Norteamérica tiene la mayor cantidad de agua dulce disponible, con más de 19,000 metros cúbicos por año, según estimaciones de 1990. En cambio, la cantidad *per cápita* es apenas superior a 4,700 metros cúbicos en Asia (incluido el Cercano Oriente)¹².

Tomada por país, la cantidad de agua dulce renovable *per cápita* disponible anualmente varía desde más de 600,000 metros cúbicos en Islandia a sólo 75 metros cúbicos por persona en Kuwait, de acuerdo con lo estimado en 1995¹³.

En gran parte del mundo en desarrollo el suministro de agua dulce tiene lugar en forma de lluvias estacionales. Esa agua se escurre demasiado rápido para utilizarla de manera eficiente, como ocurre durante los monzones en Asia. La India, por ejemplo, recibe el 90 por ciento de las precipitaciones durante la estación de los monzones en el verano, desde junio a septiembre. En los ocho meses restantes el país recibe escasas lluvias. Como resultado de la naturaleza estacional del suministro de agua, la India y algunos otros países en desarrollo no pueden aprovechar más del 20 por ciento de los recursos potencialmente disponibles de agua dulce.

Las sociedades con escasez de agua han venido haciendo, por cientos de años, construcciones que permitan transportar el agua desde su lugar de origen al lugar donde se requiere y almacenarla para su futura utilización. Los egipcios construyeron miles de canales y acequias para captar las aguas del Nilo y regar con ellas sus cultivos. En el primer siglo de la era cristiana, ingenieros romanos construyeron gigantescos acueductos que abastecían a Roma de agua extraída de lugares distantes hasta 100 kilómetros¹⁴.

En el mundo existen cerca de 40,000 presas de más de 15 metros de altura, construidas en su mayoría en los últimos 50 años. Si bien las presas ayudan a asegurar un suministro constante de agua, a menudo ponen en peligro los ecosistemas acuáticos al perturbar los ciclos de anegación, bloquear los canales fluviales, alterar el curso de los ríos, las llanuras aluviales, deltas y otras zonas pantanosas y poner en peligro la vida vegetal y animal¹⁴.

1.2.2 México

Existen diversas formas de estimar la disponibilidad de agua que tiene un país o región, pero la precisión y el realismo del valor calculado dependen de la información con que se cuente. Una aproximación gruesa es la precipitación total. En este sentido, los 772 mm de precipitación anual que recibe México, lo clasifican en la categoría de países con abundante disponibilidad de agua. Sin embargo, también tiene una alta tasa de evapo-transpiración, la cual disminuye en forma significativa el volumen de agua disponible. La estimación de la evapo-transpiración promedio en México, aproximadamente de 1,100 kilómetros cúbicos (73% de la precipitación total), resulta menor que la de África (80%) pero mayor que las de Europa (64%), Asia (56%) o Australia (64%)¹⁵. De acuerdo con este balance, el volumen de agua disponible en México es del orden de 472 kilómetros cúbicos al año. Es importante resaltar que esta cantidad no sólo comprende el líquido disponible para uso humano, sino también el necesario para el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos (ríos y lagos).

Si se toma la cifra del censo de población del año 2000 (97.48 millones de habitantes), la disponibilidad natural de agua para ese año fue de 4,841 metros cúbicos anuales por habitante, volumen que corresponde a una categoría de disponibilidad baja, muy cerca de los 5,000 metros cúbicos por año por habitante del límite de disponibilidad media (Tabla 1.2). Es importante señalar la disminución en la disponibilidad de agua en el país al paso de los años; en 1910 la disponibilidad promedio era de 31,000 metros cúbicos por habitante, para 1950 ya sólo era de un poco más de 18,000 metros cúbicos y en 1970 había caído por debajo de los 10,000 metros cúbicos. Esta reducción está explicada fundamentalmente por el crecimiento de la población y no por la disminución de la cantidad de lluvia que recibió el país en esos años. Se estima que para 2010, de acuerdo con las proyecciones que realiza el Consejo Nacional de Población (CONAPO) sobre la población del país, la disponibilidad de agua por habitante se reducirá a 4,180 metros cúbicos y para 2020 se limitará a cerca de 3,750 metros cúbicos por año por habitante.

Tabla 1.2. Clasificación de la disponibilidad de agua¹⁶

Volumen de agua (m ³ /hab/año)	Categoría de disponibilidad
<1,000	Extremadamente baja
1,000 – 2,000	Muy baja
2,000 – 5,000	Baja*
5,000 – 10,000	Media
10,000 – 20,000	Alta
> 20,000	Muy Alta
*Peligrosa en años de precipitación escasa	

La disponibilidad de agua por habitante en México es considerablemente menor que en otros países como Canadá (91,567 m³/hab/año), Estados Unidos (8,906 m³/hab/año), Brasil (32,256 m³/hab/año) y, en general, toda América del Sur, pero es ligeramente superior al promedio de los países europeos¹⁵.

Una disponibilidad por debajo de los 1,700 metros cúbicos por año por habitante se considera como situación de estrés hídrico (Indicador de Falkenmark)¹⁷, condiciones en las cuales puede frecuentemente faltar el abastecimiento de agua para diversas actividades (sobre todo en países con propensión a sufrir sequías, como es el caso de México). Cuando el valor de disponibilidad está por debajo de 1,000 metros cúbicos por año por habitante las consecuencias pueden ser más severas y comprometen seriamente la producción de alimentos, el desarrollo económico del país y la protección de sus ecosistemas. En estas circunstancias se carece transitoriamente de agua en determinados lugares y es preciso tomar decisiones de uso entre las actividades agrícolas, industriales o el abasto a la población urbana y rural.

Las aproximaciones de disponibilidad de agua a escala de país pueden ocultar situaciones de estrés hídrico importantes, por lo que los estudios se deben realizar

a nivel de cuenca o en una escala en la que se considere estrechamente a la fuente de agua con la población que la utiliza. En este contexto, si se examina por regiones, México presenta todo el espectro de categorías de disponibilidad de agua. El Valle de México, con poco menos de 200 metros cúbicos por año por habitante, se encuentra en la categoría de extremadamente baja, mientras que la región de la Frontera Sur, con cerca de 27,000 metros cúbicos por año por habitante, tiene una disponibilidad calificada como muy alta (Figura 1.3, Tabla 1.3). Si se toman exclusivamente las regiones que tienen 1,700 metros cúbicos por año por habitante o menos, en México existe una población de 31.6 millones de habitantes en situación de estrés hídrico y otros casi 23 millones muy cerca de este nivel¹⁸.

Tabla 1.3. Disponibilidad de agua por región hidrológica administrativa, 2000¹⁸

Región Administrativa	Población año 2000 (millones)	Disponibilidad	Disponibilidad Natural (hm ³)	Disponibilidad natural por habitante (m ³ /hab/año)
I Península de Baja California	2.75	Muy Baja	4,425	1,609
II Noroeste	2.34	Baja	7,950	3,397
III Pacífico Norte	3.88	Media	24,474	6,308
IV Balsas	9.91	Baja	28,191	2,845
V Pacífico Sur	3.98	Media	33,133	8,325
VI Río Bravo	9.43	Muy Baja	14,261	1,512
VII Cuencas Centrales del Norte	3.79	Media	6,802	1,795
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	18.94	Baja	39,479	2,084
IX Golfo Norte	4.75	Media	24,339	5,124
X Golfo Centro	9.22	Alta	102,633	11,132
XI Frontera Sur	5.82	Muy Alta	155,906	26,788
XII Península de Yucatán	3.25	Media	26,496	8,153
XIII Valle de México	19.42	Extremadamente Baja	3,802	196
Nacional	97.48	Baja	471,891	4,841



Figura 1.3. Disponibilidad de agua por región hidrológica administrativa, 2000¹⁸

Otra forma de evaluar la disponibilidad de agua es mediante la determinación de lo que se conoce como el *grado de presión del recurso* (GPR), que representa la proporción del agua disponible que se extrae en una zona ya sea para fines agrícolas, públicos, industriales u otros. De acuerdo con este valor, la Comisión para el Desarrollo Sustentable de la ONU define cuatro categorías que incluyen desde una presión fuerte (la extracción supera el 40% de la disponibilidad natural) hasta una presión escasa (el agua extraída no rebasa el 10% del líquido disponible). México, con un valor de GPR del 15 por ciento estimado para el año 2000 se encuentra en la categoría de presión moderada, valor ligeramente superior al 12 por ciento estimado para el promedio de los países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE). No obstante, el valor relativamente bajo de la presión sobre el recurso hídrico que presenta México está influido de manera significativa por la disponibilidad de agua en el sur del país, ya que regiones como la Frontera Sur, Golfo Centro, Península de Yucatán y Pacífico Sur no extraen más del 5 por ciento de su agua disponible;

en contraste, las regiones de Baja California, Noroeste, Río Bravo, Cuencas Centrales y el Valle de México se encuentran en una situación diferente, ya que su grado de presión presenta valores superiores al 40 por ciento, lo que las coloca en la condición de alto estrés hídrico (Figura 1.4, Tabla 1.4)¹⁸.

Otra medida de la disponibilidad de agua, más cercana a las necesidades de la población, es la que se conoce como intensidad de uso o extracción per cápita. De acuerdo con este indicador, la disponibilidad en México para el año 2000 fue de 740 metros cúbicos por habitante al año, valor semejante al calculado para Japón (720 m³/hab) y Francia (700 m³/hab) e inferior al de Canadá (1,600 m³/hab) y al promedio de países miembros de la OCDE, estimado en alrededor de 900 metros cúbicos¹⁸.

Tabla 1.4. Grado de presión sobre el recurso hídrico en las regiones hidrológicas administrativas, 2000¹⁸

Región Administrativa	Disponibilidad	Extracción	Grado de Presión	Categoría
	Natural (hm ³)	Total Anual (hm ³)	(%)	
I Península de Baja California	4,425	3,836	87	Fuerte
II Noroeste	7,950	6,028	76	Fuerte
III Pacífico Norte	24,474	9,224	38	Media Fuerte
IV Balsas	28,191	7,730	27	Media Fuerte
V Pacífico Sur	33,133	1,557	5	Escasa
VI Río Bravo	14,261	8,010	56	Fuerte
VII Cuencas Centrales del Norte	6,802	4,172	61	Fuerte
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	39,479	14,514	37	Media Fuerte
IX Golfo Norte	24,339	5,217	21	Media Fuerte
X Golfo Centro	102,633	3,946	4	Escasa
XI Frontera Sur	155,906	1,841	1	Escasa
XII Península de Yucatán	26,496	1,307	5	Escasa
XIII Valle de México	3,802	4,801	126	Fuerte
Nacional	471,891	72,183	15	Moderada

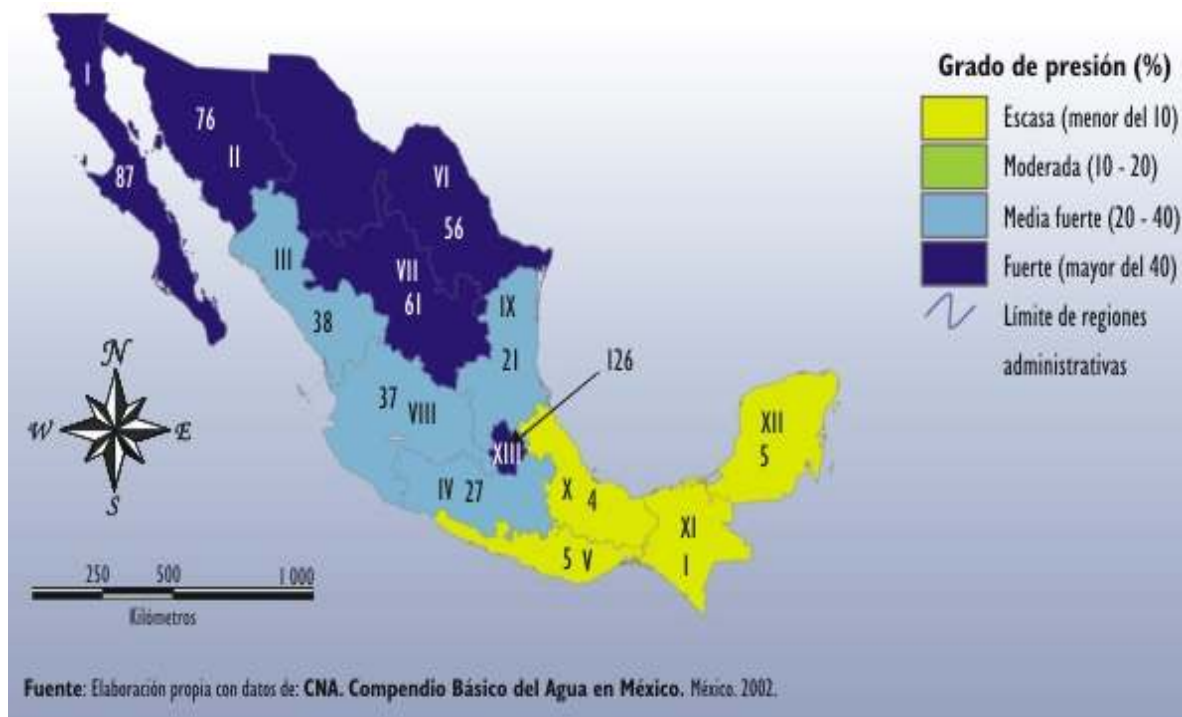


Figura 1.4. Grado de presión sobre el recurso hídrico en las regiones hidrológicas administrativas, 2000¹⁸

1.3 Consumo de agua

1.3.1 El Mundo

Es difícil estimar la cantidad de agua que se necesita para mantener estándares de vida aceptables o mínimos. Las diferentes fuentes de información emplean diferentes cifras para el consumo total de agua y para el uso del agua por sector económico. En general, un volumen de 20 a 40 litros de agua dulce por persona por día es el mínimo necesario para satisfacer solamente necesidades como beber y saneamiento. Si también se incluye el agua para el baño y cocina, la cifra varía entre 27 y 200 litros per cápita por día¹⁹.

Se han propuesto cantidades como estándares mínimos. Una de las propuestas es que las organizaciones internacionales y los proveedores de agua adopten un requerimiento general básico de 50 litros por persona por día como estándar mínimo para satisfacer cuatro necesidades básicas: beber, saneamiento, limpieza

personal y preparación de alimentos. En 1990, según se estima, 55 países con una población cercana a los 1,000 millones de habitantes no satisfacían este estándar como promedio nacional¹⁹. Otra propuesta considera que la cifra de 100 litros de agua dulce per cápita por día para uso personal es una estimación aproximada de la cantidad necesaria para un estándar de vida aceptable en los países en desarrollo, sin incluir los usos para la agricultura y la industria²⁰.

La cantidad de agua que las personas realmente utilizan en un país depende no sólo de las necesidades mínimas y de cuánta agua se dispone para el uso, sino también del nivel de desarrollo económico y del grado de urbanización. Mundialmente, dentro las tres categorías principales del uso de agua dulce (agricultura, industria y municipal), la agricultura es la que requiere la mayor cantidad. La agricultura representa un 69 por ciento de todas las extracciones anuales de agua; la industria, un 23 por ciento, y el uso municipal, un 8 por ciento^{10,21}. Sin embargo, existen grandes diferencias por región. En África, se estima que 88 por ciento del agua dulce se utiliza para la agricultura, 7 por cierto para fines municipales y 5 por ciento para la industria. En Asia, el agua también se utiliza sobre todo para la agricultura con el 86 por ciento del uso total, mientras que la industria sólo representa el 8 por ciento y el uso municipal, el 6 por ciento. En Europa, al contrario, el agua se utiliza en su mayor parte para la industria, con 54 por ciento del total, mientras la agricultura representa el 33 por ciento y el uso municipal el 13 por ciento²².

El nivel de desarrollo económico de un país se refleja en el volumen de agua dulce que consume. Las regiones subdesarrolladas usan mucha menos agua per cápita que regiones desarrolladas. En África, la extracción de agua anual per cápita para uso personal tiene un promedio de 17 metros cúbicos (47 litros de agua por día), y en Asia, 31 metros cúbicos (87 litros por día). Mientras tanto, se estima que un uso comparable de agua en el Reino Unido sería de 122 metros cúbicos por año (334 litros por día), y en los Estados Unidos, 211 metros cúbicos por año (578 litros por día)²².

Los países en desarrollo dedican casi toda el agua disponible a la agricultura. Cuanto más alto es el nivel de desarrollo, más agua se utiliza para fines domésticos e industriales y menos para la agricultura. Pero hay algunas importantes excepciones a la regla. Japón, por ejemplo, aún utiliza la mayor parte del agua dulce para el riego de los arrozales. También en algunas zonas áridas de Europa, como España y Portugal, la mayor parte del agua disponible se utiliza para la agricultura de regadío.

En todo el mundo la demanda de agua dulce per cápita se está elevando considerablemente a medida que los países se desarrollan económicamente. La extracción de agua ha aumentado en los tres principales usos para satisfacer la creciente demanda industrial, municipal y la creciente dependencia del riego para la producción de alimentos (Figura 1.5).

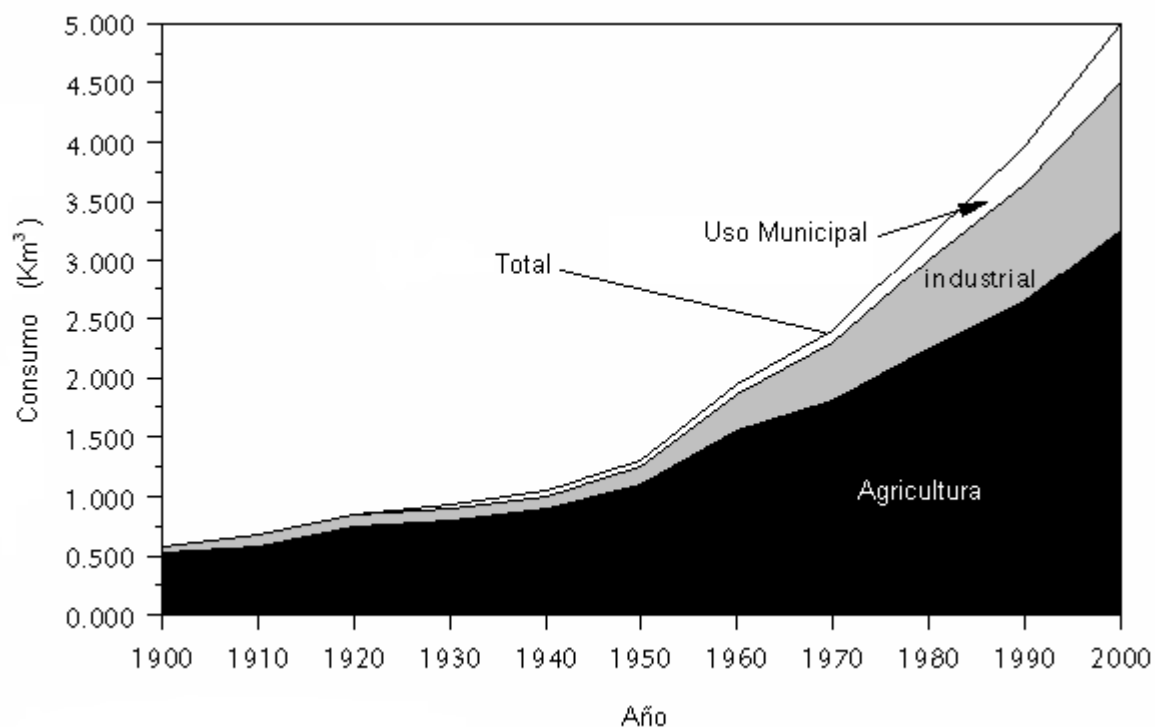


Figura 1.5. Evolución del consumo mundial de agua por sector de actividad²³

El nivel de uso del agua también pone de manifiesto el nivel de urbanización de un país. El bajo uso doméstico actual en muchos países en desarrollo a menudo refleja lo difícil que es obtener agua dulce. Los sistemas de agua por tubería son raros en las zonas rurales. Dos tercios de la población mundial, en su mayor parte en los países en desarrollo, obtienen el agua en fuentes públicas, pozos comunales, ríos y lagos, o el agua de lluvia recolectada de los techos. Con frecuencia, la población rural, generalmente mujeres y niñas, debe caminar varios kilómetros y perder gran parte del día en la búsqueda de agua para la familia. En África, las mujeres y niñas pasan 40,000 millones horas-persona por año acarreamo agua²⁴.

Con la urbanización, el uso de agua aumenta notablemente (Tabla 1.5). Esto se debe a la facilidad que disponen los habitantes de las grandes ciudades para la obtención del agua, ya que es llevada hasta sus hogares en altas cantidades y a un costo muy bajo, por lo que el uso racionado del líquido resulta en un hecho cultural y no una necesidad.

Tabla 1.5. Consumo de agua promedio de una persona que vive en una ciudad²⁵

Actividad	Consumo (litros/día)	% Consumo
Ducha (5 minutos)	100	40
Descarga del retrete	50	20
Lavado de ropa	30	12
Lavado de pisos	27	10.8
Riego de jardines	18	7.2
Lavado de utensilios de comida y cocción de alimentos	15	6
Otros usos (beber, lavado de manos)	10	4
Total	250	100

A medida que el mundo se torna predominantemente urbano y la agricultura depende cada vez más del riego, será cada vez más difícil para las ciudades satisfacer la creciente demanda de agua. En los países en desarrollo, el rápido

crecimiento urbano suele ejercer tremenda presión en los sistemas de abastecimiento de agua, los cuales en su mayoría son anticuados e inadecuados. Esto ocasionará una clara escasez de agua en las grandes ciudades y por consecuencia una serie de conflictos políticos y sociales.

1.3.2 México

El México, el sector de actividad que consume la mayor cantidad de agua es el sector agropecuario. Para diciembre del año 2004 representaba el 76 por ciento del consumo total; el uso municipal representa la segunda actividad con mayor consumo con un 14 por ciento para el mismo año y, finalmente, el uso industrial es el de menor consumo con el 10 por ciento (Figura 1.6, Tabla 1.6)²⁶.

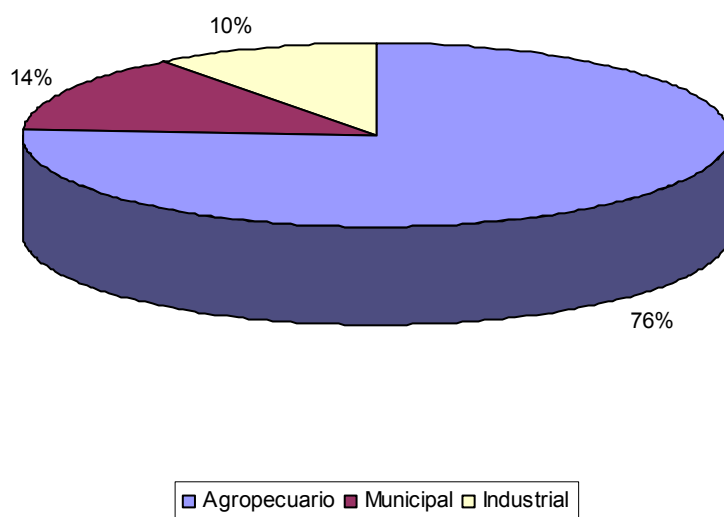


Figura 1.6. Porcentaje del consumo total de agua en México por sector de actividad²⁶

Tabla 1.6. Consumo total de agua en México por sector de actividad²⁶

Uso	Origen superficial (km ³)	Origen subterráneo (km ³)	Volumen total (km ³)	Porcentaje
Agropecuario	38.7	18.7	57.4	76
Municipal	3.9	6.8	10.7	14
Industrial	5.6	1.7	7.3	10

Total	48.2	27.2	75.4	100
-------	------	------	------	-----

En cuanto al consumo que se destina a la población, México tiene un valor *per capita* promedio de 70 metros cúbicos por año²⁶, lo que representa un consumo de 192 litros por día por persona. Este valor se encuentra por encima del promedio de los países africanos (47 litros por día) y asiáticos (87 litros por día), pero por debajo de países industrializados como el Reino Unido (334 litros por día) y Estados Unidos (578 litros por día).

El consumo *per cápita* dentro de México varía de acuerdo con la región geográfica. Esto se debe al sector de actividad predominante y a la densidad de población en cada zona. En este panorama, la Ciudad de México es una región del país con un comportamiento especial, debido a que el consumo de agua potable rebasa en gran medida la cantidad de agua disponible en la región. Actualmente, en la Ciudad de México aparentemente se consumen 33 m³/s de agua, lo que representa un consumo per cápita de 332 litros por día por persona, un valor elevado comparado con el promedio nacional. De este consumo el 50 por ciento (16.4 m³/s) se obtiene de fuentes dentro de la misma ciudad (pozos y manantiales) y el otro 50 por ciento (16.6 m³/s) se obtiene de fuentes provenientes de Estados aledaños al Distrito Federal (Figura 1.7)²⁷.



Figura 1.7. Suministro de agua potable en la Ciudad de México²⁷

El consumo de agua en la Ciudad de México se destina en su totalidad a tres sectores, el uso doméstico con un consumo del 48 por ciento, el uso industrial y de servicios con el 17 por ciento y el otro 35 por ciento restante se pierde en fugas dentro de la red de distribución, por lo cual se considera un sector de consumo (Figura 1.8).

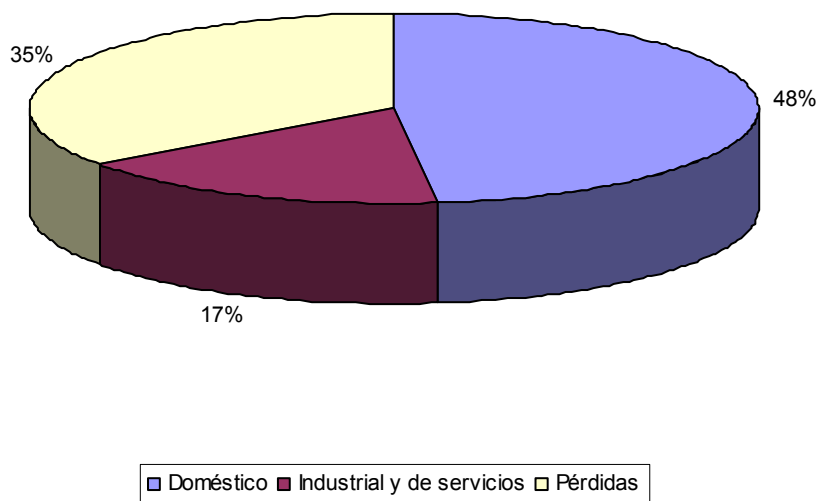


Figura 1.8. Usos del agua potable en la Ciudad de México²⁷

1.4 Cifras de contaminación y tratamiento de aguas residuales en México

La contaminación de los cuerpos de agua es producto de las descargas de aguas residuales sin tratamiento, ya sea de tipo doméstico, industrial, agrícola, pecuario o minero. A finales del año 2001, más del 70 por ciento de los cuerpos de agua del país presentaban algún indicio de contaminación. Las cuencas que destacan por sus altos índices de contaminación son la del Lerma-Santiago, la del Balsas y las aguas del Valle de México y el sistema Cutzamala²⁸.

Si bien la industria sólo consume 10 por ciento del agua total (7.3 km³ anuales), la contaminación que genera, medida como demanda bioquímica de oxígeno, es tres veces mayor que la que producen 100 millones de habitantes. En 2002, los giros industriales con mayores descargas contaminantes sumaban un volumen total de 170.3 m³/s. La actividad con mayor volumen de descarga es la acuicultura, con 67.6 m³/s (39.6%), seguida por la industria azucarera 45.9 m³/s (27%), la

petrolera 11.4 m³/s (6.6%), los servicios 10.3 m³/s (6%) y la química 6.9 m³/s (4%)⁴ (Figura 1.9). A su vez, la industria azucarera es la que produce la mayor cantidad de materia orgánica contaminante y la petrolera y química las que producen los contaminantes de mayor impacto ambiental²⁶.

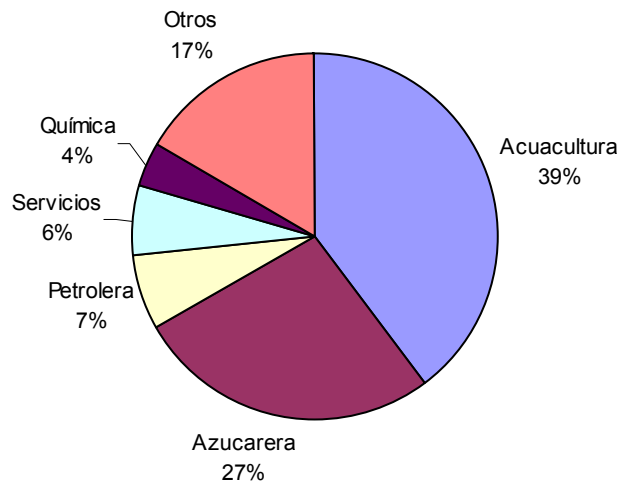


Figura 1.9. Actividades industriales con mayor volumen de descarga de aguas residuales en México para el año 2002²⁶

La sobreexplotación de los acuíferos ha ocasionado también el deterioro de la calidad del agua sobre todo por intrusión salina y migración de agua fósil (la que de manera natural, después de siglos contiene sales y minerales nocivos para la salud humana) inducida por los efectos del bombeo, así como por contaminación difusa producida en las ciudades y zonas agrícolas. Debido a las características propias del ciclo hidrológico, un río puede quedar limpio en un tiempo relativamente corto si la fuente de contaminación se suspende y si no queda atrapada una cantidad importante de contaminantes en el sedimento; sin embargo, cuando se contamina un acuífero, el problema puede durar decenas de años.

Para evaluar esta situación, la CNA cuenta con la Red Nacional de “Monitoreo” que, en 2005, tenía 914 sitios, de los cuales 358 corresponden a la red primaria (195 en cuerpos superficiales, 42 en zonas costeras y 121 en acuíferos); 272 a la red secundaria (conformada por 226 sitios en cuerpos superficiales, 16 en zonas costeras y 30 en aguas subterráneas); 191 sitios a estudios especiales (88 estaciones en cuerpos superficiales, 47 en zonas costeras y 56 en aguas subterráneas) y 93 sitios para la red de referencia subterránea. Los dos parámetros establecidos para evaluar la calidad del agua adoptados por la CNA son la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y la demanda química de oxígeno (DQO)²⁸.

En 2005, los porcentajes de las estaciones de evaluación en cuerpos de agua superficial a nivel nacional, de acuerdo con la clasificación de la categoría de DBO₅, presentaron los siguientes valores: 5 por ciento registraba fuerte contaminación; 12 por ciento contaminación, 19 por ciento contaminación aceptable, 22 por ciento buena calidad y 42 por ciento presentó excelente calidad (Figura 1.10). Los porcentajes de estaciones de evaluación en cuerpos de agua superficial por región hidrológico-administrativa con fuerte contaminación por DBO en 2005, son: Aguas del Valle de México y Sistema Cutzamala (32%), Balsas (7.1%) Lerma-Santiago-Pacífico y Golfo Centro (ambas con 4.9%). Asimismo, 8 regiones presentan contaminación con proporciones más altas que la categoría anterior, con valores que van de 36 por ciento (Región XIII) a 4.9 por ciento (Pacífico Norte); y trece regiones registran un estado aceptable, con porcentajes que van de 52.6 por ciento (Río Bravo) el más alto, a 5.1 por ciento (Golfo Norte) el más bajo. Mientras que 11 de las 13 regiones registran proporciones significativas de estaciones con agua de buena y excelente calidad. En todas las regiones, los monitoreos de las estaciones se clasifican en cinco categorías de este contaminante; por ello, una misma región presenta diferentes valores para cada una de ellas²⁸.

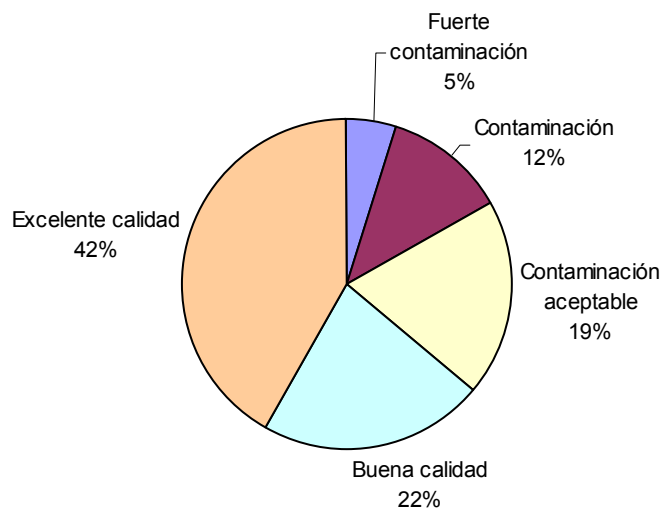


Figura 1.10. Clasificación de los cuerpos de agua superficial a nivel nacional de acuerdo con su grado de contaminación (DBO₅)²⁸

Por demanda química de oxígeno (DQO), las estaciones de evaluación en cuerpos de agua superficial a nivel nacional registran los siguientes porcentajes: 11 por ciento fuerte contaminación, 28 por ciento contaminación; 18 por ciento aceptable, 17 por ciento buena calidad y 26 por ciento excelente calidad (Figura 1.11). Los porcentajes más altos de estaciones con fuerte contaminación por DQO también se encuentran en las regiones Aguas del Valle de México (60%) y Lerma-Santiago-Pacífico (13.4%). En 2005, las aguas residuales generadas en los centros urbanos contienen 2.17 millones de toneladas de DBO₅; el 80.6 por ciento es recolectado en el drenaje municipal y sólo se remueve 29.7 por ciento de la carga contaminante en los sistemas de tratamiento. Por su parte, la industria generó 6.57 millones de toneladas de DBO₅ anuales, pero sólo se remueve 15 por ciento de la contaminación²⁸.

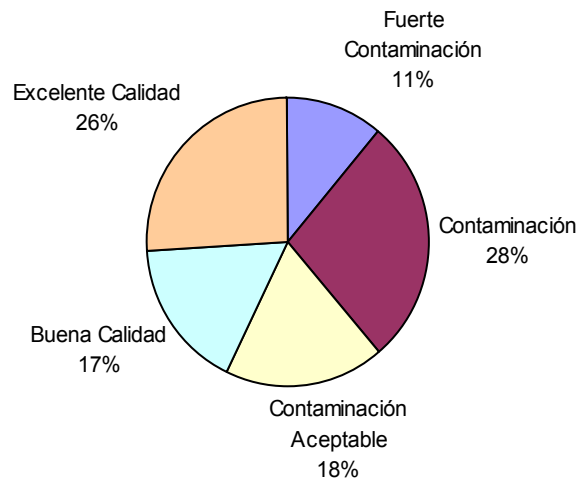


Figura 1.11. Clasificación de los cuerpos de agua superficial a nivel nacional de acuerdo con su grado de contaminación (DQO)²⁸

En cuanto al uso y manejo de los recursos costeros, una gran variedad de estudios muestra que los litorales mexicanos presentan problemas de contaminación, los cuales producen efectos nocivos sobre los organismos que habitan en el mar, los estuarios, las lagunas costeras y los humedales, produciéndose en algunos casos daños irreversibles a todos estos ecosistemas y considerables costos sociales y económicos. El Programa de Playas Limpias, orientado a promover el saneamiento de las playas y de las cuencas y subcuencas, barrancas, acuíferos y cuerpos asociados a éstas, inició en 2003. En 2005, fueron evaluados 44 destinos turísticos, 259 playas y 17 entidades costeras, dando como resultado que 22 destinos turísticos no cumplen con los criterios de calidad bacteriológica. Estos destinos se localizan en Campeche (8), Lázaro Cárdenas (4), Michoacán, Centla (4), Tabasco, Veracruz (7) y Progreso (1). Otros 22 no cumplen con los criterios recomendados²⁸.

En el ámbito nacional, para el año 2006, operaban 1,433 plantas de tratamiento para aguas residuales municipales (133 más que el año 2005), con una capacidad

instalada de 95.77 m³/s y un tratamiento de 71.78 m³/s. El porcentaje de tratamiento pasó de 23 por ciento a 35 por ciento en el período 2000-2005²⁸. En 2005, del total de agua residual municipal captada por las plantas de tratamiento, poco menos de la mitad recibió saneamiento por medio de lodos activados y cerca de una quinta parte, a través de lagunas de estabilización. La Figura 1.12 muestra la distribución porcentual de los tipos de tratamientos utilizados para el tratamiento de aguas residuales municipales²⁸.

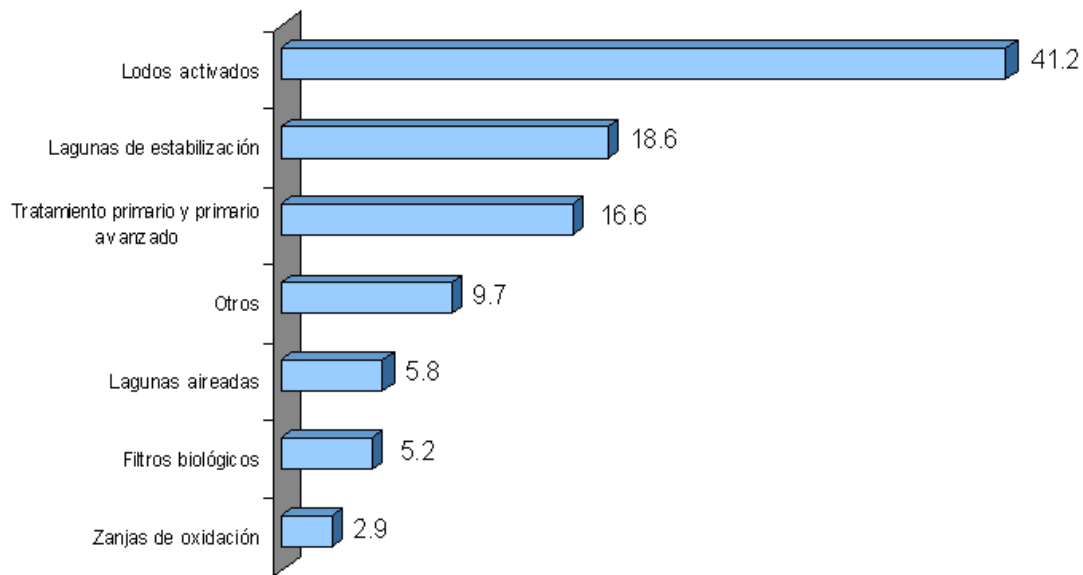


Figura 12. Distribución porcentual de agua residual tratada según el tipo de tratamiento utilizado²⁸

Las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales que cuentan con mayor capacidad instalada y en operación se localizan en Nuevo León (57 plantas dan tratamiento a 13,057 L/s), Chihuahua (100 plantas tratan 7,754 L/s) y el estado de México (76 plantas tratan 7,100 L/s). La ubicación de la población y de las actividades humanas permite clasificar las descargas de aguas residuales en municipales y no municipales. En 2005, las descargas municipales provenientes de centros urbanos ascendieron a 8.05 km³ anuales (255 m³/s); el sistema de alcantarillado recolectó 80.2 por ciento, dando tratamiento a 35 por ciento. Los

usos no municipales que incluyen las descargas industriales ascendieron a 5.62 km³ (178 m³/s) dando tratamiento a 15 por ciento²⁸.

En 2005, las 1,821 plantas en operación que trataron el agua desechada por la industria, operaron un caudal de 26.82 m³/s. El mayor número se encuentra en el Estado de México (246), Baja California (179), Veracruz (161) y Querétaro (131); por el contrario, las entidades que cuentan con menos de diez plantas de tratamiento son: Quintana Roo (2), Nayarit (4), Baja California Sur y Guerrero (7), seguidas por Zacatecas (8). Asimismo, la mayor capacidad en operación para tratar agua residual de origen industrial se ubica en Veracruz (8.63 m³/s), seguido por Nuevo León (3.0 m³/s), el Estado de México (2.39 m³/s) y Morelos (2.16 m³/s)²⁸.

En México, el uso del agua residual sin tratar ha sido una práctica común desde hace más de cien años. El Distrito de Riego 03, ubicado en Tula, Hidalgo, fue el primero en este manejo y, a la fecha, el agua residual generada por la Zona Metropolitana de la Ciudad de México es utilizada para riego agrícola en dicho distrito. En 2005, del total de agua residual municipal recolectada (205 m³/s), 71.8 m³/s recibieron tratamiento; de ésta 45.3 m³/s fueron depositados en cuerpos receptores, 25.3 m³/s se reutilizaron directamente y el resto (1.2 m³/s) en forma indirecta. El agua residual que no recibió tratamiento ascendió a 133.2 m³/s, el porcentaje más alto (89%) de ésta fue utilizado en forma indirecta y 4% fue arrojada a cuerpos receptores. El aprovechamiento del agua residual en la industria aún es escaso en el país. En 2003, 8 por ciento se reutilizó en actividades económicas, mientras que en la agricultura fue de 85.7 por ciento²⁸.

1.5 Propiedades del agua

Es una sustancia formada por la combinación de dos átomos de hidrógeno y un átomo de oxígeno, que constituye el componente más abundante en la superficie terrestre. Hasta el siglo XVIII se tenía la concepción de que el agua era un

elemento, fue el químico inglés Cavendish quien sintetizó agua a partir de una combustión de aire e hidrógeno. Sin embargo, los resultados de este experimento fueron interpretados años más tarde, cuando Lavoisier propuso que el agua no era un elemento sino un compuesto formado por oxígeno y por hidrógeno, siendo su fórmula H_2O^{29} .

El agua tiene una importancia esencial en el ambiente y en los procesos biológicos, porque es el medio en el cual se realizan los procesos vitales. Esto implica que todos los organismos vivientes contienen agua. Tanto en los animales como en las plantas el contenido de agua varía dentro de los límites comprendidos entre la mitad y nueve de cada diez partes del peso total del organismo. También el cuerpo humano está constituido principalmente por agua, que es máximo en los primeros meses de vida embrionaria (cerca del 97%), y disminuye con la edad, comprendiendo aproximadamente un 71% en una persona en edad madura.

1.5.1 Propiedades físicas

El agua es un líquido incoloro, inodoro e insípido. Presenta un cierto color azul cuando se concentra en grandes cantidades. A presión atmosférica normal (760 mmHg), el punto de fusión del agua pura es de $0^{\circ}C$ y el punto de ebullición es de $100^{\circ}C$, cristaliza de manera hexagonal, llamándose nieve o hielo según se presente de forma esponjosa o compacta; se expande al congelarse, es decir, aumenta de volumen, de ahí que la densidad del hielo sea menor que la del agua y por ello el hielo flota en el agua líquida. El agua alcanza su densidad máxima a una temperatura de $4^{\circ}C$, que es 1.0 g/cm^3 .

Su capacidad calorífica es superior a la de cualquier otro líquido o sólido, su calor específico de 1.0 cal/g , indica que una masa de agua puede absorber o desprender grandes cantidades de calor, sin experimentar cambios de temperatura altos, lo que tiene gran influencia en el clima (las grandes masas de agua de los océanos tardan más tiempo en calentarse y enfriarse que el suelo

terrestre). Su calor latente de vaporización y de fusión (540 y 80 cal/g, respectivamente) son también excepcionalmente elevados.

1.5.2 Propiedades químicas

El agua es el compuesto químico más familiar para nosotros, el más abundante y el de mayor significado para nuestra vida. Su excepcional importancia, desde el punto de vista químico, reside en que casi la totalidad de los procesos químicos que ocurren en la naturaleza, no sólo en organismos vivos, sino también en la superficie no organizada de la tierra, así como los que se llevan a cabo en el laboratorio y en la industria, tienen lugar entre sustancias disueltas en agua. Normalmente se dice que el agua es el disolvente universal, puesto que todas las sustancias son de alguna manera solubles en ella. No posee propiedades ácidas ni básicas, se combina con ciertas sales para formar hidratos, reacciona con los óxidos de metales formando ácidos y actúa como catalizador en muchas reacciones químicas.

La molécula de agua libre y aislada, formada por un átomo de oxígeno unido a otros dos átomos de hidrógeno es triangular (Figura 1.13). El ángulo de los dos enlaces (H-O-H) es de 104.5° y la distancia de enlace O-H es de 0.96 Å. Puede considerarse que el enlace en la molécula es covalente, con una cierta participación del enlace iónico debido a la diferencia de electronegatividad entre los átomos que la forman.

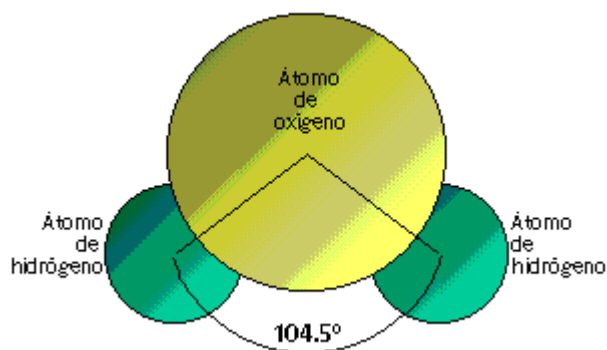


Figura 1.13. Molécula de agua

La fuerza de atracción entre el hidrógeno de una molécula con el oxígeno de otra denominada comúnmente con el nombre de “puente de hidrógeno” (Figura 1.14) presenta una magnitud elevada en el agua, permitiendo el agrupamiento de moléculas y siendo también la causa del aumento de volumen del agua sólida y de las estructuras hexagonales de los cristales (Figura 1.15).

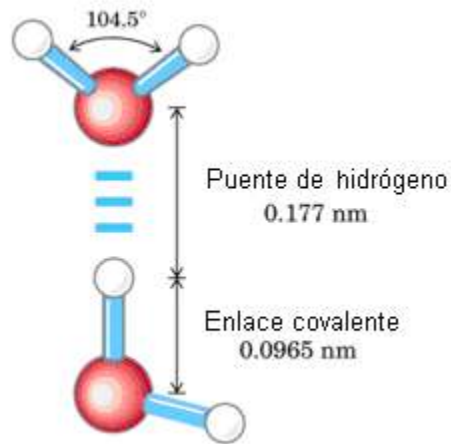


Figura 1.14. Puente de hidrógeno entre las moléculas de agua

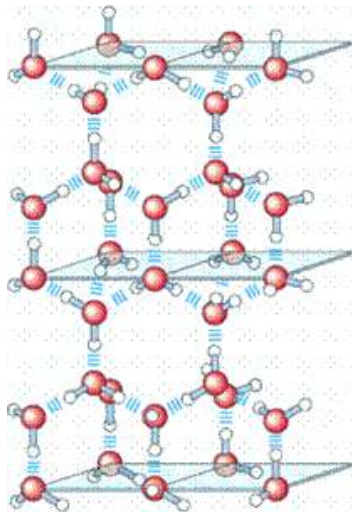


Figura 1.15. Estructura hexagonal del agua congelada

1.6 Referencias

- (1) The world water crisis. (2001, 22 de marzo). Recuperado el mes de Junio del 2007, de <http://www.worldwaterday.net/index.cfm?objectid=E38C787B-F1F6-6035-B9D8092D300B7548>
- (2) Aguas grises. (s.f.). Recuperado el día 22 de septiembre de 2007, de http://es.wikipedia.org/wiki/Aguas_grises
- (3) Gleick, P. H. (1996). 1996: Water resources. En Encyclopedia of climate and weather (vol. 2, pp. 817 – 823), New York, EEUU: Oxford University Press.
- (4) Clarke, R. (1991). Water: The international crisis (pp.193). Londres, Inglaterra: Earthscan.
- (5) Lean, G. y Hinrichsen, D. (1994). Atlas of the environment (pp. 57 – 64). New York, EEUU: Harper Perennial.
- (6) Postel, S., Daily, G. y Ehrlich, P. Human appropriation of renewable fresh water, Science, 271 (1996), 785 - 788.
- (7) Riviere, J.W.M., Threats to the world's water, Scientific American, 261 (1989) 80 – 94.
- (8) United Nations. Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) (1996). The makings of a water crisis - Can supply keep up with demand? (No. 84, pp. 12 – 13), New York, EEUU: UNESCO sources.
- (9) United Nations (UN). Commission on Sustainable Development (1997). Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world. Report of the secretary general. New York, EEUU: UN.
- (10) United Nations (UN). Department for Policy Coordination and Sustainable Development (1997). Critical trends-global change and sustainable development (pp. 43 – 56). New York, EEUU: UN.
- (11) Gleick, P. (1993). An introduction to global fresh water issues (pp. 3 – 12). New York, EEUU: Oxford University Press.

- (12) Population Reference Bureau (PRB) (1997). Population and environment dynamics. Washington D.C., EEUU: PRB.
- (13) Gardner-Outlaw, T. y Engleman, R. (1997). Sustaining water, easing scarcity: A second update (pp. 2 – 19). Washington D.C., EEUU: Population action international.
- (14) Caponera, D.A. (1998). The importance of water law and institutions for sustainable development. International conference of water and sustainable development (Comp.) (pp. 1 – 4). Paris, Francia.
- (15) SEMARNAT (2002). Informe de la situación del medio ambiente en México 2002. México D.F., México: SEMARNAT.
- (16) UNDP, UNEP, World Bank and WRI (2000). World resources 2000 - 2001. New York, EEUU: WRI.
- (17) WRI (World Resources Institute) (2000).
- (18) Comisión Nacional del Agua (CNA) (2002). Compendio básico del agua en México. México D.F., México: CNA.
- (19) Gleick, P., Basic water requirements for human activities: Meeting basic needs, International Water, 21 (1996) 83 – 92.
- (20) Falkenmark, M. y Widstrand, C., Population and water resources: A delicate balance, Population bulletin, 47 (1992) 1 – 36.
- (21) Engelman, R. y Leroy, P. (1993). Sustaining water: Population and the future of renewable water supplies (pp. 6 – 47). Washington D.C., EEUU: Population action international.
- (22) European Schoolbooks (1994). The battle for water: Earth's most precious resource (pp. 1 – 16). Cheltenham, Inglaterra.
- (23) Abramovitz, J. (1996). Imperiled waters, impoverished future: The decline of freshwater ecosystems (pp. 5 – 66). Washington D.C., EEUU: Worldwatch Institute.
- (24) UNICEF. Recuperado el mes de abril del 2007, de <http://www.unicef.org/factx/facright.htm>
- (25) Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica de Chile. Recuperado el mes de mayo del 2007, de <http://www.conicyt.cl>

- (26) Sistema nacional de información sobre cantidad, calidad, usos y conservación del agua (SINA). Recuperado el mes de junio del 2007, de <http://www.cna.gob.mx/SINA/>
- (27) Sistema de Aguas de la Ciudad de México (2006). Compendio de los servicios hidráulicos de la Ciudad de México 1990-2005. México D.F., México: Gobierno del D.F.
- (28) Comisión Nacional del Agua (2006). Estadísticas del agua en México. Sistema Unificado de Información Básica del Agua (SUIBA). México D.F., México: CNA.
- (29) Biswas, A. K. (1970). History of hydrology. Amsterdam, Holanda: North Holland Publishing Company.

1.7 Referencias consultadas sin cita en texto

- Comisión Nacional de Agua (2006). Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento. México D.F., México: CNA.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (1999). 1^{er} censo de captación, tratamiento y suministro de agua. censos económicos. México D.F., México: INEGI.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (2004). 2^{do} censo de captación, tratamiento y suministro de agua. censos económicos, México D.F., México: INEGI.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (2000). Perfil sociodemográfico. XII censo general de población y vivienda. México D.F., México: INEGI.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (2005). II conteo de población y vivienda. México D.F., México: INEGI.

Capítulo II

FUNDAMENTOS

2.1 Introducción a la termodinámica de superficies

Una fase es un sistema termodinámico homogéneo con propiedades intensivas constantes, pero no podrá ser considerada estrictamente homogénea si se tienen en cuenta los efectos de paredes o interfases (región limítrofe entre dos fases homogéneas), debido a que las moléculas o los átomos de la superficie están en un medio circundante diferente al de las moléculas o los átomos en el seno de la solución. Si una de las dos fases es gaseosa a esta frontera se le denomina superficie.

2.2 Tensión superficial

2.2.1 Tensión superficial de un líquido puro y energía libre superficial

Las interfases se pueden clasificar por las fases que la componen en los siguientes tipos:

Sólido – Sólido

Sólido – Líquido

Sólido – Vapor

Líquido – Líquido

Líquido – Vapor

A cada una de las posibles interfases se le puede asociar una energía libre llamada “energía libre superficial” la cual no es la energía libre que poseen las

moléculas de la superficie, sino que es la energía libre que poseen las moléculas por el hecho de estar situadas en la región superficial.

La tensión superficial es el resultado de fuerzas de atracción intermoleculares, como lo son las fuerzas de van der Waals, los enlaces polares, los puentes de hidrógeno, etc., en las moléculas situadas en la superficie. Una molécula localizada dentro del seno de una fase líquida está sujeta a fuerzas iguales de atracción en todas direcciones, mientras una molécula situada en la superficie experimenta fuerzas atractivas desequilibradas (Figura 2.1), teniendo como resultado la atracción de ésta hacia el seno del líquido. Tantas moléculas como sea posible migran de la superficie del líquido hacia el seno de la fase; por lo tanto, la superficie tiende a contraerse espontáneamente. Debido a esto, cuando una gota de un líquido puro se encuentra en equilibrio con su vapor y no hay ningún campo externo que le afecte, la gota asume una forma esférica.

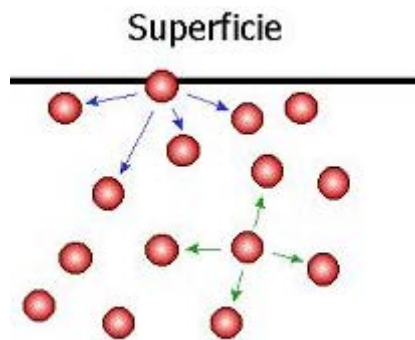


Figura 2.1. Fuerzas intermoleculares

La tensión superficial actúa como una fuerza que se opone al aumento en área de un líquido, en término de trabajo la tensión superficial se puede expresar como:

$$dw = \sigma dA \quad (2.1)$$

donde w es el trabajo invertido en crear el área de superficie A y σ es la energía por unidad de área o tensión superficial, se expresa en Ergios/cm², Dinas/cm o mN/m.

2.2.2 Tensión superficial de soluciones

La adición de un segundo componente a un líquido puro repercute en modificaciones de su tensión superficial. Los diferentes eventos que pueden ocurrir son: (i) La adición del soluto conduce a un incremento en la tensión superficial y este tipo de comportamiento es característico de soluciones acuosas de electrolitos inorgánicos fuertes. (ii) En el caso de electrolitos débiles en agua, el comportamiento que se presenta con mayor frecuencia son abatimientos tenues de la tensión superficial con el aumento de la concentración. (iii) Por último, soluciones donde el segundo componente abate la tensión superficial del disolvente a valores bajos aún a concentraciones mínimas. Este tipo de materiales se conocen con el nombre de tensoactivos; sustancias con una actividad superficial muy alta¹.

2.2.3 Presión superficial

Este parámetro se define como la diferencia entre la tensión superficial del solvente puro y la tensión superficial de una solución a cualquier composición. Para un sistema binario se puede escribir como:

$$\pi = \sigma_1^0 - \sigma \quad (2.2)$$

donde π es la presión de superficie, parámetro que es prácticamente independiente de la temperatura, σ_1^0 es la tensión superficial del solvente puro y σ la tensión superficial de la mezcla soluto – solvente a cualquier composición. La

presión de superficie es una energía relativa y característica para cada sistema ya que sin efectos de cambios de temperatura mide únicamente el decremento energético de la superficie con respecto al solvente puro. Para el caso particular en el que la fracción del soluto en la solución es prácticamente uno, se tiene la diferencia máxima de tensiones superficiales y, por lo tanto, la presión máxima de superficie (π^0); denotada por la siguiente ecuación:

$$\pi^0 = \sigma_1^0 - \sigma_2^0 \quad (2.3)$$

2.3 Parámetros termodinámicos superficiales

El postulado fundamental de la termodinámica de superficies indica que la región superficial se debe considerar como una fase adicional de un sistema, por lo que no es necesario construir una termodinámica diferente a la existente para describir la superficie.

2.3.1 Energía interna

La primera ley de la termodinámica establece que, para cualquier sistema homogéneo, el cambio de la energía interna se debe al calor que gana o pierde el sistema y al trabajo que el sistema realiza o recibe de sus alrededores. Lo anterior se expresa en la siguiente ecuación:

$$dU = dq + dw \quad (2.4)$$

donde:

dU : Energía Interna del sistema

dq : Calor del sistema

dw : Trabajo del sistema

Si se considera un sistema compuesto por dos fases homogéneas α y β separadas por una interfase S (Figura 2.2), para este sistema se cumple que el cambio de la energía interna total es igual a la suma de los cambios de energía interna de cada una de las fases homogéneas presentes (ϕ), por lo que la energía interna total del sistema se escribe como:

$$dU = dU^\alpha + dU^\beta + dU^* \quad (2.5)$$

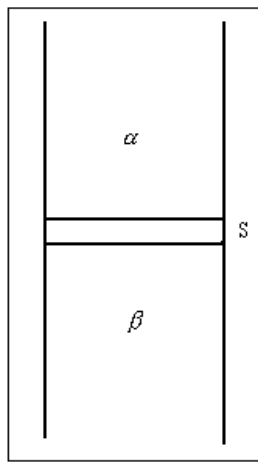


Figura 2.2. Fases del sistema

En general:

$$dU = \sum_{\phi} dU_i \quad (2.6)$$

En la ecuación 2.5, los dos primeros términos están relacionados con las energías internas de las fases α y β ; el tercer término, conocido como “energía interna superficial”, representa el cambio de energía interna de la superficie en el sistema. Dentro de la ecuación 2.4, el término de trabajo tiene dos contribuciones, la primera es el trabajo P-V y la segunda el trabajo efectuado al formarse la superficie, esto es:

$$dw = -PdV + \sigma dA \quad (2.7)$$

En cuanto al término de calor en la misma ecuación 2.4, se le puede asociar a un cambio diferencial, y reversible:

$$dq = TdS \quad (2.8)$$

donde T es la temperatura absoluta y S es la entropía. Si se sustituyen las ecuaciones 2.7 y 2.8 en la ecuación 2.4, la energía interna del sistema incluyendo a la región superficial, es:

$$dU = TdS - PdV + \sigma dA \quad (2.9)$$

Todas estas ecuaciones que se han obtenido son para sistemas constituidos de un solo componente, sin embargo si el sistema presenta más de un componente se hace uso del potencial químico (μ) y el número de moles de las especies químicas (i) presentes:

$$dU = TdS - PdV + \sigma dA + \sum_{\phi} \sum_i \mu_i^{\phi} dn_i^{\phi} \quad (2.10)$$

La ecuación anterior representa el cambio total de la energía interna del sistema, si se sigue el mismo procedimiento para obtener la energía interna de cada fase, éstas se representarían por las siguientes ecuaciones:

$$dU^{\alpha} = TdS^{\alpha} - PdV^{\alpha} + \sum_i \mu_i^{\alpha} dn_i^{\alpha} \quad (2.11)$$

$$dU^{\beta} = TdS^{\beta} - PdV^{\beta} + \sum_i \mu_i^{\beta} dn_i^{\beta} \quad (2.12)$$

$$dU^* = TdS^* - PdV^* + \sigma dA + \sum_i \mu_i^* dn_i^* \quad (2.13)$$

2.3.2 Entalpía

La “entalpía” (H) se define por la siguiente expresión:

$$H = U + PV \quad (2.14)$$

Diferenciando esta ecuación y sustituyendo la expresión obtenida para dU , se obtiene:

$$dH = TdS + VdP + \sigma dA \quad (2.15)$$

Para sistemas con más de un componente:

$$dH = TdS + VdP + \sigma dA + \sum_{\phi} \sum_i \mu_i^{\phi} dn_i^{\phi} \quad (2.16)$$

2.3.3 Energía libre de Helmholtz

La “energía libre de Helmholtz” está definida por la siguiente expresión:

$$F = U - TS \quad (2.17)$$

Diferenciando la ecuación anterior y sustituyendo la expresión obtenida para dU , se obtiene:

$$dF = -SdT - PdV + \sigma dA \quad (2.18)$$

Para sistemas con más de un componente la ecuación 2.18 se expresaría como:

$$dF = -SdT - PdV + \sigma dA + \sum_{\phi} \sum_i \mu_i^{\phi} dn_i^{\phi} \quad (2.19)$$

2.3.4 Energía libre de Gibbs

La “energía libre de Gibbs” se define por la ecuación:

$$G = U + PV - TS \quad (2.20)$$

Diferenciando la ecuación 2.20 y sustituyendo la expresión para dU , la energía libre de Gibbs estaría expresada por:

$$dG = -SdT + VdP + \sigma dA \quad (2.21)$$

Para sistemas que tienen más de un componente la ecuación anterior se expresaría como:

$$dG = -SdT + VdP + \sigma dA + \sum_{\phi} \sum_i \mu_i^{\phi} dn_i^{\phi} \quad (2.22)$$

2.3.5 Ecuación de Gibbs – Duhem para la región superficial

Integrando la ecuación 2.10, la energía total del sistema formado por las fases α , β y la superficie S, es:

$$U = TS - PV + \sigma A + \sum_{\phi} \sum_i \mu_i^{\phi} n_i^{\phi} \quad (2.23)$$

Extendiendo esta ecuación a la región superficial, ésta quedaría representada por la siguiente expresión:

$$U^* = TS^* - PV^* + \sigma A + \sum_i \mu_i^* n_i^* \quad (2.24)$$

Diferenciando la ecuación anterior, el cambio en la energía interna de superficies es:

$$dU^* = TdS^* + S^*dT - PdV^* - V^*dP + \sigma dA + Ad\sigma + \sum_i \mu_i^* dn_i^* + \sum_i n_i^* d\mu_i^* \quad (2.25)$$

Si a la ecuación anterior se le resta la ecuación obtenida para el cambio de energía interna (ecuación 2.10), se obtiene la ecuación de Gibbs – Duhem para la región superficial:

$$S^*dT - V^*dP + Ad\sigma + \sum_i n_i^* d\mu_i^* = 0 \quad (2.26)$$

2.4 Ecuación de adsorción de Gibbs

Uno de los principales objetivos de la química de superficie es determinar la cantidad de material que se adsorbe en la interfase y las características de la superficie en relación con las del seno de la solución.

Si se considera un compuesto líquido puro al cual se le agrega un agente con actividad superficial (soluto), éste tendrá efectos directos en las propiedades del compuesto, pero principalmente en la superficie. La ecuación de adsorción de Gibbs relaciona la concentración superficial del soluto con la tensión superficial y la actividad de bullo del soluto. En sistemas donde la tensión superficial y el número de moles pueden medirse directamente (sistemas líquido – líquido y líquido – vapor), la ecuación de adsorción de Gibbs puede ser utilizada para determinar la concentración en la superficie, proporcionando así parámetros físicos como el área superficial y parámetros termodinámicos como la energía estándar de adsorción².

Para estudiar este fenómeno es necesario simplificar algunos factores en la ecuación de Gibbs – Duhem para la región superficial; bajo condiciones isotérmicas. El primer término de la ecuación desaparece, así como el segundo término, cuando se considera a la superficie como un plano geométrico de separación y, por lo tanto, de volumen cero (primera convención de Gibbs). Bajo estas consideraciones, la ecuación 2.26 se reduce a:

$$Ad\sigma + \sum_i n_i d\mu_i = 0 \quad (II.27)$$

Dividiendo esta ecuación por el área de la superficie (A), aparece un nuevo parámetro

$$d\sigma + \sum_i \Gamma_i d\mu_i = 0 \quad (2.28)$$

Γ_i que representa la cantidad de la especie i por unidad de área en la interfase. Despejando de la ecuación anterior la diferencial de la tensión superficial ($d\sigma$) se obtiene la expresión:

$$-d\sigma = \sum_i \Gamma_i d\mu_i \quad (2.29)$$

La tensión superficial disminuye con la temperatura y afecta tanto a solutos como a disolventes; para cancelar este efecto es común escribir la ecuación 2.29 en términos de presión superficial π en lugar de tensión superficial, que corresponde físicamente a una presión superficial bidimensional. Con estas consideraciones, la ecuación 2.29 toma una nueva forma, conocida como la “ecuación de adsorción de Gibbs”:

$$d\pi = \sum_i \Gamma_i d\mu_i \quad (2.30)$$

En el caso particular de un sistema binario, como los acuosos que son los más frecuentes y de mayor interés, la ecuación anterior puede expresarse como:

$$d\pi = \Gamma_1 d\mu_1 + \Gamma_2 d\mu_2 \quad (2.31)$$

El subíndice (1) se refiere al disolvente y (2) al soluto. Si se considera el potencial químico del componente i en un sistema ideal.

$$\mu_i = \mu_i^0 + RT \ln x_i \quad i = 1, 2 \quad (2.32)$$

donde x_i es la fracción mol del componente "i". Y la ecuación de Gibbs – Duhem, ahora para el seno de la solución en función del soluto ($i = 2$), se obtiene:

$$(1 - x_2)d\mu_1 = -x_2 d\mu_2 \quad (2.33)$$

Por lo que la ecuación 2.31 toma la forma:

$$d\pi = \left[\Gamma_2 - \frac{x_2}{1-x_2} \Gamma_1 \right] d\mu_2 \quad (2.34)$$

Para concentraciones típicas de un tensoactivo, $10^{-5} - 10^{-7}$ en fracción mol y que en la práctica pertenecen a la región a dilución infinita, al enfrentarse a sistemas altamente diluidos y, por tanto, donde $x_2 \rightarrow 0$, la ecuación 2.31 se reduce a la expresión:

$$d\pi = \Gamma_2 d\mu_2 \quad (2.35)$$

La ecuación anterior en términos del potencial químico ideal (ec. 2.32) toma la siguiente forma:

$$d\pi = \Gamma_2 dRT \ln x_2 \quad (2.36)$$

Diferenciando la ecuación 2.36 y omitiendo los subíndices considerando a “ x ” como la fracción mol y a “ Γ ” como la concentración de superficie ambos del soluto o material con actividad superficial, se obtiene la siguiente expresión:

$$d\pi = \frac{\Gamma RT}{x} dx \quad (2.37)$$

Despejando la concentración de superficie (Γ) se obtiene una expresión más útil de la ecuación 2.31

$$\Gamma = \frac{x}{RT} \left(\frac{d\pi}{dx} \right)_T \quad \text{Región diluida} \quad (2.38)$$

$$\Gamma = \frac{1}{RT} \left(\frac{d\pi}{d \ln x} \right)_T \quad \text{Región saturada} \quad (2.39)$$

La ecuación de adsorción de Gibbs permite conocer la concentración del soluto en la superficie midiendo la tensión superficial, siendo la región a dilución infinita en términos de presión superficial–composición la región de mayor sensibilidad para el estudio de las interacciones soluto–disolvente.

2.5 Tensoactivos

2.5.1 Introducción

Los tensoactivos son sustancias que abaten la tensión superficial (líquido – vapor) o bien la tensión interfacial (líquido – líquido). Las moléculas tensoactivas

presentan una estructura dual o anfifílica; formada por grupos de solubilidades opuestas, una porción hidrofílica afín al agua o a las sustancias polares y otra hidrofóbica, afín a los aceites o las sustancias no polares (Figura 2.3). Un tensoactivo es soluble en al menos una fase de un sistema líquido – líquido.

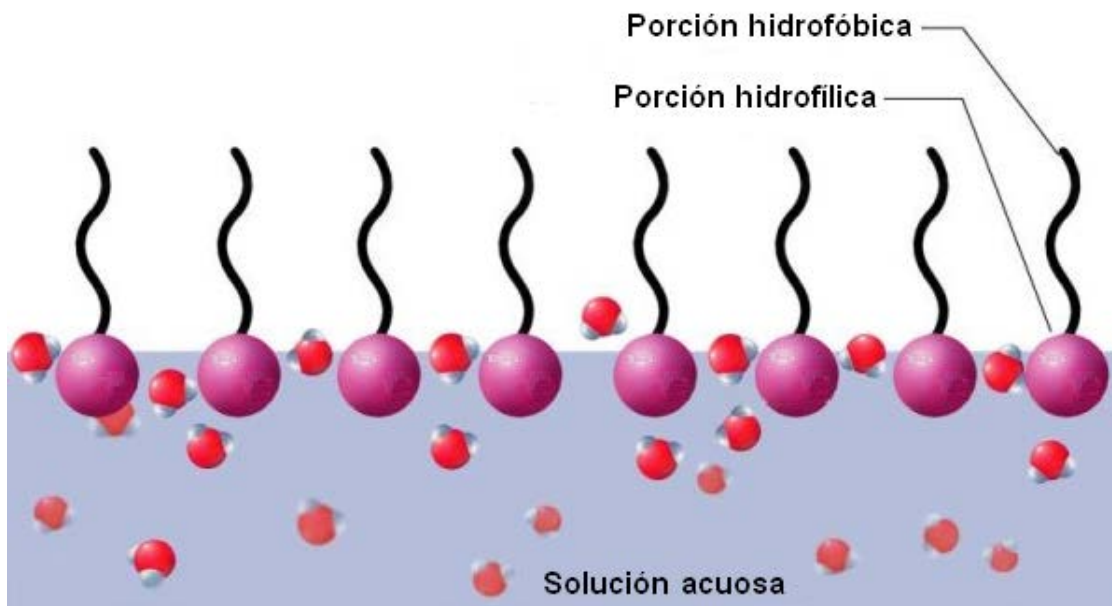


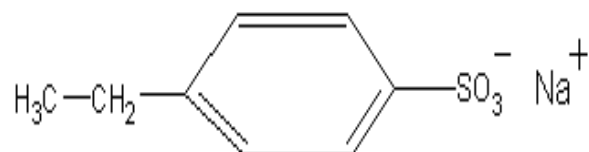
Figura 2.3. Estructura de un tensoactivo

Debido a su estructura, un tensoactivo se concentra en la interfase modificando las propiedades superficiales o interfaciales del sistema en el que se encuentra disuelto. En la superficie o interfase, se pueden ubicar un número determinado de moléculas de tensoactivo, dependiendo de las condiciones termodinámicas del sistema y de la estructura misma del tensoactivo. Cuando la superficie se ha saturado con tensoactivo, las moléculas proceden a formar agregados moleculares llamados micelas. La concentración a la cual ocurre este fenómeno se conoce como concentración micelar crítica (CMC). Es por estas características que los tensoactivos presentan propiedades de detergencia, emulsificación, mojado, espumación, solubilización, dispersión, etc.

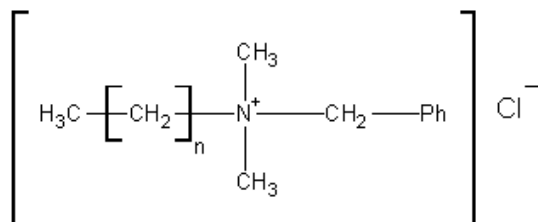
2.5.2 Clasificación de los tensoactivos

Los tensoactivos pueden clasificarse de acuerdo con su estructura molecular en cuatro grandes grupos³:

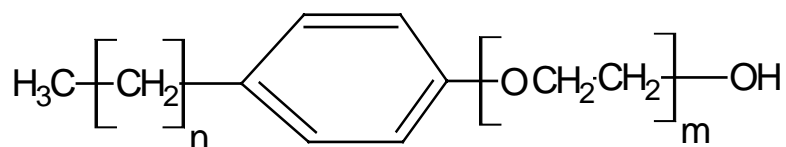
- A) Aniónicos. Las moléculas de este grupo se ionizan en solución y se caracterizan por tener en su molécula cationes orgánicos o inorgánicos y una porción hidrofílica que contiene los grupos aniónicos unidos a la porción orgánica. En ellos, el grupo hidrófobo se carga negativamente. El ejemplo típico es el dodecilsulfonato de sodio (materia prima para detergentes difícilmente biodegradables):



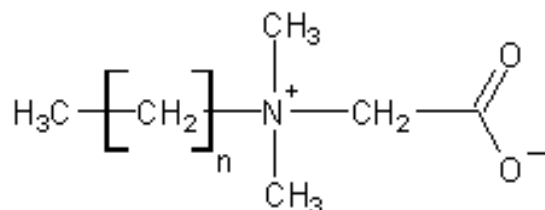
- B) Catiónicos. Se ionizan en solución y se caracterizan por estar constituidos de una parte hidrocarbonada unida a un átomo que le proporciona carga positiva a la molécula; el grupo hidrófobo se carga positivamente. Un ejemplo es el cloruro de alquildimetilbencil – amonio:



- C) No iónicos. A diferencia de los tensoactivos anteriores, éstos no se ionizan en solución, su solubilidad es debida a la solvatación de la porción hidrofílica. Un ejemplo es el alquilfenol etoxilado:



- D) Anfóteros o anfólitos. Se caracterizan por la presencia de grupos catiónicos y aniónicos; el comportamiento de estas moléculas depende del medio ácido – base en el que se encuentren. Como ejemplo se puede mencionar a la alquildimetilbetaína:



Los tensoactivos también pueden clasificarse de acuerdo con sus aplicaciones. Dentro de esta clasificación se encuentran los detergentes. Se considera un detergente a todo tensoactivo que está destinado a la limpieza de una superficie. Dentro de los detergentes se encuentra otro grupo importante, los jabones.

2.6 Detergentes y jabones

2.6.1 Detergentes

Los detergentes son productos químicos complejos. En su composición destacan los agentes tensoactivos, que conforman aproximadamente el 30% del producto y el resto lo constituyen sales alcalinas, aditivos para el blanqueado, ablandadores, y enzimas. Algunos detergentes incluyen colorantes y perfumes para darles mejor presentación. La función de cada componente se indica brevemente a continuación^{6,7}:

- *Tensoactivos*: Son los agentes encargados de reducir la tensión superficial del agua, con la finalidad de aumentar el poder de mojado y favorecer la penetración del medio en las fibras facilitando la limpieza. En la actualidad todos los agentes tensoactivos que se usan en los detergentes comerciales son de tipo sintético, siendo las siguientes familias las más comunes:
 - *Tensoactivos aniónicos*. Son los materiales de mayor importancia industrial, contienen cadenas de hidrocarburos saturados unidos directa o indirectamente a grupos sulfonato o sulfato. Las mayores aplicaciones están en el lavado doméstico de ropa y en los productos de fregado de platos. En esta familia de tensoactivos se encuentran los alquilbencenosulfonatos de cadena ramificada (ABS), considerados biológicamente duros, ya que se degradan biológicamente con bastante lentitud debido al grupo alquilo altamente ramificado; también se encuentran los alquilbencenosulfonatos de cadena lineal (LAS), que a diferencia de los ABS se consideran biológicamente suaves, es decir, son altamente biodegradables. Las propiedades de los alquilbencenosulfonatos de sodio de cadena lineal dependen de la

longitud de la cadena del grupo alquilo y de la posición del anillo bencénico en la cadena alquílica. Dentro de los tensoactivos aniónicos que se utilizan en la producción de detergentes se encuentran los sulfonatos de olefinas, los alquil sulfatos y los sulfonatos de alcanos.

- *Tensoactivos no iónicos.* Los tensoactivos no iónicos son líquidos o sólidos cerosos y sus propiedades difieren en algunos aspectos importantes de las de los tensoactivos con carga. Se adsorben con mayor facilidad en las interfases y se agregan con mayor facilidad en micelas. Los alcoholes y alquilfenoles etoxilados son los tensoactivos no iónicos más importantes empleados en los detergentes.
- *Sales alcalinas.* Están compuestas por carbonatos, los cuales alcalinizan el agua de lavado y por silicatos, que tienen un efecto anticorrosivo para la lavadora.
- *Aditivos para el blanqueado.* Se conforma por agentes oxidantes, normalmente perboratos y percarbonatos que, por desprendimiento del oxígeno, blanquean las manchas oxidables, como el café, la fruta o el vino. Es frecuente que los oxidantes se acompañen de un activador, para conseguir el desprendimiento del oxígeno a bajas temperaturas. Otros aditivos para el blanqueado son los azulantes ópticos. Estos compuestos absorben parte de los rayos ultravioleta y restituyen una luz azul, dando la impresión de que la fibra tiene un blanco más resplandeciente; estos agentes no se agregan a detergentes específicos para ropa de color porque los colores perderían brillo.

- **Ablandadores.** Los agentes ablandadores, también conocidos como secuestrantes o anti-cal, tienen la finalidad de reducir la dureza del agua y permitir que los tensoactivos sean eficaces en el lavado. Los más comunes son los fosfatos o las zeolitas.

- **Enzimas.** Las enzimas como componentes de un detergente se consideran agentes limpiadores, debido a que cortan las cadenas de proteínas y almidón que componen la mancha para que pueda ser desprendida mediante el mojado de la fibra. Las más usadas son: las proteasas, actúan sobre las manchas proteínicas (sangre, leche, huevo) y se incluyen en casi todos los detergentes. Las amilasas, actúan sobre las manchas de almidón. Las lipasas, sobre las manchas grasas, y las celulasas, intervienen en las fibras de algodón, cortando microfibrillas. Los productos con acción “antibalitas” incorporan esta última enzima.

2.6.2 Jabones

Los aceites y grasas naturales, son mezclas de triglicéridos, glicerina esterificada con ácidos grasos. Los jabones son las sales de estos ácidos grasos y se producen por saponificación de los triglicéridos con una base fuerte, normalmente, hidróxido de sodio. El jabón se ha utilizado al menos desde los tiempos bíblicos y aunque su uso ha declinado desde la aparición de los detergentes, se emplea aún para hacer la mayoría de las pastillas de tocador del mundo. En los países subdesarrollados, las barras de jabón duro son aún los productos más importantes empleados para el lavado de la ropa⁵.

Las materias primas más importantes para fabricar jabón son el sebo y el aceite de coco. Se emplean también otros materiales como el aceite de palma y aceite de palmiste. Si es preciso, los aceites pueden tratarse antes de la saponificación, por ejemplo, decolorarse con tierra de batán para eliminar impurezas coloreadas

o, en el caso de aceites con un elevado contenido en triglicéridos no saturados, hidrogenarse parcialmente para mejorar el color y la estabilidad.

La composición promedio de un jabón depende del uso y de la empresa fabricante, pero las composiciones típicas son⁵:

- *Jabón de tocador.* El agente tensoactivo procedente de la saponificación es el principal componente. Esta pasta contiene aproximadamente un 12% de agua, además de que se le añaden aditivos menores como por ejemplo: perfumes, agentes conservantes como ácido etilendiamino – tetracético, blanqueadores como TiO_2 o colorantes y, en algunos casos, germicidas. Los jabones de tocador contienen normalmente de 20–50% de jabón de aceite de coco y 50–80% de jabón de sebo, y pueden contener también hasta el 10% de ácido graso no neutralizado. El jabón de aceite de coco, es necesario para dar un producto con buena espuma y una mayor solubilidad. Recientemente se han desarrollado pastillas de tocador basadas en tensoactivos sintéticos, con sales solubles en calcio y magnesio y se utilizan extensamente en algunas áreas del mundo.

- *Jabones en polvo para lavado de ropa.* Las formulaciones típicas constan de jabón de sodio, perborato y silicato de sodio y pequeñas cantidades de reforzadores de espuma, carboximetilcelulosa de sodio, agentes fluorescentes de blanqueado, perfumes y agua. Pueden también estar presentes carbonato y/o fosfatos de sodio. Estos productos dominaron el mercado del lavado de ropa, pero ahora han sido desplazados casi por completo en la mayoría de los mercados del mundo por los detergentes en polvo.

2.7 Detergencia

La detergencia podría definirse como la "acción de limpiar la superficie de un material sucio en un baño líquido en el que se disuelven uno o varios solutos que ayudan a la limpieza (detergentes o jabones)". Los procesos que contribuyen a la limpieza son diversos y distintos, y su importancia relativa depende de la naturaleza del sustrato, la naturaleza de la suciedad a ser eliminada y las condiciones de limpieza (concentración de detergente, temperatura y grado de agitación). Los sistemas más importantes de detergencia emplean agua como solvente⁴.

Cualquier sistema detergente, para considerarse efectivo, debe realizar dos funciones: desprender la suciedad de la superficie a limpiar y dispersar o disolver la suciedad en el líquido de lavado, de tal modo que el sustrato limpio pueda separarse del líquido de lavado sin que la suciedad se redeposite sobre él. La clave de ambos requisitos radica en la naturaleza de las interfases entre el sustrato, la suciedad y el líquido de lavado. Un sistema detergente completamente formulado funciona modificando las propiedades de estas interfases, cambiando así la energía de las interacciones entre la suciedad y el sustrato. Cuando la parte hidrocarbonada del ácido es muy grande en comparación con el grupo carboxilato, la parte iónica de la molécula interacciona favorablemente con el agua y tiende a disolverse, pero el resto de la cadena no. Las cadenas hidrocarbonadas de moléculas vecinas se atraen mutuamente por fuerzas de van der Waals más de lo que lo están por las moléculas polares del agua, debido a su carácter hidrofóbico.

La concentración de moléculas tensoactivas en la superficie del agua provoca que su tensión superficial disminuya. Cuando se alcanza una concentración crítica de tensoactivo (concentración micelar crítica), el tensoactivo conforma agrupaciones en solución, llamadas micelas (Figura 2.4). Las micelas son partículas en las que la parte hidrofóbica de la molécula, repelida por el agua, se sitúa en el interior

mientras que las cabezas hidrofílicas, cargadas negativamente, se colocan en el exterior de la micela e interactúan con las moléculas de agua y los iones positivos del medio.

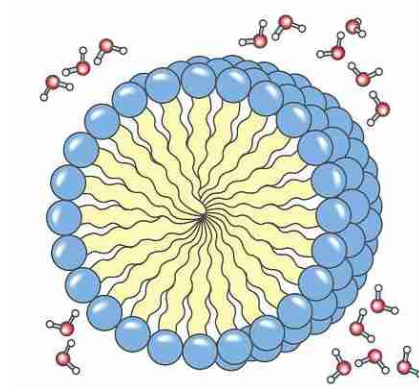


Figura 2.4. Micela

La apariencia opalescente de una disolución de jabón o detergente, que es coloidal, es una evidencia de que las partículas presentes son mayores que unas simples moléculas individuales. Las partículas en una solución coloidal son suficientemente grandes para que la luz se disperse en vez de transmitirse, como en el caso de las verdaderas soluciones cuyo aspecto es perfectamente transparente. La grasa se parece en su composición química a las cadenas hidrocarbonadas de la micela. Si se frota una mancha de grasa con una solución jabonosa, se provoca que la grasa se rompa en partículas suficientemente pequeñas para ser englobadas dentro de las micelas. Las partículas pasan a la solución gracias a la porción hidrocarbonada del tensoactivo, que se mantiene en suspensión por la interacción de la superficie iónica de las micelas con el agua que las rodea (Figura 2.5). La grasa se emulsiona, es decir, está suspendida en un medio en el que normalmente no es soluble.

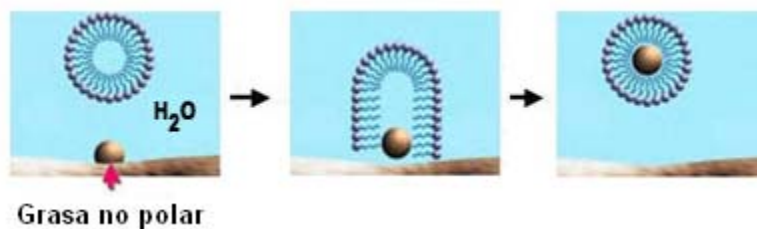


Figura 2.5. Detergencia⁴

2.8 Diagrama de fases agua/tensoactivo/aceite

Los diagramas ternarios para los sistemas agua/tensoactivo/aceite muestran una notable consistencia independientemente de la naturaleza y carga de la porción hidrofílica o de la porción hidrofóbica. El diagrama consiste esencialmente en cinco áreas (Figura 2.6): En la parte superior, a altas concentraciones de tensoactivo, existen jabones sólidos (S); en el fondo, por debajo del diez por ciento de tensoactivo, existe la presencia de dos líquidos (2L); algunas veces esta región se encuentra separada en dos fases o, con tensoactivos con porciones hidrofóbicas muy largas, se forma un sistema en el cual la fase isotrópica acuosa está encapsulada en una membrana de cristales líquidos y la cual se resiste a una separación mecánica.

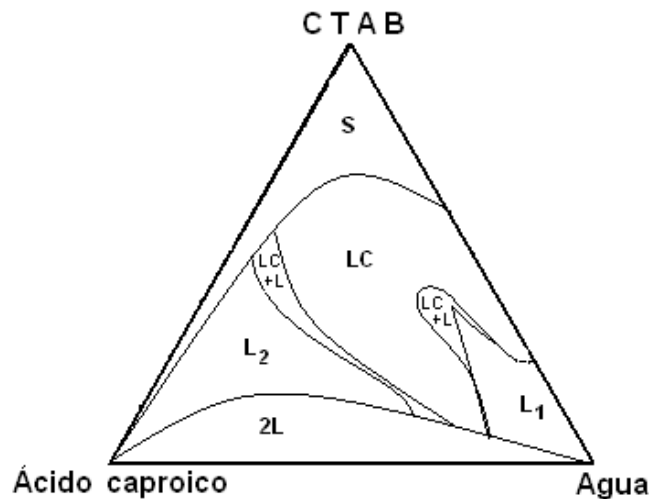


Figura 2.6. Diagrama de fases típico para un sistema tensoactivo/agua/aceite: Bromuro de hexadeciltrimetilamonio (CTAB)/agua/ácido caproico a 27.5°C⁴

Esto no es una emulsión aunque se asemeja en una inspección visual. En la región rica en agua, L₁ es una solución isotrópica; ésta es la región de solubilización de McBain. En la región rica en componente orgánico, existe otro líquido isotrópico, L₂. Éste no se forma simplemente por el giro de las micelas en L₁; como contienen agua se invierten para convertirse en lipofílicas en L₂ formando emulsiones verdaderas de dispersión coloidal, opuestas a las emulsiones clásicas, las cuales debido a sus dimensiones, se sitúan lejos del rango de coloides

verdaderos. L_2 es la región de formación de los “aceites solubles” comerciales cuando se agregan hidrocarburos como un cuarto componente. LC es una fase cien por ciento de cristales líquidos, la cual tiene situada a los lados, regiones de $LC + L_1$ ó L_2 .

Cuando la longitud de la cadena de la porción hidrofóbica es de 1, 2 ó 3 carbonos o si el anfifilo es fenol o cresol, la región de dos líquidos no se presenta. L_1 y L_2 se vuelven continuas y se extienden a lo largo de la base del triángulo. La fase de cristales líquidos continúa existiendo. Esto se debe a que la región de cristales líquidos tiene como base el lado del triángulo correspondiente al tensoactivo y al agua. El rango de concentraciones sobre el cual el sistema binario tensoactivo/agua es un cristal líquido, PQ, se observa en la Figura 2.7. Debido a esta característica se explica el por qué no se observa la región de cristales líquidos cuando se adiciona un anfifilo orgánico a una solución isotrópica de tensoactivo que tiene una cadena hidrofóbica menor a cinco átomos de carbono; la fase ternaria de cristales líquidos existe, pero es necesario comenzar con una solución tensoactiva que ya se encuentre en la fase binaria de cristales líquidos. Estos diagramas aplican a todos los tensoactivos iónicos y anfifilos sin importar la naturaleza de los radicales hidrofílicos o del signo de su carga.

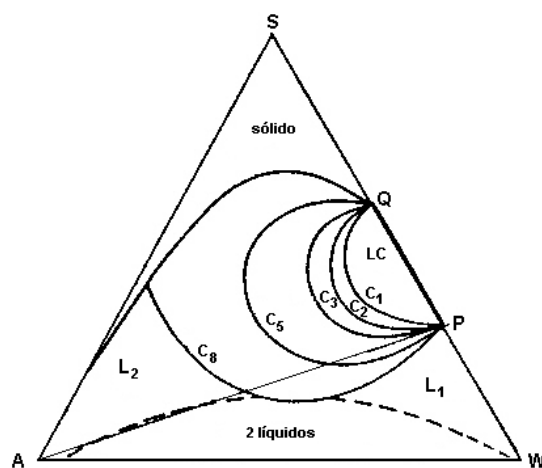


Figura 2.7. Diagrama ternario de fases simplificado que muestra el efecto de la longitud de cadena del anfifilo hasta la frontera líquido-cristal⁴

2.9 Espumas

2.9.1 Estructura

Las espumas son una dispersión de burbujas de gas en un líquido, el tamaño de las burbujas es del orden de 1 a 1000 nm. Si bien una espuma es una dispersión de burbujas relativamente grandes para ser clasificada dentro de los sistemas coloidales, su clasificación proviene de la delgada película de líquido existente entre las burbujas, llamada lamela (película doble de moléculas de anfifilo en cuyo interior se ubica solución de líquido, Figura 2.8), que mantiene separadas las fases líquida y gaseosa y son las paredes que forman la estructura de la espuma.

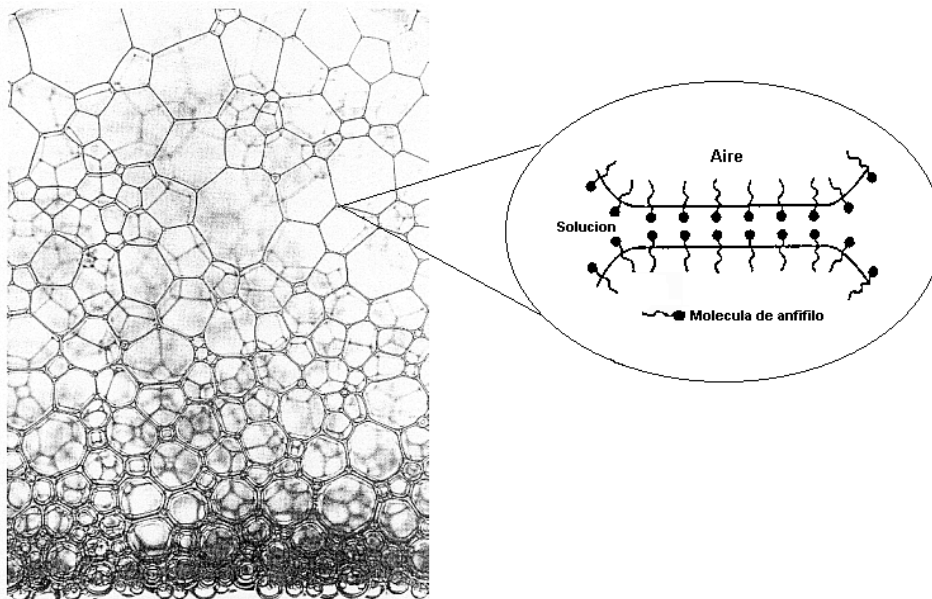


Figura 2.8. Estructura de una espuma

Manegold propuso una clasificación morfológica de las espumas, la cual consiste de dos clases⁸: Las espumas poliédricas o espumas secas; consisten de burbujas de gas rodeadas de películas delgadas de líquido, las cuales adquieren la forma de celdas poliédricas, los puntos de unión entre celdas son conocidos como bordes de Plateau; estos juegan una función importante en el proceso de drenado

de la espuma. Las espumas esféricas o espumas húmedas son sistemas formados de pequeñas burbujas de gas en forma esférica que se encuentran separadas por una capa de un líquido viscoso. Esta clase de espuma puede ser clasificada como una dispersión diluida de burbujas de gas en un líquido. Con el tiempo el líquido es drenado y las burbujas se transforman en celdas poliédricas. En una columna típica de una espuma pueden coexistir ambos tipos de estructuras (Figura 2.9).

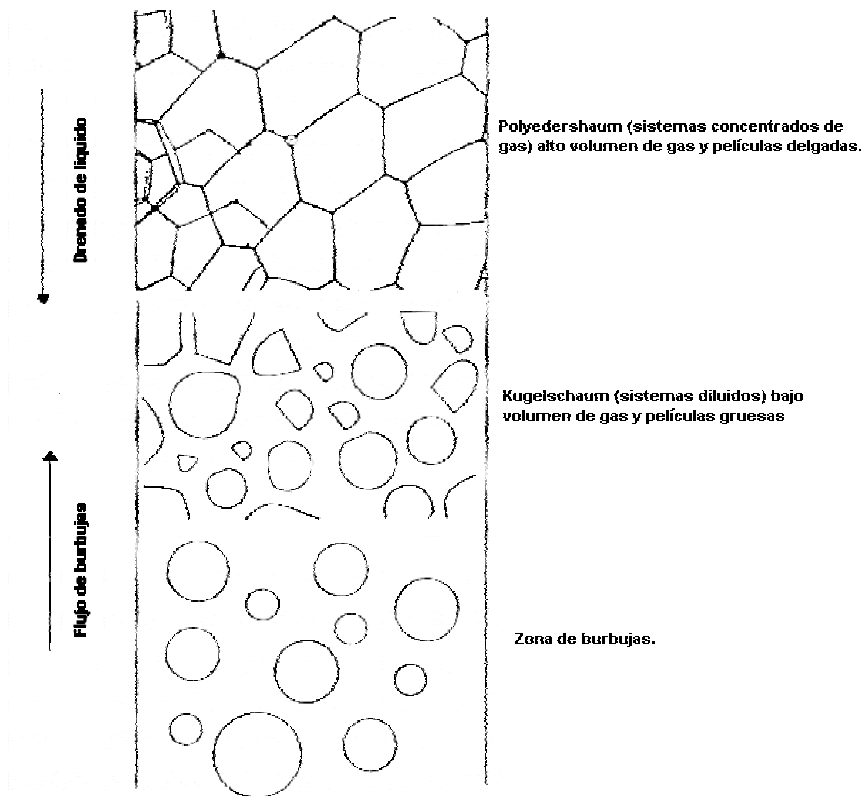


Figura 2.9. Estructuras de una espuma durante su formación y drenado en una columna

2.9.2 Geometría de una espuma

La característica principal de una espuma es la complejidad, debido a su forma geométrica y a los principios físicos que la determinan. Las primeras observaciones sobre las espumas fueron señaladas por el físico francés Joseph Antoine Ferdinand Plateau en 1873. Los bordes de una espuma o bordes de

Plateau (Figura 2.10) presentan una curvatura convexa, debido a que existe una diferencia de presión entre celdas adyacentes; la presión en estos sitios es menor, desarrollándose un efecto de succión capilar; que provoca que el líquido fluya de la parte central de la película hacia el borde, causando que la película se adelgace y sea más susceptible a la ruptura.

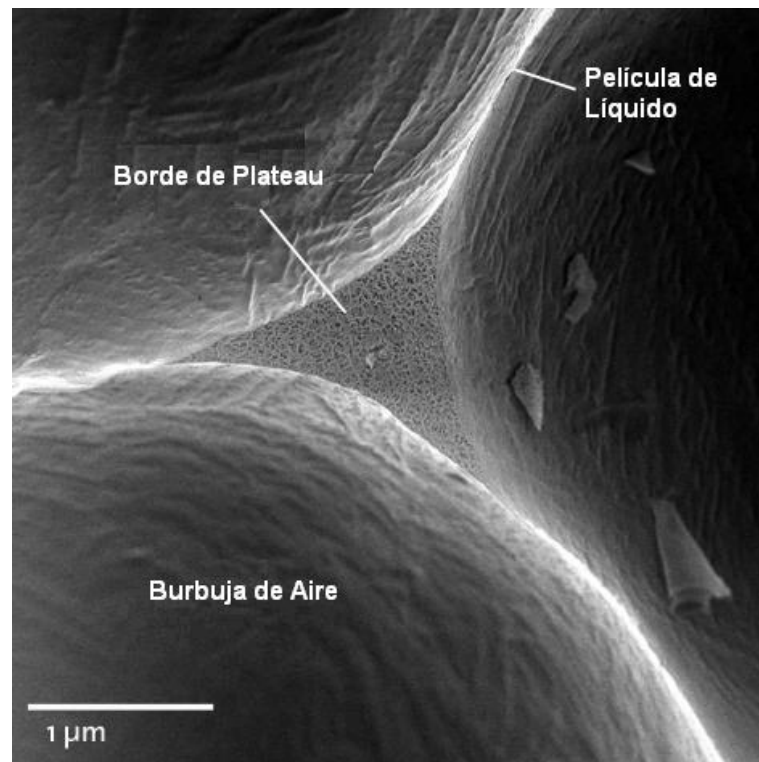


Figura. 2.10. Borde de Plateau⁹

Dentro de cada borde de Plateau existe un equilibrio de fuerzas que sostiene la estructura de una espuma; argumentos matemáticos complejos demuestran que todos los bordes de Plateau deben constar sólo de tres películas para minimizar la energía y balancear las fuerzas que actúan sobre todo el sistema, por lo cual, cuando tres películas producen estos bordes, los ángulos entre ellos son iguales a 120° . La minimización de la energía y el balance de fuerzas dictan otro principio que gobierna la geometría de las espumas: La conjunción de cuatro bordes de Plateau debe formar un ángulo entre dos bordes de 109° .

2.9.3 Fisicoquímica de una espuma

Los líquidos puros no pueden formar espuma, a menos que un componente con actividad superficial esté presente. En realidad, cuando una burbuja de gas es introducida bajo la superficie de un líquido puro ésta se destruye inmediatamente. Sin embargo, en soluciones de sustancias con actividad superficial, las moléculas se adsorben inmediatamente en la superficie de la burbuja debido a su estructura dual. Como la densidad de las burbujas es menor, éstas ascienden a la superficie y ahí se rodean de una segunda capa de moléculas adsorbidas con una solución líquida intermedia (lamela) que evitan que las burbujas se rompan rápidamente (Figura 2.11).

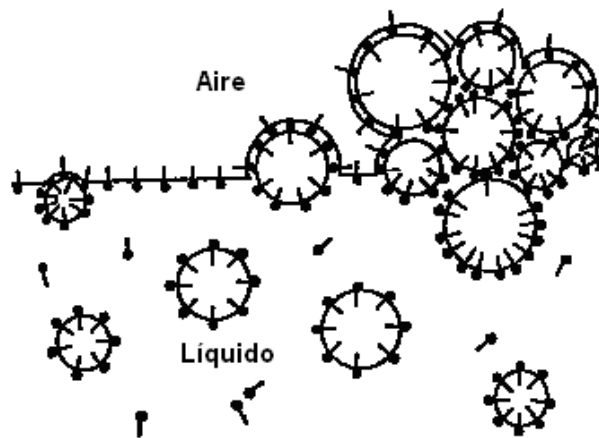


Figura 2.11. Formación de una espuma en una solución acuosa de anfífilo

2.10 Ecuación de Young – Laplace

Cuando la interfase entre dos fases α y β tiene forma curva, la tensión superficial ocasiona que las presiones de equilibrio en el interior de las fases α y β sean diferentes. Esto se puede explicar mediante la Figura 2.12. Si el pistón inferior se empuja de forma reversible provocando un aumento de la fase α contenida en la región cónica, la interfase curva asciende, con lo que aumenta el área A de la

superficie interfacial comprendida entre α y β . Dado que es necesario aplicar trabajo para aumentar el área A , se necesita una fuerza mayor para empujar el pistón inferior que para empujar el pistón superior. Esto implica que $P^\alpha > P^\beta$, donde α es la fase en el lado cóncavo de la interfase curva.

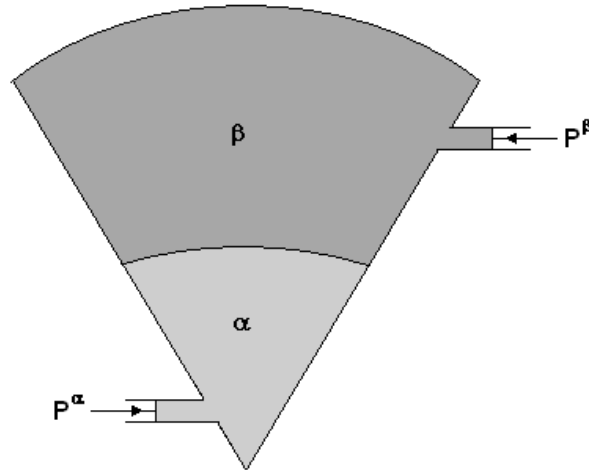


Figura 2.12. Sistema bifásico con interfase curva

Tomando esta diferencia de presiones, el trabajo reversible quedaría expresado por la siguiente ecuación:

$$dw_{rev} = -P^\alpha dV^\alpha - P^\beta dV^\beta + \sigma dA \quad (2.40)$$

$$V = V^\alpha + V^\beta$$

donde $-P^\alpha dV^\alpha$ es el trabajo P-V realizado sobre la fase α . V^α y V^β son los volúmenes de las fases α y β , y V es el volumen total del sistema. (El volumen de la interfase es despreciable en comparación con el volumen total de cada fase, por lo que se supone que $V = V^\alpha + V^\beta$).

Para obtener la relación entre P^α y P^β , considérese a la interfase como un casquete esférico (Figura 2.13). El pistón se presiona de forma reversible, cambiando el volumen total del sistema en dV . A partir de la definición de trabajo como producto de una fuerza por un desplazamiento, el trabajo que realiza el

pistón sobre el sistema es $-P^* dV$, donde P^* es la presión en la superficie interfacial entre el sistema y su entorno, que es donde se está aplicando la fuerza. Como $P^* = P^\beta$, se obtiene:

$$dw_{rev} = -P^\beta dV = -P^\beta d(V^\alpha + V^\beta) = -P^\beta dV^\alpha - P^\beta dV^\beta \quad (2.41)$$

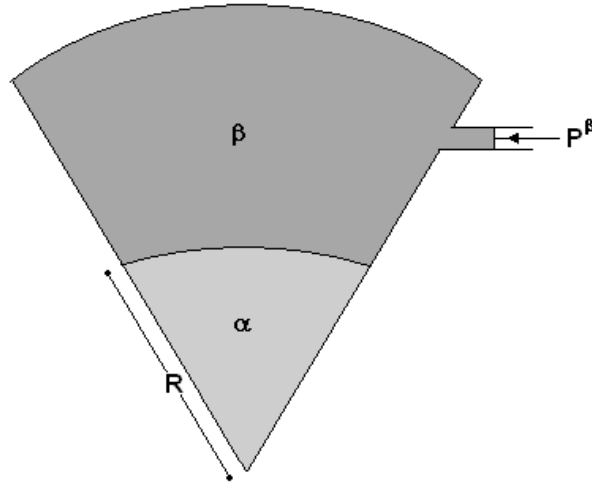


Figura 2.13. Sistema bifásico con interfase curva

Igualando las ecuaciones 2.40 y 2.41, se llega a:

$$\begin{aligned} -P^\beta dV^\alpha - P^\beta dV^\beta &= -P^\alpha dV^\alpha - P^\beta dV^\beta + \sigma dA \\ P^\alpha - P^\beta &= \sigma (dA/dV^\alpha) \end{aligned} \quad (2.42)$$

Si R es la distancia entre el vértice del cono y la superficie interfacial entre las fases α y β de la Figura 2.13, y si Ω es el ángulo sólido del vértice del cono, el ángulo sólido total alrededor de un punto en el espacio es de 4π estereorradianes. Por tanto, V^α es igual a $\Omega/4\pi$ veces el volumen $4/3 \pi R^3$ de una esfera de radio R y A es igual a $\Omega/4\pi$ veces el área $4\pi R^2$ de una esfera. Por lo tanto, se obtienen las siguientes igualdades:

$$\begin{aligned} V^\alpha &= \Omega R^3/3 & A &= \Omega R^2 \\ dV^\alpha &= \Omega R^2 dR & dA &= 2\Omega R dR \end{aligned}$$

Consecuentemente, $dA/dV^\alpha = 2/R$ y la ecuación 4.3 para la diferencia de presión entre dos fases separadas por una interfase esférica queda de la siguiente manera:

$$P^\alpha - P^\beta = 2\sigma/R, \text{ interfase esférica} \quad (2.43)$$

La ecuación 2.43 fue deducida independientemente por Young y por Laplace hacia 1805¹⁰. Cuando $R \rightarrow \infty$ en la ecuación, la diferencia de presiones se anula, lo cual debe ocurrir para una interfase plana. La diferencia de presiones es importante sólo cuando R es pequeño. La ecuación 2.43 también genera algunas consecuencias; una de ellas es que la presión dentro de una burbuja de gas en un líquido es mayor que la presión del líquido. Otra consecuencia es que la presión de vapor de una gota de líquido es ligeramente mayor que la presión de vapor del líquido.

2.11 Elasticidad de Gibbs

Para que un líquido produzca espuma, la membrana líquida que rodea las burbujas debe poseer una forma especial de elasticidad tal, que cualquier tensión aplicada que tienda a un adelgazamiento o estiramiento local de la membrana sea rápidamente opuesta y contrabalanceada por fuerzas restauradoras generadas durante el desplazamiento inicial del material de la película en la espuma. Esto es, el mismo proceso de adelgazamiento o estiramiento debe producir las fuerzas que tienden a contrarrestar el adelgazamiento o el estiramiento. La elasticidad de una película es sólo posible si un soluto superficialmente activo está presente.

Cuando una región de una película es extendida, su superficie se incrementa y consecuentemente la concentración del anfifilo en la superficie decrece, mientras que la tensión superficial en la región extendida se incrementa. Como resultado, la región tiende a contraerse para disminuir la tensión superficial y restablecer el

equilibrio. Este efecto es conocido como elasticidad de Gibbs. En películas hechas de líquidos puros este fenómeno no ocurre, debido a que la tensión superficial permanece constante cuando las películas se expanden o se contraen; por lo que no se presenta elasticidad.

Basado en las observaciones anteriores Gibbs introduce E (módulo de elasticidad de Gibbs) como una variable de la resistencia a la deformación durante el adelgazamiento de una película y es definido como la relación de cambio de la tensión superficial debido a un incremento infinitesimal en el logaritmo del área superficial (Ecuación 2.44)

$$E = 2 \frac{d\sigma}{d \ln A} \quad (2.44)$$

Básicamente, E es la medida de la habilidad de una película para ajustar su tensión superficial en un instante de esfuerzo. Mientras más grande es el valor de E , más grande es la habilidad de la película para contrarrestar los choques de adelgazamiento¹¹.

El módulo de elasticidad de Gibbs (Ecuación 2.44) puede expresarse en términos de la presión superficial (π) y la fracción de sitios ocupados en la superficie (θ). La tensión superficial está relacionada con la presión superficial mediante la ecuación 2.2; obteniéndose que decrementos en tensión superficial responden a incrementos en presión superficial.

$$-d\sigma = d\pi \quad (2.45)$$

Por otro lado, el área superficial (A) es el inverso de la concentración de superficie.

$$A = \frac{1}{\Gamma} \quad (2.46)$$

La fracción de sitios ocupados en la superficie está definida como la relación de la concentración de superficie (Γ) y la concentración máxima de superficie (Γ_{\max}).

$$\theta = \frac{\Gamma}{\Gamma_{\max}} \quad (2.47)$$

Utilizando las ecuaciones 2.46, 2.47 y diferenciando se obtiene que:

$$d \ln A = -d \ln \theta \quad (2.48)$$

Sustituyendo las ecuaciones 2.45 y 2.48 en 2.44, se logra una nueva forma de expresar el módulo de elasticidad de Gibbs (Ecuación 2.49) que permite relacionar esta propiedad con las condiciones de equilibrio y las ecuaciones de estado o isothermas correspondientes.

$$E = 2 \frac{d\pi}{d \ln \theta} \quad (2.49)$$

Así, el módulo de elasticidad de Gibbs se puede incorporar a la ecuación de adsorción de Gibbs (Ecuación 2.51) mediante las variaciones de composición.

$$E = 2\theta \frac{\frac{d\pi}{dx}}{\frac{d\theta}{dx}} \quad (2.50)$$

$$\theta = \frac{x}{\Gamma_{\max} RT} \left(\frac{d\pi}{dx} \right)_T \quad (2.51)$$

Utilizando las ecuaciones 2.50 y 2.51 se llega a la siguiente expresión:

$$E = 2 \frac{x \left(\frac{d\pi}{dx} \right)^2}{\left(\frac{d\pi}{dx} \right) + x \left(\frac{d^2\pi}{dx^2} \right)} \quad (2.52a)$$

$$E = 2 \frac{\left(\frac{d\pi}{d \ln x} \right)^2}{\left(\frac{d\pi}{d \ln x} \right) + \left(\frac{d^2\pi}{d \ln^2 x} \right)} \quad (2.52b)$$

El valor de E está relacionado directamente con la habilidad que tienen las películas que forman una espuma para contrarrestar los efectos que ocasionan su ruptura; mientras más grande sea E más estable será la espuma y, por lo tanto, alcanzará una mayor altura. La ecuación 2.52 permite evaluar el comportamiento de la altura de una espuma mediante la concentración de bulto en la solución. Este comportamiento se puede dividir en cuatro regiones (Figura 2.14):

Región 1. Región diluida de un tensoactivo. En esta región la concentración de tensoactivo en la solución es diluida, por lo tanto $\left(\frac{d\pi}{dx} \right)$ es máxima y prácticamente constante; el módulo de elasticidad de Gibbs queda expresado como: $E = 2cte.x$. Esto implica que la altura de la columna de espuma es proporcional a la composición de la solución.

Región 2. En esta región la concentración de tensoactivo ya no se encuentra dentro de la región diluida, pero tampoco cercana a la concentración micelar crítica. En esta zona $\left(\frac{d\pi}{dx} \right) < \left(\frac{d\pi}{dx} \right)_{x \rightarrow 0}$ y $\left(\frac{d^2\pi}{dx^2} \right) < 0$; la segunda derivada de la ecuación comienza a tener efecto en el valor del módulo de elasticidad de Gibbs. Dadas estas características el denominador de la ecuación 4.13 disminuye, por lo tanto el valor del módulo aumenta y la altura de la espuma aumenta.

Región 3. Vecindad de la concentración micelar crítica (CMC). Cuando la concentración de bulto se acerca a la concentración micelar crítica, la $\left(\frac{d\pi}{d \ln x} \right)$

tiende a un valor máximo. En este punto el valor de E diverge y esto implica que en la CMC ocurre la máxima altura de espuma.

Región 4. Concentraciones superiores a la CMC. En esta región ya no hay cambio en la presión superficial; por lo tanto, $\left(\frac{d\pi}{dx}\right)$ y E son igual a cero y la altura de la espuma tiende a cero.

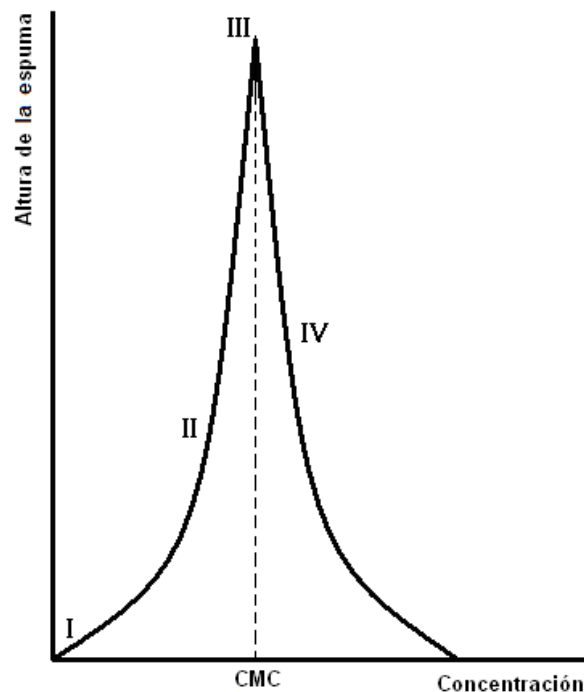


Figura 2.14. Altura de espuma

2.12 Procesos de separación por rectificación en espuma

2.12.1 Adsorción en burbuja

El interés por la separación de materiales, a través de la espumación, ha ido en aumento con el transcurso del tiempo. También se han incrementado las técnicas par aplicar este proceso. Algunos ejemplos de estos procesos son la separación

de metales, aniones orgánicos, detergentes, proteínas, enzimas y algunos compuestos orgánicos e inorgánicos. En los casos anteriores existe un punto en común que es la adsorción selectiva de uno o más solutos, por lo que estos sistemas son llamados métodos de separación por adsorción en burbuja o fraccionación de espuma¹².

El fraccionamiento de la espuma está basado en la adsorción selectiva, de uno o más solutos, en la superficie de las burbujas a través de una solución. Para definir la adsorción se ha observado que las fuerzas moleculares en la superficie de un líquido se encuentran en un estado de insaturación, lo cual es válido también para las fuerzas situadas en la superficie de un sólido, donde las moléculas o iones no se encuentran completamente en equilibrio atrayendo a las moléculas de los gases u otras sustancias que se ponen en contacto. A la sustancia atraída hacia la superficie se le denomina fase adsorbida mientras que la superficie es el adsorbente¹³.

En la Figura 2.15 se muestra un diagrama con la clasificación de la separación por adsorción en burbujas en términos del procedimiento para coleccionar la interfase enriquecida. Si la espumación está envuelta en el proceso se le denominará separación por espumación. La separación por espumación está dividida en términos de la naturaleza de las sustancias que van a separarse. Si la sustancia o sustancias que van a separarse son parte de una solución homogénea, entonces, se debe utilizar el término de fraccionación de espuma; por ejemplo, la remoción de agentes tensoactivos. Si la sustancia o sustancias a separar del seno de la solución son partículas insolubles, entonces, se debe utilizar el término de flotación por espumación.

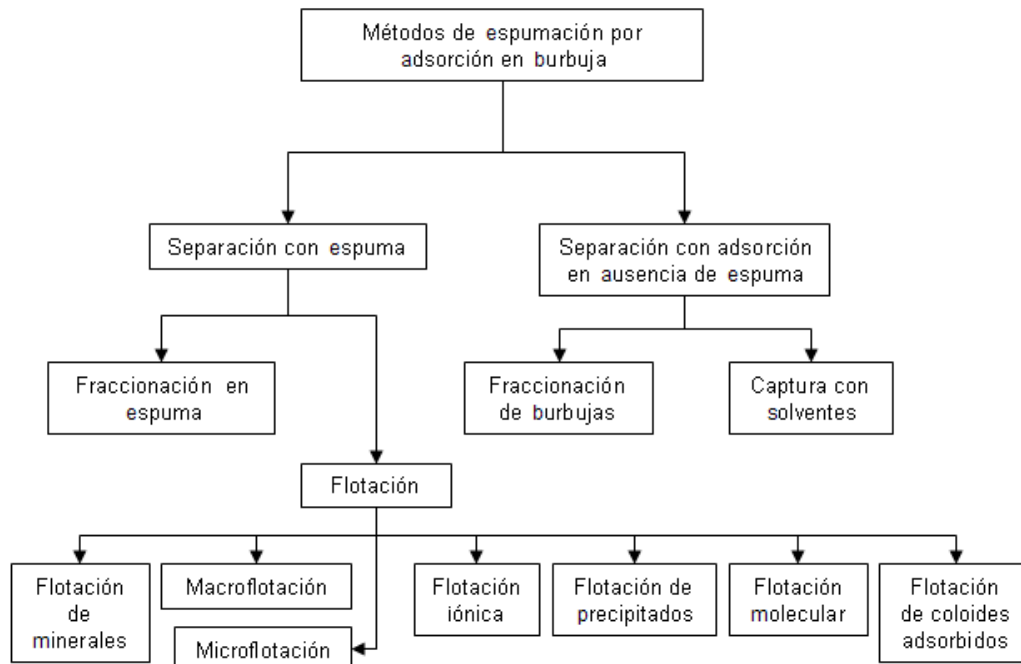


Figura 2.15. Clasificación de los métodos de espumación por adsorción en burbuja

En la parte de separación en ausencia de espuma se presentan dos categorías; atrapamiento con disolventes y fraccionación de burbujas. El atrapamiento con disolventes envuelve la recuperación del material enriquecido en la superficie de la burbuja en un líquido inmiscible encima del líquido en el bulto. La recuperación se da en la superficie por medio de burbujas.

En conclusión, algunas separaciones pueden realizarse sin la ayuda de la espumación, utilizando únicamente el paso de las burbujas en un líquido enriquecido por algún material que puede ser adsorbido en el bulto y separado en la superficie^{14,15}.

2.12.2 Rectificación con espuma

La fraccionación de espumas, está basada en la adsorción selectiva de uno o varios solutos sobre la superficie de las burbujas en el bulto de una solución. Al llegar a la superficie, estas burbujas se aglomeran y dan paso a la formación de la

espuma que estará compuesta con una cierta cantidad del material adsorbido. Por ello, al recuperar esta espuma, se estará realizando una separación parcial del material con actividad superficial disuelto en el bulto (Figura 2.16 y 2.17).

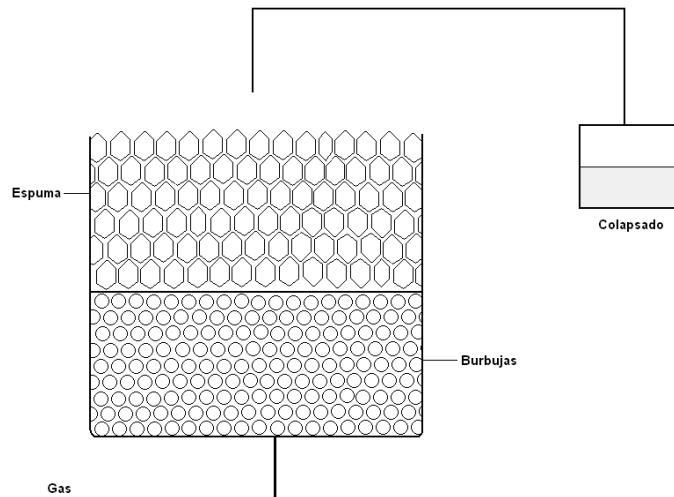


Figura 2.16. Proceso de rectificación en espuma (intermitente o "batch", en inglés)

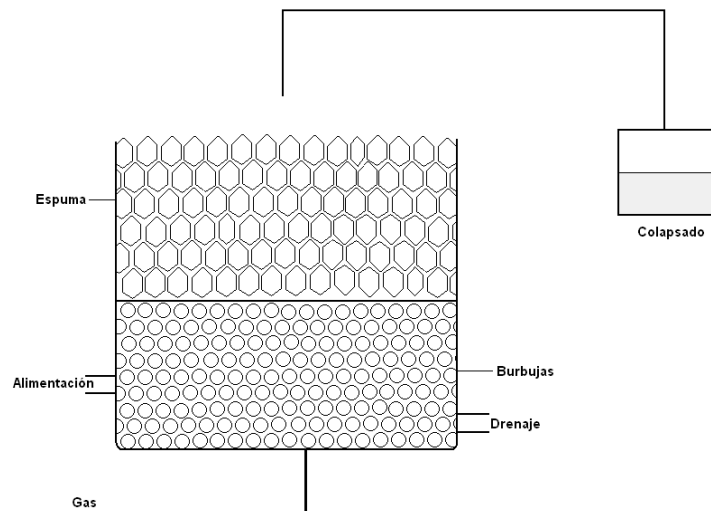


Figura 2.17. Proceso de rectificación en espuma (continuo)

Las burbujas son frecuentemente producidas por dispersión. Pero la fraccionación de espuma se puede llevar a cabo inmediatamente cuando soluciones espumables son agitadas o por la liberación de gas disuelto. Pero siempre en cualquier proceso de espumación existirá una separación de componentes.

Algunos estudios han mostrado que aún los componentes sin actividad superficial (moleculares o iónicos) pueden ser removidos de la solución si es añadido un material apropiado con actividad superficial para que así sean adsorbidos en la superficie de las burbujas¹². Esto puede ocurrir a través de la formación de un quelato (molécula con carga que secuestra materiales iónicos) u otro compuesto o a través de la atracción electrostática por la capa de tensoactivo adsorbida en la superficie o por ambos mecanismos. Al componente sin actividad superficial removido se le llama material colectado, mientras que al tensoactivo añadido con el efecto de remoción se le llama agente colector.

Bajo condiciones de equilibrio, la adsorción de especies del bulto de la solución con una interfase gas-líquido puede ser descrita cuantitativamente por la ecuación de adsorción de Gibbs (Ec. 2.38). En la Figura 2.18 se presenta una curva de tensión superficial vs concentración, donde se muestran tres zonas de adsorción en la superficie. En la zona A, la tensión superficial es muy parecida a la del disolvente debido a que la concentración molar es baja y, por lo tanto, existe una adsorción casi nula. En esta zona sólo se encuentran algunas moléculas de tensoactivo, por lo que habrá muy poca actividad superficial, provocando una adsorción mínima de material en la superficie de las burbujas, ya que la mayoría de este material se alojará en la superficie. Entre las zonas A y B, la tensión superficial disminuye mientras que se incrementa la concentración en el bulto. Una adsorción selectiva empieza entre las especies con actividad superficial en la interfase líquido-gas. El coeficiente de distribución del tensoactivo se vuelve constante, independientemente de la concentración en el bulto. En cualquier caso, la distribución, así como la separación de material con actividad superficial de la fase acuosa del bulto pueden ser utilizadas para lograr la separación por adsorción en burbujas. Para obtener una espuma estable, se debe situar la solución en concentraciones que se encuentren al final de esta zona.

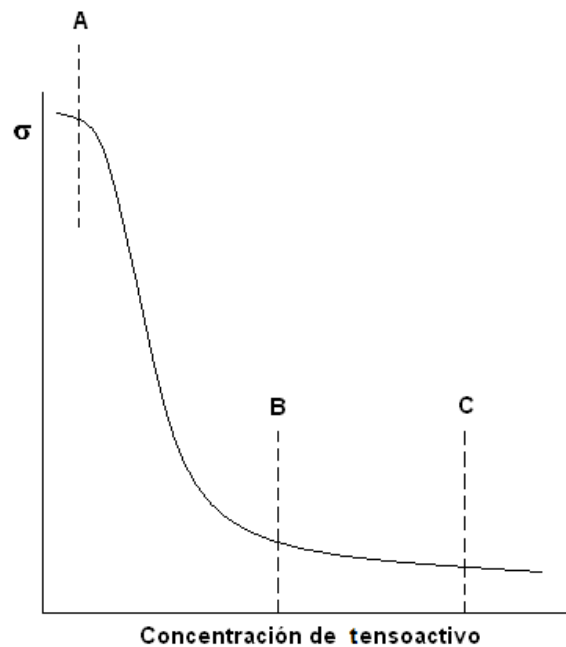


Figura 2.18. Adsorción a partir de la disminución de la tensión superficial

En la región a la derecha del punto B, la pendiente es prácticamente constante y cercana a cero. Ésta es la zona de formación de micelas. De acuerdo con la ecuación de adsorción de Gibbs, el coeficiente de distribución tiende a cero y no puede ocurrir un proceso de adsorción en burbujas. Pero, en realidad, las espumas se generan mejor en la zona micelar donde se lleva a cabo la remoción de material. Por esta razón, el manejo de columnas de espumación se lleva a cabo en la zona micelar.^{13,15}

2.12.3 Modelos de operación

En las Figuras 2.16 y 2.17 se había mostrado una torre de fraccionamiento de espuma de modo simple. En la espuma, el tensoactivo se encontrará, parte adsorbido en la superficie de las burbujas y parte en el líquido drenado entre las lamelas. La superficie estará, esencialmente, en equilibrio con el líquido

intersticial. Este líquido es casi idéntico al del bulto. Igualando $\Gamma = \Gamma_w$ el balance de materia queda dado por la siguiente ecuación:

$$\Gamma_w G \frac{6}{d} + C_w Q = C_Q Q \quad (2.53)$$

Esta ecuación muestra la ubicación del tensoactivo distribuido entre el líquido intersticial y en la superficie de las burbujas. La concentración del tensoactivo será:

$$\Gamma_w = \frac{(C_Q - C_w) Q_d}{6G} \quad (2.54)$$

donde:

C_Q = Concentración de la espuma colapsada (mol/cm³).

G = Flujo volumétrico de gas (cm³/s).

$d/6$ = Relación área superficial / volumen de una burbuja esférica.

$\text{área} / \text{volumen} = d / 6$

Q = Flujo volumétrico de la espuma (cm³/s).

C_w = Concentración del tensoactivo en el bulto (mol/cm³).

Γ_w = Concentración superficial en exceso (mol/cm²).

La columna actúa como una torre de destilación; a cada altura se presenta una concentración de superficie y de bulto diferente, lo que puede considerarse como un plato teórico. Esto quiere decir que debe establecerse un equilibrio del tensoactivo entre ambas fases. Si no actúa de ese modo, la ecuación 2.45 no es válida, ya que la coalescencia sin la formación de espuma debe evitarse o mantenerse al mínimo.

Al ocurrir la ruptura de las burbujas, el material adsorbido pasa al seno de la solución y se incorpora a las lamelas de la espuma que va creciendo. Este drenaje actúa como un reflujo que enriquece los bordes de Plateau. Este reflujo es indeseable ya que ocasiona errores en los valores que se obtienen de Γ_w de la ecuación 2.46^{13,14}. Para poder minimizar la ruptura de burbujas se debe emplear un mayor flujo de gas. Esto hará que el líquido formador se retenga en las burbujas, manteniendo un grosor relativamente constante en las lamelas y evitando su ruptura.

Al obtener la espuma y colapsarla, el líquido obtenido se puede reciclar para mantener la concentración del seno de la solución conservando la operación de forma constante. Sin embargo, la incorporación del colapsado en el seno de la solución genera problemas, debido a que las micelas formadas en el receptor de espuma no pueden disolverse fácilmente en la solución. La solución para este problema es el uso de un sistema continuo. Utilizando el balance de materia de la ecuación 2.45 junto con el balance total de la columna se obtiene:

$$FC_F = FC_W + \Gamma_w G \frac{\delta}{d} \quad (2.55)$$

donde:

F = Alimentación (mL/s)

C_F = Concentración de la alimentación (mol/cm³)

C_W = Concentración de salida de la solución (mol/cm³)

Arreglando la ecuación anterior para la concentración en exceso de la superficie en forma continua, se obtiene:

$$\Gamma_w = \frac{(C_F - C_W)_F d}{G \delta} \quad (2.56)$$

Cuando se conoce Γ_w y el proceso se desarrolla en forma continua; se pueden calcular C_Q y C_W

$$C_Q = C_W + \frac{6G\Gamma_w}{Qd} \quad (2.57)$$

$$C_W = C_F + \frac{6G\Gamma_w}{Fd} \quad (2.58)$$

Como otros procesos de separación, como la destilación o la extracción líquida, la fraccionación por espumación no se limita a un plato teórico. En la Figura 2.19a, 2.19b y 2.20 se muestran otros modelos. En general, los procesos por rectificación con espuma van en ascenso en cuanto a uso, gracias al continuo desarrollo que han tenido por varios autores en diferentes campos y pueden generar un sinnúmero de beneficios para las industrias y en el medio ambiente.

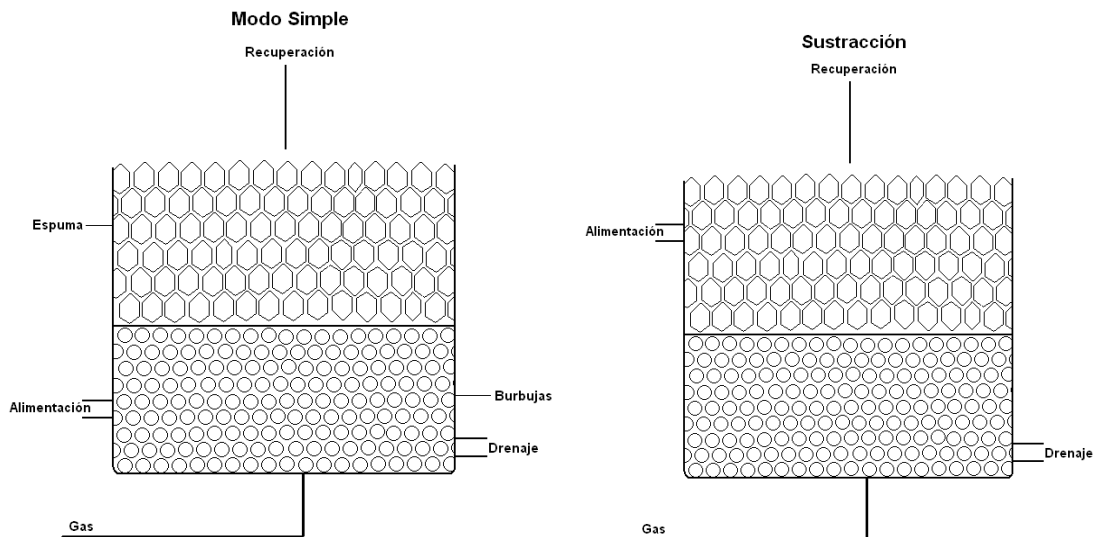


Figura 2.19a. Modelos de fraccionación de espuma en forma continua

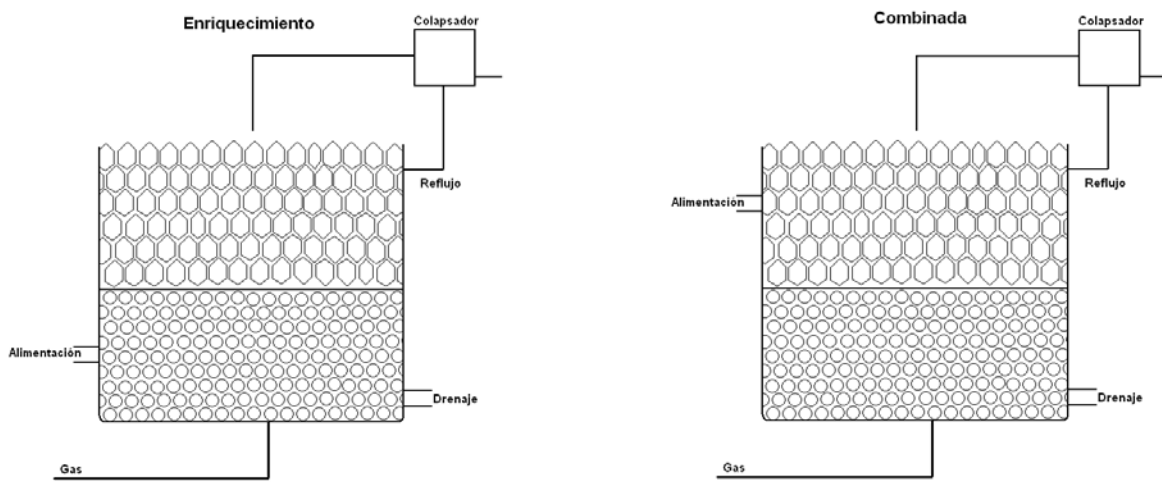


Figura 2.19b. Modelos de fraccionación de espuma en forma continua

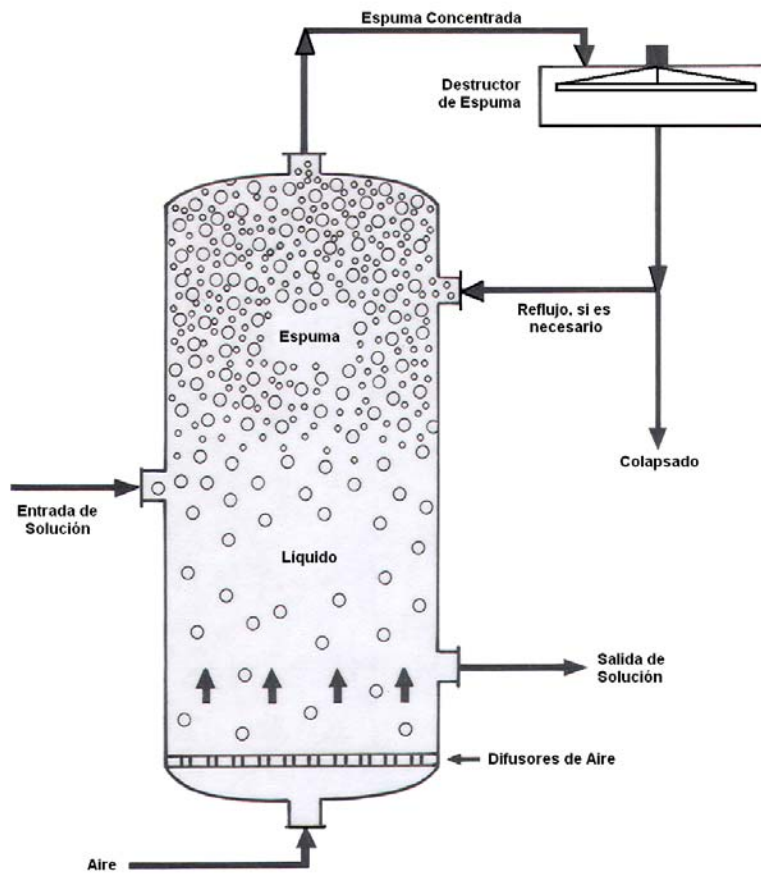


Figura 2.20. Equipo de rectificación en espuma industrial

2.13 Contaminación del agua

De acuerdo con la definición de contaminante, un cuerpo de agua está contaminado cuando se adiciona cualquier sustancia en cantidad suficiente para que cause efectos dañinos en la flora, la fauna y, en general, modifiquen un ecosistema. Con frecuencia el sabor, el olor y el aspecto del agua indican que está contaminada, pero la presencia de contaminantes peligrosos sólo se puede detectar mediante pruebas químicas y biológicas específicas.

Entre los factores que generan contaminación y caracterizan a la civilización industrial están: el incremento de la producción, el consumo excesivo de energía, el crecimiento de la industria, el aumento de la circulación vial, aérea y acuática, y una mayor cantidad de basura y desechos que se tiran y/o se incineran.

2.14 Clasificación de los contaminantes del agua

Las señales de contaminación de un cuerpo de agua son diversas. Entre las más comunes se encuentran: malos olores, coloración en el agua, sabor desagradable, animales muertos, presencia de manchas de aceite en la superficie, etc. La diversidad de estas señales y efectos indican la complejidad que existe en la contaminación del agua. El origen de estos problemas puede ser atribuido a muchas fuentes y tipos de contaminantes; sin embargo, para ser descritos se pueden clasificar en nueve categorías¹⁶. A continuación se da una breve descripción de ellas.

2.14.1 Residuos con demanda de oxígeno

El oxígeno disuelto (DO) es un requerimiento fundamental de vida para la población de plantas y animales en cualquier cuerpo de agua. Su supervivencia depende de la capacidad del agua de mantener una cierta concentración mínima de esta sustancia vital. Los peces requieren niveles altos de DO, los invertebrados niveles bajos, mientras las bacterias son los organismos que requieren menor cantidad. Para un cuerpo de agua, en el cual existe un desarrollo natural de todas las formas de vida, el oxígeno disuelto debe ser por lo menos de 5 mg/L (5 ppm). La cantidad de oxígeno disuelto en un cuerpo de agua varía con la temperatura y la altitud, por lo que a mayor temperatura y altitud la capacidad del agua para disolver oxígeno disminuye.

Un cuerpo de agua se considera contaminado cuando la concentración de oxígeno disuelto se encuentra por debajo del nivel necesario para mantener la vida natural en el agua. La principal causa de la desoxigenación del agua es la presencia de sustancias colectivamente llamadas “residuos con demanda de oxígeno”. Estas son sustancias fácilmente degradables por bacterias en la presencia de oxígeno. El oxígeno disuelto disponible es consumido por la actividad bacteriana a una tasa mayor de la que puede redisolverse, lo que ocasiona que a mayor presencia de estos materiales el nivel de oxígeno en el cuerpo de agua decaiga de manera más rápida. Aunque algunas sustancias inorgánicas se encuentran en esta categoría, la mayoría de los residuos con demanda de oxígeno son compuestos orgánicos. Los contaminantes de esta categoría son típicamente los residuos provenientes de las aguas residuales domésticas, desechos animales, industrias de producción y procesado de alimentos y la industria papelera (esto es, aquellas que generan residuos biodegradables).

La mayoría de los compuestos involucrados en este tipo de contaminación contienen carbono como su elemento más abundante. La principal reacción que

ocurre con la ayuda de las bacterias, es la oxidación del carbono a dióxido de carbono.



En esta reacción, se requieren 32 gramos de oxígeno para oxidar 12 gramos de carbono. Con esta base, 9 ppm de DO son necesarios para reaccionar con aproximadamente 3 ppm de carbono disuelto. Esto permite observar cómo el oxígeno disuelto decae con gran rapidez aún con cantidades muy pequeñas de carbono disuelto. El parámetro utilizado comúnmente para medir la contaminación por este tipo de compuestos se denomina demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

2.14.2 Agentes patógenos

El agua es un potencial medio portador de microorganismos patógenos, por lo cual puede poner en peligro la salud e incluso la vida de las personas que están en contacto con cuerpos de agua contaminados por este tipo de microorganismos. Los patógenos frecuentemente transmitidos a través del agua son aquellos responsables de las infecciones en el tracto intestinal (tifoidea, paratifoidea, disentería y cólera) y de aquellos responsables de la polio y la hepatitis. Este tipo de microorganismos llegan a los cuerpos de agua mediante las descargas de aguas con contenido de materia fecal, tanto humana como animal.

Una manera de conocer la presencia de organismos patógenos en el agua, es indirectamente mediante el uso de otros microorganismos. El más usado comúnmente es la bacteria coliforme. Estos organismos, casi siempre benignos, viven en el intestino grueso y absorben nutrientes de sus alrededores. No siempre provocan enfermedades y están siempre presentes en los desechos fecales de animales de sangre caliente en grandes cantidades, haciendo su detección fácil. Se estima que millones y, a veces, billones son excretados por una persona promedio por día. Estos habitantes naturales del cuerpo humano no encuentran

condiciones ambientales convenientes en los cuerpos de agua para su reproducción y, entonces, comienzan a morir rápidamente. Su presencia en muestras de agua permite, por lo tanto, obtener un diagnóstico aproximado del tiempo que ha transcurrido desde que el agua fue contaminada por desechos fecales. Si la contaminación fecal es reciente, se puede suponer la presencia de organismos patógenos. La ausencia de bacterias coliformes implica que no ha habido descargas fecales recientes en el agua y, presumiblemente, el agua está libre de patógenos.

2.14.3 Nutrientes

Los nutrientes son un factor limitante importante en el desarrollo y crecimiento de todos los seres vivos. Con todos los otros factores igualados, la velocidad o rapidez de crecimiento, reproducción y la abundancia de seres vivos es proporcional a la cantidad de nutrientes disponibles.

El enriquecimiento del agua con nutrientes es un proceso biológico que ocurre naturalmente, llamado eutrofización. Este enriquecimiento junto con otros procesos relativamente más lentos contribuye al envejecimiento natural de los lagos. La existencia de turba (material orgánico compacto, de color pardo oscuro y rico en carbono), suelos sucios, depósitos de carbono y aceite son pruebas de que una eutrofización y un envejecimiento han tenido lugar en el pasado. El proceso de eutrofización y envejecimiento de un lago se lleva a cabo mediante el siguiente proceso: Las corrientes de aire gradualmente trasladan suelo y nutrientes a un lago recién formado, incrementando la fertilidad del agua; el incremento en la fertilidad da lugar a una acumulación de organismos acuáticos, tanto vegetales como animales; con el incremento de la materia viva, los depósitos orgánicos en el fondo del lago aumentan. Esto ocasiona que se vuelva menos profundo, que aumente su temperatura y sea más rico en nutrientes; las plantas superiores hacen raíz en el fondo y gradualmente ocupan más espacio. Sus restos aceleran

el relleno de la cuenca; el lago gradualmente se vuelve un pantano y, finalmente, un campo o bosque cubierto por vegetación.

El tiempo requerido para que este proceso de envejecimiento se complete se mide en miles de años. Depende del tamaño y contenido mineral de la cuenca y del clima.

De manera estricta, la eutrofización no debería considerarse como contaminación del agua, ya que este proceso tiene lugar naturalmente y es necesario para que pueda existir la vida acuática. Es considerado un problema de contaminación cuando el hombre, mediante sus actividades y desechos, acelera el proceso, resultando en un envejecimiento anticipado de los lagos. Una concentración alta de nutrientes se produce cuando las contribuciones naturales y las contribuciones originadas por el hombre se combinan, generando un crecimiento excesivo de plantas, principalmente algas. Este crecimiento crea numerosos problemas, como son malos olores, sabor desagradable y un consumo acelerado del oxígeno disuelto, ocasionando la muerte de otras especies aerobias en el cuerpo de agua.

El crecimiento de las plantas, incluidas las algas, requieren de la disponibilidad de entre quince y veinte elementos (Tabla 2.1). Las cantidades requeridas de cada uno de estos elementos varía de especie en especie, pero el carbono, nitrógeno, potasio y fósforo son los nutrientes que se requieren en mayor cantidad. Por ello la adición en el agua de compuestos que tengan en su molécula este tipo de elementos y que alteren el ciclo natural de eutrofización se consideran contaminantes.

Tabla 2.1. Elementos necesarios para el crecimiento de las plantas¹⁶

Carbono	Azufre	Hierro	Vanadio
Hidrógeno	Potasio	Manganeso	Cloro
Oxígeno	Magnesio	Cobre	Molibdeno
Nitrógeno	Calcio	Zinc	Cobalto
Fósforo	Sodio	Boro	Silicio

2.14.4 Compuestos orgánicos sintéticos

La producción de compuestos químicos orgánicos sintéticos en el mundo ha aumentado de manera exponencial con el desarrollo tecnológico. Los compuestos incluidos en este grupo son usados como combustibles, plásticos, plastificantes, fibras, elastómeros, disolventes, detergentes, pinturas, insecticidas, aditivos para alimentos y como productos farmacéuticos.

Se conoce que estos materiales en el agua provocan los siguientes efectos: algunos son resistentes a la degradación bioquímica por las bacterias presentes naturalmente en el agua o a los procesos de tratamiento de agua residuales y, por lo tanto, persisten por extensos periodos de tiempo en el agua; algunos son responsables de sabores y olores desagradables, así como de coloraciones en el agua o, en algunos casos, estos compuestos son absorbidos por los seres vivos del medio, generando los mismos síntomas o incluso magnificados cuando son extraídos para consumo humano; algunos son tóxicos, incluso en cantidades muy pequeñas, para la flora, fauna y el ser humano que está en contacto con el agua contaminada.

Desde que el uso de estos compuestos se expandió rápidamente, la importancia de su estudio y su tratamiento ha sido uno de los temas más importantes en las tecnologías más actuales de tratamiento de aguas residuales.

2.14.5 Aceites

La contaminación del agua con aceites (el petróleo y las gasolinas se consideran en esta clasificación) es un problema que se ha incrementado significativamente desde el origen de la industria petrolera y petroquímica, principalmente por los derrames de petróleo y productos de éste, fugas de derivados de petróleo en las plantas y los desechos cotidianos de este tipo de sustancias en los drenajes.

La contaminación por este tipo de compuestos se debe principalmente a que no se disuelven en el agua, por lo que forman películas impermeables. Con ello se impide que el oxígeno contenido en el aire se disuelva en el agua, deteriorando el desarrollo de la vida acuática y matando una gran cantidad de especies aerobias o microaerobias. Por ejemplo, cinco litros de aceite para automóvil, vertidos en un lago, cubren una superficie de 5,000 m² con una película oleosa¹⁶. En algunos casos si estas capas son demasiado gruesas se llega a impedir el paso de la luz solar, las consecuencias ambientales en este caso son catastróficas, debido a que hay muerte casi total de las especies vivas, incluidas las fotosintéticas y el tiempo de recuperación se da a un ritmo lento.

Otro problema es que los hidrocarburos saturados que contienen ciertos tipos de aceites no son biodegradables (en el mar el tiempo de eliminación de un hidrocarburo puede ser de 10 a 15 años), por lo que los daños que provocan se extienden por largos periodos de tiempo en el agua, incluso en pequeñas cantidades. Se estima que un litro de aceite es capaz de contaminar aproximadamente mil metros cúbicos de agua¹⁶.

A estas dificultades deben añadirse los riesgos que implican las sustancias tóxicas contenidas en algunos aceites y que, vertidos en el agua, pueden ser ingeridos por el hombre o los animales. Estas sustancias tóxicas provienen de los aditivos añadidos a los aceites y engloban diversos grupos de compuestos tales como: fenoles, aminas aromáticas, terpenos fosfatados y sulfonados, di-alquil-ditiofosfato de zinc, tensoactivos, poli-isobutilenos, poliésteres, etc., que durante el uso del aceite a temperaturas elevadas forman peróxidos intermedios que son muy tóxicos. Este tipo de compuestos también llegan a generar malos olores, sabores desagradables y coloración al agua¹⁶.

2.14.6 Compuestos químicos inorgánicos y minerales

Esta categoría de contaminantes incluye sales inorgánicas, ácidos minerales y metales finamente divididos o compuestos metálicos. Estas sustancias se incorporan al agua como resultado de las actividades de industrias químicas, metalúrgicas, mineras, de la fundición de metales y por varios procesos naturales. La presencia de estos contaminantes en el agua resulta, en general, en el aumento de tres propiedades: acidez, salinidad y toxicidad.

La actividad de minas ácidas es la fuente principal de los contaminantes que incrementan la acidez del agua. Esta actividad afecta millones de corrientes de agua y es una de las causas más significativas de la degradación de la calidad del agua en las zonas de producción de carbón y, en general, de la minería. Los contaminantes principales presentes en estas actividades son el ácido sulfúrico (H_2SO_4) y compuestos solubles de hierro. Estas sustancias se forman como resultado de la reacción entre el aire, el agua y la pirita (FeS_2), presentes en las minas de carbón y de otros minerales. Ciertos tipos de bacterias están involucradas en estas reacciones como catalizadores.

La adición de ácidos fuertes en grandes cantidades, sobrepasa la capacidad amortiguadora del agua, provocando una caída drástica en los valores de pH. Los efectos generados por estos cambios dependen de la magnitud de la caída de pH, pero los efectos más comunes son la destrucción de la vida acuática, la corrosión, y el daño a los seres vivos del ecosistema, así como a los cultivos cercanos a las corrientes contaminadas.

La salinidad del agua no es un fenómeno poco común, ya que cerca del 97% del agua total de la tierra es agua salada. Por las características del agua salada, ésta no es susceptible para consumo humano, además de que sólo ciertas especies de animales y plantas pueden subsistir en ella, por lo que el problema es cuando el

otro 3% del agua disponible (agua dulce) adquiere una salinidad elevada, ya que esto afecta los ecosistemas, la vida y la disponibilidad. Las fuentes que generan salinidad en el agua son variadas, pero los efluentes industriales, la irrigación, la mezcla de corrientes marinas con corrientes de agua dulce y la adición de sales a los cuerpos de agua por las actividades humanas son las más importantes.

Las propiedades tóxicas de numerosos compuestos inorgánicos, particularmente aquellos que contienen elementos metálicos pesados, se conocen desde hace tiempo. Algunos de estos compuestos tienen propiedades indeseables y son rutinariamente producidos en altas cantidades. El uso de estos compuestos ha permitido su incorporación al ambiente directa o indirectamente. Los más tóxicos, persistentes y abundantes de estos compuestos en el ambiente son aquellos que se componen por los siguientes metales: mercurio, plomo, arsénico, cadmio, cromo y níquel. Estos metales se acumulan en los cuerpos de los organismos y permanecen por largos periodos de tiempo, comportándose como venenos acumulativos.

2.14.7 Sedimentos

Aunque la agricultura contribuye en muchas formas a deteriorar la calidad del agua, la sedimentación y erosión antropogénica es un problema mundial que suele estar especialmente asociado a la agricultura. Si bien no hay cifras mundiales, es probable que la agricultura, en sentido amplio, sea la causante de gran parte del aporte mundial de sedimentos a los ríos, lagos y finalmente, a los océanos mundiales.

La contaminación provocada por los sedimentos tiene dos dimensiones principales¹⁷:

La dimensión física: pérdida de la capa arable del suelo y la degradación de la tierra como consecuencia de la erosión, que dan lugar a niveles excesivos de

turbidez en las aguas receptoras y a repercusiones ecológicas y físicas en lugares alejados, los lechos de ríos y lagos, donde se produjo la deposición.

Las estimaciones globales sobre la erosión y el transporte de sedimentos en los grandes ríos del mundo presentan enormes discrepancias, debido a la dificultad de obtener valores fiables de concentración y descarga de sedimentos en muchos países, a la adopción de supuestos diferentes por los distintos investigadores y a los diferentes efectos de una erosión acelerada debida a las actividades humanas (deforestación, malas prácticas agrícolas, construcción de carreteras, etc.).

Los sedimentos, como contaminantes físicos, producen en las aguas receptoras principalmente dos efectos nocivos. El primer efecto se debe a que los altos niveles de turbidez limitan la penetración de la luz solar en la columna de agua, lo que impide el crecimiento de las algas y de las plantas acuáticas enraizadas. En los ríos que son zonas de desove, los lechos de grava están cubiertos por sedimentos finos que impiden o dificultan el desove de los peces. En ambos casos, el resultado es la perturbación del ecosistema acuático debido a la destrucción del hábitat. A pesar de estos efectos nocivos, el estado hipertrófico (rico en nutrientes) de muchos lagos de aguas poco profundas, sobre todo en los países en desarrollo, daría lugar a un inmenso crecimiento de algas y plantas enraizadas si no fuera por el efecto limitador de la extinción de la luz debido a la fuerte turbidez. En este sentido, la turbidez puede ser "beneficiosa" en los lagos muy eutrofizados; no obstante, muchos países reconocen que esta situación es perjudicial por razones estéticas y económicas y están buscando los medios de reducir la turbidez y los niveles de nutrientes. El otro efecto se debe a que los altos niveles de sedimentación en los ríos dan lugar a la perturbación física de las características hidráulicas del cauce. Ello puede tener graves efectos en la navegación, por la reducción de la profundidad y favorecer las inundaciones, por la reducción de la capacidad del flujo de agua en la cuenca de drenaje.

La dimensión química: la parte de los sedimentos constituida por limo y arcilla (<63 µm) es transmisora primaria de productos químicos adsorbidos, especialmente fósforo, plaguicidas clorados y la mayor parte de los metales, que son transportados por los sedimentos al sistema acuático.

La contribución de los sedimentos a la contaminación química está vinculada al tamaño de las partículas de los sedimentos y al volumen del carbono orgánico en partículas asociado con los sedimentos. Se suele considerar que la fracción químicamente activa de un sedimento es la que mide menos de 63 µm (limo + arcilla). En el caso del fósforo y los metales, el tamaño de las partículas es de importancia decisiva, debido a la gran superficie externa de las partículas pequeñas. El fósforo y los metales suelen tener fuerte atracción a los lugares de intercambio de iones, que están asociados con las partículas de arcilla y con los recubrimientos de hierro y manganeso que se dan normalmente en estas partículas pequeñas. Muchos de los contaminantes persistentes, bioacumulados y tóxicos, especialmente los compuestos clorados incluidos en muchos plaguicidas, están fuertemente asociados con los sedimentos y en especial con el carbono orgánico transportado como parte de la carga de sedimentos de los ríos.

2.14.8 Materiales radiactivos

La contaminación radiactiva normalmente es el resultado de una pérdida del control sobre los materiales radiactivos durante la producción o el uso de isótopos. El manejo inadecuado de los residuos generados por el uso de este tipo de materiales es también parte del problema. Las cuatro principales actividades que son fuentes potenciales de este tipo de contaminantes y que, además, se conoce que han estado involucradas en la contaminación del ambiente son: la extracción y el procesado de minerales para producir sustancias radiactivas para diversos usos; el uso de materiales radiactivos en armas nucleares; el uso de materiales

radiactivos en plantas de energía nuclear y el uso de materiales radiactivos en la medicina, la industria y la investigación.

Los riesgos de la contaminación radiactiva para las personas y el ambiente dependen de la naturaleza del contaminante radiactivo, el nivel de contaminación y la extensión de la dispersión de la contaminación. Con bajos niveles de contaminación hay pocos riesgos. Los niveles de contaminación altos pueden plantear los mayores riesgos a las personas y al entorno. Los efectos biológicos de los núcleos de radiación absorbidos internamente dependen en gran medida de la actividad de los mismos, su biodistribución y las tasas de eliminación del radioisótopo, que a su vez depende de su forma química. Los efectos biológicos también pueden depender de la toxicidad química del material depositado, con independencia de su radioactividad. Algunos radioisótopos pueden estar distribuidos uniformemente por todo el cuerpo y ser eliminados rápidamente, como es el caso del agua con tritio. Algunos radioisótopos pueden atacar órganos específicos y tener tasas de eliminación mucho más bajas. Por ejemplo, la glándula tiroides absorbe un gran porcentaje de cualquier compuesto yodado que entre en el cuerpo. Si se inhalan o ingieren grandes cantidades de compuestos yodados radioactivos, la tiroides puede ser inutilizada o destruida, mientras que otros tejidos estarían afectados en menor grado.

2.14.9 Calor

El calor no era considerado ordinariamente como un contaminante o, por lo menos, no en el mismo sentido que un agente químico corrosivo. Sin embargo, la adición excesiva de calor a un cuerpo de agua causa efectos adversos tan numerosos como muchos de los contaminantes químicos. Este serio problema de contaminación térmica se origina principalmente por el uso del agua como refrigerante en diversos procesos industriales. La mayor parte del agua usada para este propósito es regresada, con la adición de calor, a las fuentes originales. La adición de calor a las corrientes naturales de agua que aumente unos cuantos grados la temperatura, incluso menores de 5°C, ocasiona diversos problemas,

entre los que destacan la muerte de varias especies acuáticas causada por la exposición a una elevación en la temperatura del agua; el aumento en la actividad metabólica de la vida acuática, ocasionando un mayor consumo de alimento y de oxígeno disuelto y la disminución de la tasa de disolución del oxígeno al aumentar la temperatura.

2.15 Detergentes

Los detergentes son productos que se usan para la limpieza y están formados básicamente por un agente tensoactivo que actúa modificando la tensión superficial; por fosfatos que tienen un efecto ablandador del agua, y por otros componentes que actúan como solubilizantes, blanqueadores, bactericidas, perfumes, abrillantadores ópticos, etc.

La mayoría de los detergentes sintéticos son contaminantes persistentes debido a que no son descompuestos fácilmente por la acción bacteriana. A los detergentes que no son biodegradables se les llama detergentes duros y a los degradables, detergentes blandos.

El principal agente tensoactivo que se usa en los detergentes es un derivado del alquilbencensulfonato como, por ejemplo, el dodecilbencensulfonato de sodio ($C_{12}H_{25}-C_6H_4-SO_3Na$), el cual puede hacer al detergente duro o blando, dependiendo del tipo de ramificaciones que tenga. En general, los detergentes son arilalquilsulfonatos de sodio que tienen como fórmula general, $R-C_6H_4-SO_3Na$, es decir, son sales de ácidos sulfónicos aromáticos con una cadena alquílica larga. Si la cadena es ramificada no pueden ser degradados por los microorganismos, por lo que son persistentes, y causan grandes problemas de contaminación del agua de lagos, ríos y depósitos subterráneos. Los arilalquilsulfonatos que tienen cadenas lineales son biodegradables.

El uso de los compuestos tensoactivos en el agua, ocasiona diversos problemas, al ser arrojados a los lagos y ríos provocan la disminución de la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua, con lo cual se dificulta la vida acuática, además provocan que la grasa de las plumas de las aves acuáticas se desprenda, permitiendo que se escape el aire aislante de entre las plumas y que las aves se mojen, lo cual, puede ocasionarles la muerte por frío o porque se ahogan, de manera semejante como les ocurre con los derrames de petróleo en el mar. Otro problema importante es la gran cantidad de espuma que se forma en los cuerpos de agua contaminados. El poder contaminante de los detergentes también se manifiesta en las plantas inhibiendo el proceso de la fotosíntesis, originando la muerte de la flora y la fauna acuáticas. A los peces les produce lesiones en las branquias, dificultándoles la respiración y provocándoles la muerte.

Un componente específico de los detergentes sólidos que causa un gran problema de contaminación es el metafosfato llamado tripolifosfato de sodio, $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$, que contiene al ion $(\text{O}_3\text{P}-\text{O}-\text{PO}_2-\text{O}-\text{PO}_3)^{5-}$. El ion trifosfato es de gran utilidad porque forma complejos solubles con los iones calcio, hierro, magnesio y manganeso, quitando las manchas que estos ocasionan en la ropa y ayudan a mantener en suspensión a las partículas de mugre de manera que pueden ser eliminadas fácilmente por el lavado. A los aditivos de fosfato en los detergentes como el tripolifosfato de sodio se les llama formadores de fosfato y actúan como bases haciendo que el agua del lavado sea alcalina, lo cual es necesario para la acción detergente; reaccionan con los iones calcio y magnesio del agua dura de manera que no actúan con el detergente y finalmente ayudan a mantener las grasas y el polvo en suspensión, lo que facilita que sean eliminados. En los detergentes líquidos se utiliza el pirofosfato de sodio ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$) o de potasio porque se hidroliza en el ion fosfato (PO_4^{3-}) a menor velocidad que el tripolifosfato de sodio.

Los detergentes a base de fosfatos provocan un efecto destructor en el medio ambiente porque aceleran el proceso de eutrofización de las aguas de lagos y

ríos. Como el uso de detergentes fosfatados ha generado problemas muy graves en el agua, algunos países han prohibido el uso de detergentes de este tipo.

El principal problema de la eutrofización se debe al crecimiento desmedido de algas. Las algas son plantas acuáticas que se pueden percibir como un limo verde azul sobre la superficie de las aguas estancadas. Las algas, al igual que las demás plantas, almacenan energía mediante el proceso de fotosíntesis por lo que requieren de la luz solar para consumir el bióxido de carbono y liberar el oxígeno. Al igual que otras plantas, las algas necesitan también de otros elementos químicos nutritivos inorgánicos como potasio, fósforo, azufre y hierro.

La cantidad de algas que una cierta extensión de agua, como un lago, puede soportar depende de los elementos nutritivos inorgánicos que puede proporcionar y la acumulación de estos elementos depende de la cantidad de sales que arrastren las diferentes corrientes de agua al lago. Las algas crecen rápidamente cuando la cantidad de elementos nutritivos es abundante y pueden llegar a cubrir la superficie del agua con gruesas capas y, a medida que algunas algas mueren, se convierten en alimento de las bacterias. Como las bacterias consumen oxígeno para descomponer a las algas, provocan que la disminución de oxígeno llegue a un nivel tal que es incapaz de soportar otras formas de vida, afectando significativamente el ecosistema.

2.16 Tratamiento de aguas residuales

Las aguas residuales se definen como aguas utilizadas que pueden contener diferentes impurezas después de su utilización. Con las normas que actualmente aplican en casi todo el mundo, las aguas residuales se tienen que depurar antes de verterlas a un curso de agua para la prevención de la contaminación ambiental, al igual que para la protección de la salud pública. Cierta número de opciones tradicionales y modernas de tratamiento se encuentran disponibles al diseñar una

planta de tratamiento de aguas residuales. A continuación se habla brevemente de estas opciones.

2.17 Tipos de tratamientos

El tratamiento de agua puede llevarse a cabo mediante el uso de varios procesos pero, estrictamente hablando, esta variedad de procesos se pueden agrupar en tres diferentes tipos según el principio en el que se basan¹⁸:

2.17.1 Procesos físicos

Los procesos físicos de tratamiento de aguas residuales son todos aquellos en los que se emplean las fuerzas físicas para el tratamiento. En general, las operaciones físicas se emplean durante todo el proceso de tratamiento de las aguas residuales. Los principales procesos físicos son los siguientes:

- *Desbaste.* La operación de desbaste consiste en la eliminación de sólidos gruesos y sedimentables por retención en rejas o tamices.
- *Dilaceración.* La dilaceración es la trituración de sólidos gruesos en tamaños menores y más homogéneos.
- *Homogenización de caudales.* La homogenización de caudales se realiza en los tratamientos de aguas residuales para tener caudales de tratamiento iguales y concentraciones de contaminantes mucho más homogéneas.
- *Mezclado.* Se utiliza cuando sea necesario que una sustancia determinada, se homogeneice totalmente en el seno de otra.

- *Floculación.* Es la operación en que las partículas en suspensión aumentan su superficie de contacto. Este aumento de la superficie de contacto es debido a la adición de productos químicos.
- *Sedimentación.* Es la separación de los componentes del agua en dos fases, una fase sólida, que corresponde a los fangos y que está formada por partículas de sólidos suspendidos, más pesados que el agua y que, por gravedad se depositan en el fondo y una fase líquida formada por el agua y compuestos en disolución.
- *Flotación.* Se utiliza para separar partículas líquidas y sólidas del agua residual. Los líquidos y sólidos con una densidad menor que la del agua flotan en ésta y, en consecuencia, se pueden recoger superficialmente. Los sólidos se separan introduciendo burbujas de aire en el agua, las burbujas se adhieren a las partículas sólidas en suspensión haciendo que asciendan a la superficie.
- *Filtración.* Permite la eliminación de sólidos en suspensión mediante el uso de lechos filtrantes.

2.17.2 Procesos químicos

Son todos aquellos procesos en los que la eliminación de los contaminantes del agua residual se lleva a cabo mediante la adición de reactivos químicos o bien mediante las propiedades químicas de diversos compuestos. Las principales operaciones químicas son las siguientes:

- *Transferencia de gases.* Es el proceso mediante el cual el gas es transferido de una fase a otra. En el tratamiento de aguas residuales, la transferencia se hace generalmente desde el gas al líquido, excepto en

casos donde interesa eliminar el gas que se produce en un tratamiento determinado.

- *Adsorción.* El proceso por el cual los iones o las moléculas son retenidos sobre la superficie de un sólido. El sólido recibe el nombre de adsorbente y la sustancia que es adsorbida recibe el nombre de adsorbato.
- *Desinfección.* Consiste en la eliminación de los organismos presentes en las aguas residuales que pueden producir enfermedades; los productos químicos utilizados como desinfectantes son los siguientes: cloro y sus compuestos, bromo, yodo, ozono, fenol y compuestos fenólicos, alcoholes, metales pesados, colorantes, detergentes, agua oxigenada, ácidos y álcalis.
- *Descloración.* Consiste en la eliminación de todo el cloro residual combinado, mediante el uso de agentes químicos; los mejores agentes de descloración son el dióxido de azufre y el carbón activado. También se puede utilizar el sulfito sódico y el metabisulfito.
- *Eliminación de sustancias inorgánicas disueltas.* La eliminación de sustancias inorgánicas en disolución se puede realizar a partir de 4 operaciones diferentes: La más común es la *precipitación química*, en este proceso, ciertos compuestos se añaden al agua residual, ocasionando una reacción química con el contaminante. Los productos de la reacción se hundirán al fondo del tanque de almacenamiento, para que sean eliminados. Otro proceso utilizado es el de *intercambio iónico*; un proceso en el cual los iones en disolución reemplazan a otros iones que están en la matriz insoluble del intercambiador. La tercera operación es la *ósmosis inversa*; consiste en separar el agua de las sales disueltas filtrándola a través de una membrana semipermeable a una presión

mayor que la osmótica causada por las sales disueltas en el agua. La última operación es la *ultrafiltración*; en este proceso el agua residual a tratar se hace circular a presión, a lo largo de una membrana, con poros de diámetro suficiente, para que se filtren las moléculas de agua y no puedan filtrarse las moléculas de otros productos.

2.17.3 Procesos biológicos

El tratamiento biológico de las aguas residuales se puede realizar en aguas que tengan sustancias biodegradables y es generalmente un tratamiento secundario. Tiene como misión la coagulación y eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables en la decantación primaria así como la estabilización de la materia orgánica. Esto biológicamente se consigue utilizando una variedad de microorganismos, principalmente bacterias.

En el tratamiento biológico, el proceso consiste únicamente en transformar los nutrientes (materia orgánica disuelta) en tejido celular y diversos gases; dado que el tejido celular es ligeramente más pesado que el agua, la separación posterior de éste y el agua se podrá hacer por sedimentación y decantación.

2.18 Etapas de tratamiento de aguas residuales

Típicamente, el tratamiento de aguas residuales comienza por la separación física de sólidos de la corriente de agua residual, seguido por la conversión progresiva de la materia disuelta en una masa biológica sólida utilizando bacterias. Una vez que la masa biológica se separa o remueve, el agua tratada puede experimentar una desinfección adicional mediante procesos químicos. Este efluente final puede descargarse o reintroducirse a un cuerpo de agua natural (corriente, río o bahía) u otro ambiente (tierras húmedas, cursos de golfo, caminos verdes, etc.). Los sólidos biológicos segregados experimentan un tratamiento adicional antes de su descarga o reutilización apropiada.

Estos procesos de tratamiento pueden referirse típicamente a un:

- Pretratamiento (eliminación de sólidos de gran tamaño).
- Tratamiento primario (asentamiento y/o flotación de materiales semisólidos o sólidos).
- Tratamiento secundario (tratamiento biológico de sólidos flotantes y asentados).
- Tratamiento terciario (pasos adicionales como oxidación avanzada, micro-filtración, etc., y la desinfección).

2.18.1 Tratamiento primario

El tratamiento primario tiene como finalidad reducir la materia suspendida por medio de la precipitación o sedimentación, con o sin reactivos o por medio de diversos tipos de oxidación química. Entre las operaciones que se utilizan en los tratamientos primarios de aguas contaminadas están la filtración, la sedimentación, la flotación, la separación de aceites y la neutralización. Durante el tratamiento primario, el agua residual atraviesa inicialmente una criba de barras para separar los objetos de mayor tamaño. Algunas plantas de tratamiento tienen trituradores para los objetos grandes con el objeto de que no obstruyan esta etapa del tratamiento. Posteriormente, las aguas residuales pasan a un tanque de sedimentación donde fluye lentamente para que sedimenten las piedras, arena y otros objetos pesados. De este tanque, las aguas residuales llegan a otro sedimentador de mayor tamaño, llamado de asentamiento, en donde sedimentan los sólidos en suspensión y los aceites y las grasas flotan en forma de nata o espuma.

2.18.2 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario o tratamiento biológico se emplea para eliminar la materia orgánica biodegradable disuelta o coloidal, la cual es costosa de eliminar por tratamientos físico-químicos. Entre las operaciones principales que se utilizan en el tratamiento secundario de las aguas residuales están los procesos floculados y los de biopelícula. Pueden ser aerobios y anaerobios. Los primeros pueden, los floculados, conceptualizarse como reactores perfectamente mezclados y los segundos, los de biopelícula, como de flujo pistón.

De manera general, el tratamiento secundario de aguas negras es un proceso biológico que utiliza bacterias aerobias o anaerobias como un primer paso para remover hasta cerca del 90% de los desechos biodegradables; para los aerobios se requiere oxígeno. Después de la sedimentación, el agua pasa a un reactor aireado cuando son aerobias, en donde se lleva a cabo el proceso de degradación de la materia orgánica y, posteriormente, pasa a un segundo tanque de sedimentación, donde se separa la biomasa formada. De ahí puede pasar a tratamiento terciario y si no lo requiere al tanque de desinfección por cloro y después se descarga para su disposición y/o reutilización.

El tratamiento secundario aerobio más común hasta los años noventa del siglo XX para el tratamiento de aguas negras era el de los lodos activados, un sistema floculado. Las aguas negras del tipo sanitario que provienen del tratamiento primario pasan a un tanque de aireación en donde se hace burbujear aire o, en algunos casos oxígeno, desde el fondo del tanque para favorecer el rápido desarrollo de las bacterias y otros microorganismos. Las bacterias utilizan el oxígeno para respirar descomponiendo los desechos orgánicos de las aguas negras. Los sólidos en suspensión y las bacterias forman una especie de lodo conocido como lodo activado, el cual se deja sedimentar y luego es llevado a un tanque digesor o reactor anaerobio para que sea degradado a gases y muy pocas células. Finalmente, el lodo activado digerido puede ser utilizado como mejorador de suelos en los campos de cultivo, incinerado o llevado a un relleno sanitario.

Otras plantas de tratamiento aerobias de aguas negras utilizan los sistemas de biopelícula y el más usado es un dispositivo llamado “filtro percolador” en lugar del proceso de lodos activados. En este método, las aguas negras de las cuales han sido retiradas las partículas de gran tamaño, son rociadas sobre un lecho empacado con material inerte poroso de aproximadamente 1.80 metros de profundidad. A medida que el agua se “filtra” entre el material de empaque entra en contacto con las bacterias que proliferan formando una película sobre el empaque y que descomponen los contaminantes orgánicos. A su vez, las bacterias son consumidas por otros organismos presentes en el filtro. Del tanque de aireación o del filtro percolador se hace pasar el agua a otro tanque para sedimentar los lodos formados. Una planta aerobia de tratamiento de aguas negras produce grandes cantidades de lodos que se necesitan eliminar como desechos sólidos. El proceso de eliminación de sólidos de las aguas negras no consiste en retirarlos y tirarlos únicamente, sino que se requiere tratarlos antes de disponerlos y su eliminación es muy complicada y costosa. Por ello es que cada vez se tiende más a usar los sistemas anaerobios, que generan menos biomasa y de los que se puede aprovechar el metano generado por las bacterias anaerobias metanogénicas.

Entre el tratamiento primario y secundario de las aguas negras se elimina cerca del 90 por ciento de los sólidos en suspensión y cerca del 90 por ciento de la materia orgánica biodegradable. Una parte de los sólidos eliminados en este tratamiento se utiliza para la elaboración de mejoradores de suelos, cuando no contienen organismos potencialmente patógenos, pero la mayor parte de ellos se confinan en rellenos sanitarios o se disponen por otros métodos. Los tratamientos primario y secundario de aguas negras, sin embargo, no eliminan eficientemente nitratos y fosfatos, que son los principales compuestos que aceleran el proceso de eutrofización de los lagos, de las corrientes fluviales y de las aguas costeras. Tampoco eliminan productos químicos persistentes como los detergentes

ramificados, los plaguicidas o los radioisótopos. Por ello es que se requiere un tratamiento terciario.

2.18.3 Tratamiento terciario

Desde el punto de vista conceptual el tratamiento terciario no aplica técnicas diferentes que los tratamientos primarios o secundarios, sino que utiliza técnicas de ambos tipos destinadas a pulir o afinar el efluente, mejorando alguna de sus características. Si se emplean adecuadamente pueden lograr hacer el agua de nuevo apta para el abastecimiento de necesidades agrícolas, industriales e, incluso, para potabilización (reciclaje de efluentes). Entre las operaciones que se utilizan en el tratamiento terciario de aguas residuales están: la microfiltración, la coagulación y precipitación, la adsorción por carbón activado, el intercambio iónico, la ósmosis inversa, la electrodiálisis, la remoción de nutrientes y como desinfectantes, la cloración y la ozonización. En el tratamiento terciario de aguas negras se pretende que el agua tratada sea lo más pura posible antes de ser arrojada al medio ambiente.

2.19 Tratamiento de aguas grises

De forma general, las aguas grises se pueden definir como las aguas residuales provenientes de un hogar, sin incluir la descarga del retrete y el agua para el lavado de utensilios alimenticios, de lavandería (por el uso de detergentes) o con alto contenido de materia orgánica. Este tipo de agua residual equivale en promedio a un 75% de la descarga de agua en una casa¹⁹⁻²⁰. En la Tabla 1.5 del capítulo anterior se muestra que la ducha genera 40% del consumo y el agua potable para beber y el lavado de manos representa otro 4%. Las características del agua gris varían regionalmente y con el paso del tiempo, debido principalmente a la calidad del agua de entrada y las actividades dentro del hogar²¹. El agua gris puede ser clasificada como de baja carga y alta carga en términos de su contenido de materia orgánica. EL agua de baja carga excluye el agua residual de la cocina y el lavado de ropa²².

Debido a que el agua gris representa un porcentaje alto de las descargas de agua en un hogar, la comunidad científica ha propuesto y estudiado diversos sistemas de tratamiento. El tratamiento de las aguas grises puede abarcar desde un sistema de filtración grueso²³ a un tratamiento biológico avanzado²⁴. Diversos estudios sugieren que los procesos biológicos son preferidos en los casos de niveles altos de materia orgánica en el agua gris^{19,25}. Las opciones en tecnologías biológicas para el tratamiento de aguas grises incluyen el uso de biorreactores de membrana²⁶, discos rotatorios de contacto biológicos^{19,27} o humedales artificiales²⁸. Todos estos sistemas biológicos han sido capaces de satisfacer una demanda bioquímica de oxígeno (DBO) estándar de 10 mg/L.

La mayor diferencia entre las diferentes tecnologías ha sido el nivel de sólidos suspendidos y la remoción de microorganismos. En comparación, los procesos físicos son comunes a escalas pequeñas y muestran una buena remoción de sólidos, pero son menos efectivos en la remoción de materia orgánica que los procesos biológicos^{25,29}. Algunos de los resultados obtenidos por algunos sistemas de tratamiento propuestos por la comunidad científica se presenta a continuación:

Sistema secuencial de reactores por lotes (SBR). Este sistema consiste en un reactor cilíndrico con una carga de lodos bajo agitación constante que se opera dentro de un intervalo de tiempo en un ambiente anóxico-aerobio. La remoción de contaminantes de las aguas grises mediante este tratamiento se muestra en las Tablas 2.2 y 2.3³⁰.

SST: Sólidos suspendidos totales

DQO: Demanda química de oxígeno

DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno

Tabla 2.2. Características del agua gris³⁰

Parámetro	N	Min	Max	Promedio	Desviación
pH	11	7.5	7.9	7.6	0.4
SST (mg/L)	16	23	50	33	16
DQO (mg/L)	23	25	300	102	86
DBO ₅ (mg/L)	11	15	140	97	56
NH ₄ -N (mg/L)	14	1.2	15.2	6.7	5.6
NO ₂ -N (mg/L)	14	ND	0.2	0	0.2
NO ₃ -N (mg/L)	14	ND	1.2	0.2	0.1
PO ₄ -P (mg/L)	14	2.8	11.3	3.5	4.8
TKN (mg/L)	10	4.2	20	8.1	3.7

Tabla 2.3. Características del efluente³⁰

Parámetro	TRH = 0.6 días			TRH = 2.5 días		
	Max	Promedio	Desviación	Max	Promedio	Desviación
SST (mg/L)	38	23	16	40	23	16
DQO (mg/L)	25	12	10	38	20	16
DBO (mg/L)	15	7	6	16	7	6
NH ₄ -N (mg/L)	10.3	6.2	4.8	0.9	0.3	0.6
NO ₂ -N (mg/L)	0.2	0.1	0.1	0.1	0.05	0.1
NO ₃ -N (mg/L)	6.2	5.4	6.5	16	10	5.6
PO ₄ -P (mg/L)	17.6	8.7	7.8	5.9	4.9	2.3

TRH: Tiempo de residencia hidráulica

El sistema SBR puede remover eficientemente nutrientes y promueve la degradación de la materia orgánica del agua gris doméstica. El reactor SBR alcanza una remoción hasta del 90% de la DQO³⁰.

Reactor UASB (upflow anaerobic sludge blanked). Consiste en una columna que se alimenta por la parte inferior. En su interior cuenta con un capa de lodo en un ambiente anaerobio en el cual se lleva a cabo la degradación de los contaminantes del agua (Figura 2.21)³¹. Este sistema se trabaja a diferentes tiempos de retención hidráulica (TRH) y una temperatura controlada de 30°C. Los resultados obtenidos mediante este sistema de tratamiento se muestran en la Tabla 2.5.

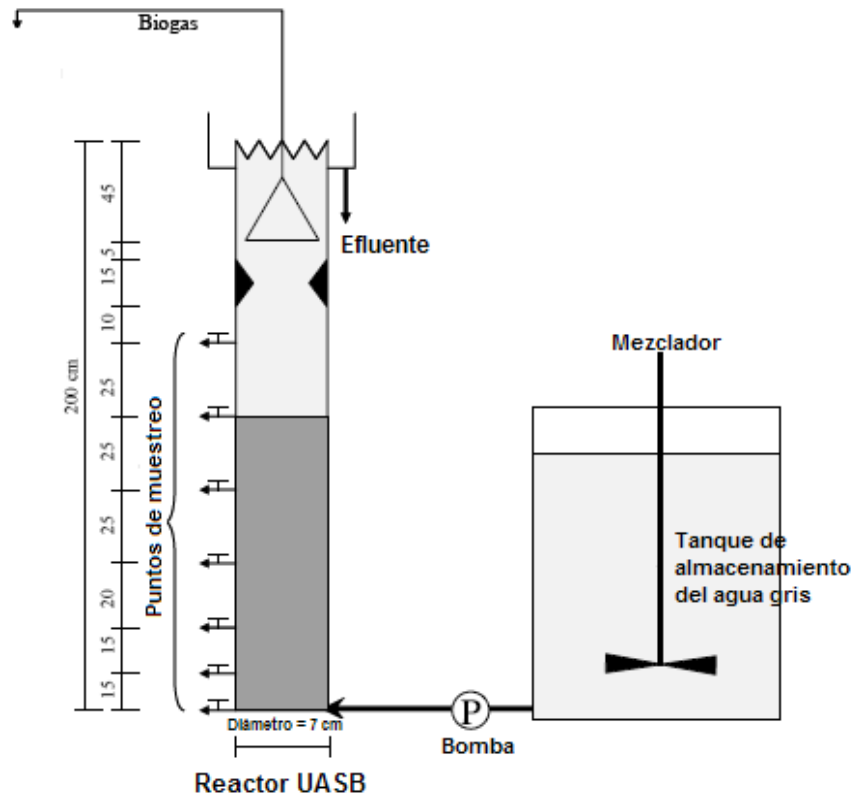


Figura 2.21. Diagrama esquemático del sistema UASB para tratamiento de aguas grises³¹

Tabla 2.4 Características del agua gris (mg/L)³¹

Parámetro	Promedio	Desviación
DQO _t (mg/L)	640	127
DQO _{ss} (mg/L)	325	132
DQO _{col} (mg/L)	190	96
DQO _{dis} (mg/L)	125	37
PO ₄ -P total (mg/L)	9.8	0.6
TKj-N (mg/L)	27.2	3.5
NH ₄ -N (mg/L)	4.2	2
N-N particulado (mg/L)	23	3.6

DQO_t: Demanda química de oxígeno total

DQO_{ss}: Demanda química de oxígeno suspendida

DQO_{col}: Demanda química de oxígeno coloidal

DQO_{dis}: Demanda química de oxígeno disuelta

TKj-N: Concentración total de nitrógeno Kjeldahl

Tabla 2.5. Concentración promedio y eficacia de remoción de las fracciones de DQO en el tratamiento de aguas grises con el reactor UASB a diferentes TRH³¹

Parámetro	TRH = 16h			
	Influente		% Remoción	
	Promedio	Desviación	Promedio	Desviación
DQOt (mg/L)	618	130	64	5
DQOss (mg/L)	308	162	83.5	5.4
DQOcol (mg/L)	177	114	51.7	19
DQOdis (mg/L)	133	36	50.9	8.9
PO4-P total (mg/L)	9.9	0.3	15.2	3.6
TKj-N (mg/L)	27.1	3.5	29.8	4.8
NH4-N (mg/L)	5.5	0.8	-70	44
N-N particulado (mg/L)	21.6	3.3	52.8	10.5
Parámetro	TRH = 10h			
	Influente		% Remoción	
	Promedio	Desviación	Promedio	Desviación
DQOt (mg/L)	647	137	52.3	4.8
DQOss (mg/L)	353	131	79.4	7.6
DQOcol (mg/L)	177	81	29.2	19.8
DQOdis (mg/L)	117	40	30.3	7.6
PO4-P total (mg/L)	9.7	0.7	17.4	5.1
TKj-N (mg/L)	27.3	4.5	21.7	5.2
NH4-N (mg/L)	3.9	1	15	35.5
N-N particulado (mg/L)	23.4	4.2	31.2	13.1
Parámetro	TRH= 6h			
	Influente		% Remoción	
	Promedio	Desviación	Promedio	Desviación
DQOt (mg/L)	682	106	52	12
DQOss (mg/L)	310	86	67.6	17.2
DQOcol (mg/L)	236	90	37.1	17.5
DQOdis (mg/L)	136	33	34.8	20.5
PO4-P total (mg/L)	9.9	0.8	20.6	7.1
TKj-N (mg/L)	-	-	-	-
NH4-N (mg/L)	3.5	1.6	47.2	53.6
N-N particulado (mg/L)	-	-	-	-

El tratamiento de aguas grises en el reactor UASB a 30°C, alcanza una remoción de entre el 52 a 64% de la DQO_t con un tiempo de residencia que varía de 6 a 16 horas. En la remoción de nutrientes, el sistema alcanza una remoción de entre el 22 a 30% del nitrógeno total y entre un 15 a 21% del fósforo total. Esta remoción es debida a sedimentación, filtración e incorporación a la biomasa³¹.

Biorreactor de membrana. Este sistema consiste en un reactor dentro del cual se encuentra una membrana de lodos activados, a través de la cual se hace pasar el agua gris; el tiempo de retención de sólidos es menor a 4 días y el tiempo de residencia hidráulica es de 2h, los resultados obtenidos mediante este sistema de tratamiento se muestran en la Tabla 2.6³².

Tabla 2.6. Concentración de contaminantes³²

Parámetro	Agua gris	Efluente
SS (mg/L)	90	<1
DQO (mg/L)	493	24
TN (mg/L)	21	10
NH4 (mg N/L)	5.7	<0.2
TP (mg P/L)	7.4	3.5

SS: sólidos suspendidos

TN: nitrógeno total

NH4: nitrógeno amoniacal

TP: fósforo total

La remoción de contaminantes en el agua gris mediante este sistema es significativa, tanto en materia de sólidos suspendidos como en la remoción de nutrientes; sin embargo, es un sistema que genera una gran cantidad de lodos y genera caídas de presión alta, por lo que es necesario el empleo de una bomba.

2.20 Referencias

- (1) Maron, S. (1978). Fundamentos de fisicoquímica (9^a ed.). México D.F., México: Limusa.
- (2) Aveyard, B. (1973). An Introduction to the principles of surface chemistry (pp. 15 – 17). Cambridge, Inglaterra: University Printinghouse.
- (3) Sociedad Química de México (1978). Tensoactivos y sus aplicaciones en la industria. México D.F., México: Sociedad Química de México.
- (4) Lawrence, A. The mechanism of detergency, *Nature*, 183 (1959) 1491.
- (5) Chem I Supplement, The chemistry of cleaning, *Journal of chemical education*, 56 (1979) 9.
- (6) Hatch, L.F., Synthetic detergents: Chemistry, *Hydrocarbon processing*, (1975) 79 – 82.
- (7) Kerfoot, O.C. y Flammer, H.R. Synthetic detergents: Basics, *Hydrocarbon processing*, (1975) 74 – 78.
- (8) Pugh, R.J. Experimental techniques for studying the structure of foams and froths, *Advances in colloid and interface science*, 114 (2005) 239 – 251.
- (9) Surfactant Phases in the Microstructuring and Stabilization Process of Food Foams (s.f.). Recuperado el día 15 de junio de 2007 de www.ilw.agrl.ethz.ch/vt/research/projects/nda
- (10) Levine, I.N. (1997). *Fisicoquímica* (5^a ed., pp. 383 – 384). México D.F., México: McGraw-Hill.
- (11) Rosen, M.J. (1989). *Surfactants and interfacial phenomena* (2^a ed., pp. 278 – 282). New York, EEUU: John Wiley & Sons.
- (12) Maya, O.E. (1996). *Procesos de separación por rectificación de espumas*. Tesis, licenciatura Facultad de Química. México D.F., México: UNAM.
- (13) Lemlich, K., Selective adsorption on bubble surfaces, *Industrial Engineering Chemistry*, 60 (1968) 17.

- (14) Haas, P.A. y Johnson, H.F., Foam columns for countercurrent surface. *A.I.Ch.E. Journal*, 11 (1965) 319.
- (15) Karger, B.L. y Devivo, D.G., General survey of adsorptive bubble separation processes, *Separation science* 3 (1968) 393.
- (16) Stoker, H.S. y Seager, S. (1972). *Environmental chemistry: air and water pollution* (pp. 89 – 184). EEUU: Scott, Foresman and company.
- (17) Ongley, E.D (2004). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. Ottawa, Canada: Centre for inland waters.
- (18) Sans, R. (1989). *Ingeniería ambiental. Contaminación y tratamientos* (pp. 93 – 117). Madrid, España: Marcombo.
- (19) Nolde, E. Grey water reuse systems for toilets flushing in multi-story building — over ten years experience in Berlin, *Urban Water*, 4 (2000) 275–284.
- (20) Al-Jayyousi, O.R. Grey water reuse: towards sustainable water management, *Desalination*, 156 (2003) 181–192.
- (21) Erikson, E., Auffarth, K., Mogens, H. y Ledin, A. Characteristics of grey wastewater, *Urban Water*, 4 (2002) 85–104.
- (22) Friedler, E. Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities. *Environ. Technol.* 25 (2004) 997–1008.
- (23) March, J.G., Gual, M. y Orozco, F. Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain), *Desalination*, 164 (2004) 241–247.
- (24) Nolde, E. Greywater recycling systems in Germany—results, experiences and guidelines, *Water sci. technol.*, 51 (2005) 203–210.
- (25) Jefferson, B., Palmer, A., Jeffrey, P., Stuetz, R. y Judd, S. Greywater characterization and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse, *Water Sci. Technol.*, 50 (2004) 157–164.
- (26) Jefferson, B., Laine, A.L., Judd, S. y Stephenson, T. Membrane bioreactors and their role in wastewater reuse, *Water Sci. Technol.*, 41 (2000) 197–204.
- (27) Friedler, E., Kovalio, R. y Galil, N.I. On-site greywater treatment and reuse in multi-storey buildings, *Water Sci. Technol.*, 51 (2005) 187–194.

- (28) Dallas, S. y Ho, G. Subsurface flow reedbeds using alternative media for the treatment of domestic greywater in Monteverde, Costa Rica, Central America, *Water Sci. Technol*, 51 (2005) 119–128.
- (29) Ramon, G., Green, M., Semiat, R. y Dosoretz, D. Low strength graywater characterization and treatment by direct membrane filtration, *Desalination*, 170 (2004) 241–250.
- (30) Lamine, M., Bousselmi, L. y Ghrabi, A. Biological treatment of grey water using sequencing batch reactor, *Desalination*, 215 (2007) 127–132
- (31) Elmitwalli, T. A., y Otterpohl, R. Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor, *Water research*, 41 (2007) 1379 – 1387
- (32) Lesjean, B. y Gnirss, R. Grey water treatment with a membrane bioreactor operated at low SRT and low HRT, *Desalination* 199 (2006) 432–434.

2.21 Referencias consultadas sin cita en texto

- Ross, S. Adsorption and thermodynamics at the liquid – liquid interface, *Industrial and engineering chemistry*, 57 (1965) 40 - 52.
- Hansen, R.S. y Baikerikar, K.G. Surface equations of state in adsorption from solution, *Pure and Applied Chemistry*, 48 (1976) 435 - 439.
- Hansen, R.S. y Sogot, L. Surface tension of binary solutions of non-electrolytes, *Journal of Colloid and Interface Science*, 40 (1972) 424 – 428.
- Katz, J. Free energy of adsorption of nonionic surfactants at the saturated air – water interface, *Journal of Colloid and Interface Science*, 56 (1976) 179 – 180.
- Hinojosa, H. (2004). Van der Waals en superficies fluidas. Tesis, licenciatura Facultad de Química, México D.F., México: UNAM.
- Castellan, G.W. (1987). *Fisicoquímica* (2^a ed., pp. 444 – 453). México D.F., México: Pearson Education.
- Levine, I.N. (1997). *Fisicoquímica* (5^a ed., pp. 386 – 393). México D.F., México: McGraw-Hill.

- Gracia, J. Langmuir – BET surface equation of state in fluid – fluid interfaces, *Langmuir*, 15 (1999) 3279.
- Schick, M.J. Surface films of nonionic detergents - I. Surface tension study, *Journal of Colloid Science*, 17 (1962) 801 - 813.
- Rosen, M. (1978). *Surfactants and interfacial phenomena*. New York, EEUU: Wiley Sons.
- Crook, E.H. Thermodynamic properties of solutions of homogeneous p,t-Octylphenoxyethoxyethanols (OPE1-10), *Journal of Physics Chemistry*, 68 (1964) 3592 – 3599.
- Coles, B. (1992). El rol de los activadores de blanqueo en los detergentes domésticos: Desarrollo y futuro del TAED. Conferencia XXIII, jornadas del CED AID. Barcelona, España.
- Warwick-Benbassat S.A. (1992). *Aditivos poliméricos para detergencia*. Madrid, España: Manual serie benpol.
- Gleick, P.H. (1996). 1996: Water resources. En *encyclopedia of climate and weather* (vol. 2, pp. 817 – 823), New York, EEUU: Oxford University Press.
- Clarke, R. (1991). *Water: The international crisis* (pp.193). Londres, Inglaterra: Earthscan.
- Pellicer, J. On the demonstration of the Young-Laplace equation in introductory physics courses, *Phys. Education*, 35 (2000) 126-129.
- Pugh, R.J. Foaming, foam films, antifoaming and defoaming, *Advances in Colloid and Interface Science*, 64 (1996) 67– 142.
- Gracia, J. (1991). *Transiciones de mojado y espumas transitorias*. Tesis, doctorado facultad de química. México D.F., México: UNAM.
- Lemus, M. (2007). *Comportamiento y predicción de espumas transitorias. Sistemas binarios*. Tesis, maestría Facultad de Química. México D.F., México: UNAM.
- Merriman, M. (1906). *Elements of sanitary engineering* (3^a ed., pp. 43 – 84). New York, EEUU: John Wiley & Sons.

- Wang, L.K., Hung, Y-T., Lo, H.H. y Yapijakis, C. (2004). Handbook of industrial and hazardous wastes treatment (2^a ed.). EEUU: Marcel Dekker Inc.
- Salvato, J.A., Nemerow, N. L. y Agardy, F.J. (2003). Environmental engineering (5^a Ed). New York, EEUU: John Wiley & Sons.
- Vallero, D.A. (2004). Environmental contaminants: Assessment and control. EEUU: Elsevier Inc.
- Crites, R.W., Middlebrooks, J. y Reed, S.C. (2006). Natural wastewater treatment systems. Paris, Francia: Tayloe & Francis Group.
- Tinsley, I.J. (2004). Chemical concepts in pollutant behaviour (2^a ed.). New York, EEUU: John Wiley & Sons.
- Cohn, M.M. The long island problem: Detergents and cesspools, Synthetic Detergents Today, 47 (1968) 103 – 108.
- Huber, L. H. Ecological behavior of cationic surfactants from fabric softeners in the aquatic environment, J. Am. Oil Chem. Soc., 61 (1984) 377 – 382.

Capítulo III

Desarrollo experimental

3.1 Etapas experimentales

El diseño de las etapas experimentales y el tipo de proceso que se utilizaron para realizar este proyecto surgieron de dos factores importantes; el primer punto fue el conocimiento con el que se cuenta de los principales contaminantes presentes en las aguas grises dado su origen; el otro factor estaba relacionado con el campo de aplicación que se le dio al proyecto, que sea aplicable a cualquier escala social. El trabajo experimental constó de cuatro etapas y la función de cada una se explica posteriormente en este capítulo.

1. Tensión superficial – composición de jabones y detergentes.
2. Separación de tensoactivos en muestras problema por rectificación en espuma.
3. Reacción – adsorción con hidróxido de calcio (cal).
4. Precipitación con dióxido de carbono [CO₂].

3.2 Diagrama de proceso

El tren de tratamiento para el agua gris consistió en dos sistemas de tratamiento por separado (Figura 3.1). Por un lado, el tratamiento mediante rectificación por adsorción en espuma y por el otro lado el tratamiento consistió en el acoplamiento de dos sistemas principalmente, la reacción – adsorción con hidróxido de calcio y la precipitación con dióxido de carbono.

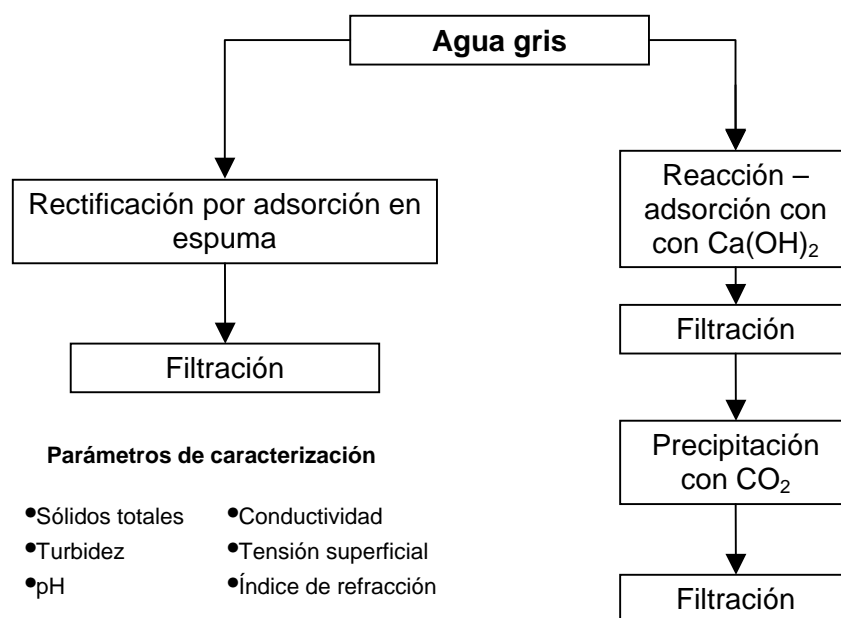


Figura 3.1 Diagrama de proceso

3.3 Materiales

En la Tabla 3.1 se presentan los reactivos y materiales empleados en esta investigación como controles del agua residual problema. En el Anexo A se presentan algunos datos sobre estos reactivos.

Tabla 3.1. Lista de materiales

Materiales	Nombre	Estructura química	Grado
Reactivo	Hidróxido de calcio	Ca(OH)_2	Industrial (cal)
Reactivo	Dióxido de carbono	CO_2	Industrial
Tensoactivo	Detergente Ariel®	-	Comercial
Tensoactivo	Detergente Roma®	-	Comercial
Tensoactivo	Jabón Equate®	-	Comercial
Tensoactivo	Jabón Tepeyac®	-	Comercial
Tensoactivo	Pasta dental®	-	Comercial
Tensoactivo	Lauril sulfato de sodio	$\text{C}_{12}\text{H}_{25}\text{OSO}_2\text{ONa}$	Analítico
Tensoactivo	Lauril éter sulfato de sodio	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{10}\text{CH}_2(\text{OCH}_2\text{CH}_2)_n\text{OSO}_3\text{Na}$	Analítico
Tensoactivo	Nonil fenol etoxilado de 12 moles	$\text{H}_3\text{C}-(\text{CH}_2)_8-\text{C}_6\text{H}_4-\text{O}-\left[\text{CH}_2-\text{CH}_2-\text{O}\right]_{12}\text{H}$	Industrial

3.4 Muestreo

Agua "gris". Aunque el agua gris tradicionalmente se define como el agua proveniente de la regadera y el lavabo, en esta investigación se consideró también la del lavado de la ropa. El agua residual que se utilizó en los experimentos se obtuvo a partir de muestras de tres lavadoras de hogares diferentes; dichas muestras se mezclaron y el agua gris resultante se utilizó como influente del proceso. El agua gris se cambiaba por otro lote cada tres semanas mediante el mismo procedimiento debido a la degradación de la materia orgánica.

Soluciones de tensoactivos. En el caso de los detergente Ariel® y Roma® se prepararon cinco muestras para cada una de las concentraciones a partir de tres paquetes diferentes de producto, la relación de concentraciones se muestra en la página 176 del Anexo C, en el caso de los jabones Equate® y Tepeyac®, se prepararon las cinco muestras para cada una de las concentraciones con un mismo paquete de producto; la relación de concentraciones se muestra en la página 177 del Anexo C. Estas soluciones se utilizaron únicamente como control y en ningún momento como agua residual.

Otras soluciones. En el caso de la solución de pasta de dientes, de lauril sulfato de sodio y de lauril éter sulfato de sodio, se prepararon muestras únicas de concentración arbitraria a partir de un mismo producto en cada caso. Estas soluciones se usaron como un tipo de agua residual problema en el proceso de reacción-adsorción con cal.

3.5 Tensión superficial - composición de jabones y detergentes

Dado el origen de las aguas grises, éstas contienen como principal contaminante tensoactivos provenientes de los productos de cuidado personal; la tensión superficial es un parámetro que permite estimar aproximadamente la

concentración de este tipo de compuestos, pero es necesario contar con curvas de referencia. Esta etapa experimental consistió en la construcción de curvas de tensión superficial para dos detergentes y dos jabones comerciales; la finalidad es cuantificar la concentración de detergentes y jabones en el agua gris antes y después del tratamiento; permitiendo evaluar la eficiencia de los procesos de remoción.

Material y equipo

- Matraces aforados de 100 mL
- Cajas petri
- Pipetas de 10 mL
- Vaso de precipitado de 250 mL
- Balanza digital marca Deltarange modelo Mettler PM4800, tolerancia 0.01 ± 0.005 g
- Balanza digital marca Ohaus modelo Adventurer AR1530, tolerancia 0.001 ± 0.0005 g
- Anillo de platino
- Agua destilada
- Detergentes
- Jabones

Procedimiento

Se prepararon soluciones de concentración conocida de los detergentes y jabones; para esto se pesó la cantidad necesaria del detergente o el jabón en los matraces aforados con la balanza digital, posteriormente se llevó al aforo con agua destilada. Para soluciones diluidas, el método de preparación fue diluir soluciones más concentradas mediante el uso de pipetas y matraces aforados. De las soluciones preparadas se toman muestras en las cajas petri y se mide su tensión superficial. Se realizaron tres mediciones por concentración.

3.6 Separación de tensoactivos en muestras problemas por rectificación en espuma

La eficiencia de un proceso de rectificación en espuma depende de tres variables principalmente; el flujo de aire, la altura de la columna de líquido y el tiempo de duración del proceso. En esta etapa experimental se estudió la rectificación en espuma del agua “gris” modificando cada una de estas variables, buscando las condiciones a las cuales ocurre la mayor remoción de contaminantes. El agua “gris” se caracterizó antes y después del proceso mediante la medición de su tensión superficial, conductividad, índice de refracción, turbidez y pH.

Material y equipo

- Columna de espumación enchaquetada

Diámetro (cm): 3.1176

Altura (cm): 41.5

- Controlador de temperatura marca PolyScience modelo 8005
- Rotámetro marca Gilmont Instrument, 5 - 100 mL/min; presión máxima, 1,378 kPa.
- Cronómetro
- Probeta de 10 mL
- Mangueras
- Conexiones de vidrio
- Soporte universal con pinzas de tres dedos
- Tanque de aire

Procedimiento

Se colocó el agua “gris” dentro de la columna de espumación a una altura específica; utilizando las conexiones de vidrio se arma el equipo como se muestra en la Figura 3.2. Se conecta la columna de espumación al rotámetro y éste a su vez al tanque de aire mediante las mangueras. Se deben revisar cuidadosamente todas las conexiones para evitar fugas. Al final de las conexiones de vidrio se coloca un recipiente para recolectar el colapsado. Ya que todo el equipo está montado, se abre el tanque de aire y se coloca el rotámetro a un flujo característico. En este momento se comienza el conteo del tiempo de burbujeo de aire en la columna de líquido. Este proceso se repitió para tres alturas del líquido en la columna (13.5, 21 y 30 cm), diferentes flujos (20, 40, 60 y 80 mL/min) y diferentes tiempos (15, 30, 45, 60 y 75 min). Para cada condición se realizó tres veces el experimento, tomándose el promedio como el valor correspondiente.



Figura 3.2. Equipo de rectificación en espuma

3.7 Reacción – adsorción con hidróxido de calcio (cal)

La precipitación química es un proceso que consiste en la adición de sales inorgánicas al agua residual. Estas sales reaccionan con algunos de los contaminantes formando sales insolubles, las cuales precipitan. En algunos casos estas partículas adsorben algunos otros contaminantes, favoreciendo la remoción. Esta etapa experimental consistió en la adición de hidróxido de calcio a diferentes concentraciones como sal inorgánica para la precipitación de contaminantes.

Material y equipo

- Balanza digital marca Deltarange modelo Mettler PM4800, tolerancia 0.01 ± 0.005 g
- Agitador Marca Tallboys Engineering Corp. modelo N.106, 0.02 HP, 100 – 5000 rpm
- Eje con propela tipo turbina
- Cronómetro
- Vaso de precipitados de 800 mL
- Probeta de 500 mL
- Matraz Kitasato de 500 mL
- Embudo Büchner
- Cal $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$
- Papel filtro Whatman No. 4

Procedimiento

El primer paso en esta etapa experimental fue la caracterización del agua “gris” que iba a ser tratada. Culminada la caracterización, se pesó en la balanza digital la cal necesaria para el tratamiento, se realizaron pruebas con 1, 2, 3, 4, 5 y 6 gramos por cada 500 mL de agua “gris”. Posteriormente, se adicionó la cal al vaso

de precipitado de 800 mL junto con los 500 mL de agua “gris” medidos con la probeta; se agitó esta mezcla con la propela tipo turbina a una velocidad de entre 180 y 200 rpm durante un periodo de 10 minutos (Figura 3.3). Transcurrido este tiempo se filtró al vacío utilizando el embudo Büchner y el papel filtro del número cuatro. Finalmente, se caracterizó el agua tratada. El experimento se repitió cinco veces para cada concentración.



Figura 3.3. Sistema de agitación

3.8 Precipitación con dióxido de carbono [CO₂]

Esta etapa experimental consistió en el burbujeo de dióxido de carbono en el agua gris previamente tratada con cal. La necesidad de llevar a cabo este proceso es eliminar el hidróxido de calcio que se disuelve en el agua que ocasiona un pH alcalino y la formación de precipitados en las paredes de los recipientes conforme el agua se evapora.

Material y equipo

- Columna de espumación enchaquetada

Diámetro (cm): 3.1176

Altura (cm): 41.5

- Controlador de temperatura marca PolyScience modelo 8005
- Rotámetro marca Gilmont Instrument, 5 - 100 mL/min; presión máxima, 1,378 kPa.
- Cronómetro
- Mangueras
- Soporte Universal con pinzas de tres dedos
- Tanque de CO₂
- Papel filtro Whatman No. 40
- Embudo de filtrado rápido

Procedimiento

Se colocó el agua proveniente del proceso de precipitación – adsorción con cal dentro de la columna a una altura específica, al igual que en el proceso de rectificación por espuma se utilizaron diferentes alturas de la columna de líquido (13.5, 21 y 30 cm) para observar el efecto que tiene en los resultados. La columna se conectó al rotámetro y éste a su vez al tanque de dióxido de carbono mediante las mangueras (Figura 3.4). Se deben revisar cuidadosamente todas las conexiones para evitar fugas. Posteriormente, se abrió el tanque de dióxido de carbono y se colocó el rotámetro a un flujo característico, en el momento en que las burbujas aparecen en la columna de líquido se inicia el conteo del tiempo; el flujo del gas se suspendió cuando se llegó al tiempo deseado. Utilizando el controlador de temperatura se mantuvo el proceso a 25°C. Finalmente el efluente

se filtró por gravedad y se caracterizó. El proceso se repitió variando el flujo de dióxido de carbono (20, 40, 60 y 80 mL/min) y el tiempo (5, 10 y 15 min). Cada experimento se realizó por triplicado.



Figura 3.4. Equipo de precipitación con CO₂

El agua proveniente del lavado de ropa, no es formalmente considerada por los ambientalistas como parte de las aguas grises debido a que existe una concentración no despreciable de materia orgánica, producto de las fibras y de otros residuos presentes en la ropa. Algunos autores consideran este tipo de aguas como aguas grises de alta carga orgánica. En esta investigación se utilizó agua proveniente del lavado de ropa como agua problema, por lo que si los métodos resultan efectivos para este tipo de agua, pueden considerarse efectivos para las aguas grises tradicionales (regadera y lavabo).

Capítulo IV

Resultados y discusión

4.1 Caracterización del agua gris

El primer paso en el tratamiento del agua residual tomada del lavado de ropa fue su caracterización. El promedio de todos los lotes del agua residual en estudio presentó los valores mostrados en la Tabla 4.1 para los diversos parámetros medidos.

Tabla 4.1. Caracterización del agua gris

Parámetro	Promedio	Desviación	Agua potable	
			Promedio	Desviación
pH	10.3	0.2	7.06	0.14
Conductividad eléctrica (mS/cm)	1.2	0.2	0.386	0.008
Turbidez (NTU)	72	10	0.1	0.0
Tensión superficial (mN/m)	31.2	1.3	68.0	1.4
Índice de refracción	1.333	0	1.333	0
Sólidos totales (mg/L)	2192	1053	140	3

4.2 Calibraciones con sustancias de referencias (jabones y detergentes)

4.2.1 Tensión superficial – composición de jabones y detergentes

Las curvas de tensión superficial *versus* composición obtenidas, muestran un comportamiento típico de caída de tensión superficial para los cuatro productos (Figura 4.1 a 4.4). Dentro de este comportamiento, los detergentes presentan curvas similares a la de un tensoactivo puro; los jabones presentan irregularidades en la curva de tensión superficial al acercarse a la concentración micelar crítica (cmc). Esto se debe a que los jabones se obtienen por la saponificación de mezclas de grasas y aceites, lo que implica que la longitud de la cadena

hidrocarbonada presente una distribución, además, en muchos casos se encuentran grasas y aceites sin saponificar. Los detergentes presentaron solubilidad de todos sus componentes, mientras que las soluciones de jabones muestran partículas en suspensión, las cuales coagulan en partículas de mayor tamaño, formando sedimentos; estas partículas en suspensión generalmente son componentes incluidos en cada uno de los dos productos con diferentes fines comerciales.

De las curvas de tensión superficial *versus* composición se puede obtener la máxima caída de tensión superficial (Figura 4.1 a 4.4). Este valor es de suma importancia en cualquier producto destinado a la limpieza, ya que mientras mayor sea la caída de tensión superficial, el producto es más eficiente. Los cuatro productos muestran una caída similar de tensión superficial (Tabla 4.2), ya que difieren entre sí cerca de 1.2 mN/m; se podría pensar que prácticamente todos los productos son igualmente eficientes. No obstante, en términos del área de aplicación de estos productos, esta pequeña diferencia es importante. Tomando esta consideración, los detergentes resultaron los productos más eficientes. Dentro de los jabones, el jabón Tepeyac® fue el de menor caída de tensión superficial, mientras que el jabón Equate® generó una caída similar a la de los detergentes; este jabón es de los llamados jabones de glicerina, ya que presenta en su composición una cantidad considerable de glicerina proveniente del proceso de saponificación, lo que le permite tener una mayor actividad superficial que un jabón común.

Tabla 4.2. Tensión superficial mínima

Producto	Tensión superficial mínima (mN/m) 22.5°C
Detergente Roma®	26.9 ± 0.1
Detergente Ariel®	27.6 ± 0.3
Jabón Equate®	27.5 ± 0.2
Jabón Tepeyac®	28.1 ± 0.1

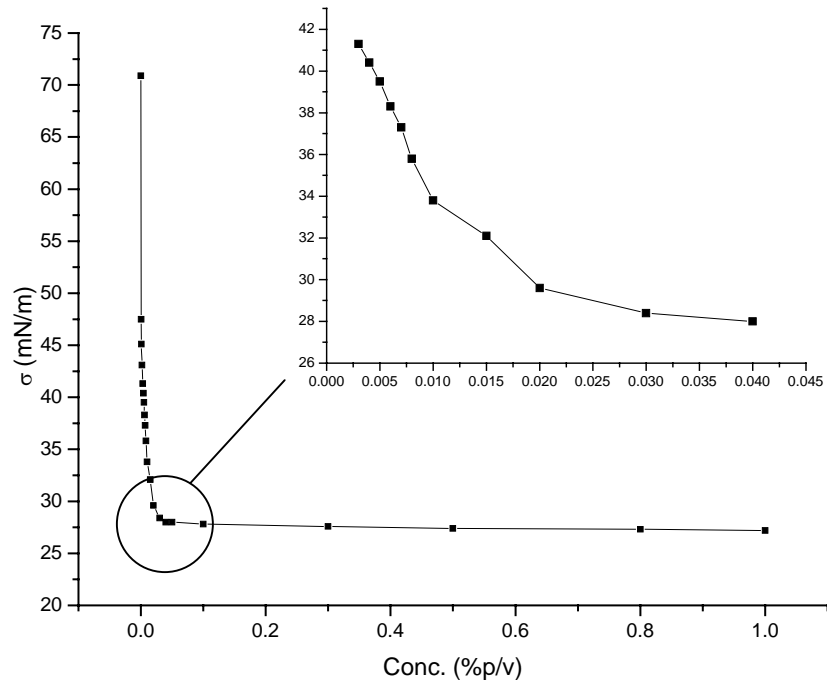


Figura 4.1. Tensión superficial detergente Ariel® (22.5°C)
[Elaborado por Procter & Gamble Colombia]

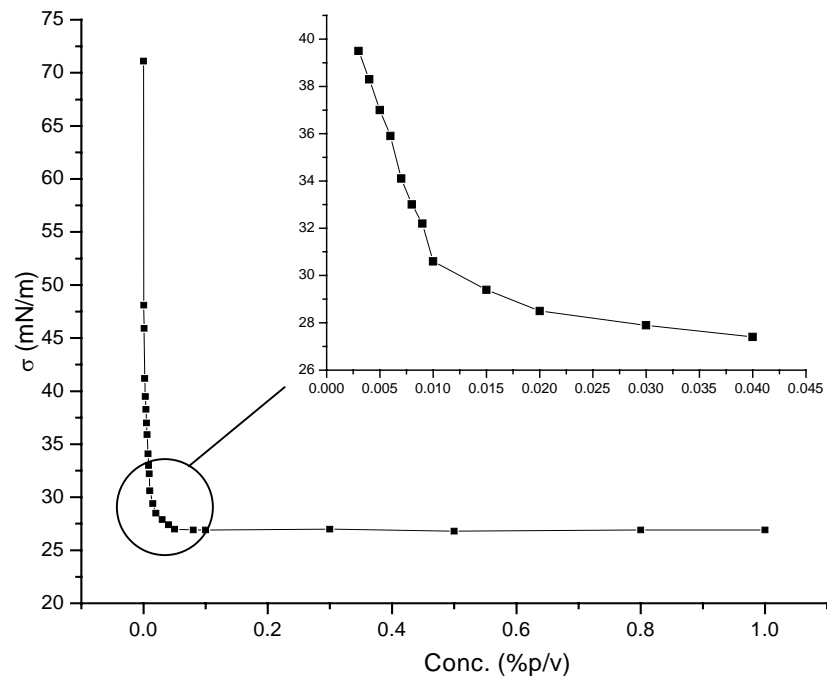


Figura 4.2. Tensión superficial detergente Roma® (22.5°C)
[Elaborado por Fábrica de jabón "La Corona", México]

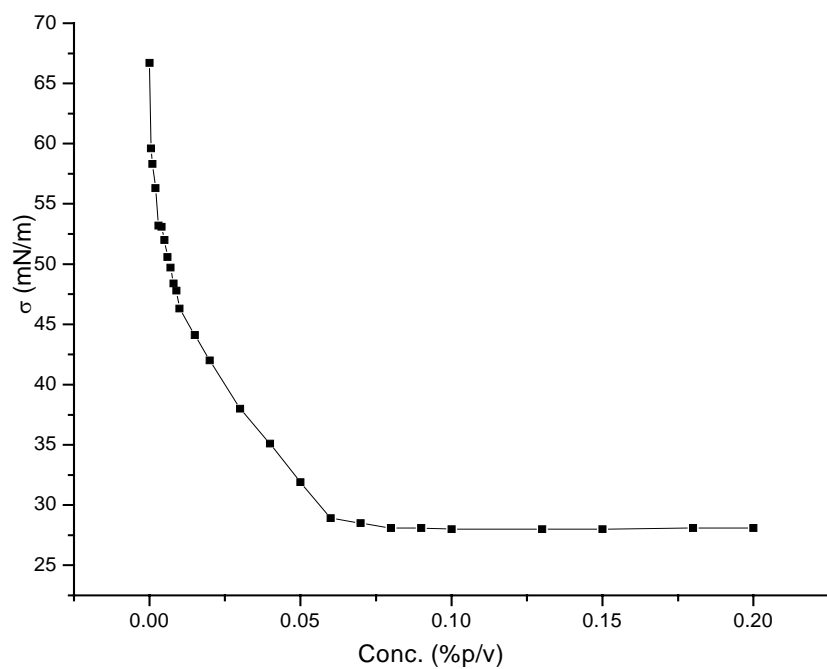


Figura 4.3. Tensión superficial jabón Tepeyac® (22.5°C)
[Elaborado por Fábrica de jabón “La Corona”, México]

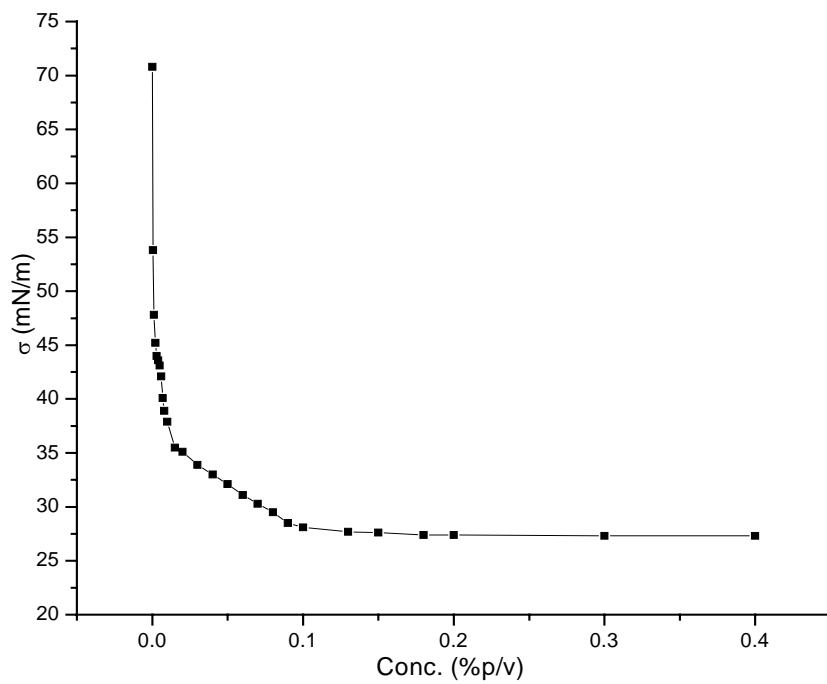


Figura 4.4. Tensión superficial jabón Equate® (22.5°C)
[Marca exclusiva de la cadena Wal-Mart, México]

4.2.2 Concentración micelar crítica (cmc) de jabones y detergentes

Otro parámetro importante resultante de las curvas de tensión superficial y que también determina la eficiencia de los detergentes es la cmc, mientras más pequeña sea la cmc, más eficiente será el detergente. Esto es debido a que en el proceso de detergencia se necesita la presencia de micelas, dado que éstas son las encargadas de encapsular las grasas, mantenerlas en solución y evitar su redepositación en la superficie; mientras más pequeño sea el valor de la cmc, se requerirá menor cantidad de producto. El valor de la cmc se calculó mediante la integración de la ecuación de adsorción de Gibbs (Ecuación 2.39) en las vecindades de la cmc (Figura 4.5 a 4.8)¹:

$$\pi = \pi_{\max} - \Gamma_{\max} RT \ln w_{cmc} + \Gamma_{\max} RT \ln w \quad (4.1)$$

donde:

w : fracción peso

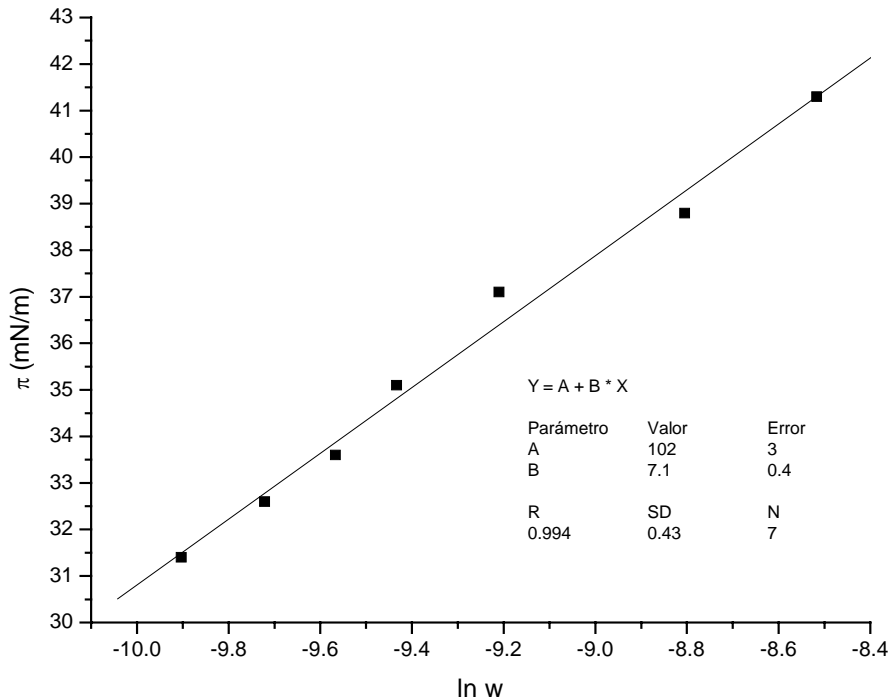


Figura 4.5. Cálculo de cmc del detergente Ariel®

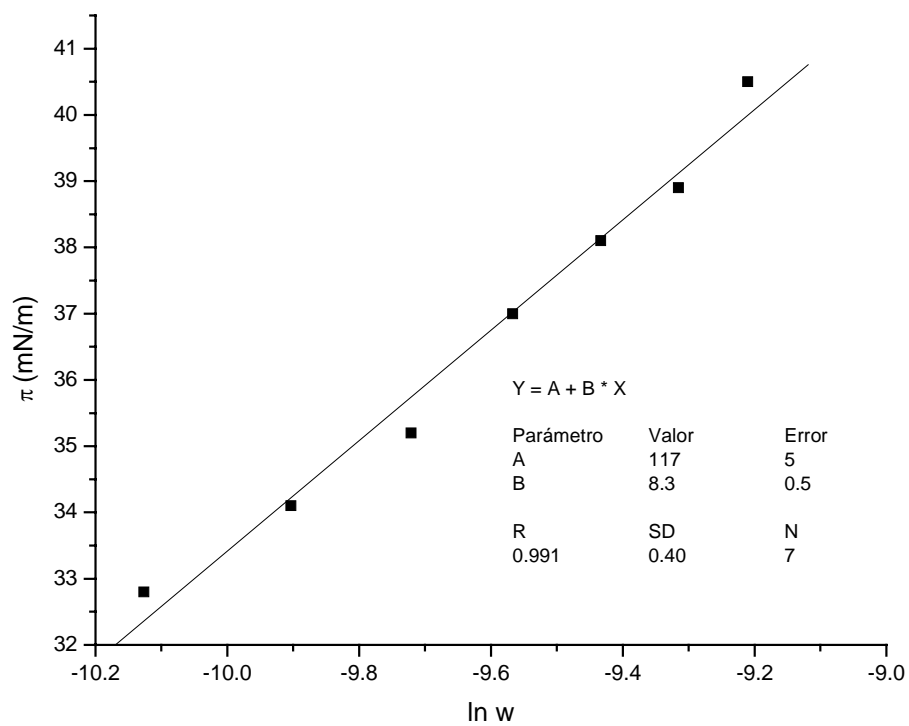


Figura 4.6. Cálculo de cmc del detergente Roma®

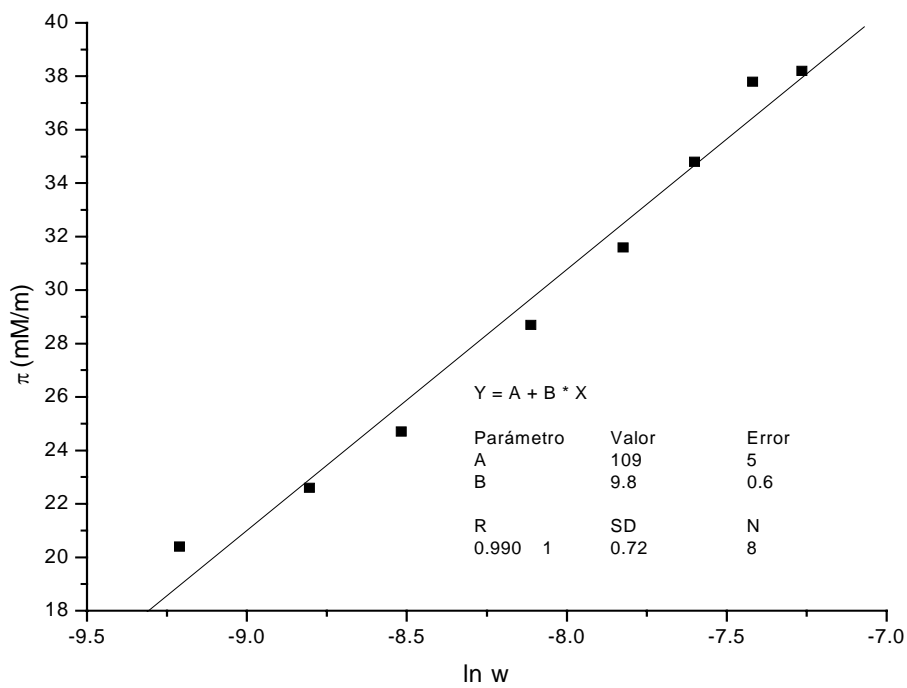


Figura 4.7. Cálculo de cmc del jabón Tepeyac®

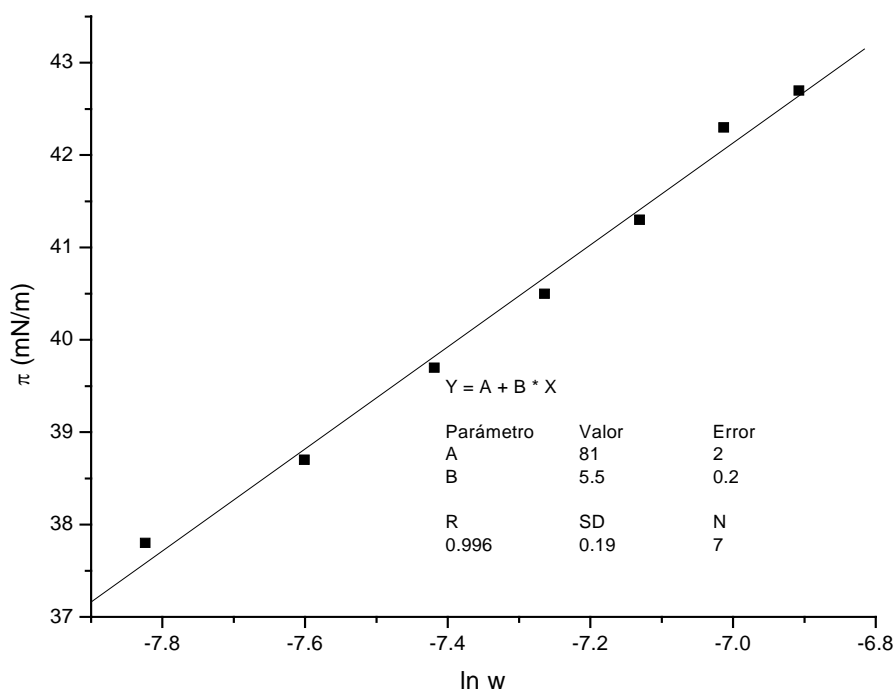


Figura 4.8. Cálculo de cmc del jabón Equate®

Tabla 4.3. Detergentes. Concentración micelar crítica, cmc

Producto	π_{\max} (mN/m)	$\Gamma_{\max} RT$ (mN/m)	$\pi_{\max} - \Gamma_{\max} RT \ln w_{cmc}$	$w_{cmc} (10^4)$
D. Roma	44.2 ± 0.1	8.3 ± 0.5	117 ± 5	1.66 ± 0.07
D. Ariel	43.3 ± 0.3	7.1 ± 0.4	102 ± 3	2.62 ± 0.01

Tabla 4.4. Jabones. Concentración micelar crítica, cmc

Producto	π_{\max} (mN/m)	$\Gamma_{\max} RT$ (mN/m)	$\pi_{\max} - \Gamma_{\max} RT \ln w_{cmc}$	$w_{cmc} (10^4)$
J. Tepeyac	38.6 ± 0.1	9.8 ± 0.6	109 ± 5	7.4 ± 0.3
J. Equate	43.3 ± 0.2	5.5 ± 0.2	81 ± 2	11.2 ± 0.1

Las Tablas 4.3 y 4.4 indican que la cmc de los detergentes es menor que la cmc de los jabones. Esta diferencia está determinada por la existencia de una mayor porción hidrofóbica en la molécula de los detergentes; las fuerzas de repulsión al agua aumentan, ocasionando la saturación de la superficie a menores concentraciones. Debido a que los jabones son mezclas de tensoactivos, no se

pueden comparar sus parámetros con los de los detergentes. No obstante, se observa tanto entre detergentes como entre jabones que, mientras menor es la cmc, mayor es Γ_{\max} (RT es constante y el mismo para todos los materiales); Γ_{\max} representa la concentración máxima de superficie. Esta concentración se alcanza en el mismo momento en que el seno de la solución llega a cmc. Este comportamiento es característico en familias homólogas de tensoactivos, conforme aumenta el carácter hidrofóbico disminuye cmc y aumenta ligeramente el valor de Γ_{\max} ².

4.2.3 Conductividad eléctrica - composición para detergentes

En las Figuras 4.1 a 4.4, la tensión superficial es constante a partir de la concentración micelar crítica; la tensión superficial ya no es función de la concentración del seno de la solución. Esto es una limitante para el uso de estas curvas como referencia en el tratamiento de agua, ya que si la muestra problema se encuentra por arriba de la concentración micelar crítica, no se puede estimar su concentración a partir de la tensión superficial. Para resolver este problema se decidió utilizar la conductividad que, conjuntamente con la tensión superficial, permite evaluar la concentración en un mayor intervalo. La elección de la conductividad responde a la constitución de los tensoactivos y a que varios de los compuestos utilizados en los detergentes son iónicos; por lo tanto, a mayor concentración de detergente se tendrá mayor conductividad.

Las Figuras 4.9 y 4.10 muestran las curvas de conductividad para los dos detergentes; en ambas se observa que la conductividad aumenta linealmente con la concentración. La Tabla 4.5 muestra el valor de la pendiente y la ordenada al origen de la recta de ajuste para ambos detergentes, el valor de la pendiente del detergente Roma es mayor que la del detergente Ariel; por tanto, la conductividad de este producto es mayor que la del otro detergente. La ordenada al origen indica el valor de la conductividad del agua cuando la concentración de detergente es cero.

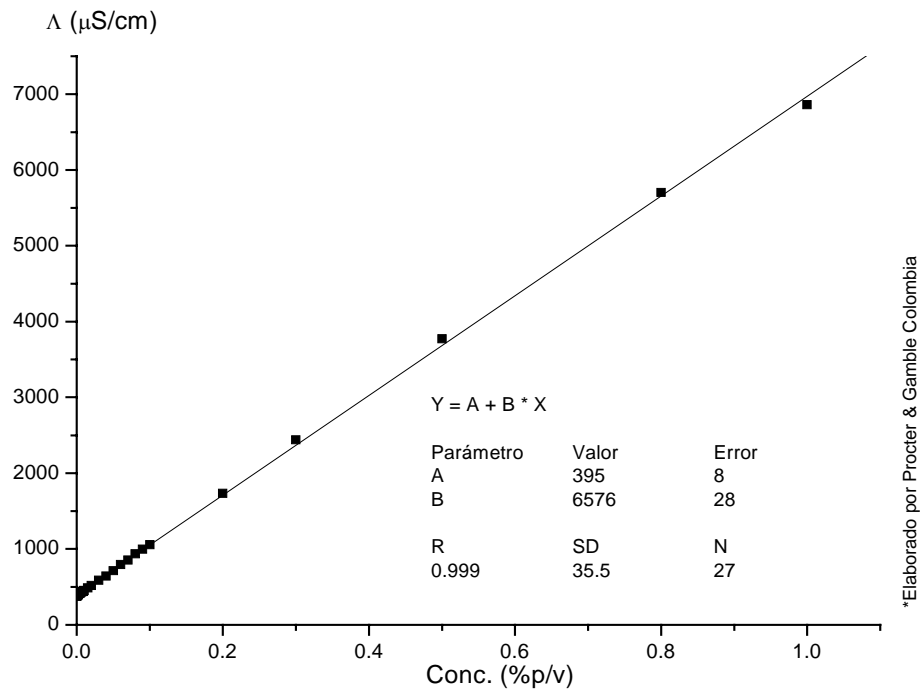


Figura 4.9. Conductividad del detergente Ariel® (22°C)

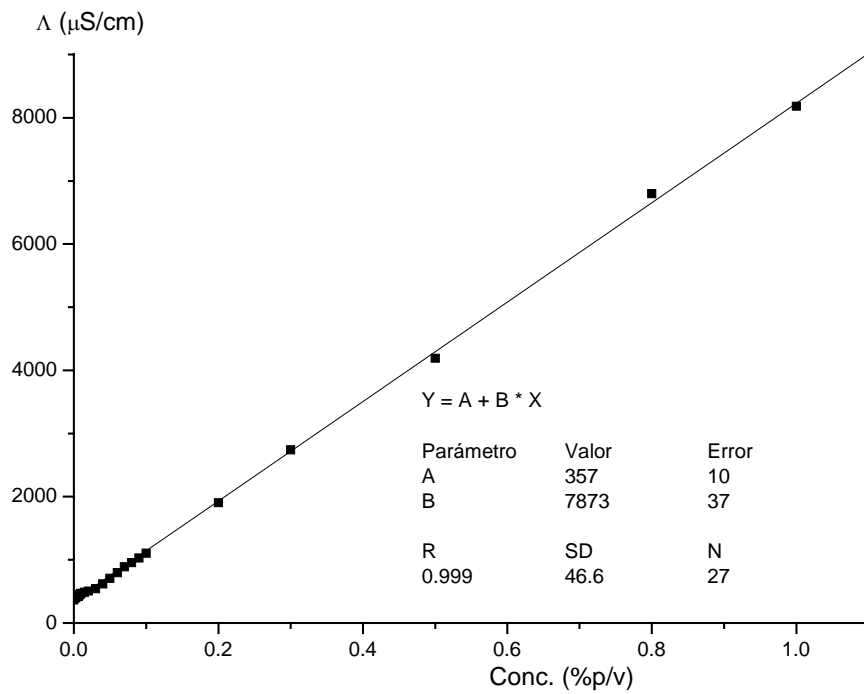


Figura 4.10. Conductividad del detergente Roma® (22°C)

Tabla 4.5. Detergentes: Conductividad

Producto	Pendiente	Ordenada al origen
D. Ariel	6576 ± 28	394 ± 8
D. Roma	7873 ± 37	356 ± 10

4.2.4 Índice de refracción - composición para detergentes

Las curvas de tensión superficial y conductividad permitieron conocer la eficiencia de los procesos de remoción de contaminantes. No obstante, se decidió construir una curva más de referencia, dado que en muchos casos las partículas contaminantes no tienen actividad superficial o son no iónicas y, por lo tanto, no pueden ser cuantificadas por los parámetros anteriores. El índice de refracción permite conocer la concentración de un soluto en solución acuosa; la tercera curva de referencia muestra la variación del índice de refracción con la concentración del detergente. La Figura 4.11 muestra que existe un aumento lineal en el índice de refracción con la concentración del detergente.

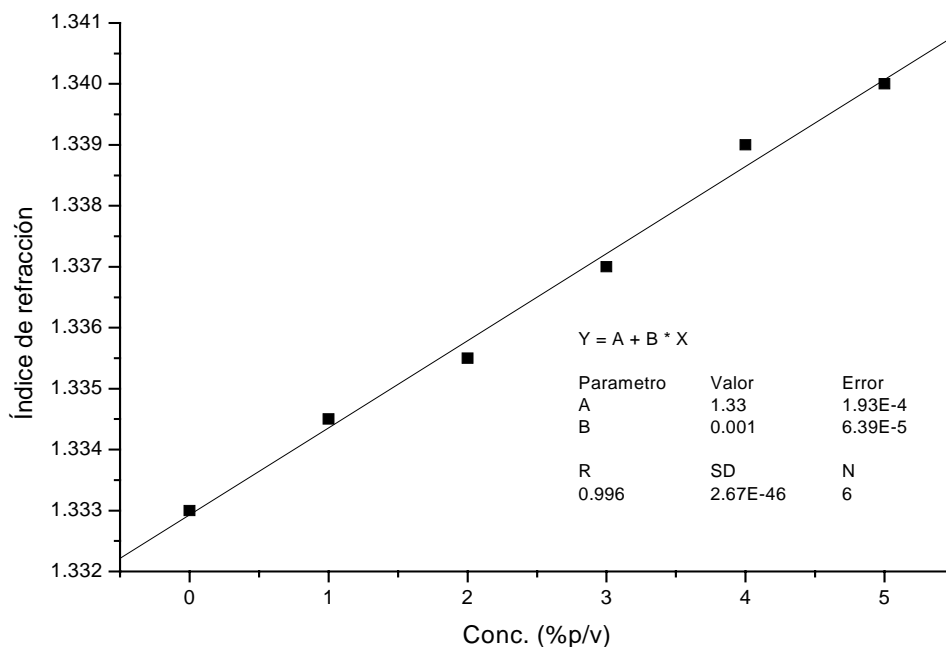


Figura 4.11. Índice de refracción detergente Ariel® (23°C)

4.3 Separación de tensoactivos en muestras problema por rectificación en espuma

La separación por rectificación en espuma está basada en la adsorción de uno o varios solutos en la superficie de burbujas de aire en el seno de una solución. Al llegar a la superficie proveniente del líquido, estas burbujas dan paso a la formación de espuma que estará compuesta por una cierta cantidad del material adsorbido. Al recuperar esta espuma, se estará efectuando una separación parcial del material disuelto en el seno de la solución. Someter aguas “grises” a un proceso de rectificación por espuma permite separar los contaminantes que presentan actividad superficial, además de arrastrar en las lamelas de la espuma algunos otros materiales.

Efecto de la altura de columna de líquido

La altura de la columna de líquido es una variable que impactó en la cantidad de material que puede ser retirado del seno de la solución. Los resultados posteriores a la remoción de espuma del agua “gris” (Figura 4.12, Tabla 4.6) muestran que a mayor altura, mayor es la remoción de contaminantes con actividad superficial y mayor es el tiempo de residencia de la burbuja de aire en el seno de la solución, permitiendo a los materiales un mayor tiempo para migrar a la superficie de la burbuja y, por ende, un aumento en la adsorción.

Tabla 4.6. Rectificación en espuma a diferentes alturas

Altura (cm)	σ (mN/m)
13.5	34.9 ± 0.9
21	36.7 ± 1.2
30	41.5 ± 0.7

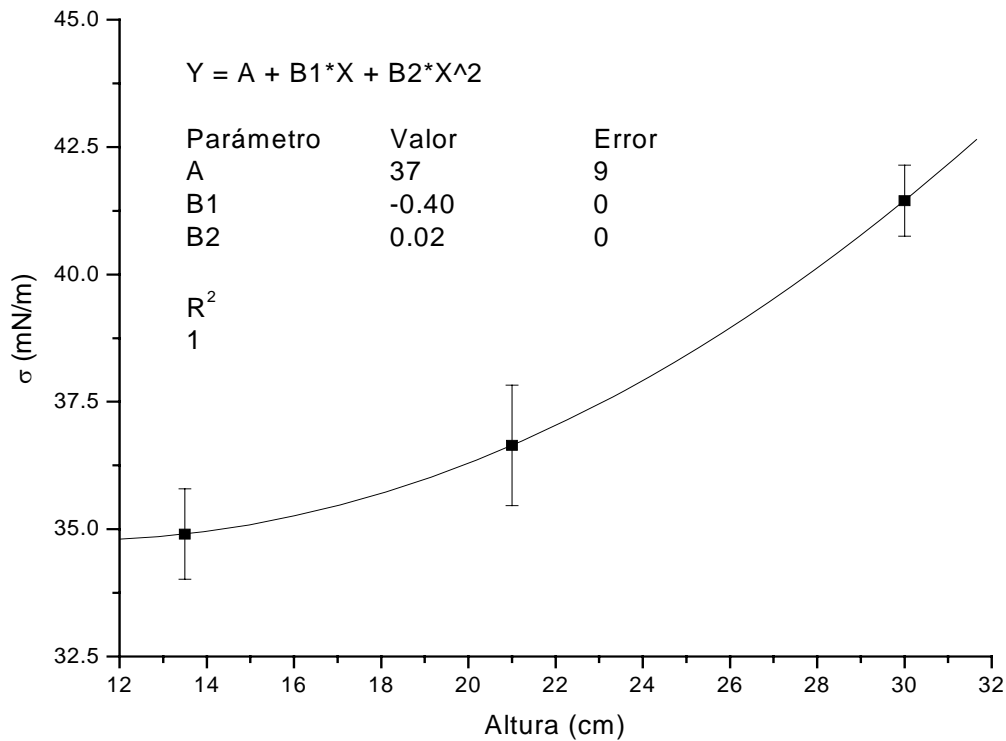


Figura 4.12. Rectificación por espuma a diferentes alturas

Al aumentar la altura de la columna de líquido se mejora el proceso de rectificación en espuma, dado que permite una mayor adsorción. Cuando la superficie de las burbujas de aire en el seno de líquido se satura de tensoactivo, un aumento en la altura de la columna del líquido no mejorará el proceso, dado que las burbujas no podrán aceptar una mayor cantidad de material.

La ecuación 4.2 muestra que la concentración de tensoactivo en la superficie de la burbuja (Γ) es función del tiempo de residencia de la burbuja en el seno del líquido (t), de la concentración (c) y del coeficiente de difusión del tensoactivo (D)³. Un diseño correcto de este proceso debe contemplar como altura máxima el momento

en que la superficie de las burbujas alcanza la saturación, ya que alturas mayores no proporcionan aumento en la eficiencia del proceso; esta altura por lo general oscila en valores entre medio metro o un metro y no es función del diámetro de la columna. Una buena aproximación a la altura máxima se puede obtener ajustando una ecuación a los puntos experimentales (Figura 4.12) y extrapolando a la tensión del agua 72.8 mN/m ($h_{\text{máx}} = 54$ cm). A pesar de que esta tensión superficial nunca se alcanzará en el proceso de rectificación por espuma, debido a la presencia de diferentes materiales que no pueden ser eliminados y antiespumantes presentes en los detergentes, permite un cálculo aproximado de la altura máxima requerida:

$$\Gamma(t) = 2 \left(\frac{D}{\pi} \right)^{1/2} ct^{1/2} \quad (4.2)$$

Efecto del gasto de aire y tiempo de residencia

Valor de pH

El efecto del gasto de aire y del tiempo en el proceso de rectificación por espuma se estudió para diversas propiedades del agua (pH, tensión superficial, turbidez y conductividad). La alcalinidad del agua “gris” ($\text{pH} = 10.3 \pm 0.2$) se debe a componentes que son parte de los detergente; silicatos, carbonatos, etc. Posterior al tratamiento se presenta una disminución de pH en el agua (Figura 4.13); esta disminución aumenta conforme se aumenta el tiempo de proceso y el gasto de aire.

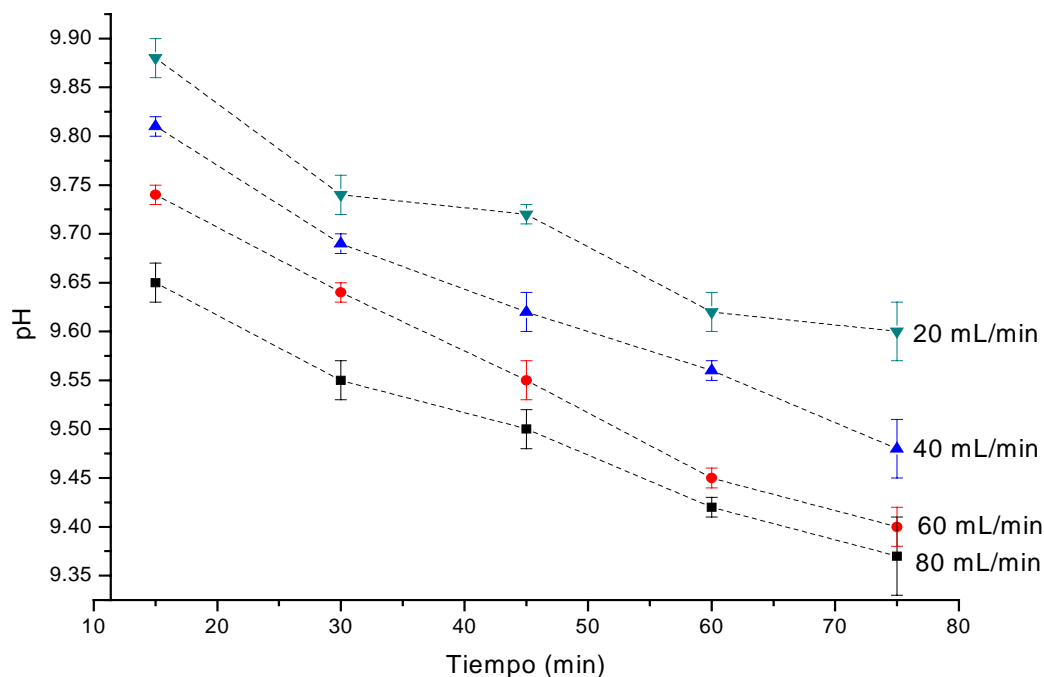


Figura 4.13. Efecto del gasto de aire y tiempo en el pH durante el proceso de rectificación por espuma

Tensión superficial

El proceso de rectificación por espuma está diseñado para la remoción de compuestos con actividad superficial, causantes de la disminución de tensión superficial del agua; un aumento en tensión superficial indica que estos materiales son removidos. Los resultados muestran un aumento en la tensión superficial conforme aumenta el gasto de aire y el tiempo (Figura 4.14). Al observarse cambios en tensión superficial, la concentración en la solución se encuentra por debajo de la cmc, ya que a concentraciones más altas no hay variaciones de tensión. Utilizando las curvas de referencia la concentración final de detergente se encuentra en valores menores a 0.026% peso en volumen (p/v), que depende del detergente utilizado. A pesar de que aumentos en el tiempo y el gasto mejoran el proceso, éste tiene una eficiencia que no corresponde al 100%. Esta limitante del

proceso se presenta cuando la concentración de tensoactivo en solución es muy baja y la espuma generada ya no es estable. La espuma se rompe a pequeñas alturas, impidiendo el proceso de rectificación.

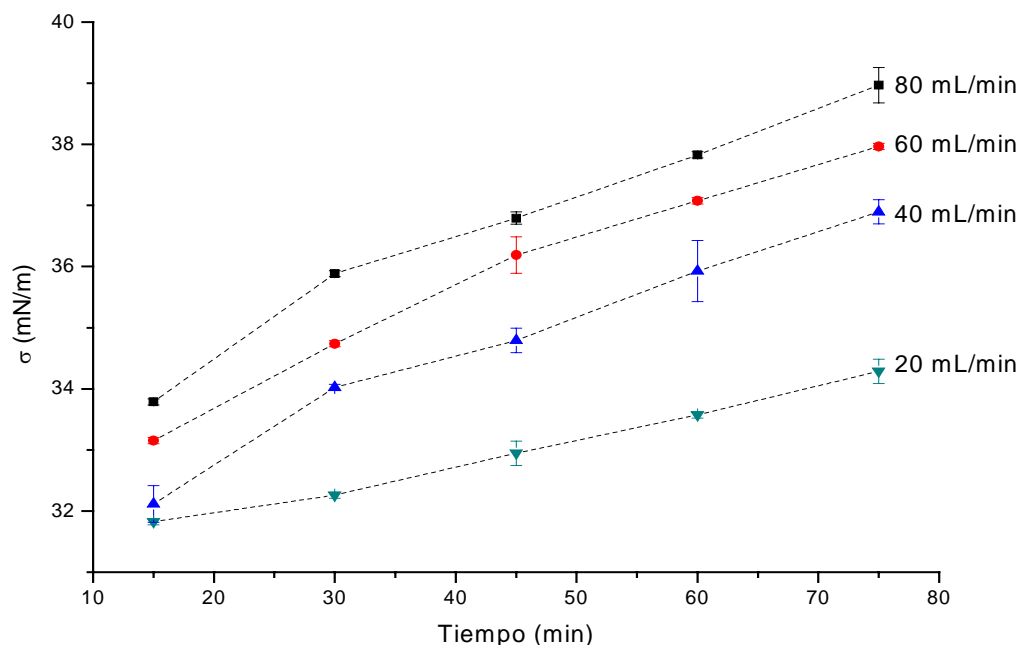


Figura 4.14. Efecto del gasto de aire y tiempo en la tensión superficial durante el proceso de rectificación por espuma

Sólidos suspendidos

La eliminación de sólidos suspendidos conduce a una disminución de la turbidez del agua; la rectificación por espuma presentó cambios sólo debido al tiempo de duración del proceso y no a cambios en el gasto de aire (Figura 4.15). Esta eliminación tiende a un valor límite; las partículas suspendidas y encapsuladas en las micelas son eliminadas de la solución original mediante un proceso de flotación; la flotación consiste en la adsorción de partículas sólidas o grasas recubiertas por una capa de tensoactivo en la superficie de burbujas, lo que ocasiona que sean arrastradas hasta el recolectado. Cuando la espuma ya no es estable y, por lo tanto, se rompe, el proceso no continúa y la remoción de sólidos

suspendidos se detiene, este efecto se presentó alrededor de los 60 minutos para los gastos de aire de 80 y 60 mL/min, mientras que para los gastos de aire de 20 y 40 mL/min, este efecto ocurrió entre los 70 y 75 minutos. La remoción de sólidos está limitada por el tiempo de duración de una espuma estable, la cual a su vez es función de la concentración de tensoactivo; a mayor tiempo de estabilidad de espuma, mayor remoción de sólidos suspendidos.

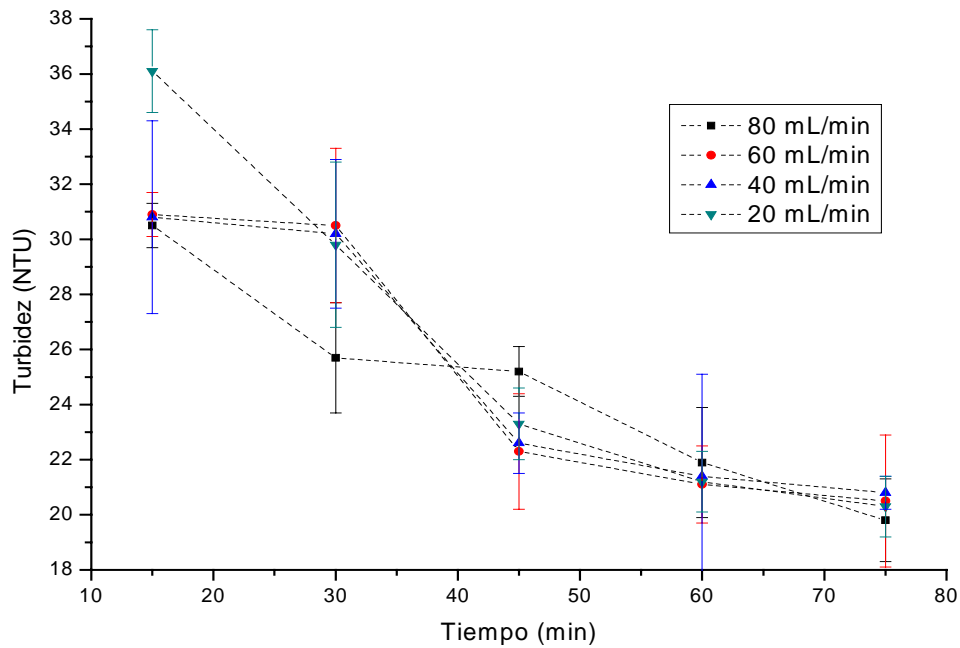


Figura 4.15. Efecto del gasto de aire y tiempo en la turbidez durante el proceso de rectificación por espuma

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica del agua gris se debe a la presencia de varios compuestos iónicos en la formulación de los productos de limpieza y cuidado personal, donde los materiales presentes más abundantes son tensoactivos iónicos. La Figura 4.16 muestra que el proceso de rectificación por espuma ocasionó una disminución en la conductividad del agua. Esta caída es mayor con el aumento en el gasto de aire y el tiempo; el comportamiento que presenta la

conductividad es el mismo que se presentó con la tensión superficial. La principal causa de la disminución de conductividad es la separación del tensoactivo iónico de los detergentes. Comparando las curvas de referencia, de acuerdo con la curva de conductividad eléctrica, para la máxima remoción, la concentración final es cercana al 0.1% p/v. Esta concentración no concuerda con la aproximación obtenida mediante tensión superficial, la cual proporciona una concentración menor ($<0.026\%$ p/v). Esto indica que hay compuestos iónicos en el agua que no son removidos por la rectificación por espuma; es decir, no presentan actividad superficial, siendo prácticamente la remoción del tensoactivo iónico, la causa de la reducción en la conductividad eléctrica y el aumento de tensión superficial.

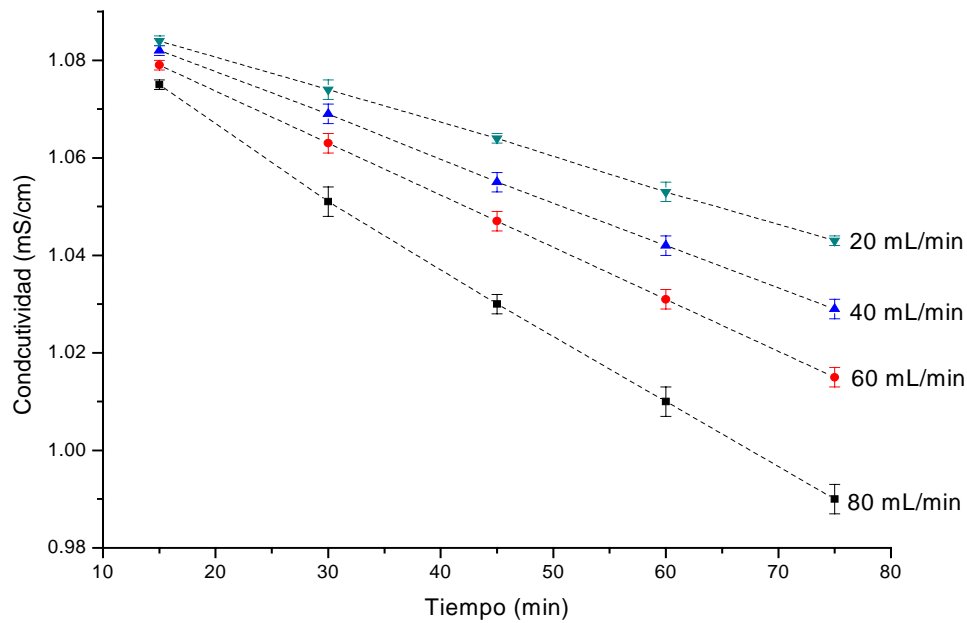


Figura 4.16. Efecto del gasto de aire y tiempo en la conductividad durante el proceso de rectificación por espuma

Volumen recolectado

El volumen recolectado es el líquido que conforma las lamelas y la superficie de la espuma que es separada mediante el proceso de rectificación. Se obtuvo un mayor volumen recolectado conforme aumentó el tiempo y el gasto de aire,

mostrando una influencia mayor el gasto (Figura 4.17). Dentro de la columna de espuma existe un drenado de líquido de las lamelas de la parte superior debido a efectos gravitacionales. Al aumentar el flujo de aire, la columna de espuma crece a una mayor velocidad ocasionando que el drenado tenga un menor tiempo y, por tanto, la espuma arrastre una mayor cantidad de líquido. El aumento con el tiempo indica que a mayor duración del proceso de rectificación la espuma recolectada aumenta, por lo que el volumen de líquido arrastrado es mayor.

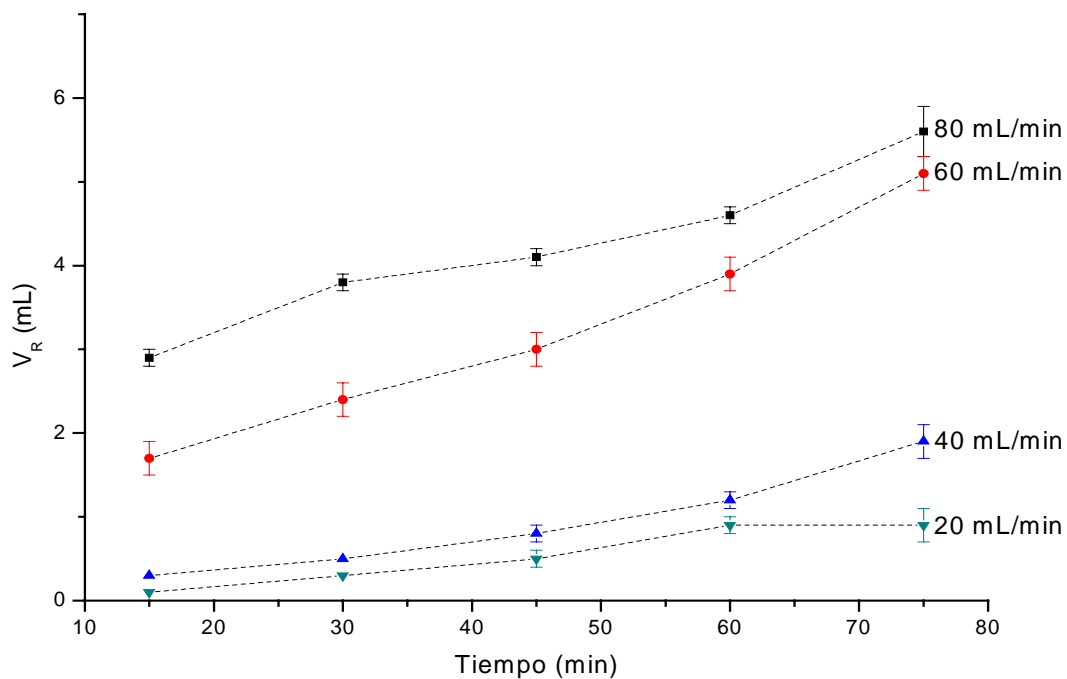


Figura 4.17. Efecto del gasto de aire y tiempo en el volumen de recolectado (V_R)

Los resultados indican que los aumentos en el gasto de aire incrementan la remoción de contaminantes. Esta tendencia no se cumple en todo el intervalo de gasto. La Figura 4.18 muestra el comportamiento teórico del volumen de espuma con el aumento del gasto de aire; a partir de cierto valor de gasto el volumen de la espuma es inestable, ingresa a un régimen turbulento. En esta región la fuerza del gasto de aire destruye el equilibrio de fuerzas que existe entre las lamelas de una espuma; por tanto, la espuma pierde su estabilidad y rompe. Este fenómeno fue

estudiado por Bikerman, el cual describió el volumen de la espuma, v , como función del gasto de aire, G (Ecuación 4.3)⁴. El proceso de rectificación en espuma, se debe realizar con el gasto más elevado que se encuentre dentro de la zona de estabilidad, en la región laminar.

$$v = v_0 + \sum G \quad (4.3)$$

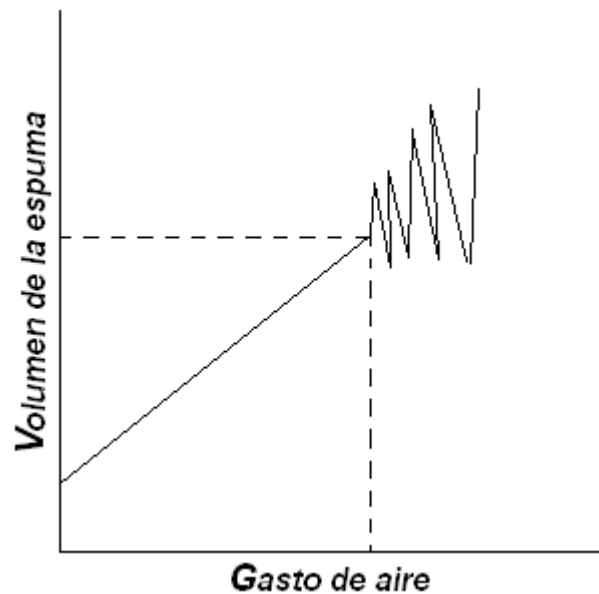


Figura 4.18. Efecto del gasto de aire en el volumen de espuma⁴

Otra variable de diseño es el tiempo de residencia de las burbujas de aire en el seno del líquido. El tiempo de residencia promedio se define como la relación entre el volumen del recipiente y el gasto (Ecuación 4.4). En el caso particular de las burbujas de aire, el tiempo de residencia promedio es menor que el obtenido mediante la ecuación 4.4. Las burbujas de aire ascienden a una mayor velocidad debido a las diferencias de densidad entre el aire y el líquido. Conforme la burbuja de aire se encuentra a una mayor altura dentro de la columna del líquido ésta adquiere un mayor tamaño por la disminución de la presión hidrostática. El cambio en la tensión superficial que se presenta en la superficie de la burbuja por la adsorción de tensoactivos en su paso por el seno del líquido ocasiona

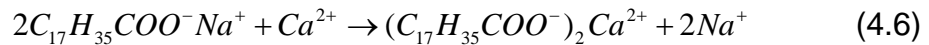
modificaciones en el tamaño de la burbuja. La diferencia de presión, ΔP , que sufre la burbuja de aire dados estos efectos se muestra en la ecuación 4.5.

$$\tau = \frac{v}{G} \quad (4.4)$$

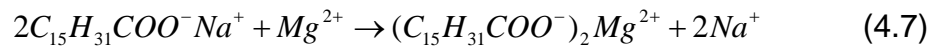
$$\Delta P = \frac{2\sigma}{R} + \Delta\rho gz \quad (4.5)$$

4.4 Reacción – adsorción con hidróxido de calcio (cal)

Las sales de calcio y magnesio reaccionan con los jabones disueltos en el agua y producen jabones insolubles, de acuerdo con la siguiente reacción:



ó



Como consecuencia, el jabón no produce espuma hasta que todas las sales de calcio o magnesio han reaccionado en la producción de sales insolubles.

Los materiales más abundantes en el agua gris son jabones y detergentes; adicionar sales de calcio o magnesio en exceso permite la eliminación de estos materiales mediante la precipitación de sus sales. A su vez, estas sales insolubles adsorben en sus moléculas otros contaminantes, lo que aumenta la eficiencia de remoción. Si la adición de las sales de calcio o magnesio se hace en exceso, el agua resultante de este proceso presentará concentraciones altas de la sal, por lo que su eliminación será un proceso necesario posteriormente.

Los resultados para el tratamiento de las aguas “grises” mediante la precipitación con cal, fueron analizados de acuerdo con cambios en pH, conductividad, turbidez, tensión superficial y sólidos totales.

Valor de pH

El valor de pH resultante del tratamiento fue prácticamente constante para todas las concentraciones de cal, entre 12.53 y 13.08. Este efecto se debe a que una solución saturada de hidróxido de calcio presenta un pH característico, 12.4 (25°C). EL agua resultante del tratamiento se encuentra saturada de hidróxido de calcio y, por tanto, el pH no se verá modificado sustantivamente una vez alcanzada la saturación. Este pH indica que la cal se encuentra en exceso a todas estas concentraciones, lo que asegura que todos los tensoactivos iónicos reaccionan formando sales insolubles.

Conductividad eléctrica

Al adicionar cal al agua “gris”; ésta solubiliza e incorpora iones al agua, por lo que se espera un aumento en la conductividad eléctrica (Figura 4.19). A pesar de que en todas las concentraciones el agua resultante se encontraba saturada con hidróxido de calcio, la conductividad presentó cambios considerables con el aumento de la concentración de cal: a mayor cantidad de cal, mayor conductividad y la conductividad continúa aumentando independientemente de que la solución haya llegado a saturación. Este efecto es ocasionado por la presencia de otros compuestos en la cal, como son carbonato de sodio, bicarbonato de sodio, etc., los cuales no han alcanzado un equilibrio con el agua y su incorporación como iones aumenta la conductividad.

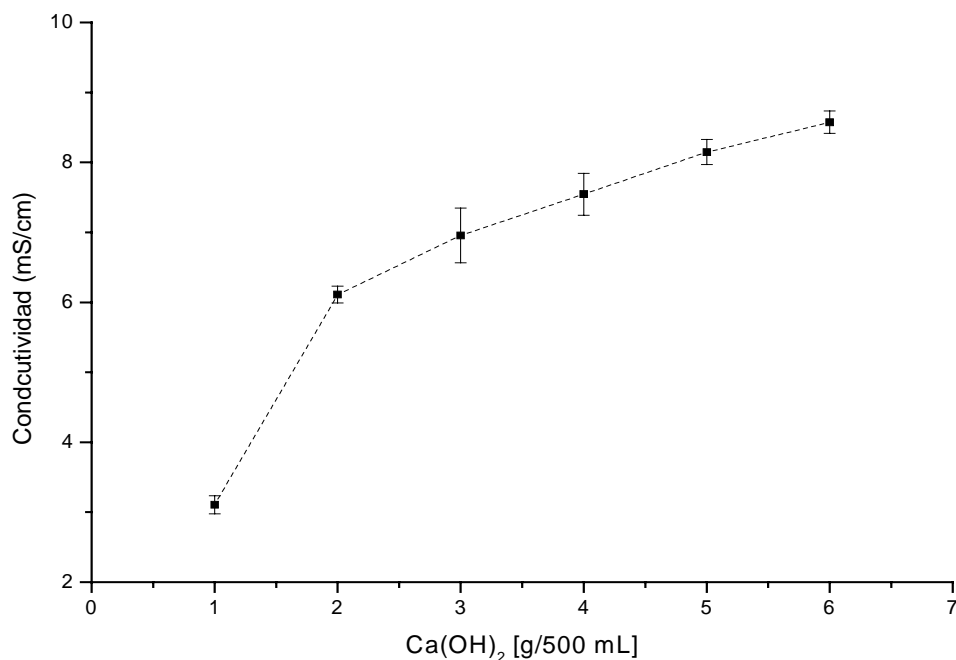


Figura 4.19. Efecto de la concentración de Ca(OH)_2 en la conductividad eléctrica

Turbidez

La turbidez del agua posterior al tratamiento con hidróxido de calcio, presentó cambios significativos. La turbidez del agua pasó de 72 ± 10 NTU, a valores por debajo de 6 NTU. Esta caída de turbidez indica que los sólidos suspendidos fueron removidos casi en su totalidad. No se observó ninguna tendencia importante conforme se modificó la concentración de cal (1 a 6 g/500 mL); a cualquier concentración el valor de la turbidez final es prácticamente el mismo. La turbidez se determinó posterior a un proceso de filtración. La filtración puede ser sustituida por un proceso de sedimentación, dado que las partículas sólidas presentan una densidad alta y precipitan rápidamente. Para esta fase de separación en experimentos subsecuentes se podría medir el índice de sedimentación de “lodos”, ISL, para corroborar la posible bondad de la sedimentación sobre la filtración como proceso de separación

Tensión superficial

El hidróxido de calcio agregado al agua gris reacciona con los tensoactivos iónicos de jabones y detergentes formando sales insolubles que se presentan en forma de precipitados (Figura 4.20). Al llevarse a cabo esta reacción, los tensoactivos no permanecen en solución; por lo tanto, son superficialmente inactivos. Este fenómeno se ve reflejado en un aumento de la tensión superficial del agua; aumento que no presentó diferencias significativas con el incremento de la concentración de cal (Figura 4.21), prácticamente constante a partir de 0.004 g/mL [2 g de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /500 mL]. Al comparar el valor de la tensión superficial promedio obtenida al final del tratamiento con el valor de las curvas de referencia, la concentración de tensoactivo se encuentra por debajo de la cmc.

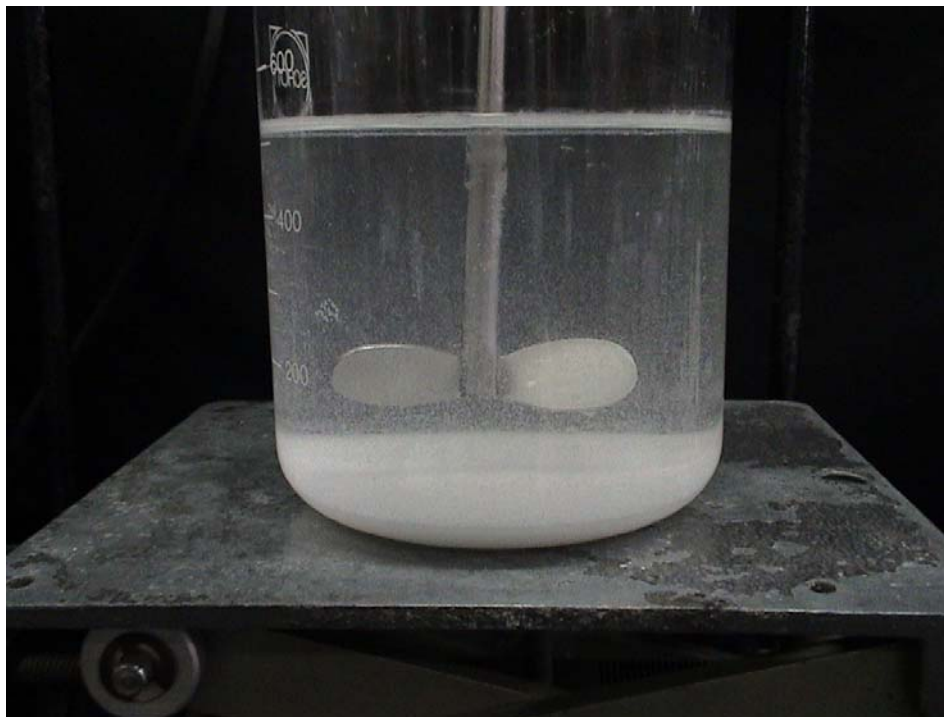


Figura 4.20. Precipitación con $\text{Ca}(\text{OH})_2$

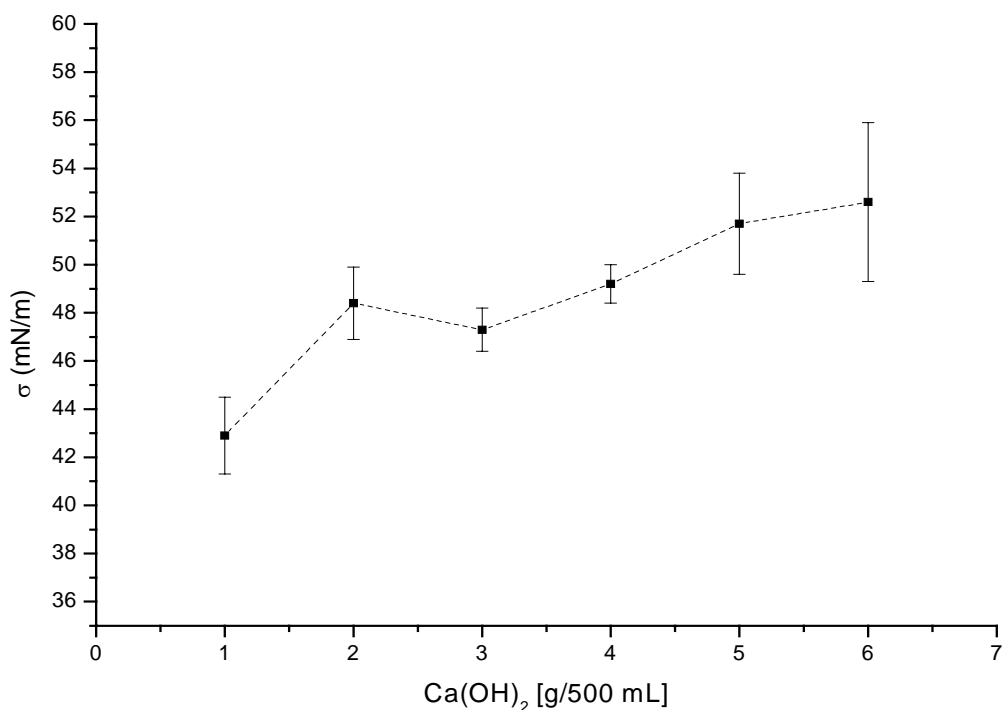


Figura 4.21. Efecto de la concentración de Ca(OH)_2 en la tensión superficial

Adsorción sólido - solución

A pesar de que la precipitación con cal permite un aumento en tensión superficial cercana a 20 mN/m (31.2 ± 1.3 mN/m a 50 mN/m), no es suficiente para alcanzar el valor del agua (72.8 mN/m), lo cual señala la presencia de compuestos con actividad superficial que no reaccionaron con el hidróxido de calcio. Algunos de estos materiales son los tensoactivos no iónicos, compuestos que no reaccionan con el hidróxido de calcio. Sin embargo, pueden ser adsorbidos por las partículas. Para aceptar esta hipótesis se construyó una curva de tensión superficial de un tensoactivo no iónico (Nonilfenol etoxilado de doce moles, NF-12). Esta curva de tensión se construyó utilizando dos disolventes: agua y una solución saturada de hidróxido de calcio (Figura 4.22). Cuando se aumenta la fuerza iónica de una solución de tensoactivos no iónicos, los iones en solución comienzan a interactuar

con las moléculas de agua, ocasionando una disminución en el valor de cmc y una presión superficial mayor (Figura 4.23). Al no existir reacción entre el tensoactivo y el hidróxido de calcio, un aumento en tensión superficial de una solución de NF-12 con hidróxido de calcio saturado al agregar cal, implicaría que existe adsorción del tensoactivo en las partículas. La Figura 4.24 muestra que al adicionarse cal a la solución de NF-12 saturada con hidróxido de calcio ésta aumentó su tensión superficial, por lo que existe adsorción del tensoactivo en las partículas sólidas. Este fenómeno permite hacer más eficiente el proceso de precipitación, ya que combina la eliminación de tensoactivos iónicos por la formación de sales insolubles de calcio y la adsorción de tensoactivos no iónicos. Además de los tensoactivos no iónicos, existen más compuestos presentes en los detergentes y jabones que tienen actividad superficial, junto con partículas grasas y fibras. Por ello es difícil asegurar cuáles compuestos son los que permanecen en el agua después del tratamiento y que ocasionan que la tensión superficial no pueda alcanzar el valor del agua.

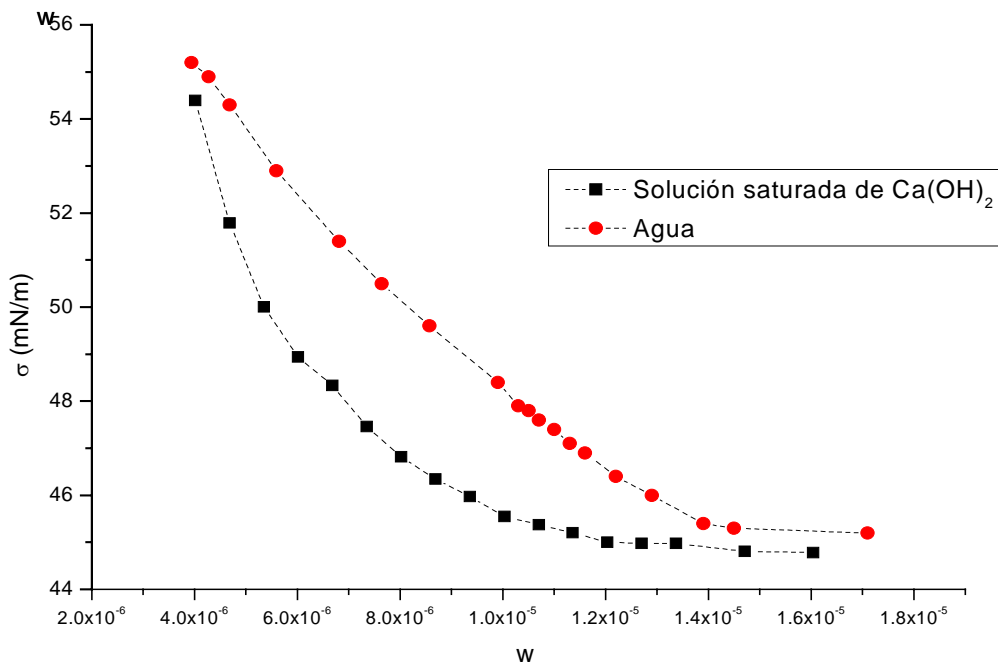


Figura 4.22. Tensión superficial de NF-12, nonil fenol etoxilado de 12 moles (22.5°C)

w: fracción masa

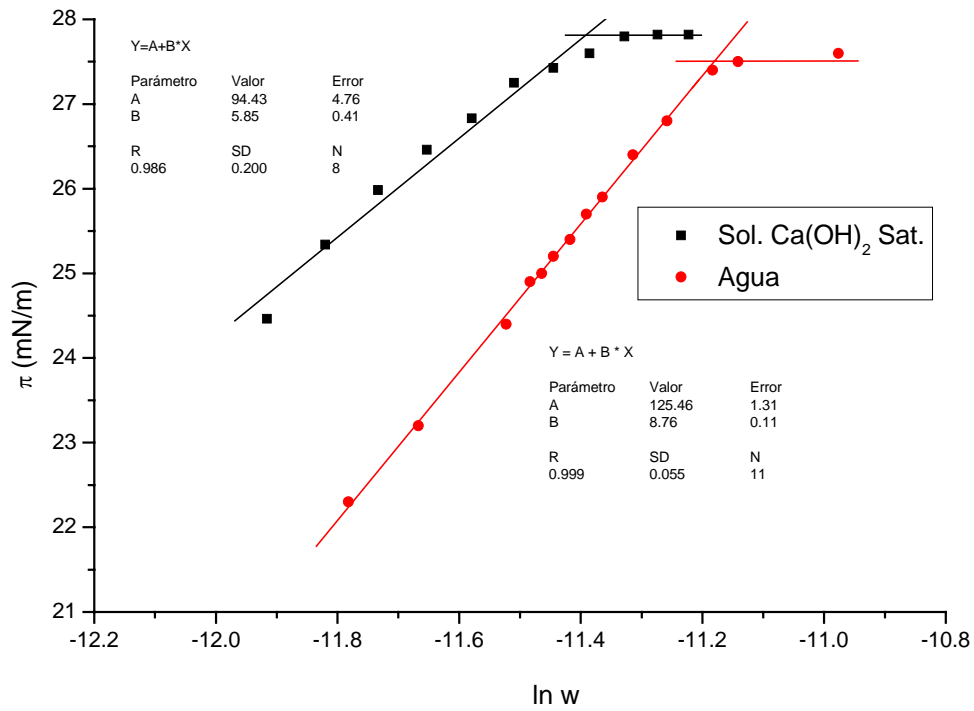


Figura 4.23. Presión superficial de NF-12 (22.5°C)

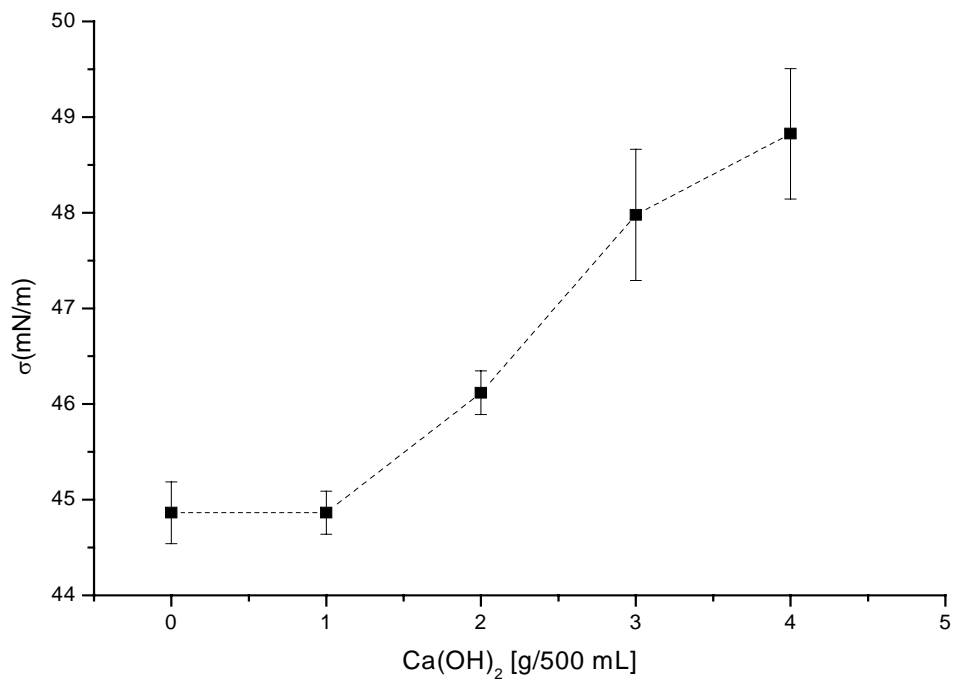


Figura 4.24. Adsorción de NF-12 en partículas de cal

Sólidos totales

La Figura 4.25 muestra el cambio en los sólidos totales debido al tratamiento con hidróxido de calcio; a mayor cantidad agregada de cal, los sólidos totales aumentan. Comparando los sólidos totales finales con los sólidos totales iniciales del agua “gris” (2192 ± 1053 mg/L) se produce una disminución en los sólidos totales si la concentración de cal es baja, dado que se están eliminando tensoactivos iónicos en forma de sales insolubles y algunos otros materiales mediante adsorción. Cuando el hidróxido de calcio es agregado en exceso, el valor de los sólidos totales se sitúa por sobre los valores iniciales del agua “gris”. Este aumento se debe a que partículas de cal de tamaño menor al tamaño de poro del filtro permanecen en el agua; lo que se refleja en los sólidos totales finales.

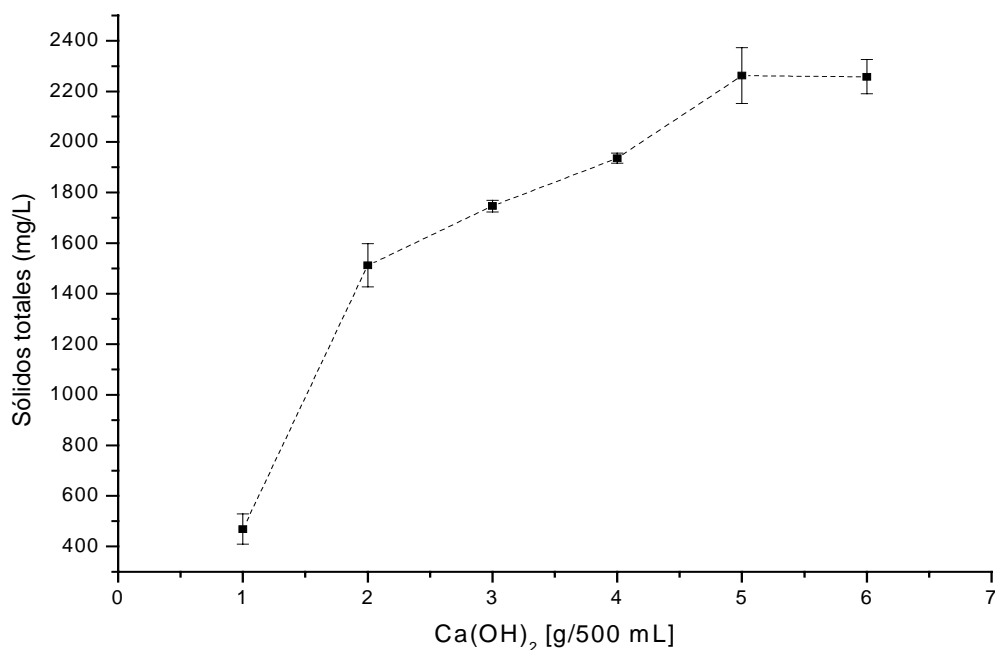


Figura 4.25. Efecto de la concentración de Ca(OH)_2 en los sólidos totales

Los resultados corresponden al tratamiento de agua “gris” proveniente del lavado de ropa, donde los contaminantes son principalmente detergentes. El agua “gris”

proveniente de todos los usos domésticos incluye otros tipos de productos como son: jabones, pasta de dientes, champú, tratamientos para el cabello, aceites, etc. Con la finalidad de conocer si el tratamiento con cal tiene efecto cuando existe la presencia de estos productos en el agua residual, se efectuaron pruebas a muestras de agua con una cierta concentración de estos productos o del tensoactivo principal en su formulación. La Tabla 4.6 muestra los resultados obtenidos en las pruebas (Se utilizó un gramo de cal por cada 500 mL de agua residual); la muestra uno corresponde a los valores del agua potable. En términos generales se observan las mismas tendencias registradas en los resultados con agua de lavado de ropa. Se obtuvo un aumento de pH debido a la saturación con hidróxido de calcio; un aumento en la conductividad por la incorporación de iones en solución; una disminución considerable en la turbidez del agua; algunas de estas muestras presentaban turbidez inicial de hasta 643 ± 13 NTU, finalizando con 1.5 ± 0.1 NTU. La tensión superficial registró un aumento para todas las muestras; el más significativo el de agua de lavado de manos; por último los sólidos totales presentaron una disminución posterior a la precipitación.

Tabla 4.6. Precipitación con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ para diferentes aguas residuales

Muestra*	pH		Conductividad (mS/cm)		Turbidez (NTU)		σ (mN/m)		Sólidos totales (mg/L)	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Agua potable	7.06 ± 0.14		0.386 ± 0.008		0.1 ± 0.0		68.0 ± 1.4		140 ± 3	
Agua de lavado de ropa	10.26 (0.19)	12.53 (0.60)	1.205 (0.210)	3.105 (0.130)	73 (2)	3.5 (1.5)	31.2 (0.2)	42.9 (1.6)	2192 (192)	469 (60)
Agua de lavado de manos	8.40 (0.17)	13.31 (0.27)	0.565 (0.011)	4.276 (0.086)	643 (13)	1.5 (0.1)	25.1 (0.5)	46.9 (0.9)	1140 (23)	1500 (30)
Agua con pasta de dientes	7.58 (0.15)	13.16 (0.26)	0.412 (0.008)	3.042 (0.061)	267 (5)	5.0 (0.1)	34.1 (0.7)	38.4 (0.8)	2340 (47)	680 (14)
Agua con lauril sulfato de sodio	7.27 (0.15)	13.17 (0.26)	0.495 (0.010)	3.820 (0.076)	413 (8)	3.0 (0.1)	31.3 (0.6)	42.2 (0.8)	840 (17)	780 (16)
Agua con lauril éter sulfato de sodio	7.08 (0.14)	13.18 (0.26)	0.431 (0.009)	3.271 (0.065)	205 (4)	2.0 (0.1)	25.5 (0.5)	42.6 (0.9)	1220 (24)	1140 (23)

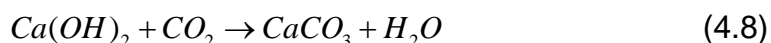
El tratamiento de agua “gris” con hidróxido de calcio (cal) eliminó principalmente sólidos suspendidos y materiales con actividad superficial. Otra ventaja del uso de hidróxido de calcio es su poder bactericida; los iones $(OH)^-$ son antibacterianos a valores de pH mayores a 9; puede inhibir a gran parte de las bacterias y virus. Incluso tiene uso como desinfectante⁵. No obstante, algunas propiedades del agua posterior al tratamiento son inaceptables; el pH y la conductividad son elevadas. Por tanto debe complementarse este sistema con otro tratamiento que permita la eliminación del hidróxido de calcio en solución y recuperar valores aceptables de pH y conductividad.

La cantidad de hidróxido de calcio requerida para el tratamiento depende del origen y contenido de las aguas grises, por lo que es necesario evaluar esta cantidad para cada efluente. El método más sencillo es titular una muestra del agua a tratar con una solución saturada de hidróxido de calcio. El valor obtenido mediante este proceso indica la cantidad de hidróxido de calcio necesaria para que ocurra la reacción con los tensoactivos iónicos. Se incorpora un cinco o diez por ciento de exceso al valor obtenido mediante la titulación para llevar a cabo la adsorción en las partículas sólidas y elevar el pH para favorecer la desinfección del agua.

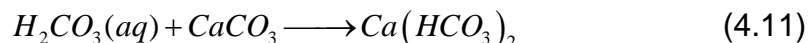
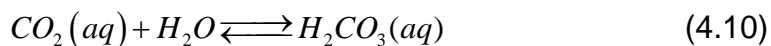
4.5 Precipitación con dióxido de carbono (CO_2)

La precipitación con dióxido de carbono no es un tratamiento directo para el agua gris, sino un complemento del sistema de tratamiento con hidróxido de calcio. La precipitación con hidróxido de calcio se lleva a cabo incorporando un cinco o diez por ciento en exceso de la cantidad requerida, buscando precipitar todos los detergentes y jabones y llevar el pH a un valor mayor a 9 para favorecer la desinfección del agua. Este exceso de hidróxido de calcio se disuelve en el agua

hasta saturarla; la solubilidad del hidróxido de calcio es 0.185 g /100mL de agua (aproximadamente 1 g/500mL), suficiente para elevar el pH del agua a valores considerablemente altos (12.4 solución saturada). Esta característica hace necesaria la eliminación de este exceso para la reutilización del agua. La adición de dióxido de carbono permite transformar el hidróxido de calcio disuelto a otro compuesto prácticamente insoluble, carbonato de calcio (0.001 g/100 mL de agua), según la siguiente reacción:



Esta reacción permite agotar el hidróxido de calcio en solución; en adelante ocurre la formación de bicarbonato de calcio, compuesto que sólo existe en solución.



La presencia de una u otra especie en el agua está determinada por el valor de pH (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Especie predominante según el pH

Valor de pH	Compuesto
$8.3 < x$	$CaCO_3$
$6.3 < x < 8.3$	$Ca(HCO_3)_2$
$x < 6.3$	$CO_2 + Ca^{2+}$

Efecto de la altura de columna de líquido

La precipitación se llevó a cabo burbujeando dióxido de carbono al agua gris proveniente del tratamiento con hidróxido de calcio. Se analizó el efecto que tiene la altura de líquido de la columna bajo flujo y tiempo de contacto constantes (20 mL/min y 5 min). Los resultados indican que la altura de la columna de líquido no es una variable importante en la precipitación del hidróxido de calcio (Figura 4.26); las variaciones en los parámetros se deben a la eliminación total o parcial del hidróxido de calcio y a la formación de ácido carbónico, no a un efecto específico de la altura de la columna. A mayor altura de columna de líquido, se requiere una mayor cantidad de dióxido de carbono para alcanzar una eliminación total del hidróxido de calcio y esto ocasiona variaciones en los valores de pH, conductividad eléctrica, turbidez, tensión superficial y sólidos suspendidos.

La eliminación del hidróxido de calcio se ve reflejado principalmente en la disminución del pH y la conductividad eléctrica del agua proveniente del tratamiento con hidróxido de calcio, inicialmente de 12.3 ± 0.1 y 5.04 ± 0.06 mS/cm, respectivamente. La tendencia encontrada con el cambio de altura de la columna en la conductividad es contraria a la encontrada mediante pH, a un mayor valor de pH, menor es la cantidad de hidróxido de calcio eliminado; por tanto, a valores más altos de pH debería existir una mayor conductividad eléctrica. La temperatura y la naturaleza de los iones en solución al igual que la concentración ocasionan modificaciones en la conductividad eléctrica. Al burbujear dióxido de carbono en agua se forma ácido carbónico, el ión H^+ ($\lambda_+^0 = 349.82$) es un ion con mayor conductividad que el ion OH^- ($\lambda_-^0 = 198.5$)⁶; al agotarse el hidróxido de calcio en solución, el dióxido de carbono que continua burbujeándose se transforma en ácido, lo que se reflejaría en un aumento de la conductividad eléctrica. Sin embargo, en este caso existe una mezcla compleja de iones, por lo que no se puede saber con certeza cual es la causa de este comportamiento en la conductividad eléctrica.

En el tratamiento con dióxido de carbono un punto importante es no incrementar la turbidez del agua; eliminada casi en su totalidad mediante el tratamiento con hidróxido de calcio. La turbidez instantánea registra un aumento con la altura de columna y con respecto a la turbidez original del agua (1.17 ± 0.86 NTU); pasados treinta minutos muestra una disminución debido a la sedimentación de estas partículas. Este cambio en la turbidez se debe a la formación de partículas de poco tamaño y de baja densidad. La tensión superficial presentó variaciones mínimas pero con una tendencia específica, esta tendencia en tensión superficial se debe a una redisolución de tensoactivos iónicos debido a la eliminación del ión Ca^{2+} y a la redisolución de tensoactivos no iónicos producto del desplazamiento de su curva de solubilidad. Estos materiales presentan una curva de solubilidad con punto crítico de solubilidad inferior, que es función de la temperatura. Al incorporarse electrolitos en solución esta curva se desplaza a valores de temperatura menor, en algunos casos llevando la zona de insolubilidad a temperatura ambiente. En esta región los tensoactivos no presentan actividad superficial, ya que se comportan como una fase independiente. Al eliminarse el hidróxido de calcio, estas curvas de solubilidad retoman su posición y los tensoactivos antes insolubles se incorporan al agua disminuyendo la tensión superficial.

Los sólidos totales no presentan una diferencia significativa que permita concluir alguna tendencia; presentan el mismo valor. El resultado importante es la disminución de los sólidos totales en el agua; inicialmente con un valor de 1934 ± 161 mg/L y posterior al tratamiento con valores por debajo de los 1000 mg/L.

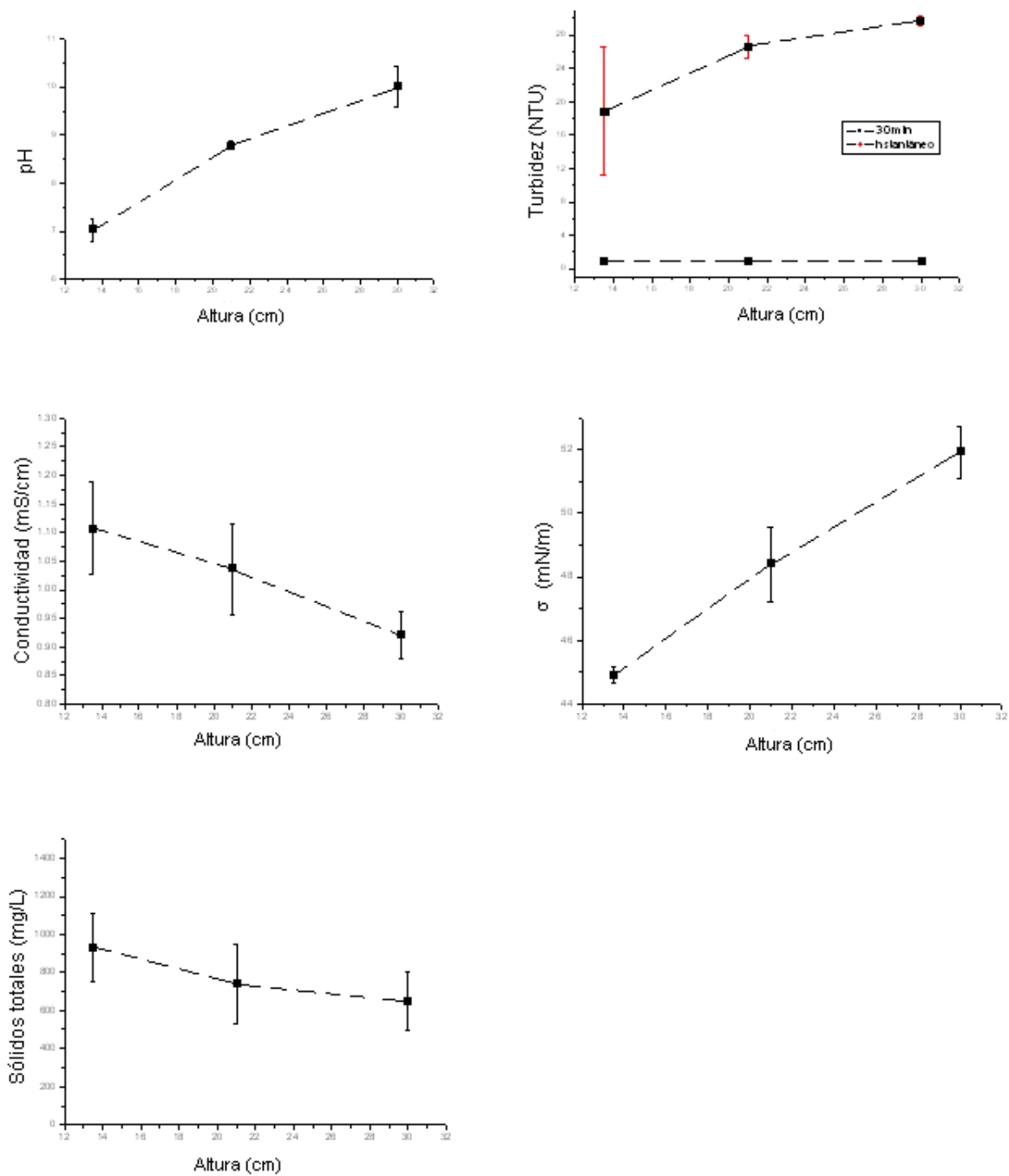


Figura 4.26. Efecto de la altura de columna en el pH, turbidez, conductividad eléctrica, tensión superficial y sólidos totales

Efecto del gasto y tiempo de contacto

Para aumentar la cantidad de dióxido de carbono que se dosifica a la columna de proceso se pueden modificar dos variables de diseño: el gasto de gas y el tiempo de contacto. Aumentos en el gasto de gas y el tiempo de contacto durante la precipitación con dióxido de carbono no reflejan efectos importantes en los parámetros (Figura 4.27a, 4.27b). Tal como ocurrió con la altura de la columna de líquido, las variaciones en las propiedades del agua se deben a la eliminación del hidróxido de calcio y a la formación de ácido carbónico. La formación del ácido carbónico se presenta cuando todo el hidróxido de calcio en solución se ha consumido. Los resultados indican que el pH, la conductividad eléctrica, la tensión superficial y los sólidos totales tienden a un valor límite cuando la cantidad de dióxido de carbono dosificada es mayor. Este límite se debe al equilibrio que comienza a existir entre la absorción de dióxido de carbono y el agua.

La eliminación del hidróxido de calcio disminuyó el valor de la tensión superficial debido a la resolubilización de tensoactivos iónicos y no iónicos. Cuando esta eliminación se concluyó y se continuó burbujando el dióxido de carbono, se inició un proceso de formación de espuma. Este efecto fue notorio en gastos altos dado que ocurrió en un menor tiempo; la separación de esta espuma por rectificación permitió que la tensión superficial registrara un aumento en su valor.

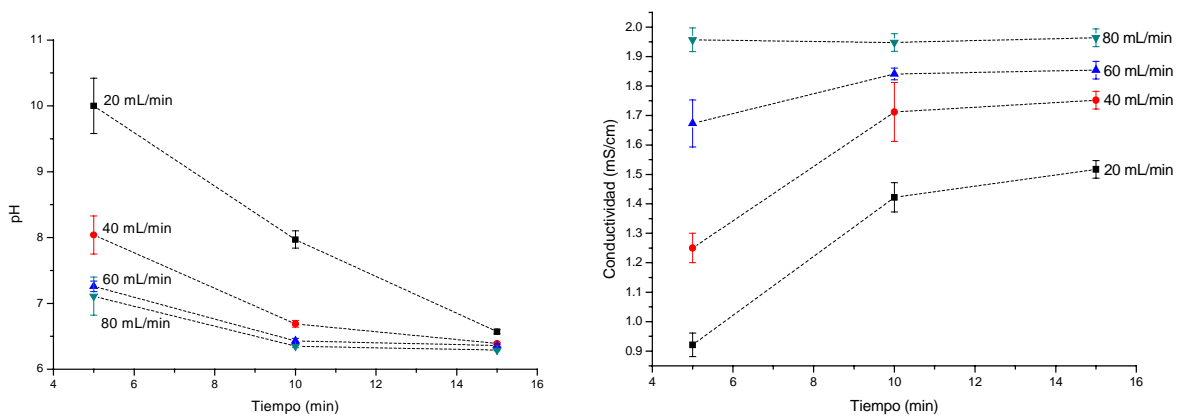


Figura 4.27a. Efecto del gasto y del tiempo de contacto en el pH y conductividad

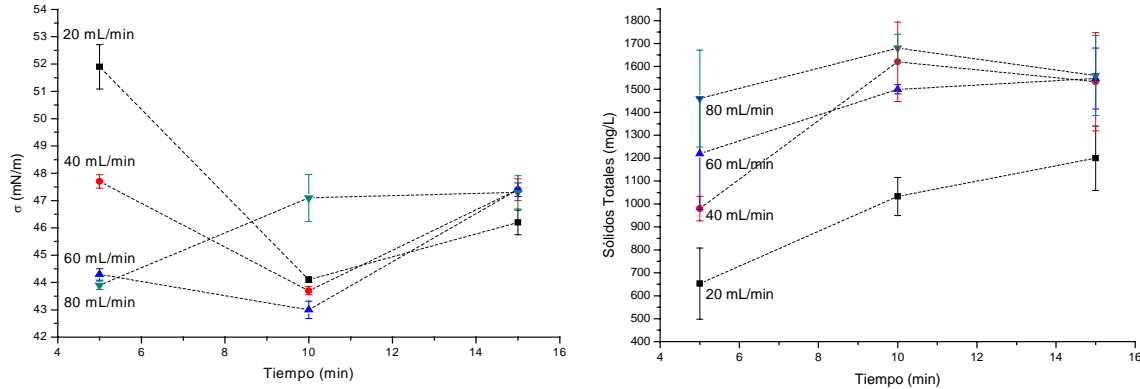


Figura 4.27b. Efecto del gasto y del tiempo de contacto en la tensión superficial y sólidos totales

Un fenómeno importante registrado al modificarse el gasto y el tiempo de contacto es el tamaño de partícula que se forma durante la nucleación del carbonato de calcio. Este fenómeno se registró mediante el cambio en turbidez del agua tratada medido inmediatamente después de la filtración y treinta minutos después. La turbidez medida instantáneamente disminuye claramente con el aumento de gasto y tiempo (Figura 4.28). Esta disminución en la turbidez se debe a un aumento de tamaño de partícula, lo que permite una mayor retención durante la filtración. En la Figura 4.29 se aprecia el valor de la turbidez medida treinta minutos después de la filtración; esta gráfica indica que aumentos en el gasto de aire son de mayor impacto en el aumento del tamaño de partícula; a mayor gasto, la turbidez final es menor, esto implica que las partículas son más densas y por lo tanto sedimentan con una mayor velocidad. Este fenómeno se observa en la Figura 4.30 donde se muestran dos fotografías durante el proceso de precipitación a diferentes flujos cuando había transcurrido el mismo tiempo de proceso. La imagen a la izquierda corresponde al proceso con menor flujo. El aumento en el tamaño de partícula proporciona la ventaja de usar un sedimentador en lugar de un filtro para separar los sólidos.

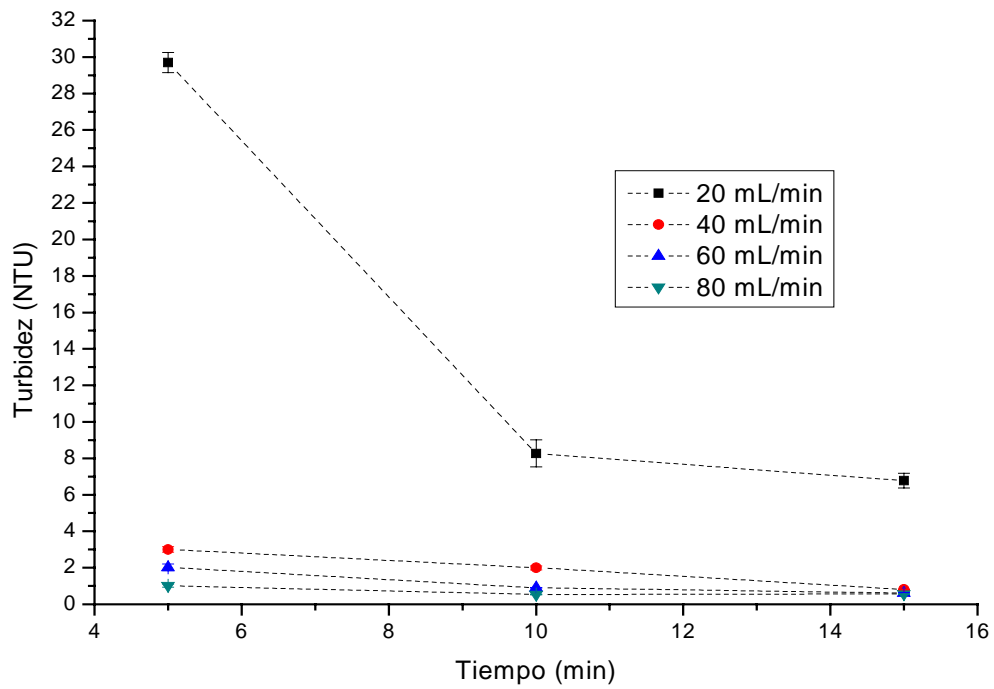


Figura 4.28. Efecto del flujo y tiempo en la turbidez

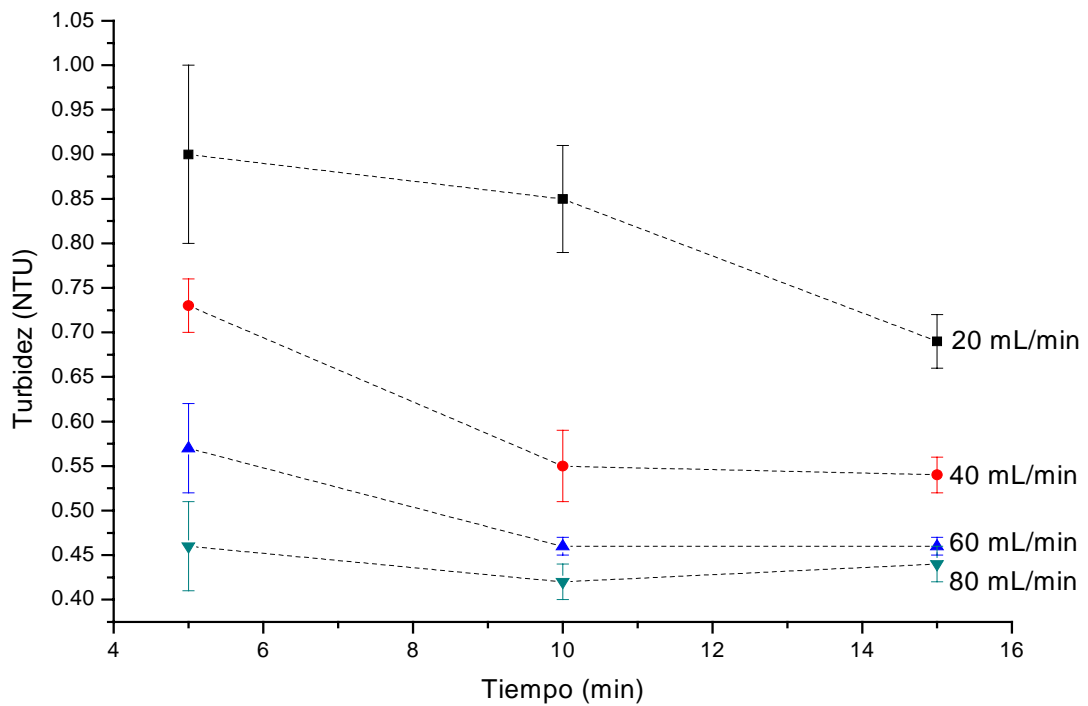


Figura 4.29. Efecto del flujo y tiempo en la turbidez (30 min)



Figura 4.30. Precipitación de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ con CO_2

El agua tratada químicamente con hidróxido de calcio (cal) y posteriormente con dióxido de carbono, es de calidad aceptable para la reutilización en actividades que no requieran agua potable. Si se deseara contar con agua de mejor calidad, se puede incorporar una filtración con carbón activado posterior al burbujeo con dióxido de carbono.

4.6 Modos de operación

Los métodos propuestos para el tratamiento de aguas grises consisten en rectificación – flotación en espuma, reacción – adsorción con hidróxido de calcio y nucleación – precipitación con dióxido de carbono. Estas alternativas pueden ser operadas a nivel doméstico, rural, urbano, municipal o industrial y pueden combinarse entre sí. La combinación de los métodos depende de diversos factores como son: la calidad del agua, el espacio disponible, si se cuenta con personal capacitado para la operación y si el tratamiento es por lotes o continuo.

El tratamiento inicia con el proceso de rectificación en espuma; proceso donde la tensión superficial del agua aumenta y posteriormente se estabiliza en un valor constante, junto con la conductividad y la turbidez. Estas propiedades permiten el seguimiento en línea para operaciones industriales. Posteriormente, se adiciona

hidróxido de calcio en suspensión o en polvo, utilizando el mismo gasto de aire como medio de agitación; el proceso de rectificación en espuma reduce la cantidad de hidróxido de calcio necesario para esta segunda etapa. Transcurrido el proceso de adición y mezclado de hidróxido de calcio, el agua debe ser filtrada o decantada para retirar los lodos. Retirados los lodos, procede el ingreso de dióxido de carbono para precipitar el exceso de hidróxido de calcio, hasta pH neutro. Finalmente el agua se filtra o se decanta y se almacena para su reutilización.

El tren de tratamiento se puede modificar de acuerdo a las circunstancias del lugar donde se desea realizar el tratamiento; para un tratamiento en continuo, el proceso de rectificación en espuma no es una buena opción, dado que el tiempo de agotamiento de la espuma es largo, el tratamiento con hidróxido de calcio sería el proceso inicial y el uso de sedimentadores es una mejor opción que los filtros para retirar sólidos. A nivel doméstico o rural, el uso de la rectificación en espuma puede ser eliminado, el hidróxido de calcio por sí solo, puede emplearse como procedimiento único. El dióxido de carbono se puede obtener del gas producto de la combustión en los calentadores de agua, con lo que se minimizan los costos del tratamiento. Estos ejemplos muestran la diversidad de soluciones que ofrecen estos procesos para el tratamiento de aguas grises.

4.7 Referencias

- (1) Novelo, A. y Gracia, J. Concentración micelar crítica mediante la ecuación de adsorción de Gibbs, *Educación Química*, 16 (2005) 63 – 67.
- (2) Rosen, M. (1978). *Surfactants and interfacial phenomena* (pp. 120). New York, EEUU: Wiley Sons.
- (3) Ward, A.F.H. y Tordai, L. Time-dependence of boundary tensions of solutions, *J. of Chem. Phys.*, 14 (1946) 453 – 461.
- (4) Bikerman, J.J., The unit of foaminess, *Trans Faraday Soc.*, 34 (1938) 634.
- (5) Organic Materials Review Institute, Calcium Hydroxide (s.f.). Recuperado el mes de enero del 2007, de http://www.omri.org/CaOH_final.pdf
- (6) Bockris, J. O'M y Reddy, A.K.N (1998). *Modern Electrochemistry 1: Ionics* (2^a ed., pp. 421 – 461). New York, EEUU: Plenum.
- (7) Bikerman, J.J. (1953). *Foams: Theory and industrial applications*. New York, EEUU: Reinhold Publishing Co.
- (8) Bikerman, J.J. (1953). *Foams*. Berlin, Alemania: Springer-Verlag.
- (9) Van den Bogaert, R. y Joos, P. Diffusion – controlled adsorption kinetics for a mixture of surface active agents at the solution – air interface, *J. of Phys Chem.*, 84 (1980) 191 – 194.
- (10) Hansen, R.S. The theory of diffusion controlled absorption kinetics with accompanying evaporation, *J. of Phys. Chem.*, 46 (1960) 637 – 641.
- (11) Tsonopoulos, C., Rapid aging and dynamic surface tension of dilute aqueous solutions, *Chem. Eng. Sci.*, 26 (1971) 817 – 827.

Capítulo V

Conclusiones y recomendaciones

5.1 Conclusiones

Las aguas grises representan el mayor consumo de agua dentro de un hogar y pueden ser tratadas con procesos más sencillos y económicos que las aguas negras. Esta propuesta demanda la separación del drenaje en aguas negras y aguas grises durante la construcción de casas, unidades habitacionales o industrias.

El proceso de rectificación en espuma elimina tensoactivos en solución y mediante flotación sólidos suspendidos. Su alcance está limitado por la estabilidad de la espuma, tipos de tensoactivos y el contenido de antiespumantes en los productos de limpieza.

La cal (hidróxido de calcio) en el tratamiento de aguas grises provee un medio de reacción, precipitación, adsorción y nucleación. Disminuye los sólidos suspendidos y elimina tensoactivos iónicos mediante la formación de sales insolubles y favorece la precipitación de tensoactivos no iónicos al desplazar la curva de solubilidad a temperatura ambiente. Además, esta investigación identificó y demostró la capacidad de adsorción de las partículas suspendidas de cal.

La eliminación del hidróxido de calcio en solución, posterior a la separación de los sólidos formados, se efectuó mediante la reacción con dióxido de carbono. Las mejores condiciones de precipitación, se lograron mediante cambios drásticos en pH.

El proceso de reacción-adsorción con hidróxido de calcio se puede operar de manera individual o bien combinar el proceso de rectificación-flotación para obtener mejores resultados y minimizar el consumo de materiales, de acuerdo con las características del agua a tratar.

5.2 Recomendaciones

Las variables de diseño y operación en el proceso de rectificación por espuma tienen efectos considerables en el proceso de remoción de anfifilos. Por lo tanto, se requieren investigaciones adicionales sobre los parámetros de diseño y operación de las columnas de rectificación por espuma, bajo el conocimiento de la física de espumas, su estructura, termodinámica y en especial, los mecanismos controlantes de la tensión superficial dinámica.

Se abrió pauta para el estudio del efecto que tiene el tamaño de las partículas coloidales como medios de adsorción en el proceso de reacción-adsorción con hidróxido de calcio.

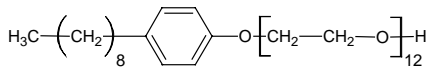
Se contemplan nuevas oportunidades en la combinación de la precipitación por reacción y absorción, en presencia de terceros componentes, como son polielectrolitos, polímeros y floculantes específicos en general.

Anexo A

Información de materiales

A.1 Materiales

Tabla A.1. Lista de materiales

Función	Nombre	Estructura química
Reactivo	Hidróxido de calcio	Ca(OH)_2
Reactivo	Dióxido de carbono	CO_2
Tensoactivo	Nonil fenol etoxilado de 12 moles	 $\text{H}_3\text{C}-(\text{CH}_2)_8-\text{C}_6\text{H}_4-\text{O}-\left[\text{CH}_2-\text{CH}_2-\text{O}\right]_{12}\text{H}$

A.2 Hojas de información

Hidróxido de calcio¹

CAS No (Chemical Abstracts Service No.): 1305-62-0

Es un cristal incoloro o un polvo blanco, se obtiene cuando el óxido de calcio (llamado cal o cal viva) se apaga (reacciona) con agua. Puede también ser precipitado mezclando una solución acuosa de cloruro de calcio y una solución acuosa de hidróxido de sodio. Un nombre tradicional para el hidróxido de calcio es cal apagada, o cal hidratada.

Si es calentado a 512°C, el hidróxido de calcio se descompone en óxido de calcio y agua. La suspensión de partículas finas de hidróxido de calcio en agua recibe el nombre de leche o lechada de cal. La solución es llamada agua de cal y es una base de fuerza media que reacciona violentamente con los ácidos y ataca metales en presencia de agua. Si se adiciona dióxido de carbono al agua de cal ésta se torna turbia, debido a la precipitación del carbonato de calcio.

Propiedades físicas

Peso molecular: 74.093 g/mol

Solubilidad: 0.185 g en 100 mL de agua

Gravedad específica: 2.24

pH: 12.4 (solución saturada)

Punto de fusión: 580°C

Basicidad (pK_b): -2.37

Riesgos a la salud

Inhalación: Causa irritación en el tracto respiratorio. Los principales síntomas pueden ser sofocamiento y tos. Puede causar bronquitis química.

Ingestión: Irritación del estómago. Provoca fuertes dolores, vómito, diarrea y colapsos. Si la muerte no ocurre en 24 horas, puede ocurrir la perforación del esófago. Una contracción del esófago puede ocurrir durante semanas, meses o años después de la ingestión, haciendo difícil la ingestión de alimentos.

Contacto con la piel: Causa irritación en la piel. Puede causar quemaduras y ampollas. Dependiendo de la duración del contacto.

Contacto con los ojos: Causa irritación, enrojecimiento y dolor. Puede causar ceguera.

Exposición crónica: Contacto prolongado o repetido con la piel puede causar severas irritaciones o dermatitis.

Dióxido de carbono¹

CAS No (Chemical Abstracts Service No.): 124-38-9

También denominado óxido de carbono (IV) y anhídrido carbónico, cuyas moléculas están compuestas por dos átomos de oxígeno y uno de carbono. Es un gas incoloro, denso y poco reactivo. Forma parte de la composición de la troposfera (capa de la atmósfera más próxima a la Tierra).

Propiedades físicas

Peso molecular: 44.0 g/mol

Punto de fusión: Se licúa bajo grandes presiones a 216 K (-57°C)

Punto de ebullición: Sublima a 195 K (-78°C)

Punto crítico: 31°C y 72 atm.

Densidad: 1.98 kg/m³ (gas a 298 K)

Solubilidad: 0.145 g en 100mL de agua

Riesgos a la salud

Inhalación: Produce asfixia, causa hiperventilación. La exposición a largo plazo es peligrosa.

Ingestión: Puede causar irritación, náuseas, vómitos y hemorragias en el tracto digestivo.

Contacto con la piel. En forma de hielo seco puede producir daños.

Contacto con los ojos: Puede ser peligroso.

Nonil fenol etoxilados²

CAS No (Chemical Abstracts Service No.): 9016-45-9, 127078-87-0, 26027-38-3

Código U.S. EPA PC: 079005 ; Código químico CA DPR: 1743, 1397, 3999, 5755

Esta familia de tensoactivos varía en su apariencia dependiendo del número de óxidos de etileno en su molécula. Para tensoactivos cuya cadena de óxidos de etileno es menor a 30 moles, la apariencia es de líquidos amarillos viscosos o incoloros, con pocos sedimentos y algo de turbidez. Los compuestos cuya cadena de óxido de etileno es mayor, tienen la apariencia de ceras amarillas o blancas que aumentan en dureza con el aumento de los moles de óxido de etileno.

Propiedades físicas (Nonil fenol etoxilado de 12 moles)

Estado físico: Líquido

Punto de fusión: 1°C

Gravedad específica: 1.06

Solubilidad en agua: soluble a 25°C

pH: 6.3 (sol. 10%)

Viscosidad: 240 cp a 25°C

Escala NFPA (National Fire Protection Association):

Salud: 1; Flamabilidad: 1; Reactividad: 0

Estabilidad: Estable bajo condiciones normales

Riesgos a la salud

Sistema endocrino: Sospechosos de afectaciones.

Cancerígeno: comprobado.

Alteraciones genéticas: No comprobado.

Ingestión: Ligeramente tóxicos.

Contacto con la piel: Ligeramente tóxicos en altas cantidades.

LD50 (Dosis Letal Media):

Vía cutánea en conejos: 2.830 g/kg

Vía oral en ratas: 2.590 g/kg

A.3 Referencias

- (1) Chemical abstracts service (s.f.). Recuperado el mes de enero del 2007, de <http://www.cas.org/>
- (2) PAN Pesticides Database (s.f.). Recuperado el mes de enero del 2007, de [http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC82.](http://www.pesticideinfo.org/Detail_Chemical.jsp?Rec_Id=PC82)

Anexo B

Parámetros de caracterización

B.1 Introducción

En todo proceso de tratamiento de residuos, es importante conocer la concentración de contaminantes que son removidos mediante el tratamiento; para esto, se cuantifica la concentración de contaminantes del influente y del efluente. Existen diversos parámetros que permiten conocer de manera directa o indirecta la concentración de contaminantes. Los parámetros a usarse también dependen de la procedencia del influente, es decir, del tipo de contaminantes presentes. Los parámetros que se decidieron utilizar para caracterizar el agua gris fueron^A:

B.2 Tensión superficial

La adición de un segundo componente a un líquido puro repercute en modificaciones de su tensión superficial. En el caso de que este segundo componente sea un tensoactivo la modificación en el líquido será una caída significativa de su tensión superficial. Esta caída de tensión superficial es función de la concentración del segundo componente, o en este caso del contaminante.

Equipo

- Balanza digital marca Ohaus modelo Adventurer AR1530, tolerancia 0.001 ± 0.0005 g
- Anillo de platino
- Cajas petri

^A La decisión de utilizar estos parámetros se debe a la disponibilidad de equipos, no implica que sean los únicos parámetros que pueden ser utilizados.

La tensión superficial se midió utilizando el método de anillo¹. El equipo consta de una balanza digital y un anillo de platino; el anillo se coloca en un gancho con el que cuenta la balanza digital en la parte inferior, registrándose en la balanza el peso máximo que ejerce cada una de las soluciones en el anillo de platino por efecto de su tensión superficial. Este peso se transforma a tensión superficial mediante la siguiente ecuación¹:

$$\sigma = \frac{Mg}{4\pi R} \times F \quad (\text{B.1})$$

donde:

σ : Tensión superficial del líquido (mN/m)

M : Máximo valor del peso del líquido levantado mediante el anillo (g)

g : Aceleración de la gravedad (9.779416 m/s²)

$\pi = 3.1416$

R : Radio del anillo medido desde el centro del anillo hasta el centro del alambre (0.9536 cm)

F : Factor de corrección.



Figura B.1. Tensiómetro

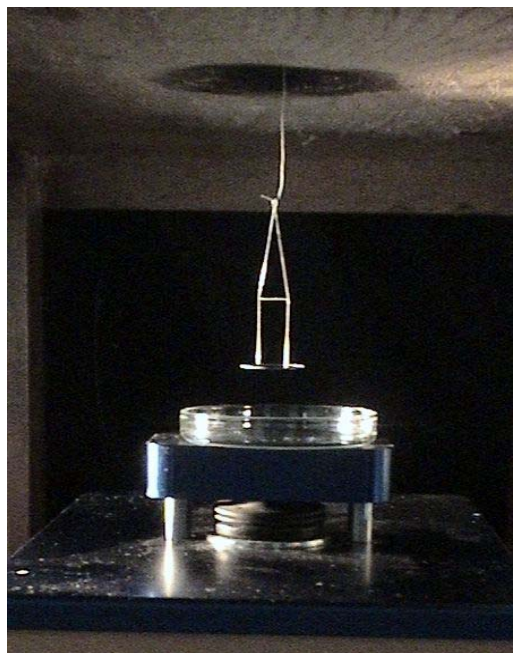


Figura B.2. Anillo de platino

¹ (Harkins, 1930)

B.3 Conductividad

La conductividad eléctrica, se define como la capacidad que tienen las sales inorgánicas en solución (electrolitos) para conducir la corriente eléctrica. El agua pura, prácticamente no conduce la corriente, sin embargo el agua con sales disueltas conduce la corriente eléctrica. Los iones cargados positiva y negativamente son los encargados de conducir la corriente, y la cantidad conducida dependerá del número de iones presentes y de su movilidad. En la mayoría de las soluciones acuosas, entre mayor sea la cantidad de sales disueltas, mayor será la conductividad. La conductividad se midió utilizando un conductímetro digital (Figura B.3). El proceso de medición es instantáneo; se introduce la celda en la muestra y el valor de la conductividad se presenta en la pantalla del equipo. La conductividad es función de la temperatura, por lo que es importante registrar la temperatura a la cual se realiza la medición.

Equipo

- Conductímetro marca Metrohm modelo 1.172.0010



Figura B.3. Conductímetro

B.4 Índice de refracción

Se denomina índice de refracción al cociente de la velocidad de la luz en el vacío y la velocidad de la luz en el medio cuyo índice se calcula, por lo que se trata de un valor adimensional. El índice de refracción es una propiedad física fundamental de una sustancia, por lo que se utiliza frecuentemente para identificar una sustancia, confirmar su pureza, o medir concentraciones. El índice de refracción puede ser medido en sólidos (vidrios y gemas), líquidos y gases. El uso más común es la medición de la concentración de un soluto en una solución acuosa. La medición del índice de refracción se realizó con un refractómetro (Figura B.4). El índice de refracción es sensible a la temperatura, por lo que se debe mantener constante la temperatura en el refractómetro mediante un controlador de temperatura.

Equipo

- Refractómetro marca Carl Zeiss modelo 38188
- Controlador de temperatura marca PolyScience modelo 8005



Figura B.4. Refractómetro

B.5 Turbidez

La turbidez es la falta de transparencia de un líquido, debido a la presencia de partículas en suspensión. Cuantos más sólidos en suspensión haya en el líquido, generalmente se hace referencia al agua, más sucia parecerá ésta y más alta será la turbidez. La turbidez es considerada una buena medida de la calidad del agua, cuanto más turbia, menor será su calidad. La turbidez de un líquido se mide mediante un turbidímetro (Figura B.5). El turbidímetro es un instrumento nefelométrico que mide la turbidez causada por partículas suspendidas en un líquido. Haciendo pasar un rayo de luz a través de la muestra se mide la luz reflejada por las partículas en un ángulo de 90° con respecto al rayo incidente. Las lecturas se dan en NTU (Unidades nefelométricas de turbidez, por sus siglas en inglés)

Equipo

- Turbidímetro digital marca Orbeco – Hellige modelo 965 – 10A, tolerancia $\pm 2\%$



Figura B.5. Turbidímetro

B.6 Valor de pH

El pH es el logaritmo negativo de la actividad de los iones hidrógeno. El pH típicamente va de 0 a 14 en disoluciones acuosas, siendo ácidas las disoluciones con pH menores a 7, y básicas las que tienen pH mayores a 7. El pH = 7 indica la neutralidad de la disolución (siendo el disolvente agua). El valor del pH se midió mediante un pHmetro digital; un pHmetro es un instrumento que mide la diferencia de potencial entre dos electrodos: un electrodo de referencia (generalmente de plata/cloruro de plata) y un electrodo de vidrio que es sensible al ion hidrógeno.

Equipo

- pHmetro marca Oakton serie 2500 (Figura B.6)

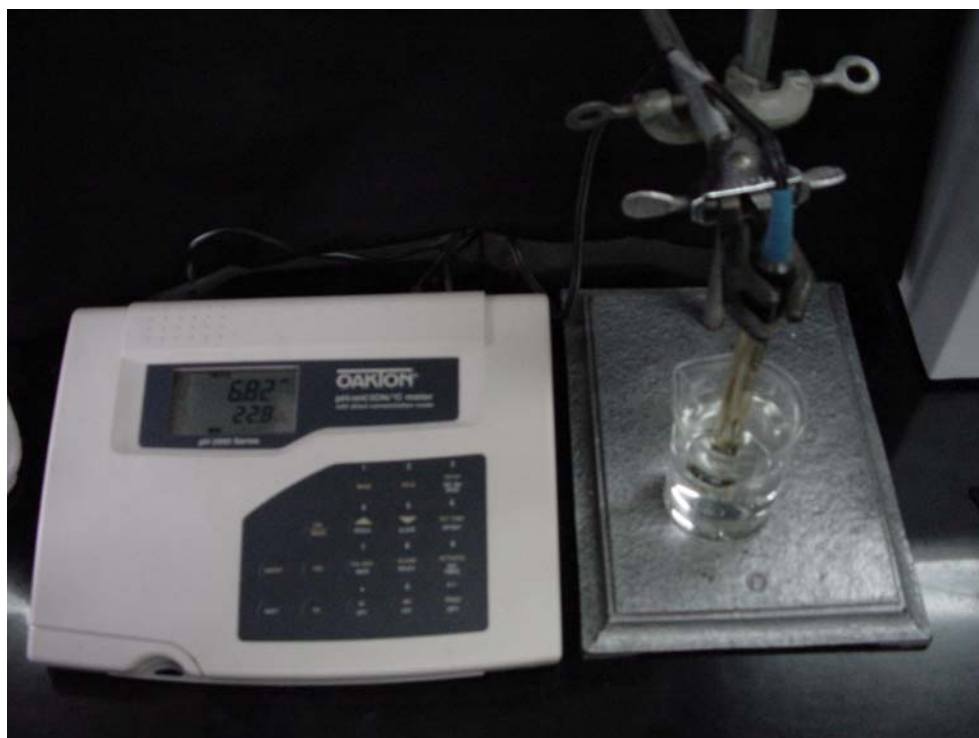


Figura B.6. pHmetro

B.7 Sólidos totales

Se definen a los sólidos totales como los residuos de material que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra y su consecutivo secado en estufa a temperatura definida. Los sólidos totales incluyen los sólidos suspendidos y los sólidos disueltos totales.

Equipo

- Cajas Petri
- Pipeta volumétrica de 5 mL
- Balanza digital marca Shimadzu modelo AW220, tolerancia 1×10^{-4} g

B.8 Referencias

- (1) Harkins, W. y Jordan, A. Method for the determination of surface and interfacial tension from the maximum pull on a ring, Journal of the american chemical society, 52 (1930) 1751 – 1772.

Anexo C

Datos experimentales**C.1 Calibración con sustancias de referencia (jabones y detergentes)****C.1.1 Tensión superficial - composición de jabones y detergentes**

Tabla C.1. Datos de la Figura 4.1

Conc (%p/v)	σ (mN/m)	Desviación
0	70.9	0.651
0.0005	47.5	0.231
0.001	45.1	0.153
0.002	43.1	0.351
0.003	41.3	0.153
0.004	40.4	0.208
0.005	39.5	0.058
0.006	38.3	0.058
0.007	37.3	0.208
0.008	35.8	0.306
0.01	33.8	0.404
0.015	32.1	0.200
0.02	29.6	0.153
0.03	28.4	0.100
0.04	28.0	0.153
0.05	28.0	0.100
0.1	27.8	0.058
0.3	27.6	0.058
0.5	27.4	0.058
0.8	27.3	0.058
1	27.2	0.058

Tabla C.2. Datos de la Figura 4.2

Conc (%p/v)	σ (mN/m)	Desviación
0	71.1	0.208
0.0005	48.1	0.265
0.001	45.9	0.493
0.002	41.2	0.306
0.003	39.5	0.208
0.004	38.3	0.100
0.005	37.0	0.100
0.006	35.9	0.153
0.007	34.1	0.153
0.008	33.0	0.153
0.009	32.2	0.361
0.01	30.6	0.100
0.015	29.4	0.100
0.02	28.5	0.153
0.03	27.9	0.153
0.04	27.4	0.115
0.05	27.0	0.058
0.08	26.9	0.058
0.1	26.9	0.058
0.3	27.0	0.100
0.5	26.8	0.058
0.8	26.9	0.058
1	26.9	0.058

Tabla C.3. Datos de la Figura 4.3

Conc (%p/v)	σ (mN/m)	Desviación
0	66.7	1.193
0.0005	59.6	0.208
0.001	58.3	0.252
0.002	56.3	0.289
0.003	53.2	0.153
0.004	53.1	0.306
0.005	52.0	0.058
0.006	50.6	0.764
0.007	49.7	0.551
0.008	48.4	0.115
0.009	47.8	0.306
0.01	46.3	0.153
0.015	44.1	0.100
0.02	42.0	0.153
0.03	38.0	0.252
0.04	35.1	0.577
0.05	31.9	0.300
0.06	28.9	0.252
0.07	28.5	0.153
0.08	28.1	0.153
0.09	28.1	0.153
0.1	28.0	0.100
0.13	28.0	0.100
0.15	28.0	0.058
0.18	28.1	0.058
0.2	28.1	0.115

Tabla C.4. Datos de la Figura 4.4

Conc (%p/v)	σ (mN/m)	Desviación
0	70.8	0.603
0.0005	53.8	0.351
0.001	47.8	0.500
0.002	45.2	0.404
0.003	44.0	0.321
0.004	43.6	0.100
0.005	43.1	0.153
0.006	42.1	0.208
0.007	40.1	0.306
0.008	38.9	0.200
0.01	37.9	0.208
0.015	35.5	0.153
0.02	35.1	0.300
0.03	33.9	0.208
0.04	33.0	0.153
0.05	32.1	0.200
0.06	31.1	0.153
0.07	30.3	0.058
0.08	29.5	0.058
0.09	28.5	0.153
0.1	28.1	0.058
0.13	27.7	0.058
0.15	27.6	0.100
0.18	27.4	0.058
0.2	27.4	0.058
0.3	27.3	0.100
0.4	27.3	0.000

C.1.2 Conductividad eléctrica – composición para detergentes

Tabla C.5. Datos de la Figura 4.9

Conc (%p/v)	Λ (mS/cm)	Desviación
0	375.4	7.5
0.0005	380.1	7.6
0.001	386	7.7
0.002	393.5	7.9
0.003	408.1	8.2
0.004	414.4	8.3
0.005	421	8.4
0.006	427.3	8.5
0.007	434.7	8.7
0.008	440.6	8.8
0.009	445.4	8.9
0.01	451.5	9.0
0.015	488.3	9.8
0.02	519.2	10.4
0.03	587.5	11.8
0.04	642.4	12.8
0.05	715.3	14.3
0.06	795.9	15.9
0.07	852.1	17.0
0.08	933.7	18.7
0.09	999.8	20.0
0.1	1056	21.1
0.2	1734	34.7
0.3	2441	48.8
0.5	3775	75.5
0.8	5703	114.1
1	6859	137.2

Tabla C.6. Datos de la Figura 4.10

Conc (%p/v)	Λ (mS/cm)	Desviación
0	364.1	7.3
0.0005	386	7.7
0.001	392.4	7.8
0.002	398.3	8.0
0.003	405.1	8.1
0.004	414.5	8.3
0.005	422.7	8.5
0.006	426.2	8.5
0.007	436.4	8.7
0.008	447.8	9.0
0.009	458.2	9.2
0.01	469.4	9.4
0.015	487.3	9.7
0.02	506.5	10.1
0.03	544.3	10.9
0.04	619.4	12.4
0.05	707.9	14.2
0.06	795.8	15.9
0.07	890.4	17.8
0.08	954.4	19.1
0.09	1028	20.6
0.1	1105	22.1
0.2	1903	38.1
0.3	2741	54.8
0.5	4193	83.9
0.8	6797	135.9
1	8182	163.6

C.1.3 Índice de refracción – composición para detergentes

Tabla C.7. Datos de la Figura 4.11

Conc (%p/v)	IR	Desviación
0	1.3330	0.0133
1	1.3345	0.0133
2	1.3355	0.0134
3	1.3370	0.0134
4	1.3390	0.0134
5	1.3400	0.0134

C.2 Separación de tensoactivos en muestras problemas por rectificación en espuma

Tabla C.8. Datos de las Figuras 4.13 a 4.17

tiempo (min)	Flujo de aire (mL/min)	pH	Desv.	$\sigma_{20^{\circ}\text{C}}$ (mN/m)	Desv.	Turbidez (NTU)	Desv.	Λ (mS/cm)	Desv.	Vol. R. (mL)	Desv.
75	80	9.37	0.04	38.969	0.290	19.8	1.5	0.990	0.003	5.6	0.3
75	60	9.40	0.02	37.966	0.050	20.5	2.4	1.015	0.002	5.1	0.2
75	40	9.48	0.03	36.896	0.200	20.8	0.6	1.029	0.002	1.9	0.2
75	20	9.60	0.03	34.286	0.200	20.3	1.1	1.043	0.001	0.9	0.2
60	80	9.42	0.01	37.829	0.050	21.9	2.0	1.010	0.003	4.6	0.1
60	60	9.45	0.01	37.077	0.050	21.1	1.4	1.031	0.002	3.9	0.2
60	40	9.56	0.01	35.929	0.500	21.4	3.7	1.042	0.002	1.2	0.1
60	20	9.62	0.02	33.573	0.050	21.2	1.1	1.053	0.002	0.9	0.1
45	80	9.50	0.02	36.792	0.100	25.2	0.9	1.030	0.002	4.1	0.1
45	60	9.55	0.02	36.189	0.300	22.3	2.1	1.047	0.002	3.0	0.2
45	40	9.62	0.02	34.793	0.200	22.6	1.1	1.055	0.002	0.8	0.1
45	20	9.72	0.01	32.946	0.200	23.3	1.3	1.064	0.001	0.5	0.1
30	80	9.55	0.02	35.883	0.050	25.7	2.0	1.051	0.003	3.8	0.1
30	60	9.64	0.01	34.738	0.050	30.5	2.8	1.063	0.002	2.4	0.2
30	40	9.69	0.01	34.024	0.050	30.2	2.7	1.069	0.002	0.5	0.0
30	20	9.74	0.02	32.260	0.050	29.8	3.0	1.074	0.002	0.3	0.0
15	80	9.65	0.02	33.786	0.050	30.5	0.8	1.075	0.001	2.9	0.1
15	60	9.74	0.01	33.153	0.050	30.9	0.8	1.079	0.001	1.7	0.2
15	40	9.81	0.01	32.115	0.300	30.8	3.5	1.082	0.001	0.3	0.0
15	20	9.88	0.02	31.825	0.050	36.1	1.5	1.084	0.001	0.1	0.0

C.3 Reacción – adsorción con hidróxido de calcio

Tabla C.9. Datos de las Figuras 4.19, 4.20, 4.21 y 4.25

[Ca(OH) ₂] (g/500mL)	pH	Desv.	Λ (mS/cm)	Desv.	Turbidez (NTU)		σ (mN/m)	Desv.	Sólidos totales (mg/L)	
					Desv.	Desv.			Desv.	Desv.
0	10.26	0.19	1.205	0.210	73	2	31.2	0.2	2192	192
1	12.53	0.60	3.105	0.130	3.5	1.5	42.9	1.6	469	60
2	12.95	0.62	6.109	0.120	1.2	0.2	48.4	1.5	1512	85
3	12.97	0.64	6.956	0.390	3.5	1.1	47.3	0.9	1746	23
4	13.04	0.65	7.545	0.300	3.2	0.9	49.2	0.8	1936	20
5	13.02	0.70	8.146	0.180	5.4	2.2	51.7	2.1	2262	110
6	13.08	0.67	8.573	0.160	2.0	0.6	52.6	3.3	2258	68

Tabla C.10. Datos de la Figura 4.22

Solución acuosa			Solución saturada de hidróxido de calcio		
fracción peso (w)	σ (mN/m)	Desv.	fracción peso (w)	σ (mN/m)	Desv.
4.01E-06	54.4	1.1	3.94E-06	55.2	1.1
4.68E-06	51.8	1.0	4.27E-06	54.9	1.1
5.35E-06	50.0	1.0	4.68E-06	54.3	1.1
6.02E-06	48.9	1.0	5.59E-06	52.9	1.1
6.68E-06	48.3	1.0	6.81E-06	51.4	1.0
7.35E-06	47.5	0.9	7.64E-06	50.5	1.0
8.02E-06	46.8	0.9	8.57E-06	49.6	1.0
8.69E-06	46.3	0.9	9.90E-06	48.4	1.0
9.36E-06	46.0	0.9	1.03E-05	47.9	1.0
1.00E-05	45.5	0.9	1.05E-05	47.8	1.0
1.07E-05	45.4	0.9	1.07E-05	47.6	1.0
1.14E-05	45.2	0.9	1.10E-05	47.4	0.9
1.20E-05	45.0	0.9	1.13E-05	47.1	0.9
1.27E-05	45.0	0.9	1.16E-05	46.9	0.9
1.34E-05	45.0	0.9	1.22E-05	46.4	0.9
1.47E-05	44.8	0.9	1.29E-05	46	0.9
1.60E-05	44.8	0.9	1.39E-05	45.4	0.9
			1.45E-05	45.3	0.9
			1.71E-05	45.2	0.9

Tabla C.11. Datos de la Figura 4.24

[Ca(OH) ₂] (g/500mL)	σ (mN/m)	Desv.
0	44.9	0.3
1	44.9	0.2
2	46.1	0.2
3	48.0	0.7
4	48.8	0.7

C.4 Precipitación con dióxido de carbono

Tabla C.12. Datos de las Figura 4.26

Altura	pH	Desv.	Λ (mS/cm)	Desv.	Turbidez inicial (NTU)	Desv.	Turbidez a 30min. (NTU)	Desv.	σ (mN/m)	Desv.	Sólidos Totales (mg/L)	Desv.
13.5	7.02	0.24	1.108	0.08	18.9	7.6	0.9	0.25	44.9	0.26	933	179
21	8.79	0.07	1.036	0.08	26.6	1.31	0.9	0.2	48.4	1.17	740	208
30	10	0.42	0.921	0.04	29.7	0.55	0.9	0.1	51.9	0.81	653	155

Tabla C.13. Datos de las Figura 4.27^a, 4.27b, 4.28 y 4.29. Tiempo = 5 min

Gastos (mL/min)	pH	Desv.	Λ (mS/cm)	Desv.	Turbidez inicial (NTU)	Desv.	Turbidez a 30min. (NTU)	Desv.	σ (mN/m)	Desv.	Sólidos Totales (mg/L)	Desv.
20	10	0.42	0.921	0.04	29.7	0.55	0.9	0.1	51.9	0.81	653	155
40	8.04	0.29	1.25	0.05	3	0.15	0.73	0.03	47.7	0.25	980	53
60	7.26	0.08	1.673	0.08	2.02	0.18	0.57	0.05	44.3	0.21	1220	243
80	7.11	0.29	1.957	0.04	1.02	0.08	0.46	0.05	43.9	0.15	1460	211

Tabla C.14. Datos de las Figura 4.27^a, 4.27b, 4.28 y 4.29. Tiempo = 10 min

Gastos (mL/min)	pH	Desv.	Λ (mS/cm)	Desv.	Turbidez inicial (NTU)	Desv.	Turbidez a 30min. (NTU)	Desv.	σ (mN/m)	Desv.	Sólidos Totales (mg/L)	Desv.
20	7.97	0.13	1.422	0.05	8.27	0.74	0.85	0.06	44.1	0.1	1033	83
40	6.69	0.05	1.712	0.1	2	0.11	0.55	0.04	43.7	0.15	1620	173
60	6.43	0.04	1.841	0.02	0.9	0.02	0.46	0.01	43	0.32	1500	20
80	6.35	0.02	1.948	0.03	0.53	0.02	0.42	0.02	47.1	0.86	1680	60

Tabla C.15. Datos de las Figura 4.27^a, 4.27b, 4.28 y 4.29. Tiempo = 15 min

Gastos (mL/min)	pH	Desv.	Λ (mS/cm)	Desv.	Turbidez inicial (NTU)	Desv.	Turbidez a 30min. (NTU)	Desv.	σ (mN/m)	Desv.	Sólidos Totales (mg/L)	Desv.
20	6.57	0.03	1.517	0.03	6.77	0.4	0.69	0.03	46.2	0.45	1200	140
40	6.39	0.02	1.752	0.03	0.81	0.03	0.54	0.02	47.4	0.4	1533	214
60	6.36	0.02	1.854	0.03	0.62	0.02	0.46	0.01	47.4	0.25	1547	133
80	6.29	0.01	1.964	0.03	0.56	0.01	0.44	0.02	47.3	0.61	1560	174

Glosario

- A: Área superficial
- ABS: Alquilbencensulfonatos de cadena ramificada
- CAS: Chemical abstracts Service
- C_F : Concentración de la alimentación
- C_Q : Concentración de la espuma colapsada
- C_W : Concentración del tensoactivo en el seno de la solución
- cmc: Concentración micelar crítica
- CTAB: Bromuro de hexadeciltrimetilamonio
- D: Coeficiente de difusión del tensoactivo
- DBO_5 : Demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días
- DO: Oxígeno disuelto
- DQO: Demanda química de oxígeno
- DQO_{co} : Demanda química de oxígeno coloidal
- DQO_{dis} : Demanda química de oxígeno disuelta
- DQO_{ss} : Demanda química de oxígeno suspendido
- DQO_t : Demanda química de oxígeno total
- E: Modulo de elasticidad de Gibbs
- F: Energía libre de Helmholtz; alimentación
- G: Energía libre de Gibbs; gasto de aire
- g: Aceleración debida a la fuerza de gravedad
- H: Entalpía
- LAS: Alquilbencensulfonatos de cadena líneal
- M: Máximo valor del peso del líquido levantado mediante el anillo
- n_i^ϕ : Número de moles del componente i en la fase ϕ
- NF-12: Nonil fenol etoxilado de doce moles
- NTU: Unidades nefelométricas totales
- P: Presión
- q: Calor del sistema
- Q: Flujo volumétrico de la espuma

- R: Constante del gas ideal; radio
- S: Entropía
- SBR: Sistema secuencial de reactores por lotes
- SS: sólidos suspendidos
- T: Temperatura
- TKj-N: Concentración total de nitrógeno Kjeldahl
- TN: Nitrógeno total
- TP: Fósforo total
- TRH: Tiempo de residencia hidráulica
- U: Energía interna del sistema
- U^i : energía interna de la fase i
- UASB: upflow anaerobic sludge blanked
- V: Volumen
- w : Trabajo del sistema
- x_i : Fracción mol del componente i
- “X*”: Variable superficial
- Γ_i : Cantidad de la especie i por unidad de área en la interfase
- Γ_{\max} : Concentración máxima de superficie
- Γ_w : Concentración de superficie en exceso
- λ_+^0 : Conductividad eléctrica del catión
- λ_-^0 : Conductividad eléctrica del anión
- μ : Potencial químico
- μ_i^ϕ : Potencial químico del componente i en la fase ϕ
- Ω : Ángulo sólido
- π : Presión de superficie
- π^0 : Presión máxima de superficie
- θ : Fracción de sitios ocupados en la superficie
- ρ : Densidad
- σ : Tensión superficial de la mezcla soluto – solvente a cualquier composición
- σ_1^0 : Tensión superficial del solvente puro