

2 Epa

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA



EXAMENES PROFESIONALES
FAC. DE QUIMICA

TRATABILIDAD DE DETERGENTES EN AGUAS
RESIDUALES Y PLANTEAMIENTO PARA EL
CAMBIO DE ELABORACION DE DETERGENTES

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERA QUIMICA
P R E S E N T A
ESTHER NICANOR PALMER



MEXICO, D.F.

1994

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



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 está 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.

*A mis queridos padres
con todo cariño porque gracias
a ellos he logrado mi realización
profesional.*

*A mis hermanos y familiares
por todo el apoyo que me han
brindado.*

*Por la valiosa dirección en
la realización de este trabajo
a la Dra. Ma. Teresa Orta L.
con gratitud y reconocimiento
a sus valores humanos y
profesionales.*

*A todos mis amigos
por su amistad y la
ayuda que me han dado.*

JURADO ASIGNADO SEGUN TEMA:

PRESIDENTE: Prof: Jesús González Pérez
VOCAL: Prof: Maria Teresa Orta Ledesma
SECRETARIO: Prof: Jose Alejandro Baeza Reyes
1er. SUPLENTE: Prof: Rodolfo Torres Barrera
2do. SUPLENTE: Prof: Lucia Hernandez Garciadiago

El presente trabajo se llevó a cabo en:

- La Coordinación de Ingeniería Ambiental del Instituto de
Ingeniería, UNAM

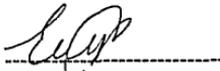
ASESOR DEL TEMA:

Dra. Ma. Teresa Orta Ledesma



SUSTENTANTE:

Esther Nicanor Palmer



CONTENIDO

INTRODUCCION		
1.	ANTECEDENTES	1
1.1	<i>Situación Mundial</i>	1
1.2	<i>Situación en México</i>	6
2.	DETERGENTES	11
2.1	<i>Definición</i>	11
2.2	<i>Composición de los detergentes</i>	11
	1) Surfactantes	11
	2) Aditivos	12
2.2.1	Propiedades surfactivas de los detergentes	13
2.2.2	Presentación comercial de los detergentes	15
2.3	<i>Clasificación de los agentes tensoactivos</i>	16
2.3.1	Tensoactivos iónicos	16
	a) Surfactantes aniónicos	16
	b) Surfactantes catiónicos o jabones invertidos	20
2.3.2	Tensoactivos no iónicos	21
2.3.3	Tensoactivos anfotéricos	22
2.4	<i>Sectores industriales que utilizan tensoactivos</i>	22
2.5	<i>Resumen del proceso químico para la obtención de la base activa (DDB)</i>	24
2.6	<i>Alternativas técnicas de producción de ABL en México</i>	27
2.7	<i>Situación y perspectivas de la industria de los detergentes</i>	33
2.8	<i>Fósforo como aditivo, alternativas de cambio</i>	38
	2.8.1 Acción del fósforo en detergentes	40
	2.8.2 Efectos indeseables en el medio ambiente	41
	2.8.3 Métodos para el control de la eutroficación	48

2.8.4	Productos alternativos de sustitución de fosfatos	51
2.8.4.1	Zeolitas (sintéticas y naturales)	53
2.8.4.2	Las zeolitas en México	54
2.8.5	Aspectos industriales (Tecnológicos y otros)	56
2.8.5.1	Posibilidad de adaptación en la industria para mejora del ambiente	57
2.8.5.2	Métodos técnicos del proceso para la reducción de impactos	58
3.	TRATABILIDAD DE LOS DETERGENTES	61
3.1	<i>Biodegradabilidad</i>	66
3.1.1	Constantes de biodegradabilidad biológica	68
3.1.2	Magnitud de la biodegradabilidad	71
3.1.3	Degradación última	73
3.2	<i>Efectos secundarios producidos por los detergentes en los procesos de tratamiento de aguas residuales</i>	77
3.2.1	Plantas de tratamiento de agua residual de México	78
3.3	<i>Estimación de costos de tratamiento para la reducción de detergentes y fósforo en caso de no cambiar la formulación</i>	80
3.3.1	Puntos a considerarse	80
3.3.2	Costos de inversión	83
4.	DIAGNOSTICO Y EVALUACION DE DETERGENTES EN DOS CUENCAS HIDROLOGICAS: LERMA-SANTIAGO Y LA CUENCA DEL VALLE DE MEXICO	91

4.1	<i>Antecedentes</i>	91
4.2	<i>Campañas de muestreo</i>	93
4.2.1	Ciudad de Guadalajara	94
4.2.2	Ciudad de México	102
4.3	<i>Resultados de las campañas</i>	110
4.3.1	Ciudad de Guadalajara	111
4.3.2	Ciudad de México	116
4.4	<i>Discusión sobre las campañas de muestreo realizadas en la investigación</i>	117
4.4.1	Lago de Chapala	117
4.4.2	Sistema de agua potable Miravalle	118
4.4.3	Planta de tratamiento Chapala	118
4.4.4	Planta de tratamiento Cerro de la Estrella	118
5.	CONCLUSIONES	121
6.	BIBLIOGRAFIA	123

LISTA DE TABLAS

1.1	Efectos ecológicos de surfactantes en la vida acuática	2
1.2	Aportación de fósforo en % en la República Mexicana por diferentes orígenes	6
2.1	Composición de detergentes	13
2.2	Composición de detergentes en México	14
2.3	Clasificación de surfactantes por su carga iónica	17-18
2.4	Aplicaciones industriales de los tensoactivos	23-24
2.5	Plantas petroquímicas productoras de dodecilbenceno en México	25
2.6	Proceso para la producción de dodecilbenceno (DDB)	26
2.7	Propiedades típicas del benceno y alfa-olefinas	30
2.8.	Propiedades típicas del ácido fluorhídrico	30
2.9	Ventajas en el proceso de producción de ABL	31
2.10	Consumo de tensoactivos en Europa, Japón y Rusia	34
2.11	Producción de detergentes en polvo en México de 1981 a 1993	35
2.12	Producción de dodecilbenceno en México de 1980 a 1985	36
2.13	Producción de dodecilbenceno en México de 1986 a 1990	37
2.14	Composición de los elementos necesarios para el crecimiento de las algas	44

3.1	Procesos que se aplican para la reducción de detergentes presentes en el agua residual	76-77
3.2	Plantas de tratamiento de México con elevadas concentraciones de SAAM y PO ₄	80
3.3	Indices de costos de construcción y operación y mantenimiento	83
3.4	Número de salarios mínimos para el personal en la operación y mantenimiento en una planta de tratamiento	87
3.5	Costos unitarios de los trenes de tratamiento de aguas residuales con procesos seleccionados para la eliminación de fósforo	88
3.6	Costos unitarios de los trenes de tratamiento de aguas residuales con procesos seleccionados para la eliminación de detergentes	89
3.7	Costos unitarios de los trenes de tratamiento de aguas residuales con procesos seleccionados para la eliminación de detergentes	90
4.1	Características generales del Lago de Chapala	96
4.2	Sitios de muestreo	97
4.3	Planta de tratamiento de Chapala	100-101

LISTA DE FIGURAS

2.1	Gota de aceite, rodeada por una fase acuosa, sobre un soporte sólido	15
2.2	Fórmula de surfactantes aniónicos	19
2.3	Diagrama de flujo de proceso de producción de DDB	27
2.4	Diagrama de flujo de proceso para la producción de ABL	32
2.5	Producción de dodecibenceno en México	37
2.6	Producción y consumo aparente de tripolifosfatos de sodio en México	39
2.7	Consumo de la industria detergentera en México	40
2.8	Zonas de calidad con respecto a la concentración de fósforo	42
2.9	Ciclo del fósforo en lagos	46
2.10	Factores que afectan el equilibrio del fósforo	46
3.1	Curvas de crecimiento biológico y utilización del sustrato en sistemas batch	69
3.2	Representación de las constantes de síntesis y respiración endógena	70
3.3	Biodegradación de ABS con 12 carbonos e isómeros individuales	72
3.4	Secuencia de reacción de la oxidación omega	74
3.5	Secuencia de reacciones de la oxidación beta catalizadas por sus propias enzimas y activadores	75

4.1	Localización del Acueducto Chapala-Guadalajara y la planta potabilizadora	95
4.2	Localización de los puntos de muestreo en el Lago de Chapala campaña de abril de 1993	98
4.3	Esquema general de la PTAR de "Cerro de la Estrella"	104

ANEXO A1

LISTA DE TABLAS

A1.1	Concentración de SAAM en Acueducto-Chapala -	130
A1.2	Resultados de los análisis físico-químicos de muestras en el Lago de Chapala	131
A1.3	Concentración de SAAM en la potabilizadora	132
A1.4	Resultados de la caracterización del influente y efluente de la planta potabilizadora "Miravalle"	133
A1.5	Concentración de SAAM en la planta de tratamiento de agua residual	134
A1.6	Características físico-químicas del influente y efluente	135
A1.7	Concentración de COT en L. Chapala-Lerma	136
A1.8	Concentración de COT en Acueducto-Chapala	137
A1.9	Concentración de COT en la Potabilizadora	138
A1.10	Concentración de COT en la Planta de Tratamiento de agua residual	139
A1.11	Concentración de SAAM y COT en la Planta de Tratamiento "Cerro de la Estrella"	140
A1.12	Características Físico-químicas del Influyente y Efluente	142

LISTA DE FIGURAS

A1.1	Acueducto-Lago de Chapala	130
A1.2	Potabilizadora	132
A1.3	Planta de tratamiento de agua residual	134
A1.4	L. Chapala-Lerma	136
A1.5	Acueducto-Lago de Chapala	137
A1.6	Potabilizadora	138
A1.7	Planta de Tratamiento de Agua Residual	139
A1.8	Planta de Tratamiento "Cerro de la Estrella" (SAAM)	140
A1.9	Planta de Tratamiento "Cerro de la Estrella" (COT)	140

ANEXO A2

A2.1	Carbón orgánico total	144
	A2.1.1 Material	144
A1.3	Agentes tensoactivos (Método de azul de metileno)	146
	A2.2.1 Material	146
	A2.2.2 Procedimiento	148
	A2.2.3 Cálculos	149

INTRODUCCION

La contaminación ambiental es actualmente un problema mundial, debido a que afecta a la flora y fauna. Siendo uno de los principales contaminantes, los ocasionado por los detergentes de baja biodegradación. En los últimos diez años a nivel mundial, la industria que produce detergentes a experimentado una evolución por el incremento en el uso de los detergentes tanto domésticos como industriales, que causan un alto índice de contaminación en el ambiente por los productos sintéticos de baja biodegradación empleados en su manufactura que se vierten en los drenajes, pasando como aguas residuales a contaminar ríos, lagos y mares, afectando la flora y fauna acuática. Por lo anterior varios países industrializados están produciendo detergentes sintéticos de alta biodegradación con objeto de disminuir dicha contaminación.

Mientras que en nuestro país la elaboración de los detergentes en polvo que actualmente se consumen mediante distintas marcas y presentaciones comerciales, emplean en su producción tanto ABS (parte activa del detergente no biodegradable) y LAS (parte activa del detergente biodegradable) pero no como resultado de restricciones normativas de protección ecológica que obliguen a este tipo de industrias el cambio de ABS a LAS, si no porque la producción de dodecibenceno (materia base del detergente no biodegradable) no cubre la demanda nacional.

Un punto también importante, en cuanto a impacto ambiental en México con respecto a los detergentes, lo constituye la aportación de fósforo, que se ha visto reflejada en una proliferación de maleza acuática en cuerpos de agua, ocasionando con esto la contaminación de varias cuencas de nuestro país.

Por otra parte, de la revisión de los antecedentes en México en cuanto a estudios relacionados con este tema, se concluye que estos fueron hechos con el enfoque puntual de pruebas de laboratorio, valiéndose de bioensayos en peces y plantas con el objeto de comparar la toxicidad de ABS y del LAS. De las investigaciones realizadas en México se puede argumentar que la presencia de los detergentes en aguas residuales y superficiales representan efectos considerables, y de no tomar las medidas necesarias tanto en el tratamiento como en la elaboración, los problemas pueden volverse críticos.

El objetivo que se plantea con el presente estudio está enfocado a realizar la evaluación y diagnóstico de la presencia de compuestos tensoactivos y fosfatados en la cuenca de Lerma-Chapala y la del Valle de México, se seleccionaron estas porque presentan un alto nivel de contaminación urbano-industrial y en las cuales es de esperarse concentraciones importantes de detergentes, así también se contempla la evaluación de la eficiencia que se tiene en la remoción de este tipo de contaminantes en las plantas de tratamiento instaladas de agua residual y agua potable relacionados con los mismos.

La aportación de este estudio se basa en el enfoque integral de asociar los problemas que generalmente se tienen en las plantas de tratamiento con la presencia de este tipo de contaminantes en el agua, considerando además el incremento que ocasionan en el costo unitario de tratamiento para la remoción de este tipo de contaminantes. Así mismo, se establece y apoya el cambio en la formulación en los detergentes en un mediano y largo plazo.

1. ANTECEDENTES.

1.1 Situación mundial

La producción industrial de los detergentes sintéticos comenzó a desarrollarse en Alemania en 1933, (García Domínguez, 1982) a partir del alquil naftaleno sulfonado (Kerfoot & Flammer, 1975).

Simultáneamente, en Estados Unidos se empezó también en la síntesis de alquilarilsulfonatos (García Domínguez, 1982) y en 1930 comenzó la producción de tensoactivos por la National Aniline Corporation y más tarde por Procter & Gamble y por Du Pont de Nemours & Co.

Anteriormente todos los surfactantes eran elaborados a partir de grasas y aceites naturales pero la gran demanda que tenían estos productos por la industria textil, además de los problemas que presentaba Alemania al terminar la 1ª Guerra Mundial por la escasez de materias grasas naturales dio como resultado que los investigadores alemanes realizaran una investigación intensa obteniendo, con ello, las bases para la fabricación de detergentes sintéticos.

En los siguientes años se desarrollaron otros tipos de surfactantes como: sulfatos de alcoholes grasos, alcanos sulfonados y otros, sin embargo estos productos no tuvieron gran auge en el mercado.

Hasta 1940 en Estados Unidos, se llevaron a cabo importantes trabajos de desarrollo, en gran parte basados en acuerdos con las industrias, Farbenindustrie y BöhmeFettechemie, pero la 2ª Guerra Mundial cortó estas relaciones y cada uno de estos dos países tuvo que seguir su propia trayectoria. En Alemania la investigación se dirigió a la fabricación de Mersolatos (obtenidos por sulfonación de hidrocarburos de síntesis), mientras que en Estados Unidos el desarrollo de los tensoactivos sintéticos no se produjo por falta de materias grasas, sino por el reconocimiento de sus ventajas cualitativas frente a los jabones en cuanto a la resistencia al agua dura (García Domínguez, 1982). Por otra parte, la abundancia de petróleo orientó la investigación hacia productos derivados de esta nueva materia prima.

Pero fue el descubrimiento y la introducción de tripolifosfatos y la carboximetil celulosa en 1947 en Estados Unidos lo que decidió el paso de los tensoactivos sintéticos de la industria textil al lavado doméstico. De esta manera quedó cerrado un ciclo: una investigación de base efectuada en Estados Unidos, consiguió alcanzar en Alemania un desarrollo industrial y práctico (Fig 1.1).

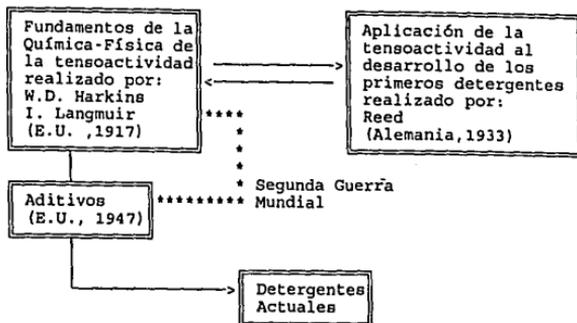


Fig. 1.1 Ciclo de la investigación en el desarrollo de los detergentes (García Domínguez, 1982).

En esta época todos los países industrializados se lanzan a la fabricación de detergentes sintéticos pasando de una tecnología incipiente a un estudio tecnológico tanto sofisticado como dinámico, por lo que se sintetizaron los tensoactivos de cadenas de hidrocarburos grandes (ABS): los alquilbenceno derivados del tetrámero de propileno y del benceno cuyo proceso era fácil y de bajo costo.

Con el paso de los años esta industria fue creciendo cada día más, hasta 1964 cuando una serie de factores, influyeron significativamente ajustando su formulación de acuerdo a factores ecológicos (Impacto ambiental), económicos (Opciones para la producción de la base activa) y de seguridad (Normatividad).

Los factores ecológicos, surgieron de la necesidad de ingredientes activos rápidamente biodegradables, ya que la contaminación por detergentes en los cuerpos de agua se incrementaba presentando diversos ordenes de impacto ambiental. Se han efectuado numerosos estudios acerca del impacto negativo de los surfactantes aniónicos sobre organismos acuáticos, encontrándose, concentraciones que de acuerdo a las condiciones particulares de la especie, varían ampliamente como puede observarse en la Tabla 1.1

TABLA 1.1 EFECTOS ECOLOGICOS DE SURFACTANTES EN LA VIDA ACUÁTICA

SURFACTANTE	ESPECIE	CONCENTRACION (MG/L)	EFFECTOS	REFERENCIAS
Alquil bencen sulfonato de sodio	ALGAS			
	1. Patamo geton	2.5	Inhibición del crecimiento	Klein L 1957
2. Daphia magna	0.07	Himiya I, 1991		
Alquil bencen sulfonato de sodio	PECES			
	1. Pimephales notatus	0.86-12.3	LC ₅₀ , (95hr)	Himiya I, 1991
	2. Cirrhina mrigala	0.014	tóxico	Himiya I, 1991

Gard-Terech y Palla (Himiya I, 1991) compararon la toxicidad de LAS y ABS ramificado para *Daphnia magna* y para peces de la especie *Brachydanio rerio*, concluyendo que si permanece en solución el LAS es tres veces más tóxico para ambas especies que el ABS.

Acorde con lo anterior, en estudios realizados en México, sobre especies como la carpa de Israel (*Cyprinus carpio*), mojarra (*Tilapia melanopleura*) y trucha (*Salmo gairdneri*), se obtuvo que el alquil bencen sulfonato en todas sus formas, que se fabrica en nuestro país, tiene efectos menos tóxicos sobre las especies antes mencionadas que el LAS en solución. En la practica el efecto del LAS se minimiza, ya que no permanece en solución puesto que se biodegrada.

Sin embargo los surfactantes ABS contaminan las aguas residuales porque no tienen la propiedad de ser biodegradables, debido a su estructura química formada de cadenas de hidrocarburos ramificados, los cuales solo pueden ser atacados por los microorganismos después de mucho tiempo y trae como consecuencia: persistencia en el medio en el que se encuentre (acuático o terrestre), que se refleja en toxicidad y trastornos genéticos y teratogenéticos, de mayor magnitud que los efectos presentados por el LAS.

Por ejemplo en aguas superficiales, antes de darse el cambio a los LAS, los valores de ABS encontrados oscilaban generalmente de 0.5 a 6 mg/l, y se han publicado concentraciones hasta de 50 mg/l, como en el caso del Río Ohio (Salle & Fairling, 1956).

Después de una serie de estudios y análisis en ríos donde desembocan aguas residuales, se encontraron cantidades apreciables de propilen bencen sulfonato de sodio (Hawley C, 1966), uno de los primeros surfactantes usados, después de los alquil naftalenos sulfonados.

Como se mencionó anteriormente en los países avanzados la industria cambió alrededor de (1964-65), de los compuestos con cadenas ramificadas alquil bencen sulfonato de sodio (ABS) a los de cadena lineal alquil bencen sulfonato de sodio (LAS), de igual forma que los alcoholes ramificados fueron reemplazados por los de cadena lineal.

Además, en 1965 se detectó que el uso de fosfatos como constructores y agentes secuestrantes en los detergentes (Segales & William, 1975) aceleran en los lagos y ríos el proceso de eutroficación (Derr P.F, 1975), que es llamado también envejecimiento prematuro.

Los factores económicos, han tenido su peso en el caso de decidir la opción de producción de los surfactantes ya que la materia prima para la fabricación de estos se obtienen de productos derivados de la petroquímica, cuyo costo se abate cuando se utilizan mezclas como la de benceno-tolueno en lugar de solo benceno. Por último cabe señalar que a raíz de todos los estudios realizados de impacto en cuerpos de agua, se determinaron normas de seguridad para algunas especies acuáticas.

1.2 Situación en México

Por lo que respecta a nuestro país en 1926, la Geografía Nacional reportó cerca de 15 empresas jaboneras que representaban 27.2 % de las industrias instaladas en el país.

En 1934 la compañía Colgate-Palmolive compra dos pequeñas fábricas jaboneras en la Ciudad de México, la del inglés Charles John y la del norteamericano Koenight. A partir de entonces se genera su expansión y el consiguiente enfrentamiento con La Esperanza que hasta entonces había controlado el mercado nacional, pero los recursos de la nueva empresa y la tecnología la convierten en la empresa más importante del ramo (Gómez Jara, 1978).

En 1948 se instala la Procter & Gamble, tradicional competidora de la Colgate-Palmolive, tanto en la producción de los recién introducidos detergentes como en las demás ramas de la jabonería.

El número de empresas nacionales jaboneras desciende, y esto se debe a la aparición y consolidación de las más importantes empresas monopolísticas estadounidenses.

En 1950, los detergentes sintéticos gracias a las campañas publicitarias, desplazan a los jabones. Mientras que en los años 60' México se transforma en la vía libre para el crecimiento de las multinacionales en México, que para 1974 controlan la producción de detergentes, cerca del 95% .

Actualmente los productos de la industria nacional de jabones y detergentes abastecen prácticamente al 100% del Mercado Nacional, mediante una amplia gama de presentaciones, tipos, variedades y marcas. En términos generales, la industria utiliza el 79.5 % de su capacidad instalada.

Este sector cuenta con tecnologías avanzadas y con dos de las plantas más grandes del mundo lo que le ha permitido ofrecer precios competitivos y abastecer al mercado interno. Las ventas en el mercado interno se concentran en un 90% en las tiendas de autoservicio, comercios y un 10% en lavanderías.

Como se mencionó anteriormente el detergente surgió como respuesta por parte de la tecnología, debido a la escasez de oleaginosas que padecen algunas naciones como Alemania o los Estados Unidos, pero paradójicamente se difunde e impone en las naciones productoras de oleaginosas. A ello debemos agregar que las fórmulas para la fabricación de los detergentes difiere de una región a otra. Por lo que tenemos que en Alemania y los Estados Unidos la legislación obliga a utilizar materias primas no contaminantes para el medio ambiente, mientras que en nuestro país ocurre lo contrario debido a la inexistencia de alguna reglamentación al respecto.

La elaboración de los detergentes en polvo y líquido, que actualmente se consumen en México mediante distintas marcas comerciales, emplea en su elaboración tanto ABS como LAS y esto no como resultado de restricciones normativas de protección ecológica que obliguen a la industria al cambio de ABS a LAS, sino de falta de capacidad de la producción Nacional de abastecer las demandas del surfactante no biodegradable ABS.

La industria de los detergentes compra en el mercado Nacional a Pemex el producto básico que es el Dodecilbenceno ramificado (DRB) el cual ya en sus propias instalaciones es sulfonado con ácido sulfúrico (H_2SO_4) o Oleum y neutralizado con hidróxido de sodio (NaOH) para obtener el Dodecil benceno sulfonato de sodio (ABS), que se utiliza como surfactante en la elaboración del detergente. En el caso del LAS, el IMP ha hecho desde 1984, ya algunas experiencias en cuanto a la posibilidad de conversión del proceso de obtención del DBR a ABL, aún no se produce a nivel industrial, por lo cual la industria cubre la demanda importando ABL, el cual por las condiciones de mercado le resulta más barato importar.

De acuerdo a lo anterior, se puede deducir que la producción en México de detergentes, basándose en los datos de oferta y demanda de DBR, y producción de detergentes, para 1990 corresponde aproximadamente en un 76.3% de la producción Nacional a ABS no biodegradable y en un 23.6% a LAS biodegradable.

Un punto importante, en cuanto a impacto ambiental en nuestro País con respecto a los detergentes, lo constituye la aportación de fósforo, que se ha visto reflejada en una proliferación de malezas acuáticas en Cuerpos de agua como presas y lagos (24% de la superficie invadida), canales y drenes (27 y 64% de superficie invadidas respectivamente).

Esto ocasiona problemas tales como: la pérdida de agua por evapotranspiración, inhibición con los procesos de fotosíntesis y reaeración, necesarios para la autodepuración de las aguas y dificulta la operación de los canales de los sistemas de riego.

En el proceso de evaluación e identificación de causas y efectos se estima que aproximadamente el 42% del fósforo presente en el agua residual proviene de una fuente puntual controlable como son los detergentes (**TABLA 1.2**). Dichas estimaciones son acordes con estudios realizados durante varios años por diversos industriales representados por la Cámara Nacional de la Industria de Aceites, Grasas y jabones. Los cuales utilizan una metodología perfectamente válida de acuerdo a referencias internacionales.

TABLA 1.2 APORTACION DE FOSFORO EN % EN LA REPUBLICA MEXICANA POR DIFERENTES ORIGENES

ORIGEN	PORCENTAJE	OBSERVACIONES
Pecuario	40%	
Agrícola	34%	
Aguas residuales municipales	24%	El 42% de esta cantidad se debe a los detergentes
Industria	2%	

FUENTE: EVALUACION GLOBAL DEL FOSFORO Y LA EUTROFICACION EN MEXICO, CAMARA NACIONAL DE LA INDUSTRIA DE ACEITES, GRASAS Y JABONES.

2. DETERGENTES

2.1 Definición

Un detergente es una mezcla compleja de compuestos que sirve para eliminar la materia grasa o suciedad de una superficie. En general, una molécula de detergente presenta una cadena polar alifática que es hidrofílica y parte aromática que se caracteriza por ser hidrofóbica. Los detergentes reducen la tensión superficial (Maron & Prutton, 1988) que se traduce en una menor resistencia a la penetración de sustancias extrañas en el seno del líquido.

2.2 Composición de los Detergentes

Las materias primas que intervienen en la composición de los detergentes sintéticos se pueden clasificar en dos grupos:

1) Surfactantes

Los surfactantes son soluciones acuosas diluidas de compuestos de superficie activa que tienen

como función mojar las superficies fácil y rápidamente, penetrar en las superficies, dispersar las partículas sólidas, emulsificar los aceites y grasas y producir abundante espuma cuando es agitado.

Los surfactantes presentan esta propiedad debido a que en solución las moléculas están totalmente ionizadas, y los iones motivados por su atracción electrostática presentan una fuerte afinidad hacia los dipolos del agua pudiendo arrastrar consigo a cadenas de hidrocarburos como son las grasas.

En la formulación de los detergentes, la cantidad de surfactante es aproximadamente del 10% al 18% en detergentes líquidos y granulares.

2) Aditivos

Además del compuesto de superficie activa un detergente contiene aditivos cada uno con una función específica, estos aditivos constituyen los constructores, abrillantadores, agentes blanqueadores, espumantes, bactericidas, agentes secuestrantes y perfumes.

Que pueden ser fosfatos (30 a 50% en peso) los cuales actúan como coadyuvantes para la dispersión y emulsificación, así como sulfato de sodio o potasio (20%). Para el control de corrosión silicato de sodio (10%) y una pequeña cantidad de compuestos blanqueadores.

En la **TABLA 2.1** se muestra la composición de algunos detergentes que son elaborados por las empresas más importantes de la Industria de detergentes (**Segalas & William, 1975**). Cabe señalar que esta composición cambia sensiblemente de acuerdo al país y a la dureza del agua, pudiendo aumentar en el porcentaje de polifosfatos que se encuentra especificado en el renglón de otros.

Mientras que en la **TABLA 2.2** se tiene la composición de algunos detergentes que se

producen en nuestro país.

TABLA 2.1 COMPOSICIÓN DE DETERGENTES

PROCTER & GAMBLE'S	
	% Peso
Sulfato de sodio	29%
Carbonato de sodio	20%
Silicato de sodio	20%
Alquil bencen sulfonato	15%
Alcohol etoxilato sulfonato	6%
Sodio toluen glicol	1.5%
Polioxietileno glicol	1.5%
Carboxilmetilcelulosa, agua y otros	7%
COLGATE-PALMOLIVE'S	
	% Peso
Sulfato de sodio	35%
Silicato de sodio	26%
LAS	20%
Jabón de sodio	6%
Carboxilmetilcelulosa, agua y otros	13%

2.2.1 Propiedades surfactivas de los detergentes

Entre las propiedades surfactivas que presentan los detergentes están:

- **Detergencia;** propiedad resultante de diversas cualidades físico-químicas, relacionadas en forma muy compleja. En éstos compuestos la acción limpiadora es el resultado de un proceso físico predominante debido a las fuerzas superficiales.

La acción de detergencia tiene dos objetivos: la eliminación de la suciedad no deseada y evitar que se vuelva a depositar sobre el sustrato limpio (García Domínguez, 1982).

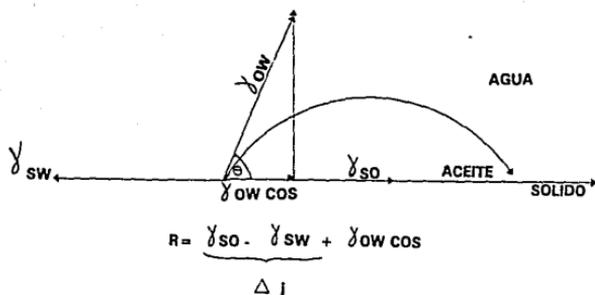
TABLA 2.2. COMPOSICIÓN DE DETERGENTES EN MÉXICO

DETERGENTES DE USO COMÚN	
	% Peso
Dodecilbencen sulfonato de sodio (ABS)	20.82
Tripolifosfato de sodio	15.02
Metasilicato de sodio	10.96
Sulfato de sodio	53.20
DETERGENTES DE LAVANDERÍAS	
	% Peso
Dodecilbencen sulfonato de sodio (ABS)	20.00
Tripolifosfato de sodio	19.00
Metasilicato de sodio pentahidratado	24.00
Carbonato de sodio anhidro	16.00
Carboximetil celulosa	2.50
Sulfato de sodio anhidro	18.50

FUENTE: INFORMACIÓN PROPORCIONADA POR HENKEL

- **Poder emulsionante;** constituye la propiedad más importante que valoriza a estos compuestos como detergentes, ya que son capaces de emulsionar aceites tanto vegetales como minerales, grasas, etc.

Este mecanismo actúa cuando la emulsión se puede formar espontáneamente para la cual es preciso que la tensión interfacial entre las gotas a emulsionar y el baño sea muy pequeña. Esto se consigue por el trabajo de adhesión entre la partícula de suciedad y la superficie sólida gracias a esta se puede formar la emulsión con gran facilidad, es decir, sin gran esfuerzo mecánico o térmico, como se muestra en la Fig 2.1 en donde el detergente que se añade disminuye el ángulo de contacto entre la triple interfase, sólido-aceite-agua y como consecuencia el aceite toma una forma esférica y puede desprenderse espontáneamente.



$\Delta j > \gamma_{OW}$ R Siempre positiva : desprendimiento espontáneo

$$\Delta j < \gamma_{OW} \text{ Si } \theta = \theta_o, \text{ tal que } -\cos \theta_o = \frac{\Delta j, R}{\gamma_{OW}} = 0$$

Fig 2.1. Gota de aceite, rodeada por una fase acuosa, sobre un soporte sólido (Castellan G, 1987).

- **Tensión superficial;** a concentraciones que varían entre 1 y 2 g/l de detergente en solución acuosa se obtienen las máximas disminuciones de tensión superficial.
- **Poder dispersante;** actúan como dispersantes de partículas sólidas, en aguas donde se requiere mantener en suspensión la suciedad.

2.2.2 Presentación comercial de los detergentes

Los detergentes sintéticos se presentan comercialmente en pastas, polvos o líquidos.

- **Pastas**

Generalmente son sales sódicas o amoniacaes, cuyos colores varían del blanco al rojizo.

- **Polvos**

Presentan tendencia a agrumarse y su color varía del blanco al azul.

- **Líquidos**

Sales sódicas o amoniacaes, solubilizadas mediante solventes de tipo orgánico, su color varía del ambar al rojizo.

2.3 *Clasificación de los Agentes Tensoactivos*

La clasificación se realiza con base en la disociación electrolítica (Toral Ma. T, 1973). Así como dependiendo del grupo polar (Richmond, Rohm & Hass, 1975) por lo que se clasifican en tres grupos (TABLA 2.3).

2.3.1 Tensoactivos iónicos

Son los que se disocian en agua y la vez se clasifican en:

a) **Surfactantes aniónicos**

Se les da este nombre porque el extremo polar de la molécula es un anión alquilsulfonato. Están constituidos por una cadena alquímica ramificada (R) que consta usualmente de 10 a 14 átomos de carbono y un fenilo sustituido por un grupo sulfonato (ver Figura 2.2). Hasta ahora son los más importantes, el 55% de la producción total utiliza este surfactante para la fabricación de detergentes (Karsa D.R, 1987).

Este tipo de surfactante es el más empleado en los detergentes domésticos en México y en países en vías de desarrollo (Ludwig & Sekaran, 1988) con parte activa a los Alquibencen sulfonatos (ABS) los cuales están constituidos por una cadena alquímica ramificada (R) que

TABLA 2.3 CLASIFICACIÓN DE SURFACTANTES POR SU CARGA IÓNICA

TIPO DE CARGA	TIPO DE COMPUESTO	EJEMPLO	FÓRMULA
A N I O N I C A	Jabones	Estereato sódico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{16}\text{COO Na}$
	Alcoholes sulfatados	Lauril sulfato sódico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{10}\text{CH}_2 \text{OSO}_3\text{Na}$
	Esteres sulfatados	" "	$\text{R}(\text{OCH}_2\text{CH}_2)_n\text{OSO}_3\text{Na}$
	Ac. carboxílicos sulfatados	Sales sódicas del Ac. oleico sulfatado	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_7\text{CH}(\text{CH}_2)_7\text{COONa}$
	Alfa- Olefinas sulfonadas	" "	$\text{RCHOCHCH}_2\text{SO}_3\text{Na}$
	Hidrocarburos aromáticos sulfonados	Alquil bencen sulfonado lineal	$\text{CH}_3\text{-CH}(\text{CH}_2)_7\text{CH}_3$
	Amidas sulfonadas	Sulfoacetato de lauril sódico	SO_3Na $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{10}\text{CH}_2\text{OCOCH}_2\text{SO}_3\text{Na}$
C A T I O N I C O	Sales cuaternarias de amonio	Aminas primarias	$\text{RN}(\text{CH}_3)_3\text{Cl}$
		Aminas secundarias	$\text{R}_2\text{N}(\text{CH}_3)_2\text{Cl}$
		Aminas terciarias	$\text{R}_3\text{N}(\text{CH}_3)\text{Cl}$
	Sales de bencil amonio		$\text{CH}_2\text{N}(\text{CH}_3)_3\text{Cl}$

DONDE: R = Grupo alquílico $\text{C}_{12}\text{-C}_{18}$ o $\text{C}_{11}\text{-C}_{17}$

FUENTE : LEWIS F.HATCH, 1975

TABLA 2.3 (CONTINUACIÓN)

TIPO DE CARGA	TIPO DE COMPUESTO	EJEMPLO	FÓRMULA
N O	Esteres de alcoholes polihidroxílicos	Monoestereato glicérico	$\text{CH}_2\text{OHCHOHCH}_2\text{COO}$ $(\text{CH}_2)_{16}\text{CH}_3$
I Ó N	Ac. grasos de alcanol amina	Dietanol amina del ac.esteárico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{15}\text{CH}_2\text{CON-}$ $(\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH})_2$
I C O S	Esteres glicólicos de polialquenos	Alquil fenol Polioxietilenatado	$\text{O} (\text{CH}_2\text{CH}_2\text{O})_6\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$ R R=C ₈ -C ₁₂
A N F O T E R I C O S	Betainas Amino-ácidos		R-CH-COO N (CH ₃) ₃ R-CH-COO NH ₃

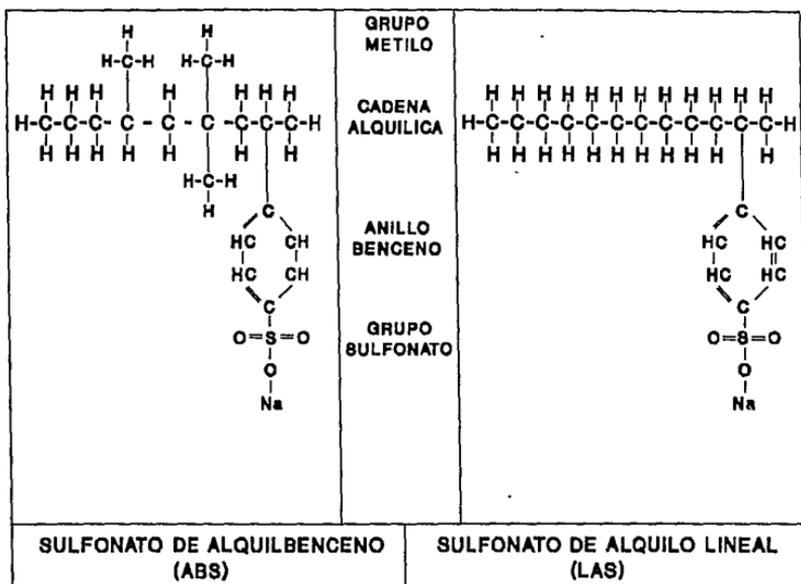
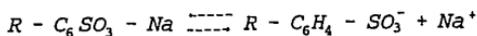


Fig 2.2. Fórmula de surfactantes aniónicos

consta usualmente de 10 a 14 átomos de carbono, y un fenilo sustituido por un grupo sulfonato (Valdemar & Gutiérrez, 1988):



Los ABS son ampliamente usados por sus excelentes propiedades de detergencia, su bajo costo y por las propiedades de su formulación, sin embargo son compuestos con cadenas olefinicas (R) muy ramificadas y con gran número de sustituyentes difícilmente biodegradables.

Por lo anterior, en países desarrollados se optó por cambiar este principio activo por otro cuya estructura fuese más accesible al ataque microbiano, como el LAS cuya estructura es lineal, y está constituido por muchos análogos o isómeros de los cuales dependen las propiedades físicas, químicas o biológicas (Inaba, 1992).

También existen en menor aplicación otros surfactantes como los alquil sulfatos y alquil éter sulfatos (Lewis, 1990).

El LAS manufacturado por Friedl-Crafts, consiste en la alquilación de bencenos seguido de una sulfonación del anillo aromático, típicamente en *posición para*. Los productos comerciales son mezclas muy complejas conteniendo homólogos con cadenas de alquilo en el rango de 10 a 14 unidades (C₁₀-C₁₄-LAS) (Terzic *et al.*, 1991).

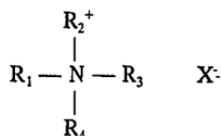
El consumo en el mundo de LAS en 1987, fue un total de 1,800.000 toneladas, y aunque este surfactante es también usado en otros productos, el uso principal de esta sustancia activa corresponde a los detergentes (Terzic *et al.*, 1991).

Evidentemente su amplio uso ha también estado respaldado por muchas investigaciones sobre su aceptabilidad en el medio ambiente, así como su biodegradación tanto en plantas de tratamiento de agua residual, como la biodegradación natural en cuerpos de agua de río y de estuarios (Federle & Schwab, 1991; Quiroga *et al.*, 1989).

b) Surfactantes catiónicos o jabones invertidos

Se usan principalmente por sus propiedades germicidas. Son compuestos cuaternarios de anión (sal amónica). Se emplean casi exclusivamente para productos de tocador y muy raras veces en detergentes líquidos, su producción es solamente del 9% (Karsa D.R, 1987).

Fórmula de los surfactantes catiónicos:



donde:

$\text{R}_1, \text{R}_2, \text{R}_3$ = grupos alquílicos

R_4 = anillo aromático

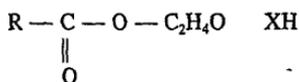
X = halógenos

2.3.2 Tensoactivos no iónicos

Los surfactantes no iónicos son los que no se disocian en agua. Esta clase de surfactantes poseen propiedades hidrófilas que dependen de los grupos polifuncionales que forman enlaces de hidrógeno, más que de las cargas iónicas. Estos no poseen grupos ionizables y el dipolo se forma únicamente debido a la afinidad de los grupos hacia las dos fases inmiscibles. Los surfactantes no iónicos son el resultado de la polimerización de óxidos de etilo, este producto puede reaccionar con alcoholes grasos y alquil fenoles. Por su baja acción espumante se emplea en detergentes para lavadoras y constituye el 34% de la producción (Karsa D.R, 1987).

Los detergentes no iónicos no poseen grupos ionizables y el dipolo se forma únicamente debido a la afinidad de los grupos hacia las dos fases inmiscibles. Este tipo de tensorreductores tienen amplia aplicación en los cosméticos ya que no irritan la piel (Alquil eter, alquil poliéter alcohol, etc.) (Lewis, 1990).

Fórmula de surfactantes no iónicos:



donde:

R = grupo alquilo

2.3.3 Tensoactivos anfotéricos

Los surfactantes anfotéricos como su nombre lo indica, actúan dependiendo del medio en que se encuentren (Ploog & Uwe, 1982) en medio básico son aniónicos y en medio ácido son catiónicos.

Esta clase es la menos usada no llegando a utilizarse ni en un 2% (Karsa D.R, 1987), su aplicación es sólo en productos para cosméticos y particularmente en el área de higiene.

2.4 Sectores Industriales que utilizan Tensoactivos

Actualmente la industria utiliza aproximadamente un tercio y, los dos tercios restantes de la producción de surfactantes, la usan los sectores siguientes:

- * Agricultura
- * Celulosa y papel
- * Plásticos y resinas
- * Procesamiento y extracción de minerales
- * Ingeniería civil
- * Ingeniería metalúrgica

- * Alimentos
- * Fibras y textiles
- * Pinturas
- * Cosméticos

Las aplicaciones industriales de los tensoactivos, iónicos y no iónicos, se presentan en la **TABLA 2.4.**

TABLA 2.4. APLICACIONES INDUSTRIALES DE LOS TENSOACTIVOS

I. TENSOACTIVOS IÓNICOS

SURFACTANTES ANIÓNICOS

PRODUCTOS	TIPO	APLICACIONES
CARBOXILATOS	* Acido carboxílico + Sosa	Jabones
SULFONATOS	* Dodecílbenzen sulfonato de sodio * Aceites minerales sulfonados * Sulfonato de alfa olefinas * Naftaleno sulfonado * N-Oleil-N-Metilaurato	Detergentes de uso casero e industrial Dispersantes, agentes humectantes, solubilizantes, inhibidores de corrosión y detergentes

SURFACTANTES CATIÓNICOS

PRODUCTOS	TIPO	APLICACIONES
SALES CUATERNARIAS DE AMONIO	* Dodecil trimetil cloruro de amonio	Germicidas

FUENTE: KARSA D.R, 1987

TABLA 2.4. TENSOACTIVOS NO IÓNICOS (CONTINUACIÓN)

SURFACTANTES NO IÓNICOS

PRODUCTOS	TIPO	APLICACIONES
COMPUESTOS ETOXILADOS	* Alquilfenoles	- Detergentes para lavanderías, humectantes en la industria textil, limpieza ácida de metales fluidos de perforación, emulsificantes, insecticidas y herbicidas, procesos de polimerización por emulsión, dispersantes y auxiliares en la industria del cuero.
	* Alcoholes grasos	- Cosméticos y brillantinas, lubricantes de fibras en la industria textil, emulsificante en procesos de polimerización, lubricantes en corte de metales.
	* Ácidos grasos	- En la industria textil como emulsificantes, agentes antiestáticos, ablandadores y lubricantes de fibras.
	* Aminas grasas polioxietilénicas	- Auxiliares en la industria textil, inhibidores de corrosión, agentes espumantes en procesos de flotación de minerales.
	* Esteres de sorbitol	- Elaboración de cosméticos, emulsificante en la preparación de ungüentos, lociones y supositorios.
	* Esteres carboxílicos	- Aditivos para alimentos, para la elaboración de productos farmacéuticos.
	* Alcanolamidas de ácidos grasos	- Dispersantes y estabilizadores de espuma, para la elaboración de shampoos, auxiliares en el teñido en la industria textil

FUENTE: KARSA D.R, 1987

2.5 Resumen del Proceso Químico para la obtención de la Base Activa (DBR)

El dodecibenceno es la materia prima base para la industria de los detergentes. El gran poder detergente y el bajo costo de producción, hacen de las sales de sodio de los ácidos alquilbencensulfónicos, los materiales más comunes para la formulación de detergentes de uso

doméstico; actualmente se producen dos tipos de detergentes alquilados: los alquilatos de cadena ramificada hechos con dodeceno (tetrámero de propileno), que es el material original de estos productos y los alquilatos de cadena lineal elaborados mediante la reacción de olefinas lineales con benceno.

En México, se utiliza la tecnología del Instituto Mexicano del Petróleo (IMP), para la producción de alquil benceno ramificado, ya que la única institución que lo produce en el país es PEMEX, para lo cual tiene instaladas actualmente dos plantas cuyas características se muestran en la TABLA 2.5.

TABLA 2.5 PLANTAS PETROQUÍMICAS PRODUCTORAS DE DODECILBENCENO EN MÉXICO

LOCALIZACIÓN	CAPACIDAD NOMINAL (Ton/año)	AÑO DE INICIO DE OPERACIONES
San Martín Texmelucan, Puebla	70 000	1985
Cd. Madero, Tamaulipas	-----	1960

FUENTE: LA INDUSTRIA PETROLERA EN MÉXICO, 1992

La producción de este petroquímico básico está basado en la legislación que rige a la industria petroquímica en México, ésta ha sufrido varias modificaciones desde su aparición en noviembre de 1958, provocados principalmente por el avance paulatino que ha sufrido y la necesidad de fomentar su desarrollo.

El 13 de octubre de 1986 la SEMIP (Gutiérrez I. Roberto, 1991) reclasificó 36 productos petroquímicos básicos en secundarios y el 14 de agosto de 1989 hizo lo mismo con otros 14, con ello se abrió la posibilidad de que la iniciativa privada participará en su elaboración.

Así, el universo de la industria petroquímica básica pasó de 70 a 34 productos en 1986 y a

20 en 1989, entre los que se encuentran el dodecibenceno y las materias primas para la producción de éste (Gutiérrez I. Roberto, 1991).

Como ya se mencionó anteriormente, la industria de los detergentes obtiene a partir de este producto petroquímico el ABS que tiene una cadena ramificada que no es biodegradable.

El proceso (Fig 2.3) consta de cuatro secciones: secado, reacción, purificación y regeneración de catalizador que se resumen en la TABLA 2.6.

TABLA 2.6. PROCESO PARA LA PRODUCCIÓN DE DODECILBENCENO (DBR)

SECCIONES DEL PROCESO	
SECADO	Las cargas de proceso son deshidratadas para evitar la entrada de agua a la sección de reacción
REACCIÓN	Las cargas son alimentadas al reactor de alquilación donde se mezclan con las recirculaciones de benceno y ácido fluorhídrico, la temperatura de reacción es controlada mediante altas recirculaciones internas en el reactor e intercambio de calor con agua de enfriamiento.
P U R I F I C A C I Ó N	<p>El efluente del reactor pasa a un decantador donde se separa una fase de hidrocarburos y una fase de ácido.</p> <p>Los hidrocarburos pasan a la sección de fraccionamiento donde se separa primero el benceno de recirculación, que se envía a la sección de reacción.</p> <p>Los fondos de la primera torre pasan por los tratadores de bauxita, con el fin de eliminar los fluoruros orgánicos y el ácido fluorhídrico residual y de aquí son enviados a la torre de alquilado ligero, la corriente de fondos pasa a la torre de dodecibenceno que opera a un vacío mayor, donde se obtiene por domos dodecibenceno y por fondos una corriente de alquilado pesado.</p>
REGENERADOR DE CATALIZADOR	La fase ácida del decantador a su vez se recircula al reactor, enviándose una fracción de esta corriente a una torre repasadora de ácido, donde por el fondo se obtiene una pequeña cantidad de fluoruros orgánicos (aceites solubles en ácido) y de azeótropo agua-ácido fluorhídrico y por domos el ácido repasado, que se recircula al reactor.

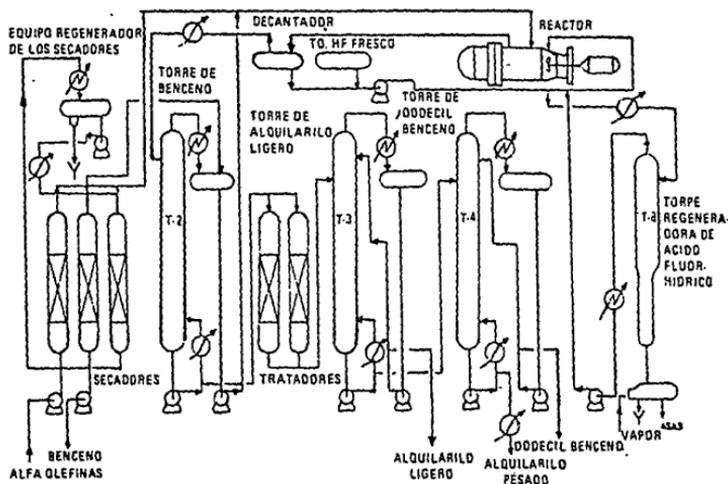


Fig 2.3 Diagrama de flujo del proceso de producción de DDB

Por lo tanto para fabricar una tonelada de detergente, se requieren alrededor de 240 kg de ABS, para una tonelada de este agente tensoactivo, se necesitan 728 kg de dodecilbenceno y para obtener una tonelada de dodecilbenceno deben emplearse 585 kg de benceno y 960 kg de tetramero de propileno (Cárdenas Vázquez C, 1979).

2.6 Alternativas Técnicas de Producción de ABL en México

La contaminación ambiental es actualmente un problema mundial, que ha pasado a ser prioritario en todos los órdenes y sin dejar fuera a la contaminación producida por los detergentes de baja biodegradación que son obtenidos a partir de la materia base de

dodecibenceno (DDB). Estudios realizados muestran que la sustitución se puede llevar a través del uso de alquilbenceno lineal (LAB), que permite obtener detergentes sintéticos de alta biodegradación y que técnicamente y económicamente representan una alternativa viable.

Los detergentes sintéticos de baja biodegradación se obtienen principalmente de dodecibenceno y mismo que se produce a partir de la alquilación de tetrámero de propileno (olefinas ramificadas) con benceno en presencia de ácido fluorhídrico como catalizador. El dodecibenceno es vendido a las compañías que producen detergentes que lo sulfonan con oleum o ácido sulfúrico y posteriormente lo neutralizan para obtener el ingrediente activo dodecibenceno sulfonato de sodio (ABS), al que adicionan otros compuestos para formular el detergente final.

Los detergentes de alta biodegradación utilizan el alquilbenceno lineal obtenido a partir de olefinas lineal (alfa-olefinas o interna) en lugar de tetrámero de propileno (Smith & Hamer, 1947), permitiendo obtener con los mismos pasos mencionados el ingrediente activo alquilbenceno sulfonato de sodio lineal (LAS). La importancia del cambio de olefinas ramificadas a olefinas lineales consiste básicamente en que el surfactante ABS si se encuentra en el sistema ambiental o en medios biológicos de tratamiento de aguas; los microorganismos biodegradadores tienen preferencia a su cadena lineal en los carbones de tipo secundario, oxidándose más fácilmente que los carbones terciarios o cuaternarios (ramificados) de la cadena alquilica del DBS, que al aumentar el número de ramificaciones en este compuesto disminuye la posibilidad de los microorganismos a biodegradarla y efectuarla en mayor tiempo.

En México, la producción de detergentes en polvo aún cuando no se ha incrementado considerablemente su producción se basa en detergentes de baja biodegradación como de alta biodegradación, razón por lo cual con objeto de reducir su contaminación, Petróleos Mexicanos solicitó al Instituto Mexicano del Petróleo el estudio para obtener alquilbenceno lineal y en relación a éste, obtener las modificaciones necesarias, para realizar una prueba

industrial en la Planta productora de dodecibenceno de la Refinería de Cd. Madero Tamps., y con el LAB resultante efectuar pruebas de su calidad.

La prueba fue efectuada en mayo de 1984 y durante ocho meses, en 1985, en la planta de alquilación de dodecibenceno en la Refinería de Cd. Madero para producir LAB (Romero J. & Hernandez, 1988), las composiciones de carga (benceno y alfa-olefinas) y ácido fluorhídrico como catalizador y sus propiedades típicas se muestran en las **TABLAS 2.7 y 2.8.**

El IMP realizó pruebas de detergencia, solubilidad y espumas del producto obtenido; en la prueba de detergencia de diversas durezas del agua se observó un comportamiento similar tanto para detergentes a partir de ABL como de DDB. Considerando que una buena solubilidad es aquella que se realiza en menos de 300 segundos, a la temperatura de 20°C para lavado a mano y a 45 °C para el caso de máquinas lavadoras, los resultados son satisfactorios y similares entre LAB y DDB.

Así mismo, para la prueba de espuma producida a diversas durezas del agua, se encontró que el LAB produce menor espuma que el DDB, sin embargo, esta propiedad de los detergentes normalmente la ajustan a un menor o mayor grado en función de su uso final.

TABLA 2.7 PROPIEDADES TÍPICAS DEL BENCENO Y ALFA-OLEFINAS

BENCENO		ALFA-OLEFINAS	
Peso específico, 20/4°C	0.8763	Peso específico, 20/4°C	0.7586
Color Saybolt	+ 30	Color Saybolt	< + 30
Destilación TIE-TFE, °C	79.9-8.0	Agua (ppm)	3
Azufre (ppm)	< 1.0	Isómeros olefinicos, % mol:	
Agua (ppm)	6	Terminal lineal	96.36
Composición, % peso:		Terminal ramificada	0.0
Hidrocarburos	-	Interna lineal	3.63
Benceno	99.9	Azufre (ppm)	0.07
Tolueno	-	Composición: % peso:	
Etil-benceno	0.1	C ₈ ⁻	0.01
No aromáticos	-	C ₉ ⁻	-
Xilenos	-	C ₁₀ ⁻	10.43
		C ₁₁ ⁻	-
		C ₁₂ ⁻	73.72
		C ₁₃ ⁻	-
		C ₁₄ ⁻	15.79
		C ₁₅ ⁻	-
		C ₁₆ ⁻	0.05

TABLA 2.8 PROPIEDADES TÍPICAS DEL ÁCIDO FLUORHÍDRICO

	% PESO
Acido fluorhídrico	92.20
Agua	0.33
Aceites solubles en ácido (ASAS)	0.11

Las pruebas de biodegradación realizadas por IMP de los detergentes formulados a partir de LAB, DDB y mezcla de ambos, concluyen que el ingrediente activo y los detergentes elaborados a partir de LAB son adecuadamente biodegradables, y para el caso de DDB y mezcla de ambos, son inadecuadamente biodegradables.

Las pruebas de toxicidad hechas por esta misma Institución en peces *Cyprinus Carpio* (Carpa) utilizando detergentes provenientes del LAB, DDB y mezcla de ambos al 50% en peso, encontrándose que el detergente a partir de DDB está en categoría de moderadamente tóxico y la mezcla de ambos detergentes (LAB y DDB) dentro de la misma categoría; sin embargo esta categoría de toxicidad para el detergente del LAB se abate, ya que los sistemas ambientales y los equipos de tratamiento de aguas, lo degradan favoreciendo la reducción de toxicidad.

La producción de LAS es una gran alternativa de cambio debido a que: es posible obtener alquilbenceno lineal en las plantas actuales productoras de dodecilbenceno sin cambios apreciables en líneas y utilizando los mismos equipos; en la TABLA 2.9 se presentan algunas de las ventajas que se tienen en el proceso para la producción de Alquilbenceno lineal (ABL).

TABLA 2.9 VENTAJAS EN EL PROCESO DE PRODUCCIÓN DE ABL

PRODUCCIÓN	VENTAJAS EN EL PROCESO
De ABL	<ul style="list-style-type: none"> - Se reduce un 40% el consumo de ácido fluorhídrico. - Se incrementa la producción de ABL/Olefinas = 1.25 (peso) que al producir dodecilbenceno DDB/tetrámero = 1.10 (peso). - No se produce el subproducto alquilarilo ligero.

En los estudios realizados por el IMP, se encontró que para el diseño de plantas productoras de ABL en México, se requiere únicamente la eliminación de la columna de alquilarilo ligero (Fig 2.4) que actualmente tienen las plantas productoras de DDB.

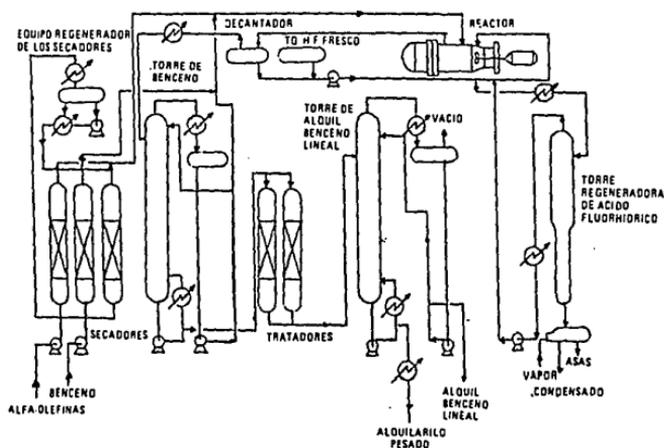


Fig 2.4. Diagrama de flujo de proceso para la producción de ABL

Con respecto a la calidad del producto que se obtuvo de las pruebas realizadas en Cd. Madero Tamps, son comparables las características físicas y químicas del ABL obtenido con las reportadas por otras compañías extranjeras.

El ABL obtenido proporciona una sulfonación arriba del 99% en peso, permitiendo su mayor aprovechamiento en las compañías detergenteras, disminuyendo con ello la contaminación atmosférica por productos no sulfonables.

Son similares las propiedades del detergente, a partir del ABL, a las obtenidas con el detergente a partir de dodecibenceno, según mostraron las pruebas de detergencia y solubilidad que se realizaron en el Instituto Mexicano del Petróleo.

Sin embargo, actualmente entre los objetivos de PEMEX no está incluido la producción de alquilbenceno lineal, a pesar de los estudios por el IMP realizados en la planta piloto de Cd. Madero Tamaulipas, esto es debido principalmente a la nueva política de esta empresa **(INFORMACIÓN PROPORCIONADA POR EL IMP)**.

La producción de alquil benceno lineal en nuestro país, está contemplada por la compañía Vista Chemical que actualmente evalúa el proyecto para la producción de este, con la instalación de una planta en 1997, con una capacidad mínima inicial de 140,000 toneladas por año, la capacidad es pequeña con respecto a la demanda que se tendrá para 1997, pero la compañía Vista Chemical realizó esta consideración esperando que persistan las importaciones de LAB desde otros países **(INFORMACIÓN PROPORCIONADA POR VISTA CHEMICAL COMPANY)**.

Con respecto a la industria petroquímica Mexicana se puede decir que es una de las ramas industriales con mayor potencial de desarrollo, sin embargo, requiere adecuarse a los cambios tecnológicos y estructurales que se están presentando en el mundo. De ahí la necesidad de instrumentar un conjunto de medidas para fomentar la actualización tecnológica de esta industria, estructurando sus cadenas productivas para responder a las condiciones que imperan en el ámbito internacional.

La estrategia para el país es la articulación de los modelos productivos mediante la incorporación y adaptación de nuevas tecnologías que permitan estructurar sus cadenas productivas, así como contar con una industria competitiva y rentable que abastezca la creciente demanda interna y refuerce la presencia de los productos mexicanos en los mercados mundiales **(Gutiérrez R. Roberto, 1991)**.

2.7 Situación y Perspectivas de la Industria de los Detergentes

En los últimos 10 años y a nivel Mundial, la industria del jabón y detergentes sintéticos ha

experimentado una evolución por el incremento en uso tanto doméstico como industrial.

En la TABLA 2.10, se presenta la división del consumo de tensoactivos en Europa, Japón y Rusia en 1982 y puede apreciarse que la mayor contribución de estos, lo es en la rama de la limpieza.

TABLA 2.10. CONSUMO DE TENSOACTIVOS EN EUROPA, JAPÓN Y RUSIA

PRODUCTO	%
Detergentes y limpiadores	49.4
Cosméticos y farmacia	7.9
Textiles y fibras	17.7
Minería, flotación y petroquímica	7.6
Pinturas y plásticos	5.3
Industria alimentaria	5.1
Pulpa y papel	2.8
Agroquímica	2.7
Pieles	1.5

FUENTE: JACOBI G, LOHR & SCHWUGE, 1987

El consumo mundial de los detergentes varía según el país que se estudie, sin embargo, la tendencia mundial sugiere un incremento constante en el consumo.

Esto ha provocado un alto índice de contaminación en el medio ambiente, particularmente de los productos sintéticos de baja biodegradación empleados en su manufactura, que se vierten en los drenajes como aguas residuales y disponiéndose finalmente en ríos, lagos y mares, afectando la flora y fauna acuática.

Por lo anterior varios países industrializados están produciendo detergentes sintéticos de alta biodegradación con objeto de disminuir su presencia.

En México la producción de detergentes en polvo se ha incrementado paulatinamente como

se observa en la TABLA 2.11.

TABLA 2.11 PRODUCCIÓN DE DETERGENTES EN POLVO EN MÉXICO DE 1981 A 1992

AÑO	MILES DE TON/AÑO
1981	565
1982	628
1983	622
1984	618
1985	642
1986	635
1987	894
1988	965
1989	1094
1990	1157
1991	1233
1992	1250

FUENTE: DATOS PROPORCIONADOS POR LA CÁMARA NACIONAL DE LA INDUSTRIA DE ACEITES, GRASAS Y JABONES

Las ventas en el mercado interno se concentran en un 90% en las tiendas de autoservicio, comercios y similares y un 10% en lavanderías.

Se ha observado que la demanda de estos productos aumenta según la población. En 1990, México contaba con 81,140,922 habitantes con lo que se obtiene que el consumo es 2.78 kg de lavandería, 1.40 kg de jabón de tocador y 9.86 kg de detergente en polvo por persona (INFORMACION PROPORCIONADA POR LA CAMARA NACIONAL DE LA INDUSTRIA DE ACEITES, GRASA Y JABONES).

En 1990, las ventas al exterior solamente alcanzaron el 1% de la producción Nacional (sin considerar exportaciones por maquila). El principal destino de las exportaciones fue el mercado hispano de Estados Unidos al que se dirigió más del 90% del total exportado (SECOFI, 1992).

Durante 1990 y 1992, México realizó importaciones de varios insumos para jabones y detergentes, siendo Estados Unidos el principal proveedor, con una participación del 87.5%. A su vez, los productos adquiridos en Canadá representaron solamente el 0.2% (INFORMACIÓN PROPORCIONADA POR BANCOMEXT).

El porcentaje de producción de detergentes estimado en México de baja y alta biodegradación, 76.3 y 23.6% respectivamente antes mencionado, se estimó de los datos anteriores y tomando en cuenta la producción de dodecibenceno de PEMEX (TABLAS 2.12 y 2.13), el consumo nacional de DDB (Fig 2.5), la formulación de detergentes de uso común en México y la cantidad requerida para la producción de ABS.

TABLA 2.12 PRODUCCIÓN DE DODECILBENCENO EN MÉXICO DE 1980 A 1985

M. TONELADAS	1980	1981	1982	1983	1984	1985
PRODUCCIÓN	55.4	59.5	61.8	56.5	51	61.4
IMPORTACIÓN	41.3	32.8	49.2	53.1	49.2	39.4
EXPORTACIÓN	0	0	0	0	0	0
CONSUMO APARENTE	96.7	92.3	111	109	100	100
INCREMENTO C.A. %	2.6	4.5	20.3	1.3	8.5	0.6
CAPACIDAD INSTALADA	72.5	72.5	72.5	72.5	72.5	138

FUENTE: ANUARIO DE LA INDUSTRIA QUÍMICA ANIQ, 1992

TABLA 2.13. PRODUCCIÓN DE DODECILBENCENO EN MÉXICO DE 1986 A 1990

M. TONELADAS	1986	1987	1988	1989	1990
PRODUCCIÓN	103.4	98.3	111.3	128.3	117.0
IMPORTACIÓN	5.5	13.5	13.9	10	16.9
EXPORTACIÓN	0	0	0	0	0
CONSUMO APARENTE	108.9	111.9	125.3	138.4	133.9
INCREMENTO C.A %	7.9	2.3	11.9	10.5	3.2
CAPACIDAD INSTALADA	138.1	138.1	138.1	138.1	138.1

FUENTE: ANUARIO DE LA INDUSTRIA QUÍMICA ANIQ, 1992

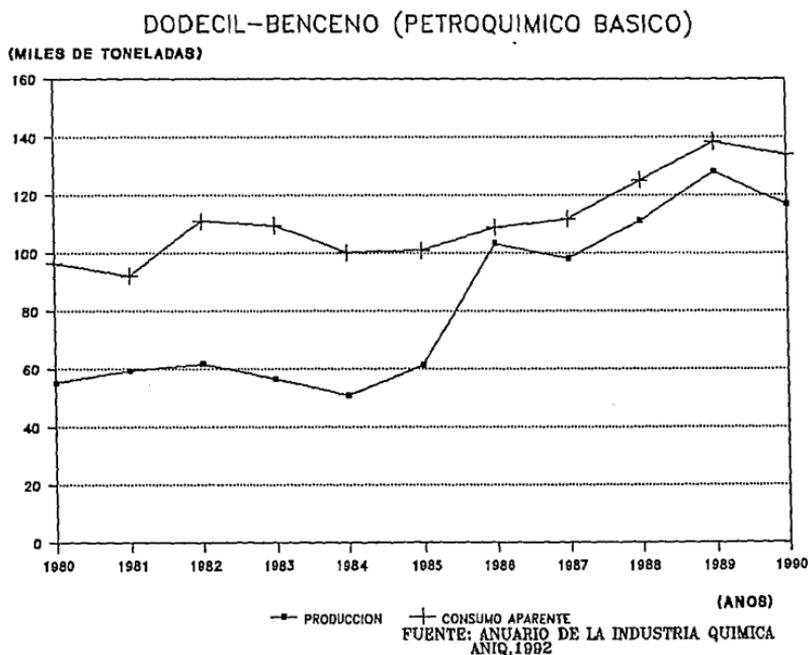


Fig 2.5. Producción de dodecil-benceno en México

2.8 Fósforo como aditivo, Alternativas de cambio

La presencia de fósforo en los detergentes y su impacto ambiental comenzó a preocupar a los especialistas Europeos y Norteamericanos desde la década de los sesenta, después de constatar en numerosos estudios su repercusión en el ambiente acuático e impacto ambiental.

La reducción o el reemplazamiento del fósforo en la fabricación de detergentes ha sido practicada en numerosos países incluyendo Canadá y Estados Unidos. En Canadá la legislación restringió desde 1973, el contenido de fosfatos a un límite de 5 % como P_2O_5 . El peso medio de fosfatos en formulaciones en Canadá es aproximadamente del 1.9% como fósforo.

Así mismo, Estados Unidos a finales de los sesenta cuando la concentración de fósforo en los detergentes era de 10 a 12%, la Comisión Mixta Internacional propuso la reducción en la cantidad de fósforo en los detergentes comerciales (IRCHA, 1987). Posteriormente se introdujeron legislaciones en los estados de la Unión Americana en dos etapas:

- 1) La reducción de fósforo en detergentes a 8.7%
- 2) Reducción de fósforo en detergentes a 0.5%.

La primera etapa entró en vigor en los estados de: Connecticut, Florida, Indiana, Maine, Michigan, Minnesota, New York, Vermont y Wisconsin en 1972 (IRCHA, 1987).

La segunda etapa empezó en (IRCHA 1987): Indiana (1973), Michigan (1977), Minnesota (1979), Nueva York (1973), Vermont (1978), Wisconsin (1979) y South Carolina en 1992 (INFORM, 1991).

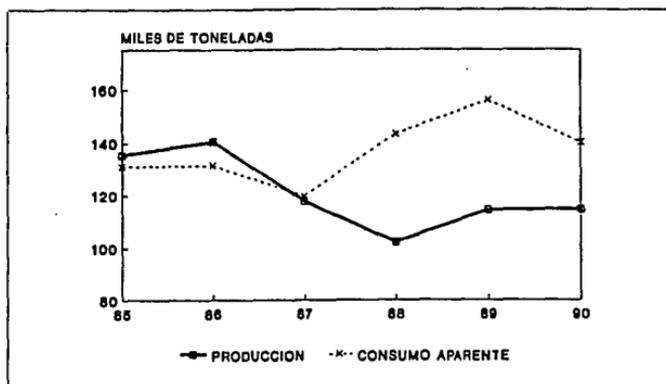
Los estados de Estados Unidos que actualmente prohíben el uso de fósforo en los detergentes son Vermont, New York, Pennsylvania, Maryland, Virginia, North Carolina, así como unas

partes de Ohio, Indiana, Michigan, Wisconsin y Minnesota.

La medida también incluye que todos los agentes de limpieza de venta y distribución deben estar etiquetados conteniendo el porcentaje en peso de fosfatos (INFORM, 1991).

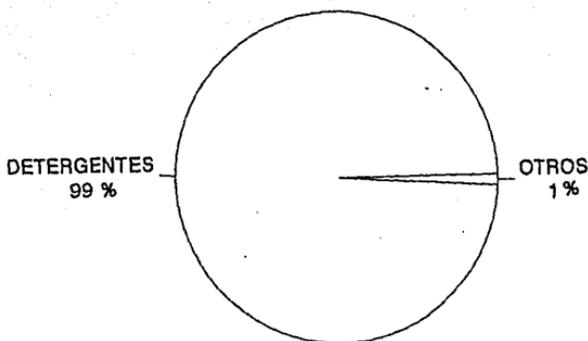
En Francia el gobierno anunció que el contenido de fósforo en los detergentes debería de ser del 25% en peso, a partir del 1o. de junio de 1991, modificando ese mismo año otro límite del 20% para el mes de julio. La legislación establecida incluye todos los detergentes en polvo manufacturados e importados (INFORM, 1990).

Por consiguiente, el consumo y producción de tripolifosfatos en los países anteriores ha tenido una disminución considerable, mientras que en México, se tiene que la industria detergentera consume cerca del 99% de la producción (Figs 2.6 y 2.7) total de tripolifosfatos de sodio.



FUENTE: ANUARIO DE LA INDUSTRIA QUÍMICA, ANIQ, 1991

Fig 2.6 Producción y consumo aparente de tripolifosfato de sodio en México



FUENTE: ANUARIO DE LA INDUSTRIA QUIMICA, ANIQ, 1991

Fig 2.7 Consumo de la industria detergentera en México

2.8.1 Acción del fósforo en detergentes

Los fosfatos están presentes en los detergentes, con las siguientes funciones: incrementa la eficiencia de la fase del agente activo, ya que alcaliniza y ablanda el agua para tener menos iones, lo que favorece la limpieza y provee de resistencia al cambio de alcalinidad durante el lavado, reduce la redepositación de suciedad y las partículas sucias en suspensión y el aceite humilificante y los sólidos grasos. Ya que los fosfatos realizan estas importantes funciones, no son sustituidos fácilmente. (Gómez Herrera, Riego M. & Pereda Marín J, 1984).

Si se reduce la cantidad de fosfatos se consume más detergente. Por otra parte la presencia de fosfatos acarrea una variedad de efectos indeseables como se describe a continuación.

2.8.2 Efectos indeseables en el medio ambiente

1. El excesivo crecimiento de plantas acuáticas tal como algas y malezas acuáticas en corrientes y cuerpos de agua.
2. Disturbación en la coagulación y procesos de sedimentación en plantas de tratamiento de aguas residuales.
3. Contribución a la corrosión de zinc y partes de aluminio en las máquinas lavadoras.

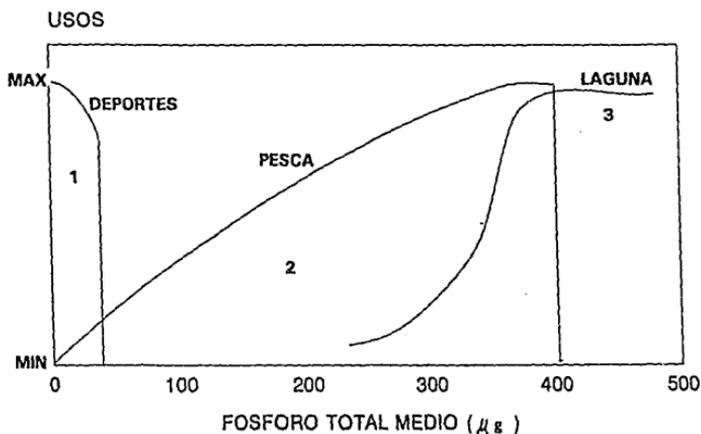
Cuando los fosfatos y otros nutrientes son acumulados en las aguas residuales, el agua es fertilizada. A este proceso de fertilización es llamado **eutroficación**, el cual se caracteriza por un consumo de oxígeno debido a los procesos de degradación y mineralización, y por lo tanto se pueden llegar a condiciones de desaparición completa de peces que mueren por anoxia.

Existen dos tipos de eutroficación, la que es natural y la artificial. La eutroficación natural es el proceso de envejecimiento normal que sufren todos los cuerpos de agua. Este fenómeno de eutroficación tarda cientos o miles de años (Welch, 1980).

La eutroficación artificial es el enriquecimiento de los cuerpos de agua en forma acelerada por las actividades del hombre, cambiando así la calidad del agua (Fig 2.8) y por lo tanto interfiriendo con el manejo racional del recurso. Este fenómeno puede destruir casi cualquier lago y/o dañar severamente sus aprovechamientos benéficos (Fuhrs *et al*, 1972).

Los lagos o cuerpos de agua son originalmente oligotróficos es decir en concentraciones de nutrientes despreciables, relativamente hondos, con baja productividad y suficiente oxígeno disuelto en el agua.

ZONAS DE CALIDAD



ZONAS DE CALIDAD

1. Deportes acuáticos de contacto, la pesca en cantidad limitada de pescado de buena calidad, así como la potabilización de agua a bajo costo.
2. Pesca de calidad decreciente, en el umbral tenemos la desaparición total de los peces, por falta de oxígeno.
3. Los valores umbrales tienen órdenes de magnitud susceptibles de variar en función de las características del cuerpo de agua.

Fig 2.8 Zonas de calidad con respecto a la concentración de fósforo (Barroin Guy, 1992)

Conforme el tiempo pasa, el cuerpo de agua es enriquecido con nutrientes dando como resultado que la productividad de microorganismos se incremente y el oxígeno disuelto sea reducido por ser utilizado en los procesos de degradación y mineralización, con esto la cuenca del lago empieza a saturarse dando como resultado al final de un tiempo un lago eutroficado.

Los aspectos negativos de un lago eutroficado son varios y muy importantes (ASLO, 1972):

- * Lo que antes era una cuenca de agua para suministro de agua relativamente pura, deja de serlo.
- * Los habitantes vegetales y animales del cuerpo de agua cambian a poblaciones de vegetales y animales menos deseables (Walker, 1983).
- * Representa un foco de infección
- * Pérdidas de ganado por la ingestión de toxinas producidas por algas azul-verdes (Vollenweider, 1983).
- * Provoca escasez de oxígeno en el área de contacto sedimento-agua, causando liberación de sulfuro de hidrógeno, amonio, fósforo, metano, fierro y otros metales (Walker, 1983).
- * Malos olores y sabor del agua causados por bacterias, hongos, algas en descomposición (Vollenweider, 1983).
- * Aumento de materia orgánica particulada, zooplancton, bacterias, fitoplancton y hongos (Wetzel, 1981).
- * Disminución o eliminación de peces.

- * Existen problemas de salud como las enfermedades transmitidas por mosquitos y caracoles, de donde tenemos por mosquitos desde infecciones menores en las picaduras hasta malaria y filariasis. Los caracoles pueden ser causantes de esquistomiasis (Suess, 1981).
- * El excesivo crecimiento de algas puede provocar problemas de salud como dermatitis, asma, conjuntivitis y otras respuestas alérgicas. Estas sustancias orgánicas favorecen la aparición de enterobacterias como las causantes de la salmonelosis y cólera, así como de amibas (Grobler & Silberbauer, 1985).

La aceleración del crecimiento de algas es un problema extremadamente complejo, ya que las algas requieren teóricamente de 10 a 15 diferentes micronutrientes (TABLA 2.14), y la eliminación completa de uno de estos puede inhibir el crecimiento. Los nutrientes principales para el crecimiento de las algas son: fósforo, carbono, nitrógeno, potasio y hierro.

TABLA 2.14 COMPOSICIÓN DE LOS ELEMENTOS NECESARIOS PARA EL CRECIMIENTO DE LAS ALGAS

ELEMENTO	% PESO
Carbón	49.51 - 20.17
Oxígeno	17.40 - 33.20
Hidrógeno	6.57 - 10.20
Nitrógeno	1.39 - 10.98
Fósforo	1.35 - 2.76
Sílice	1.00 - 50.00
Azufre	0.42 - 0.77
Magnesio	0.26 - 1.51
Calcio	0.006 - 0.40
Potasio	0.04 - 1.44
Manganeso	0.02 - 2.60
Fierro	0.02 - 3.45
Estroncio	0.0004 - 0.51
Cobre	0.0008 - 0.34
Zinc	0.0004 - 0.009

Los fosfatos representan actualmente uno de los elementos más difíciles de controlar puesto que las algas requieren de muy poco para crecer y hay muchas aportaciones difusas, algunas naturales, que no son posibles de controlar y reducir a bajos niveles requeridos para inhibir el crecimiento de algas.

Las aportaciones de los nutrientes que enriquecen o fertilizan el agua tienen dos orígenes: origen puntual, cuando los nutrientes que entran al cuerpo de agua vienen de un lugar específico. Y otro el de origen no puntual (también llamado difuso) donde no existe un punto localizado de vertimiento.

Las aportaciones de origen no puntual y de origen puntual son:

a) Origen no puntual (Difuso):

- * Escurrimiento de montañas
- * Erosión de los suelos
- * Excreciones de animales
- * Lluvia

b) Origen puntual:

- * Industria
- * Fertilizantes
- * Aguas Municipales
- * Detergentes

A título de ejemplo se tiene que en el ciclo del fósforo (Figs 2.9 y 2.10) reportado en la literatura, las principales aportaciones de fósforo en los lagos es debido a las descargas municipales.

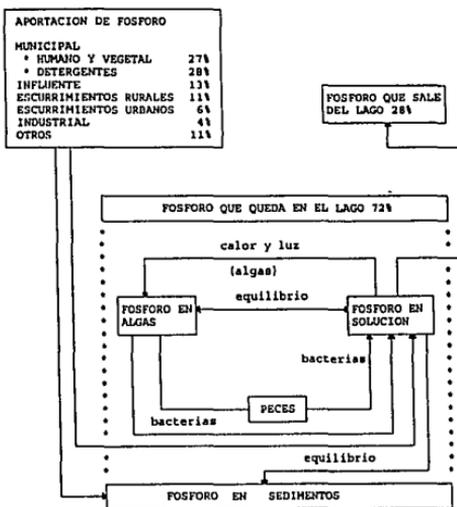


Fig 2.9. Ciclo del Fósforo en Lagos (FMC Corporation, 1977)

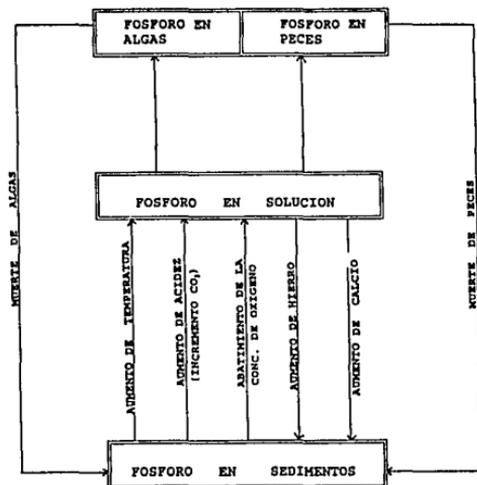


Fig 2.10. Factores que afectan el equilibrio del Fósforo (FMC Corporation, 1977)

Dos elementos, el nitrógeno (N) y el fósforo (P), se han reconocido desde hace tiempo como los controladores naturales de la producción acuática, y la eutroficación resulta de la adición artificial de estos (Maloney *et al.*, 1972). La eutroficación es controlada por un sólo nutriente el cual es llamado nutriente limitante (EPA, 1978), siendo en algunos casos el fósforo decisivo en lagos templados y secundariamente el nitrógeno (Wetzel, 1981).

La importancia del fósforo en comparación con el nitrógeno y otros elementos ha sido corroborada por experimentos de fertilización a gran escala (Wetzel, 1981), en donde encontraron que en una serie de lagos localizados en áreas geográficas diferentes, el fósforo es el elemento crítico en el desencadenamiento de la producción primaria. El fósforo puede tener también efectos directos o indirectos estimulando la utilización de otros nutrientes inorgánicos por ejemplo el sílice por los productores primarios (Schelske & Stoermer, 1972).

El nitrógeno es también un elemento esencial de la materia viva, aun así, no capta tanta atención como el fósforo debido a que es más abundante y existen más fuentes naturales de nitrógeno en el agua que puede proceder de la atmósfera o por corrientes de agua superficiales y subterráneas. El nitrógeno puede llegar a ser crítico o limitante del crecimiento vegetal como consecuencia de un excesivo aporte de fósforo.

La adición de fósforo acelera las actividades productoras de los vegetales acuáticos y por lo tanto su utilización de nitrógeno, hasta que llegue este último a escasear (Cole, 1983).

Además del suministro de nutrientes que favorecen la eutroficación de un cuerpo de agua, deben considerarse los siguientes factores: los naturales que se relacionan principalmente con los factores físicos como el clima, hidrología, fisiografía, geología, localización y geoquímica de la cuenca. Los factores relacionados con el cuerpo de agua como son la profundidad, el contenido de oxígeno en el fondo del cuerpo y la regeneración de nutrientes.

2.8.3 Métodos para el control de la eutroficación

Existen varios métodos para el control de la eutroficación, y estos pueden dirigirse hacia el tratamiento de fuentes puntuales o de fuentes no puntuales.

El tipo de control más efectivo a largo plazo, consiste en eliminar las cargas excesivas de nutrientes que estimulan el crecimiento vegetal, o sea, el tratamiento de sus causas. El tratamiento de los síntomas es un manejo estético y de efecto temporal (UNESCO, 1985). La selección del método de control dependerá de la decisión de controlar fuentes puntuales o no puntuales.

a) Fuentes puntuales

Las principales técnicas del control de fuentes puntuales de nutrientes son tres: la primera es la desviación de la fuente, la segunda la remoción de nutrientes en plantas de tratamiento y la tercera la modificación de productos, principalmente en el contenido de fósforo.

1. **Desviación:** Este método implica la construcción de canales por los cuales se modifica el curso normal del flujo, hacia plantas de tratamiento o hacia lugares donde el efecto no es importante, sin embargo en la mayoría de los casos la mejoría ha sido dramática debido a que en general se disminuyen todos los nutrientes (Welch, 1980).
2. **Plantas de tratamiento:** El tratamiento consiste en la remoción de fósforo contenido en aguas residuales municipales, generalmente precipitándolo con sulfato de aluminio (Merwe P., Maree J. & Basson, 1983), pero la respuesta del cuerpo de agua es lenta (Welch, 1980).
3. **Modificación de productos:** Como parte de los programas de control de la eutroficación, en algunos países se ha modificado el contenido de fosfatos,

sustituyendo por el ácido trinitrilo acético (NTA) o por zeolitas tipo A (INFORM, 1991).

b) Fuentes no puntuales

1. Dragado: Puede ser utilizado en lagos someros con sedimentos ricos en materia orgánica y nutrientes. El método es costoso.
2. Dilución: Este método consiste en la remoción de nutrientes por medio de la adición de agua con bajo contenido de nutrientes.
3. Aereación hipolimnética: El método consiste en aerear las aguas profundas de lagos eutroficados, con objeto de que las aguas anóxicas lleguen a contener oxígeno disuelto y se pueda oxidar el hierro de Fe^{2+} soluble a Fe^{3+} insoluble, lo que a su vez contribuye a fijar el fósforo en el fondo de los lagos y consecuentemente reduce la carga interna de fósforo (Barroin Guy, 1992).
4. Traspaso de nutrientes a niveles tróficos elevados: Este método consiste en remover nutrientes utilizando organismos que se alimentan de las algas que son estimuladas por la abundancia de nutrientes en el agua.
5. Succión hipolimnética: Por medio de este método se descarga el fondo rico en nutrientes del cuerpo de agua y es apropiado únicamente en el caso de lagos estratificados que tienen hipolimnios anaerobios con altas concentraciones de fosfatos. Una desventaja importante, es el efecto de los fosfatos y bajos niveles de oxígeno en el río receptor.

Por lo tanto se dispone de numerosos medios técnicos para luchar contra la eutroficación, pero falta todavía ponerlos en acción para obtener el resultado deseado a un precio predeterminado.

Para tomar una decisión con respecto al problema de la eutroficación, se debe antes que nada saber a que usos se va a destinar el agua y atribuirle un objetivo de calidad.

Las autoridades a cargo de esta decisión tienen que considerar tres parámetros: objetivo, tratamiento de la cuenca receptora, tratamiento del lago, tomando en cuenta que cuanto más ambicioso es el objetivo de calidad, respecto al estado del lago, y menos se trata de intervenir sobre la cuenca receptora, más pesado y repetitivo será el tratamiento del lago. Su decisión tiene que tener en cuenta factores técnicos, ambientales, económicos, demográficos y culturales.

Aunque no todos estos elementos son directamente cuantificables en términos financieros, se dispone de un elemento que permite de todos modos comparar las diferentes opciones: el análisis de costo-beneficio. Su utilización, es cada vez más extendida y ofrece la ventaja de introducir lo "social" en la toma de decisiones, pero presenta el peligro de que se llegue a elegir sistemáticamente la solución más económica, y a que se considere el estado actual de contaminación como normal, o incluso normativo, es decir a introducir una escala de contaminación de origen creciente, que hace que con unos miligramos de fósforo por litro, siga siendo tan "natural" como lo era en el pasado con algunos microgramos por litro, y finalmente a que se sacrifiquen las necesidades de las generaciones futuras.

Generalmente para reducir la carga de fósforo de un cuerpo de agua, se interviene sobre la cuenca. Pero es mejor no utilizar el fósforo cuando se puede predecir de él, por ejemplo utilizando sustitutos de los tripolifosfatos en los detergentes y utilizarlo de forma moderada cuando es indispensable en fertilizantes.

En estudios de eutroficación en cuerpos de agua realizados por el Dr. Limón, se determinó que existen severas consecuencias de la eutroficación, principalmente en lagos naturales de

valor ecológico como: Patzcuaró, Zirahuén, Cuitzeo, Cajititlán y Chapala, en presas destinadas al abastecimiento público tales como: Valle de Bravo y posiblemente en la Zurda y presas grandes que reciben aguas residuales: Vicente Guerrero, Chicoasén y la Requena.

De acuerdo a este estudio y a los métodos de control de la eutroficación se plantea como un beneficio y mejora para los cuerpos de agua de nuestro país, a largo plazo una aplicación generalizada de una posible prohibición de detergentes fosfatos, utilizando para esto sustituyentes de los tripolifosfatos que actualmente se están usando en los detergentes de otros países.

2.8.4 Productos alternativos de sustitución de Fosfatos

El límite de fosfatos en la fabricación de material para detergentes de lavandería ha sido un punto de interés financiero y tecnológico en la industria manufacturera.

En México, de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana (NOM-Q-2-1982), los detergentes domésticos en polvo tienen una especificación en el contenido de tripolifosfatos (P_2O_5) en porciento en masa de como mínimo 10.5% y mediante la autorización de la Secretaría de Salubridad y Asistencia se podrán emplear sustitutos para el control de la dureza **(INFORMACIÓN PROPORCIONA POR LA CNIAGJ)**.

Las alternativas de sustitución pueden ser:

Sales de sodio o ácido nitrilotriacético (NTA), carbonato de sodio y citrato de sodio. Recientemente se emplean principalmente combinaciones de zeolitas, carbonatos y silicatos, todas estas sustancias son prometedoras como sustitutos de fabricación. El NTA es el principal sustituto para la fabricación en Canadá, con un peso medio de contenido del orden de 15%, como sodio-NTA.

Una evaluación completa de las implicaciones ambientales del NTA, que puede entrar al mercado como un sustituto viable para la fabricación de fosfatos fué hecha por **Shannon E. en 1973**, quien puntualiza que:

El NTA es un buen suavizador del agua y puede tener también la función de quitar manchas. Este fué considerado un componente de los detergentes desde 1967; cuando el NTA se podía aprovechar en suficiente cantidad y a un bajo precio, y sustituyó a los fosfatos en detergentes, pero la completa eliminación de los fosfatos no ocurrió por tres razones:

1. No se producía suficiente NTA para poder sustituirlo completamente. Adicionalmente las plantas manufactureras se construyeron para incrementar el abastecimiento, pero no se completó su construcción.
2. El NTA absorbe humedad. Si el NTA completamente reemplaza los fosfatos, el detergente sería un terrón en la caja.
3. Si se usa el NTA, sería un reciente descubrimiento y no se sabría cuando terminarían los efectos en grandes cantidades de NTA sobre el medio ambiente.

El NTA funciona satisfactoriamente en procesos de limpieza como un sustituto de los fosfatos. Aunque no hay evidencias de que éste dañe el medio ambiente, la pregunta del peligro del NTA no se ha resuelto completamente.

El NTA representa una carga significativa de nitrógeno en sistemas limitados por nitrógeno, como el caso del Lago de Chapala que de acuerdo a estudios realizados los factores que limitan la productividad fitoplanctónica son la luz y el nitrógeno, por lo que el mejor sustituto para la formulación, restringiendo a cero fosfatos en detergentes, son los carbonatos y silicatos, como las zeolitas.

2.8.4.1 Zeolitas (Sintéticas y Naturales)

Los dos componentes importantes de un detergente moderno son los surfactantes y los agentes acomplejantes (principalmente trifosfato). Los últimos estudios llevados a cabo en Alemania, han demostrado que una parte de este agente (fosfato) puede ser efectivamente reemplazada por silicatos cristalinos de sodio y aluminio (Na-Al-Silicatos). El efecto principal de esta zeolita sintética como sustituyente del trifosfato es en la eliminación de iones multivalentes especialmente calcio (Ca^{2+}), productor de dureza, por efectos de intercambio iónico.

La capacidad de intercambio iónico depende de la relación de Silice/Aluminio ($\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$), de aquí que, la zeolita sintética A que es utilizada en la formulación de detergentes, reúna las características óptimas. En el caso de las zeolitas naturales existen variaciones en esta relación que dependiendo de la estructura porosa favorecen la capacidad de intercambio iónico, por ejemplo faujasita (zeolita natural), presenta una alta capacidad de enlace con el calcio (dureza del agua).

Existen alrededor de 12 tipos diferentes de zeolitas naturales que han sido caracterizadas en su composición química para su aplicación en el tratamiento de agua, de estas se han encontrado atractivamente eficientes disminuyendo hasta un 80% la cantidad de polifosfatos en mezclas, por ejemplo; Desmina 80% y 20% de tripolifosfato de sodio, (Smolka & Schwger, 1991).

Las zeolitas naturales tienen un bajo costo y son realmente atractivas como sustitutos de los tripolifosfatos. Sin embargo contienen altas concentraciones de impurezas, especialmente de iones metálicos Fe^{3+} . Pero de acuerdo a diversos estudios por Uguina Lucas (Uguina L, Covan & Rodríguez, 1992) la síntesis de la zeolita 4A de la arcilla natural, es factible y a un precio económico.

En estudios sobre el intercambio iónico de las zeolitas, se muestra que la zeolita 4A es

realmente efectivo para la eliminación de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} , pero la capacidad de remoción de los cationes a temperaturas bajas es menor. Por esta razón actualmente en Europa se ha pensado utilizar la zeolita 13X, el cual puede ser empleado para estas condiciones.

En conclusión la zeolita sintética 4A, ha resultado en aproximadamente un 7% más eficiente en la formulación de detergentes con respecto a las zeolitas naturales. Esta formulación ha mantenido un 90% de la zeolita y un 10% de tripolifosfato.

La estabilidad que necesitan las zeolitas para que se usen en la formulación de detergentes es la siguiente:

- * Cristalización alta ($X_c = 100\%$)
- * Ligadura de calcio ($C_1 = 2.8 \text{ mmol/g}$)
- * Blancura (Prueba Hunter, $L > 90\%$)
- * Porciento en peso, 99%

Y una adecuada distribución en el tamaño de la partícula (diámetro promedio aproximadamente $4 \mu\text{m}$), esto es importante para tener un precio de competencia con los tripolifosfatos y otros posibles secuestrantes.

Para obtener un precio económico, las zeolitas se deben sintetizar de materiales en bruto, tal que sean semejantes a la arcilla natural (Uguina L, Covian & Rodríguez, 1992).

2.8.4.2 Las Zeolitas en México

Con el advenimiento de la importancia industrial de las zeolitas ha crecido el número de trabajos que reportan la existencia de yacimientos en la mayor parte del mundo, en lo que respecta a nuestro país hay posibilidades de contar con enormes yacimientos de zeolitas de rocas tobocéas del mesozoico superior y cenozoico; el primero fué reportado por **Mumpton**

en 1973, quien describe la existencia de mordenita y clinoptilolita en el valle del río Atoyac cerca de Etlá, Oaxaca. Este material fué utilizado desde tiempos prehispánicos como material de construcción en la Ciudad de Oaxaca. Por el mismo año L. Pablo localizó un yacimiento de clinoptilolita en San Luis Potosí a casi 350 Km de la Ciudad de México que en aquel entonces fué examinado por la Comisión Atómica de México con el propósito de extraer iones radioactivos de cesio y estroncio de corrientes de desecho de reactores nucleares.

En 1973 Ferrusquía, Rodríguez-Torres y Mumpton reportan un nuevo hallazgo de clinoptilolita, mordenita y analcima en el estado de Oaxaca cerca de Boquerincite, Teotlán, Tejumpán y Mitatlán.

Wilson y Clabaugh (1970) reportan la existencia de una ignimbrita de composición similar a la de Etlá en los sitios arqueológicos de Yagul y Mitla.

La formación de Suchilquitongo en la vecindad de Etlá, Oaxaca contiene varios millones de toneladas de material zeolítico de alta pureza en mordenita y clinoptilolita.

En 1978 Raquel Ríos R. y Ramón Badilla C. reportan un yacimiento localizado en San Pedro municipio de Ures en el estado de Sonora, el tipo de Zeolita localizado en este sitio es una mezcla de clinoptilolita-heulandita.

Sólo existe una empresa registrada en INFOTEC como fabricante de zeolitas en la República Mexicana (en particular de la zeolita sintética del tipo A), esta es:

- * Arcillas tratadas, S.A.
Vicente Guerrero No. 6
San Juan Ixhuatepec
Tlanepantla, Edo. de México.

En lo que respecta a sus usos en México, se detectó que se utilizan como intercambiadores iónicos en la suavización de agua para uso industrial.

2.8.5 Aspectos industriales (Tecnológicos y otros)

La conciencia del gran impacto ambiental que la tecnología moderna esta causando en el medio ambiente, ha incitado a numerosas empresas a cuestionarse la validez de sus propios procesos, algo inconcebible años atrás.

Básicamente el dilema radica en la posibilidad de modernizar los procesos de producción y al mismo tiempo disminuir el impacto ambiental en cada una de las fases del proceso.

En general se trata, o bien de modificar los procesos de elaboración mediante sustitución de materias primas, o bien de variar el proceso en sí mismo, para prevenir la polución tanto en el puesto de trabajo como en el entorno. Paralelamente, el diseño industrial está considerando la repercusión de su producto en el medio ambiente en relación a su ciclo vital.

Los criterios de selección se basan en la utilización de materias primas que permitan disminuir la toxicidad de los desechos, así como facilitar su degradación o eliminación, y que estas mantengan la producción económicamente atractiva.

Cuando alguna empresa estudia las posibilidades de introducir cambios infraestructurales, normalmente debe enfrentarse a una serie de dificultades tanto técnicas o no técnicas como son:

a) **Inherentes a la Industria**

- * Calidad del producto
- * Financiamiento

- * Resistencia al cambio
- * Conocimiento y viabilidad de alternativas diferentes.

b) Ajenos a la Industria

- * Demanda
- * Legislación
- * Presiones exteriores
- * Propuestas alternativas viables y distintas a lo proyectado.

Los cambios que acontecen en el campo de la tecnología, podrían en muchos casos interpretarse a través de las sucesivas sustituciones que se llevan a cabo entre diferentes técnicas.

La constatación de que la tecnología existente y aplicable es apropiada para la conservación y saneamiento del medio ambiente, sería posiblemente, la forma de que se aplicase institucionalmente. Dado que el vertiginoso desarrollo de este tipo de tecnologías, la multitud y diversidad de ellas y la necesidad de optar por una u otras, se plantea la posibilidad de que la sociedad civil participe activamente como grupo de presión, posicionándose y comprometiéndose con una política a seguir, y exigiendo también que las instituciones tengan el mismo posicionamiento y compromiso para que estas técnicas alternativas sean implantadas con vistas a contar en un futuro, con un entorno saneado que permita mantener, o incluso mejorar, la calidad de vida.

2.8.5.1 Posibilidad de adaptación en la industria para mejorar el ambiente

Las situaciones ocurren en los siguientes niveles:

1. De procesos

Los procesos de producción son reestructurados con el objetivo de mejorar el entorno, restringir la emisión de residuos líquidos y gaseosos.

2. De materias primas

Sustitución de algún componente del producto por otro menos lesivo.

3. De componentes

Introducción de algún componente de nuevo diseño en un sistema ya existente sin alterar su estructura.

4. De subsistema

Introducir cambios en una parte de un sistema.

5. De sistema

Es donde hacemos un cambio o sustitución de todo un sistema por otro.

2.8.5.2 Métodos técnicos del proceso para la reducción de impactos

La reducción de desechos y de su impacto ambiental mediante sustitución de materias primas y modificación de los procesos de producción, son frecuentemente realizados por los métodos siguientes o bien aislados o en combinaciones diversas:

1. Sustitución de procesos químicos por procesos mecánicos

2. Sustitución del proceso de lavado por el de inmersión única por un proceso a base de agua a contracorriente.
3. Sustitución del proceso de lavado por inmersión única por un proceso a base de agua a contracorriente en circuito cerrado
4. Sustitución de tintas y lacas en disolventes orgánicos por productos solubles en agua.
5. Sustitución de procesos de tratamientos de desechos con ácidos y bases, por procesos mecánicos.
6. Sustitución de sustancias como mercurio, cadmio y fósforo por otras menos tóxicas.
7. Sustitución de componentes halógenos por otros no halógenos
8. Implantación en el proceso de producción de nuevas técnicas como ionización, ultrafiltración y electrodiálisis, etc., para aislar los componentes reutilizables.
9. Instalación de maquinaria destinada a la reducción-eliminación de residuos. Algunas compañías han resuelto sus problemas de reducción de desechos desarrollando nuevas tecnologías, llevando incluso a patentar y comercializar nuevos productos.
10. Instalación de microsensores, microprocesadores para facilitar el seguimiento de los procesos aplicados.

La implantación de este tipo de modificaciones ha resultado en la reducción de emisiones de desechos en un 70%.

Los procesos de eliminación-reducción son frecuentemente muy rápidos oscilando según la

sustancia, desde un máximo de tres años hasta periodos inferiores a un año. El resultado de estas modificaciones ha sido tan positivo (tanto económica como ambientalmente) gracias a los avances conseguidos en una o varias de las siguientes áreas:

- * Reducción del costo de materias primas
- * Reducción del costo del tratamiento de desechos
- * Reducción del costo de la energía
- * Mejoría en la calidad de los productos
- * Aumento de la productividad
- * Disminución del ausentismo laboral
- * Mayor seguridad e higiene en el puesto de trabajo
- * Disminución del impacto ambiental
- * Mejoría de imagen pública de la empresa.

3. TRATABILIDAD DE LOS DETERGENTES

Los primeros indicios de contaminación por detergentes, fueron relacionados con la aparición de espuma en los cuerpos receptores que ocasionaba problemas a la navegación y afectaba la estética de los lugares. Hasta ese momento, no se había vinculado la presencia de los detergentes y sus efectos tóxicos. La imposibilidad de restringir el uso de los detergentes, obligó a la búsqueda de otro tipo de agentes tensoactivos que fuesen eliminados fácilmente y que tuvieran un poder de detergencia equiparable a los que se tenía en uso.

Como ya se vió en el capítulo anterior los detergentes son compuestos tensoactivos sintéticos cuya presencia en el agua es debido a vertidos urbanos e industriales. En Estados Unidos antes de utilizarse productos biodegradables, las concentraciones de detergentes aniónicos variaban en las aguas de los ríos de 0.05 a 6 mg/l, niveles que posteriormente han disminuido. En México, los valores detectados pueden llegar a picos de concentración de 14 mg/l detectados como SAAM como el caso del río Lerma los daños producidos por la presencia de detergentes en el agua (**Manual Técnico del Agua, 1979**), son:

1. Formación de espumas, que paralizan los procesos de depuración natural o artificial, concentran las impurezas y pueden diseminar las bacterias y los virus. Es suficiente

una concentración de detergentes aniónicos de 0.3 mg/l para producir una espuma estable.

2. Disminución de la absorción de oxígeno de la atmósfera y de su disolución, aún en ausencia de espuma debido a la formación de una película aislante que aparece en la superficie.
3. Sabor a jabón, que se detecta para contenidos netamente superiores al umbral de formación de espuma.
4. Aumento del contenido en fosfatos, procedentes de los polifosfatos combinados en los agentes de superficie, que favorece la eutroficación de los lagos y el desarrollo de plancton en los ríos.
5. Aumento progresivo del contenido en boro de las aguas superficiales y profundas, procedentes de las grandes cantidades de perborato sódico utilizadas en la formulación de los detergentes.

El desarrollo de procesos para el tratamiento de las aguas residuales surgió como una respuesta a las demandas sociales en lo referente a salud pública y a la contaminación ambiental (TABLA 3.1).

Respecto al tratamiento de los detergentes aniónicos ramificados se reportan en algunos estudios (McGauhey & Stephen A. Klein, 1959) que aproximadamente el 30% del ABS contenido en el influente de una planta de tratamiento se adsorbe en los sólidos de los lodos primarios, en un tiempo de retención de 2 horas; sin embargo, análisis realizados con espectrofotometría demostraron que la remoción es menor.

Mientras que en la degradación del ABS en un reactor de lodos activados las pruebas de

biodegradabilidad del ABS indican una reducción del orden de 70% en 48 hrs, con la degradación del 35% en las primeras 4 hrs. Más aún, en pruebas con variaciones en la concentración del ABS, no se encontraron cambios significativos en el porcentaje de degradación (40% en 4 hrs) (McGauhey, 1959).

Con la operación continua de un reactor de lodos activados (3,000 mg/l de sólidos) fue posible lograr una degradación promedio de 54% de ABS en 28 días, sin advertirse cambios en la remoción típica de la DBO. La degradación del ABS lleva a la formación de sulfatos inorgánicos (McGauhey, 1959).

En general, es posible la degradación del ABS entre el 60 y 70% para elevadas concentraciones de sólidos (5,000 - 6,000 mg/l). El método para obtener una remoción máxima de ABS es operar el reactor con concentración de sólidos mayor a la relación típica; bajo operación normal del sistema de lodos activados es posible reducir en un 50% promedio el contenido de ABS en el influente (McGauhey, 1959).

Se advierte que las condiciones de aereación del tanque no son un factor que influya en la degradación del ABS. Sin embargo, si la concentración de ABS en el influente a una unidad de lodos activados, que opera bajo condiciones normales, se incrementa arriba del rango típico en agua residual doméstica (5-10 mg/l) la eficiencia de la degradación se reduce hasta el 40% (McGauhey, 1959).

La eficiencia de degradación del ABS está influenciada por factores críticos que no se reflejan en ninguna de las pruebas analíticas de rutina para el control de la operación de una unidad de lodos activados (McGauhey, 1959). Evidentemente, de acuerdo a las condiciones específicas de operación y calidad de influente el porcentaje de eliminación varía de 40 a 70% de ABS, como se señala en las referencias siguientes.

La degradación del ABS en un reactor típico de lodos activados tiene las siguientes

características: el efluente del reactor contiene ABS (54%), productos intermedios de la biodegradación del ABS, no identificados (39%) y productos finales de la degradación (6%). En los lodos se han observado los siguientes productos: ABS (82%), productos intermedios (13%) y sulfatos inorgánicos (4%) (McGauhey, 1959).

Así mismo la reducción del ABS a través de un filtro percolador (McGauhey & Stephen A., 1959) es del orden del 25%, aunque en la literatura se publican remociones del 70 al 80%, además de que la relación de recirculación incrementa la remoción que se tiene de ABS.

El proceso más efectivo y selectivo para la reducción del ABS es la espumación (McGauhey & Stephen A., 1959), ya que se puede utilizar como un proceso terciario o intermedio en un tren de tratamiento de agua residual. En este proceso el ABS se elimina a través de la formación de espuma generada ya sea por aireación o con la combinación de un agente espumante como es el 2-Octanol, la remoción que se tiene en este tipo de proceso es del orden del 80% del ABS contenido en el agua residual.

Una unidad de espumación después del sedimentador primario o del reactor de lodos activados, reduce del orden del 80% del ABS contenido en el agua residual cruda. En combinación con agentes espumosos alcanza a eliminarse el 90% (McGauhey, 1959).

Las desventajas que se presentan al emplear agentes espumosos es que generan una espuma con alto contenido de agua, y la destrucción se realiza por incineración, por lo que este no es tan eficiente como ocurre cuando la espumación se realiza por aireación.

En general se concluye que métodos eficientes y económicos, como la espumación, se pueden aplicar en trenes de tratamiento de agua residual doméstica, ya sea como proceso intermedio terciario, cuando las exigencias marquen un nivel superior al 80% en la degradación global de detergentes (McGauhey, 1959).

La generación de espuma y su combustión, en un digestor de gas, es un método factible y altamente eficiente para la reducción de ABS de efluentes de agua residual doméstica (McGauhey, 1959).

Otro proceso que se utiliza para la eliminación de ABS es el tratamiento químico (Brenner T.E, 1965) con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) en combinación con sulfato ferroso ($FeSO_4$) que se utiliza como catalizador; las condiciones requeridas para la oxidación son un pH de 3 a 3.5; después del tratamiento es necesario eliminar la concentración de los iones fierro, ya que también se realizará la precipitación de los fosfatos con sulfato ferroso para que no interfirieran en la reacción del ABS con el peróxido de hidrógeno. Esto se realiza incrementando el pH entre 6 y 8; la eficiencia de la reacción de oxidación se inhibe con la presencia de iones cloro.

En agua residual con una DQO muy alta, es posible esperar la aplicación de una dosis mayor de peróxido de hidrógeno a fin de revertir el efecto de la DQO; ya que tiende a disminuir la eficiencia del tratamiento químico a causa del consumo de peróxido, que de otro modo estaría disponible para la reducción del ABS (Eisenhauer, 1965).

Los detergentes comerciales contienen fosfato como coadyuvantes y estos pueden interferir en la reacción entre el ABS y el peróxido. De ahí la conveniencia de precipitarlos previamente con la adición de sulfato férrico; con este pretratamiento es posible lograr un 98% de eliminación de fosfatos; además de que se ha demostrado que también reduce una parte importante del ABS, con el efecto directo de disminuir la dosis del peróxido en el tratamiento químico (Eisenhauer, 1965).

Con este tratamiento químico, es posible también reducir la concentración de los detergentes LAS; a pesar de que éstos se degradan en un 12% en los albañales (Romano P & Ranzani M, 1992).

La remoción que presentan los detergentes LAS en las plantas de tratamiento de agua residual es del 98 al 99% (Romano P & Ranzani M, 1992), es decir que estos se degradan eficientemente en un tratamiento secundario.

En este tipo de detergente se tiene que la biodegradación primaria en la planta de tratamiento de agua residual, según varios estudios publicados, está en un rango de 80 a 84% , de la cual la última biodegradación es de casi el 90%.

Los procesos biológicos son los más adecuados para estabilizar la materia orgánica contenida en agua residual doméstica y algunas de origen industrial; sin embargo su efectividad depende de la calidad del agua tratada, pues se encuentra sujeta a las propiedades específicas de los constituyentes orgánicos del agua cruda, principalmente en el caso de aquellas que impiden la biodegradabilidad de dichos compuestos.

Los detergentes del tipo ABS, debido a la estructura de las moléculas, no permite el ataque microbiano parcial o total, de ahí la necesidad de modificarlas y favorecer su eliminación, eliminando efectos consecuentes en los cuerpos receptores.

3.1 Biodegradabilidad

La determinación de la biodegradabilidad de una sustancia orgánica, se realiza mediante un método de ensayo, para deducir de los resultados obtenidos en el laboratorio lo que realmente será la marcha de la degradación en el medio ambiente receptor o estaciones depuradoras de aguas residuales por tratamiento biológico.

Entre los métodos aerobios para el estudio de la biodegradación de agentes tensoactivos tenemos: la Prueba en Agua de Río, que consiste simplemente en la determinación a intervalos determinados de la disminución de la concentración de tensoactivo disuelto en una muestra de agua de río. Aunque algunos autores utilizan ciertas modificaciones, por ejemplo:

inoculación adicional, medidas complementarias de DQO y DBO, agua superficial sintética, etc.; la prueba reproduce en el laboratorio el proceso de la autodepuración natural de los ríos. No obstante, aunque la mayoría de las aguas puedan dar en condiciones análogas de los ensayos curvas de biodegradación muy semejantes, no necesariamente ha de ser igual la marcha de la biodegradación en ríos de localización y características diferentes.

Entre las variables que afectan la biodegradación de un tensoactivo (Ruiz Cruz J, 1981) están:

- 1) La influencia debida a variaciones en las concentraciones iniciales de tensoactivo y microorganismos presentes en el medio, así como el efecto de la adaptación o aclimatación previa de dichos microorganismos.
- 2) La temperatura es de las variables más importantes de la degradación. Dentro de un intervalo determinado, su elevación hasta un valor óptimo influye favorablemente sobre el desarrollo y multiplicación de los microorganismos al aumentar la velocidad de sus reacciones bioquímicas y, por tanto, afectará notablemente los resultados de la degradación.

Puesto que los intervalos favorables de temperatura para un desarrollo óptimo de los microorganismos pueden variar de una a otra especie, el efecto de esta variable tendrá también un factor selectivo.

- 3) La luz, favorece el desarrollo de los microorganismos autótrofos fotosintéticos, pero para otros, si es muy intensa, puede influir negativamente sobre dicho desarrollo y afectar, por lo tanto, los resultados de la degradación.
- 4) Puesto que la degradación es en realidad una oxidación bioquímica, la presencia de oxígeno en el medio es condición necesaria para el desarrollo de los microorganismos.

- 5) Otro factor es el posible efecto de las variaciones del pH del medio en la marcha de la degradación. Aunque un gran número de bacterias se adaptan bien a amplias variaciones de pH, existen, no obstante, algunas condiciones con preferencia a desarrollarse, o bien a inhibir su desarrollo, en medios de cierta acidez o alcalinidad.

La degradabilidad biológica de los detergentes involucra tres aspectos importantes:

- 1) Rápidez de biodegradabilidad, que comprende la fase de síntesis o transformación de la molécula de detergente en protoplasma microbiano.
- 2) Magnitud de biodegradabilidad es decir, la porción de molécula del detergente que son metabolizadas en procesos de tratamiento comunes.
- 3) Biodegradabilidad última, o sea la fase final de degradación cuando la totalidad de la molécula ha sido convertida a bióxido de carbono y agua.

3.1.1 Constantes de biodegradabilidad biológica

Los compuestos orgánicos susceptibles de degradarse por acción microbiana, presentan diferentes grados de dificultad para ser metabolizados en función de sus características fisicoquímicas.

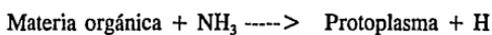
Las curvas que se muestran en la Fig. 3.1, son las representativas de la utilización de sustratos orgánicos y del crecimiento biológico, bajo condiciones interminentes, es decir un sistema Batch.

REACCIONES METABÓLICAS

1) Energía



2) Síntesis



Respiración endógena

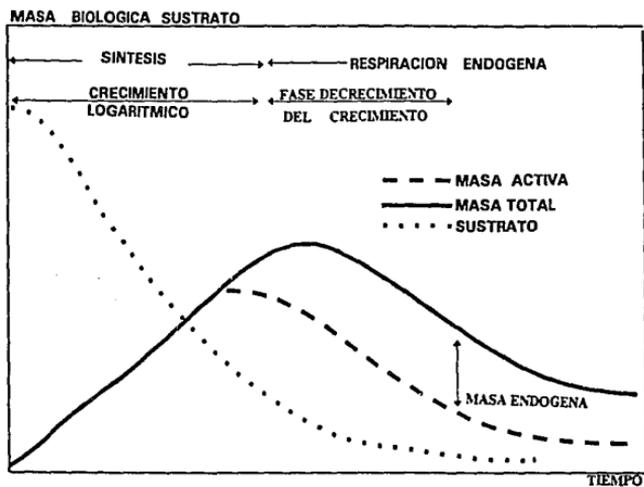
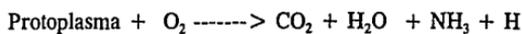


Fig 3.1 Curvas de crecimiento biológico y utilización del sustrato en sistema batch

Si se grafica el tiempo de experimentación contra el logaritmo de la concentración de sustrato, se obtiene las rectas de la Fig 3.2 cuyas pendientes representan las constantes específicas de biodegradabilidad de energía-síntesis y de respiración endógena. La constante energía-síntesis, K_s , simboliza la rapidez con que el sustrato es aprovechado por los microorganismos (anabolismo); o sea, que la energía generada en una reacción de oxidación entre la materia orgánica y oxígeno, es utilizada para realizar la síntesis de protoplasma microbiana.

La constante de respiración endógena, K_e , representa la velocidad con que el protoplasma es utilizado predominantemente (fase catabólica), en virtud de limitarse la cantidad de sustrato.

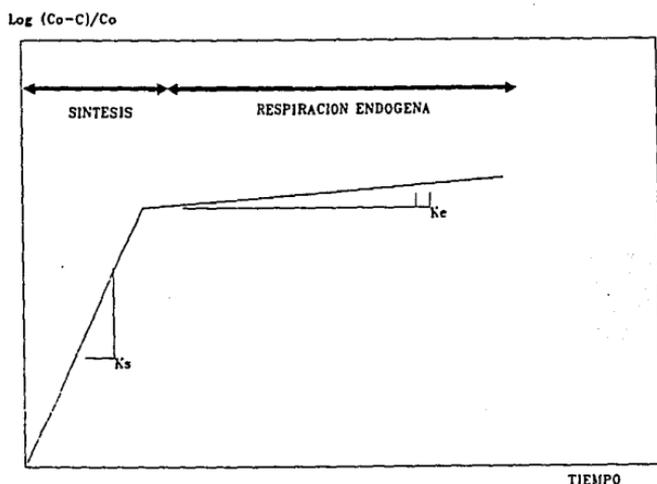


Fig.3.2 Representación de las constantes de síntesis y respiración endógena

3.1.2 Magnitud de la biodegradabilidad

Los mecanismos, con que los microorganismos actúan sobre las moléculas de agentes tensoactivos, se clasifican en dos tipos:

- 1) Degradación primaria
- 2) Degradación última

DEGRADACIÓN PRIMARIA

Se conoce como degradación primaria a la influencia de la estructura molecular de los detergentes en los fenómenos de la degradación.

La oxidación de hidrocarburos lineales (alcanos), se inicia mediante la formación de una doble ligadura en la parte terminal de la cadena. Hecho que se impide cuando la cadena de hidrocarburos presenta carbonos cuaternarios, poco reactivos, como sucede en compuestos cuya estructura presenta ramificaciones (Swisher R. D., 1963).

La estructura de las moléculas del agente tensoactivo de los detergentes aniónicos, se divide principalmente en dos:

- 1) Donde el grupo alquilo es lineal
- 2) Otra cuando es ramificado.

Las moléculas de tipo ramificado presentan átomos de carbono cuaternarios que evitan su biodegradación total, es decir que las propiedades tensoactivas se conservan.

En los estudios realizados por el Dr. McKinney concluye que entre el 30 y 50% de las moléculas de los agentes tensoactivos no lineales presentan estructuras con grupos alquílicos

ramificados considerado de gran importancia desde el punto de vista de tratamientos, ya que la porción mencionada no podrá ser removida por procesos biológicos tradicionales, en cambio para los agentes tensoactivos del tipo LAS, la parte remanente que persiste después de someterlos a un tratamiento biológico, es insignificante comparada con la de ABS.

En un estudio de los efectos de la longitud de la cadena y la posición del grupo fenilo se sugiere que (Swisher R.D., 1963): entre mayor sea la distancia entre el grupo sulfonato y el extremo hidrofóbico, mayor es la velocidad de biodegradación primaria del ABS, hecho que se conoce como principio de distancia.

POSICIÓN DEL FENILO

La degradación es dependiente de la posición del grupo fenilo en la cadena (Fig. 3.3), los tensoactivos son más rápidamente degradados cuando presentan dicho grupo cerca de los extremos de la cadena, que aquéllos con el grupo fenilo en posición central (Swisher, R.D., 1963).

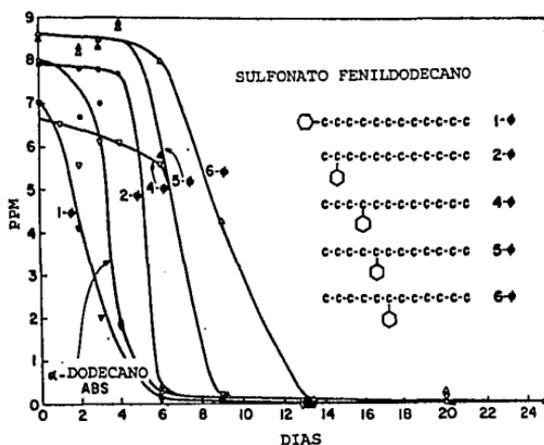


FIG. 3.3 Biodegradación de LAS con 12 carbonos e isómeros individuales (Swisher, R.D., 1963)

3.1.3 Degradación última

Esta es la que se logra cuando toda la molécula del tensoactivo ha sido metabolizada por los microorganismos, lo cual indica su total conversión a compuestos finales como el bióxido de carbono, agua y sustancias azufradas.

Estos mecanismos son catalizados por enzimas. La presencia de un compuesto extraño en ambientes naturales puede ser un factor que determine la producción de nuevas enzimas por las bacterias capaces de usar tales productos como sustrato para la obtención de alimento y energía. El primer paso en el mecanismo general para la obtención de energía, se lleva a cabo por la oxidación omega; en el caso de los surfactantes, es la degradación del grupo hidrofóbico. El mecanismo por el cual la porción alifática del surfactante es degradado, se designa oxidación beta.

OXIDACIÓN OMEGA

El ataque de LAS y ABS, por las bacterias se inicia con la oxidación del grupo metilo terminal. Sin embargo, el mecanismo exacto y las etapas intermedias propuestas son muy contradictorias. La mayoría de los investigadores que han estudiado este proceso, convergen en que la oxidación omega (Fig 3.4), consiste en la adición de oxígeno molecular, catalizados por la enzima oxigenada para dar un hidroxiperóxido primario, un aldehído y un ácido carboxílico.

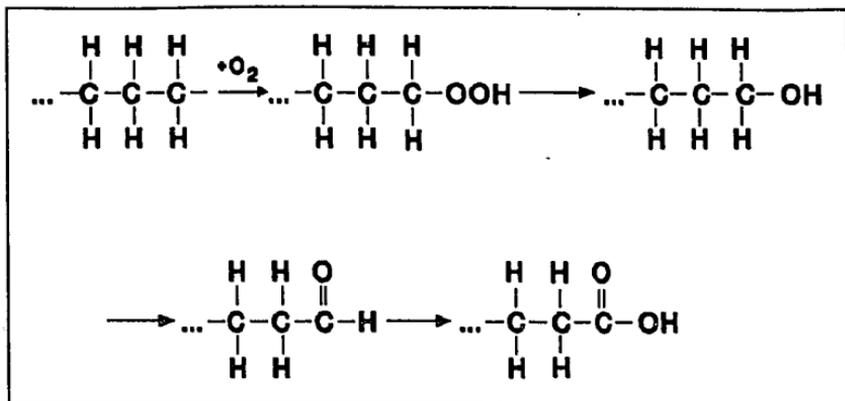


Fig. 3.4. Secuencia de reacción de la oxidación omega

OXIDACIÓN BETA

Los organismos degradan los ácidos grasos por el proceso de oxidación beta. La reacción es una oxidación simultánea de dos carbonos de la cadena de ácido graso, en una sucesión de grupos acetilos. Los cuales son usados para la obtención de energía o reacciones de síntesis por las células. Este mecanismo, consiste de una serie de reacciones catalizadas enzimáticamente donde el grupo carboxilo es esterificado por lo menos en dos etapas intermedias por la coenzima (CoA).

Posteriormente, dos hidrógenos son eliminados para formar derivados alfa, beta hidroxilo, siendo deshidrogenados a su vez para formar un compuesto beta cero. Finalmente, otra molécula de CoA se adhiere entre los carbonos alfa y beta separando el grupo acetilo de la CoA, dejando un compuesto (CoA-ácido graso) de dos carbonos más corto que la molécula original.

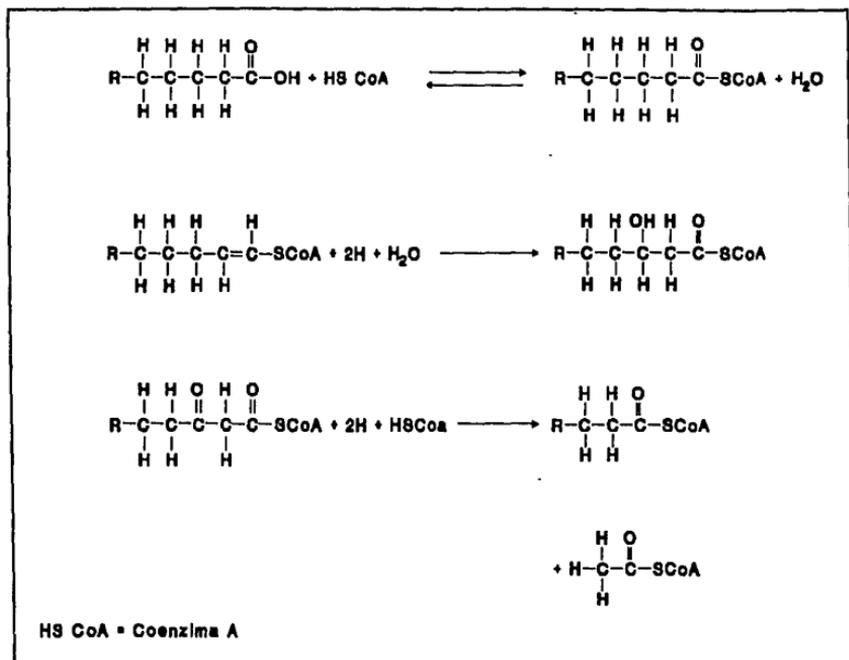


Fig. 3.5 Secuencia de reacciones de la oxidación beta catalizadas por sus propias enzimas y activadores

DEGRADACIÓN DEL ANILLO BENCÉNICO

Los microorganismos inician el ataque en el extremo de la cadena del anillo, pero el hecho de que los organismos se hayan adaptado para degradar éstas también muestran que han desarrollado habilidades para producir enzimas capaces de degradar los anillos bencénicos. Sin embargo la secuencia de las reacciones no han sido esclarecidas completamente.

Algunos investigadores suponen que posiblemente ocurre un rompimiento en el anillo con la cadena parcialmente oxidada, otros que necesita efectuarse una oxidación completa de la cadena o quizás, que primero se efectúe la eliminación del grupo sulfonato para que el grupo aromático se degrade.

TABLA 3.1. PROCESOS QUE SE APLICAN PARA LA REDUCCIÓN DE DETERGENTES PRESENTES EN EL AGUA RESIDUAL

PROCESOS	APLICACIONES	EFICIENCIA	DESVENTAJAS
FÍSICO-QUÍMICOS (Barnhart & Eckenfelder, 1959)	Elimina los detergentes presentes en el agua residual	Remoción máxima 10%	La remoción es muy pequeña por lo que la mayor parte de los detergentes llegan intactos a los sistemas biológicos
BIOLÓGICOS (Mc Gauhey & Eckenfelder, 1963)			
Filtro Percolador	Reduce la concentración de detergentes en los efluentes	25%	Ninguna
Lodos Activados	Proceso más utilizado en el tratamiento de aguas residuales	Entre el 60 y 70%	Si cambian las condiciones de operación la eficiencia se reduce hasta un 40%
QUÍMICO (Mc Gauhey & Eckenfelder, 1959)			
Químico (H₂O₂)	La eliminación en el efluente se hace mediante peróxido de hidrógeno en combinación de FeSO ₄ como catalizador	98%	El proceso es costoso

**TABLA 3.1. PROCESOS QUE SE APLICAN EN AGUA POTABLE
(CONTINUACIÓN)**

PROCESOS	APLICACIONES	EFICIENCIA	DESVENTAJAS
Coagulación y adsorción (Barnhart & Eckenfelder, 1963)	Son empleados exclusivamente como tratamiento terciario en plantas potabilizadoras	Del 30 al 80%	El proceso no es selectivo con el compuesto a remover por lo que utilizan grandes cantidades de coagulante, lo cual hace costoso el proceso
Espumación (Mc Gauhey & Steplnen, 1959)	El tratamiento puede emplearse a manera de tratamiento terciario	En aireación el 80% y con un agente espumante hasta el 90%	El proceso se vuelve costoso si la eliminación de espuma es por incineración
Ozonación	El proceso resulta efectivo para estabilizar materia orgánica que presenta problemas de ataque biológico como son los detergentes	Aproximadamente el 90%	El proceso no es selectivo se requieren altas dosificaciones

3.2 Efectos Secundarios producidos por los Detergentes en los Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales

Entre los efectos secundarios más importantes se pueden mencionar los siguientes:

- 1) La formación de espuma, que ocurre en procesos de tratamiento de aguas residuales principalmente en: tanques de aireación y en las corrientes receptoras de los mismos.

Los efectos nocivos de la formación de espumas son:

- a) Aspecto desagradable tanto en las unidades de tratamiento como en los cuerpos receptores.

 - b) Problemas de operación, ocultamiento de las estructuras de control y recubrimiento de las superficies de trabajo con sedimentos, se han hecho varios estudios sobre los factores que solos o en combinación contribuyen en la formación de ésta, en las que se ha encontrado que la tasa de aireación es el factor más importante en la formación de espumas.
-
- 2) Cambios en la DBO y sólidos suspendidos de las aguas residuales
 - 3) Alteración de la carga orgánica en varias unidades de tratamiento
 - 4) Modificación del tratamiento de las aguas residuales
 - 5) Efectos corrosivos de partes mecánicas de las plantas
 - 6) Interferencias en la determinación de oxígeno disuelto
 - 7) Interferencia en la cloración
 - 8) Interferencia con la coagulación y flotación del floculador
 - 9) Efectos de los aditivos

En algunas investigaciones, se ha encontrado que los fosfatos no afectan la eficiencia de la sedimentación, pero incrementan el volumen de lodos. Este incremento puede ser significativo en los procesos de lodos activados. Los aditivos como los tripolifosfatos, interfieren en la formación de floculos. A este respecto puede considerarse que presentan mayor significación los detergentes para uso industrial, que los domésticos.

3.2.1 Plantas de Tratamiento de Agua Residual de México

Actualmente, en todo el país, existen 361 plantas de tratamiento de aguas residuales de carácter municipal con una capacidad global instalada de 30 m³ /s; de éstas, el 20% opera en forma adecuada, 35% de manera ineficiente y 45% se encuentra fuera de operación.

Además, la descarga de aguas residuales proveniente de los centros urbanos corresponde a un caudal de 120 m³/s y sólo se trata en forma eficiente el 5% (6m³/s) del caudal descargado. (Sancho & Cervera, 1991).

En México, las primeras plantas de tratamiento de agua residual se remontan a la década de los 50's. Los datos anteriores revelan la crítica situación que el país está pasando en materia del tratamiento de aguas residuales municipales. En estos aspectos el Gobierno Federal ha realizado esfuerzos muy importantes en materia de construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales, cambiando la política hacia la apertura a la iniciativa privada.

Los sistemas más empleados son los de tratamiento biológico como Lagunas de Estabilización y Lodos activados, que por presentar características de economía y eficiencia, respectivamente, son empleados en diferentes zonas del país; es decir, las lagunas son empleadas en zonas rurales ya que su mantenimiento es económico y la carga orgánica que manejan es relativamente baja.

Por otro lado, los lodos activados se emplean en zonas urbanas e industriales, donde la carga orgánica generalmente es alta, además de que es posible manejar flujos altos. En algunas de las instalaciones para tratamiento de aguas residuales municipales del país, se detectan deficiencias importantes como son: diseño inadecuado, ubicación desfavorable por condiciones topográficas o por la localización de las redes de alcantarillado; obras inconclusas tanto en la red de atarjeas como en instalaciones de bombeo, en equipo o carencias de instalaciones eléctricas. La falta de recursos no ha permitido ampliar la cobertura del servicio de alcantarillado, ni mejorar los sistemas de tratamiento.

Esto generalmente se presenta por lo que tenemos que algunas plantas de tratamiento presentan efluentes que tienen concentraciones tanto de SAAM como de fósforo total fuera de la normatividad, como se puede ver en la TABLA 3.2.

TABLA 3.2 PLANTAS DE TRATAMIENTO DE MEXICO CON ELEVADAS CONCENTRACIONES DE SAAM Y PO₄

PLANTA DE TRATAMIENTO	AÑO	CONCENTRACION PROMEDIO DE SAAM (mg/l)	CONCENTRACION PROMEDIO DE PO ₄ (mg/l)
FRACC. PLAYAS DE TIJUANA/TIJUANA	82	7.50	6.83
PLANTA MEXICALI/MEXICALI	82	5.39	2.95
LAGUNA ESTABILIZACION/MEXICALI	82	5.37	3.08

FUENTE: BOLETIN DE CALIDAD DEL AGUA No. 1, CNA (1988)
SUBDIRECCION GENERAL DE ADMINISTRACION DEL AGUA,
GERENCIA DE CALIDAD DEL AGUA.

3.3 *Estimación de costos de tratamiento para la reducción de Detergentes y fósforo en caso de no cambiar la formulación*

3.3.1 Puntos a considerarse

La problemática actual sobre la contaminación que han ocasionado los detergentes en varias cuencas de nuestro país es grave, sobre todo si se sigue rebasando la concentración máxima permisible en los cuerpos de agua, ya que esto causará efectos irreversibles de alteraciones ecológicas en los sistemas acuáticos los cuales repercutirán en toda la población.

La reducción de la concentración de estos contaminantes hasta niveles que no interfieran con el empleo de las aguas receptoras por parte de los usuarios, sólo se puede realizar como se vió en el punto precedente con tratamientos biológicos, y cuando se requiere una mayor eficiencia (> 90%) con fisicoquímicos como espumación y oxidación química.

En lo que se refiere al tratamiento de las aguas residuales, un factor decisivo para efectuarlo, son los costos que implica este tipo de procesos. Los costos de construcción, operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales son puntos de importancia en la toma de decisiones de los responsables de las descargas, tanto para la elección del tipo de proceso como en la inversión necesaria para la realización del proyecto.

La planificación preliminar de los proyectos de tratamiento de aguas, incluyendo la selección final de los componentes del tratamiento y los arreglos para el financiamiento, se deben basar en datos confiables de costos. Esta clase de datos son difíciles de obtener en los países en desarrollo, a causa principalmente de que las dependencias Estatales o Nacionales responsables de tales proyectos generalmente carecen de recurso para evaluar y poner a disposición datos reales de costos, como por ejemplo en el caso de eliminación de detergentes y fósforo, en donde no existen plantas de tratamiento con este objetivo, a nivel gubernamental. En estos casos, la estimación razonable de costos de construcción, operación y mantenimiento se pueden obtener directamente utilizando:

1. Datos de costos para plantas similares construídas en otras regiones con características semejantes.
2. Curvas generales de costos basados en los costos de una variedad de plantas construídas dentro del país.
3. Ecuaciones generales predictivas de costos desarrolladas para situaciones similares.

Aunque los costos de un país usualmente no son aplicables directamente a otros países, las relaciones entre los costos observados en los varios tipos de tratamiento son útiles, y particularmente los costos unitarios en función del tamaño de la planta.

En México, un punto de gran importancia es el factor de inflación, ya que cuando se hacen

los cálculos de un proyecto, se toman datos de costos en tiempo presente y bajo las condiciones de presupuestos que no se mantienen en el mercado por más de tres meses, debiendo hacer ajustes posteriores, en el momento en que se realice la construcción de la planta y la compra del equipo.

Para conocer los factores de inversión estimada de operación y mantenimiento, se realizan curvas de inversión, de requerimientos energéticos y de personal. Para ser válida la estimación de costos, la información sobre estos debe reflejar los precios vigentes en el momento de su uso. Esto puede hacerse si se conoce en qué año se recopiló la información disponible.

El reajuste a precios actuales se hace mediante el uso de índices de costos. Existe una serie de fuentes para los índices de costos. Los proporcionados por la Agencia de Protección Ambiental (Environmental Protection Agency, EPA), cuya información se basa en varios años de experiencia práctica, incluyen costos de inversión y de operación y mantenimiento.

A título de ejemplo en la siguiente tabla (TABLA 3.3) se muestran los índices de la EPA, desde 1975 a la fecha. Si bien, se les considera adecuados para uso general, pueden necesitar modificaciones o ajustes con base en la experiencia u otros factores aplicables al país para el cual se están preparando los estimados.

TABLA 3.3 INDICES DE COSTOS DE CONSTRUCCION Y OPERACION Y MANTENIMIENTO

AÑO	CONSTRUCCION	OPERACION Y MANTENIMIENTO
1975	250	1.88
1976	262	2.03
1977	278	2.24
1978	305	2.35
1979	335	2.59
1980	365	2.94
1981	398	3.28
1982	422	3.50
1983	421	3.56
1984	416	3.69
1985	413	3.83
1986	403	3.78
1987	403	3.82
1988	415*	4.32*
1989	422*	4.50*
1990	429*	4.69*
1991	435*	4.87*
1992	442*	5.06*
1993	449*	5.24*

* DATOS ESTIMADOS CON BASE AL COMPORTAMIENTO DE LOS INDICES ANTERIORES

FUENTE: EPA 1977, 1980.

Los costos pueden ser actualizados utilizando la siguiente ecuación:

$$\text{Costo en el año base} = \frac{\text{Costo en el año base antiguo}}{\text{base antiguo}} * \left[\frac{\text{Indice del nuevo año base}}{\text{Indice del año antiguo}} \right]$$

3.3.2 Costos de inversión

Los costos en un país específico pueden variar considerablemente, debido al costo de la mano de obra, costos de embarque y otros relacionados con la importación de equipo, diferencias

en los precios de los materiales de construcción y equipos adquiridos localmente y otros factores similares.

Los costos aparte de los de construcción (administración, servicios legales, servicios de ingeniería/arquitectura, inspecciones e imprevistos) equivalen a un 25% del costo total de construcción, en promedio, y deberán añadirse al total para calcular el costo final del proyecto.

Pueden existir otras categorías de costos (adquisición del terreno, drenaje de terreno, etc.), pero ellas deben ser consideradas en cada proyecto específico, realizando las respectivas reservas en la estimación del costo final del proyecto.

Los costos de inversión por construcción para plantas de tratamiento de aguas negras, en especial para los sistemas propuestos, comprenden los costos de los siguientes elementos:

a) Obra Civil

Se considera la cantidad de obra requerida en m³ de concreto armado.

b) Equipamiento

Este estudio se limita al equipo electromecánico requerido (bombas y aereadores).

c) Sistema de tuberías

Se considera un 25% del costo total de inversión.

d) Instalación eléctrica

Es considerado un 10% del costo total.

e) Controles e instrumentos

Se considera un 5% del costo total de inversión.

Obra Civil

Los volúmenes de obra se estiman con base al m³ de concreto armado necesario. El costo de m³ de concreto armado de 250 kg/cm² y con el 20% de acero, es de N\$ 1,000.00/m³ e incluye el material, armado, cribado, descimbrado, curado, impermeabilización integral, excavación y relleno. El precio global simplifica la tarea de los precios unitarios requeridos en la industria de la construcción.

Equipamiento

Para conocer los costos de inversión por equipamiento en una planta de tratamiento, es necesario conocer los accesorios necesarios propios del sistema.

3.3.3 Costos de operación y mantenimiento

Los costos anuales de Operación y Mantenimiento (O y M) son altamente variables entre las plantas de tratamiento y más difíciles de estimar que los costos de construcción.

Los costos de Operación y Mantenimiento dependen de los costos de mano de obra, calidad del agua cruda, grado de utilización del equipo, materiales importados y la complejidad de la instalación. Además, dependen en gran medida de los costos de energía y compuestos químicos, los cuales se ven extremadamente afectados por los cambios en el mercado.

Energía

El ahorro de la energía en los procesos de tratamiento de aguas residuales son muy importantes para reducir los costos y minimizar el efecto adverso que el consumo de energía tiene en el medio ambiente.

Para lograr que el tren de tratamiento utilice la menor cantidad de energía eléctrica es posible emplear algunas estrategias como:

- Seleccionar el tren de tratamiento que utilice la menor cantidad de equipo electromecánico (bombas, aeradores, difusores, etc.).
- Diseñar el sistema con un perfil hidráulico tal que se favorezca el flujo por gravedad (hasta que las características del terreno lo permita).
- Proporcionar mantenimiento preventivo adecuado para que el equipo trabaje en condiciones óptimas.

Personal

Los requerimientos de personal no sólo incluyen a los operarios de la instalación, sino también a los directores responsables de emplear y distribuir el personal requerido, los técnicos y oficiales necesarios para el mantenimiento, y el personal de laboratorio para supervisar las operaciones, incluyendo las medidas para su entrenamiento.

Las distintas clases de personal requeridas para operar y mantener una planta de tratamiento de agua residual están en función de:

- a) Capacidad de la planta

- b) Complejidad y
- c) Grado de equipamiento

En la siguiente **TABLA 3.4** se presenta el número de salarios mínimos para el personal en la operación y mantenimiento en una planta de tratamiento.

TABLA 3.4 NUMERO DE SALARIOS MINIMOS PARA EL PERSONAL EN LA OPERACION Y MANTENIMIENTO EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO

PERSONAL REQUERIDO	RETRIBUCION AL TRABAJO (CANTIDAD DE SALARIOS MINIMOS*)
OPERADOR (TECNICO OPERADOR DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES)	4
AUXILIAR DE OPERADOR	2
TECNICO QUIMICO ANALISTA	3

* Se considera el salario mínimo diario para la Ciudad de México a julio de 1993, equivalente a N\$ 14.30 (Este valor es necesario ajustarlo a la zona económica del país donde se localice el sistema de tratamiento).

En la siguiente **TABLA 3.5** se presenta la evaluación económica de los módulos que incluyen en su tren de tratamiento los procesos de lodos activados, filtro percolador con y sin eliminación de fósforo con tratamiento químico de donde se puede observar que en el caso de descarga en acuíferos se adiciona el tratamiento químico con alumbre, con el propósito de eliminar el fósforo. En el caso del filtro percolador también se pueden comparar los costos incluyendo la precipitación con alumbre que se contempla en la inyección de acuíferos.

TABLA 3.5 COSTOS UNITARIOS DE LOS TRENES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON PROCESOS SELECCIONADOS PARA LA ELIMINACION DE FOSFORO

PROCESO	COSTO UNITARIO DE INVERSION (NS/m ³ DE AGUA TRATADA)	COSTO UNITARIO DE OPERACION Y MANTENIMIENTO (NS/m ³ DE AGUA TRATADA)	COSTO UNITARIO DE INVERSION, OPERACION Y MANTENIMIENTO (NS/m ³ DE AGUA TRATADA)
Lodos activados, módulo de 500 l/seg para riego agrícola	0.112	0.175	0.287
Lodos activados, módulo de 1000 l/seg para riego agrícola	0.122	0.190	0.312
Lodos activados, módulo de 500 l/seg para descarga en acuíferos, con tratamiento químico	0.177	0.273	0.450
Lodos activados, módulo de 1000 l/seg para descarga en acuíferos con tratamiento químico	0.193	0.296	0.489
Filtro percolador, módulo de 500 l/seg para riego agrícola	0.076	0.175	0.251
Filtro percolador, módulo de 1000 l/seg para riego agrícola	0.088	0.116	0.204
Filtro percolador, módulo de 1000 l/seg para descarga en acuíferos, con tratamiento químico	0.143	0.210	0.353
Filtro percolador, módulo de 1000 l/seg para descarga en acuíferos, con tratamiento químico	0.159	0.222	0.381

FUENTE: SUBDIRECCION GENERAL DE INFRAESTRUCTURA HIDRAULICA URBANA E INDUSTRIAL, GERENCIA DE POTABILIZACION Y TRATAMIENTO DEL AGUA.

Notas:

1. Costos unitarios estimados en base a datos actualizados con Indices de costos nacionales de los datos proporcionados por CNA que incluyen costos de inversión de operación y mantenimiento.
2. Los costos de construcción no incluyen el factor de indirecto aproximadamente 30% del costo neto de construcción.
3. No se incluyen costos de ingeniería, proyecto, supervisión durante la construcción, administración, intereses, etc.

Los costos unitarios para la eliminación de detergentes se muestran en las **TABLAS 3.6 y 3.7** los cuales fueron estimados de la Información de **EPA, 1987**. Comparando por ejemplo el costo por medio de ozonación de esta fuente con los estimados a partir de información de **CNA**, se encuentra congruencia en cuanto a dichos costos.

COSTO UNITARIO ESTIMADO POR I. DE I.		
Tratamiento por ozonación después de lodos activados (Módulo de 1000 l/s)	CNA	EPA
	0.782	0.859

Así también, este proceso se ubica como el más económico para eliminación de detergentes con respecto a espumación.

TABLA 3.6 COSTOS UNITARIOS DE LOS TRENES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON PROCESOS SELECCIONADOS PARA LA ELIMINACION DE DETERGENTES

PROCESO	COSTO UNITARIO DE INVERSION (N\$/m ³ DE AGUA TRATADA)	COSTO UNITARIO DE OPERACION Y MANTENIMIENTO (N\$/m ³ DE AGUA TRATADA)	COSTO UNITARIO DE INVERSION, OPERACION Y MANTENIMIENTO (N\$/m ³ DE AGUA TRATADA)
Módulo de 1000 l/seg proceso de lodos activados con ozonación	0.350	0.509	0.859
Módulo de 1000 l/seg tratamiento de espumación	0.558	0.810	1.368

FUENTE: ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1977
ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1980

TABLA 3.7 COSTOS UNITARIOS DE LOS TRENES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON PROCESOS SELECCIONADOS PARA LA ELIMINACION DE DETERGENTES

PROCESO	COSTO UNITARIO DE INVERSION (N4/m ³ DE AGUA TRATADA)	COSTO UNITARIO DE OPERACION Y MANTENIMIENTO (NS/m ³ DE AGUA TRATADA)	COSTO UNITARIO DE INVERSION, OPERACION Y MANTENIMIENTO (NS/m ³ DE AGUA TRATADA)
Módulo de 1000 l/seg proceso de lodos activados con ozonación	0.319	0.463	0.782

FUENTE: SUBDIRECCION GENERAL DE INFRAESTRUCTURA HIDRAULICA URBANA E INDUSTRIAL, GERENCIA DE POTABILIZACION Y TRATAMIENTO DEL AGUA.

Notas:

1. Costos unitarios estimados en base a datos actualizados con Indices de costos nacionales de los datos proporcionados por CNA que incluyen costos de inversión de operación y mantenimiento.
2. Los costos de construcción no incluyen el factor de indirecto aproximadamente 30% del costo neto de construcción.
3. No se incluyen costos de ingeniería, proyecto, supervisión durante la construcción, administración, intereses, etc.

4. DIAGNOSTICO Y EVALUACION DE DETERGENTES EN DOS CUENCAS HIDROLOGICAS: LERMA-SANTIAGO Y LA CUENCA DEL VALLE DE MÉXICO

El diagnóstico de la presencia de compuestos tensoactivos y fosfatos en cuerpos de agua en México, se restringió para esta investigación, a su evaluación en dos Cuencas hidrológicas. El criterio para la selección de las cuencas fue aquellas que presentan un alto nivel de contaminación de carácter urbano-industrial y en las cuales es de esperarse concentraciones importantes de detergentes.

4.1 *Antecedentes*

La evaluación analítica de detergentes en cuerpos de agua y en descargas de agua residual de origen doméstico, la han realizado, desde hace varios años, tanto organismos gubernamentales responsables en materia de agua, a través de los organismos operadores a nivel estatal, así como diversas instituciones para trabajos de investigación.

Se han mostrado, asociados a la presencia de detergentes, tanto surfactantes (SAAM) como fosfatos en ríos, lagos y en efluentes de plantas de tratamiento. El fósforo, parámetro comúnmente reportado como fosfatos ($P-PO_4$), se ha muestreado con mayor frecuencia y continuidad por el evidente efecto que tiene en el proceso de eutroficación en un gran número de cuerpos de agua mexicanos. De acuerdo a una evaluación reciente, realizada por el Instituto de Ingeniería, las concentraciones de fosfatos encontradas en el agua, asociadas a las descargas de agua residual, corresponden en un 50 % al uso doméstico de detergentes.

En algunas plantas potabilizadoras, forma parte de la rutina de verificación y control de la calidad del agua, el análisis diario del parámetro SAAM; algunos organismos operadores cuentan, también, con mediciones y resultados, a través de sus unidades de Laboratorio o centros de investigación, con datos históricos, de la concentración de surfactantes en algunos cuerpos de agua (lago o ríos). Tal es el caso del Lago de Chapala; o las bases de datos existentes de algunos ríos que se caracterizan por ser receptores del agua residual doméstica de grandes centros urbanos de México.

Esto se ejemplifica por el monitoreo en ríos como el Tula, que recibe un caudal importante de aguas negras generadas en la Ciudad de México. Otros ejemplos de ríos muestreados, aunque con menor intensidad son: el Blanco, Cazones, Coatzacoalcos, Grijalba, Nautla, Papaloapan, Tecolutla y Tuxpan en Veracruz; el Yaqui, Colorado y el Fuerte en el noroeste de México; el Río Bravo en la frontera norte y en distintos sitios de las cuencas del Lerma-Santiago, Balsas y Usumacinta, entre otros.

Sin embargo, a la fecha se cuenta con una evaluación parcial sobre dichos parámetros. La creciente preocupación en torno al nivel de degradación de los cuerpos de agua en México y sabiendo que uno de los contribuyentes a esa situación son los fosfatos y surfactantes, en la investigación se decidió incluir, como un esfuerzo más para contribuir a esa caracterización, campañas de muestreo. Esto es, un diagnóstico de ambos parámetros en las dos cuencas prioritarias.

4.2 *Campañas de Muestreo*

Las cuencas seleccionadas, por razón de recibir el agua residual de los dos centros urbanos más importantes del país, fueron: la Cuenca del Valle de México, y la de Lerma-Santiago. Para evaluar la presencia de fosfatos y surfactantes en los sitios elegidos se programó el análisis de cuatro parámetros representativos e indicadores de contaminación: SAAM (surfactantes), fósforo (como fósforo P_{TOTAL}), carbón orgánico total (COT) y demanda química de oxígeno (DQO), además del registro en el lugar de muestreo de pH y temperatura.

Para el diagnóstico de esas cuencas, se convino en realizar una campaña de muestreo en la ciudad más importante dentro de cada una de las cuencas seleccionadas. Es decir, para las ciudades de Guadalajara y Ciudad de México.

Para la programación de cada campaña se definieron, conceptualmente, los siguientes sitios de muestreo: en una de las fuentes de suministro de agua potable a la ciudad; en al menos una de las plantas potabilizadoras y en una de tratamiento de agua residual, que den servicio a la misma, así como en un cuerpo de agua que reciba descargas de agua residual de origen doméstico generada en la propia ciudad.

4.2.1 Ciudad de Guadalajara

La primera campaña se realizó en la Ciudad de Guadalajara que además de ser la capital del estado de Jalisco, es la segunda ciudad más grande del país. Cuenta con un área de 219.11 km² y una población de 1,628,617 habitantes (INEGI, 1990), dato quizá subestimado, ya que de acuerdo al sistema de Agua Potable y Alcantarillado (SIAPA) de la ciudad, el área metropolitana tiene alrededor de 3,920,000 de habitantes.

El acelerado desarrollo socioeconómico de la ciudad ha provocado un crecimiento urbano en todas direcciones, lo que ha dado lugar al fenómeno de la conurbación, formando el área metropolitana, integrada por los municipios de Guadalajara, Zapopan, Tonalá y San Pedro Tlaquepaque, además de otras localidades aledañas de menor tamaño.

La fuente de abastecimiento de agua potable de la ciudad está constituida por aguas superficiales y subterráneas, ambas son manejadas por el SIAPA. En la actualidad, el agua potable del área metropolitana de Guadalajara proviene únicamente de dos fuentes: la del acuífero Tesistan-Atemajac, que suministra el 35% del total, y la del lago de Chapala, que aporta el 65% restante.

El agua del Lago de Chapala es conducida a la ciudad de Guadalajara a través del acueducto Chapala-Guadalajara que inició su construcción en 1984, y es un sistema con capacidad de 7.5 m³/s y longitud de 42.4 km. La operación de los primeros 26 km del acueducto, con descarga al canal El Guayabo, conduce el agua hasta el canal Las Pintas del actual sistema Atequiza-Las Pintas (Fig 4.1).

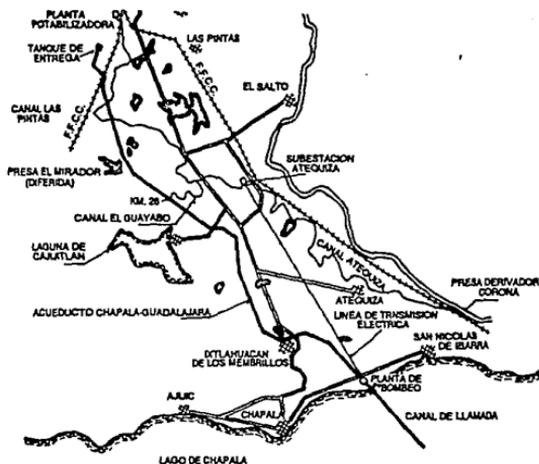


Fig 4.1 Localización del Acueducto Chapala-Guadalajara y la Planta Potabilizadora

La puesta en operación de este primer tramo se realizó en junio de 1990, y se continuó con la construcción del acueducto desde el kilómetro 26 hasta Guadalajara, obra que se concluyó en 1991 (Acueducto Chapala-Guadalajara, 1991).

El Lago de Chapala es el más grande de la República Mexicana y el tercero en Hispanoamérica, es el vaso regulador de un gran sistema hidrológico; se trata de un embalse natural donde desemboca una vía de drenaje de la meseta central que es, precisamente, la cuenca Lerma-Chapala-Santiago (SeDeUR, 1990). El Lago de Chapala cuenta con las características que se mencionan en la TABLA 4.1.

TABLA 4.1 CARACTERISTICAS GENERALES DEL LAGO DE CHAPALA

LAGO DE CHAPALA		
Localización	42 km al Sur de Guadalajara	
Longitud	80 kms	
Anchura	6 a 25 kms	
Profundidad Promedio	Alrededor de 7 mts	
Area superficial	1,061.0 1,112.0 km ²	
Volumen	4,418 x 10 ⁶ a 7,962 x 10 ⁶ m ³	
Tiempo de residencia	5.6 a 13.5 años	
APORTACIONES AL LAGO DE CHAPALA		
APORTACION	m ³ /Año	%
Río Lerma	1053 x 10 ⁶	44.9
Lluvia	889 x 10 ⁶	37.9
Escurremientos superficiales	403 x 10 ⁶	17.2

El Lago de Chapala forma parte de la cuenca Lerma-Santiago, la cual comprende 130,000 km² de extensión, es una de las más extensas del país, y más relevante por su demografía, su potencialidad económica y posición geográfica.

Actualmente Chapala se encuentra en una situación altamente crítica, debido a los efectos naturales de un largo ciclo de sequía que se unen a los ya casi nulos aportes del Río Lerma, la contaminación bacteriológica y química por descargas y las extracciones para el abasto de una creciente población.

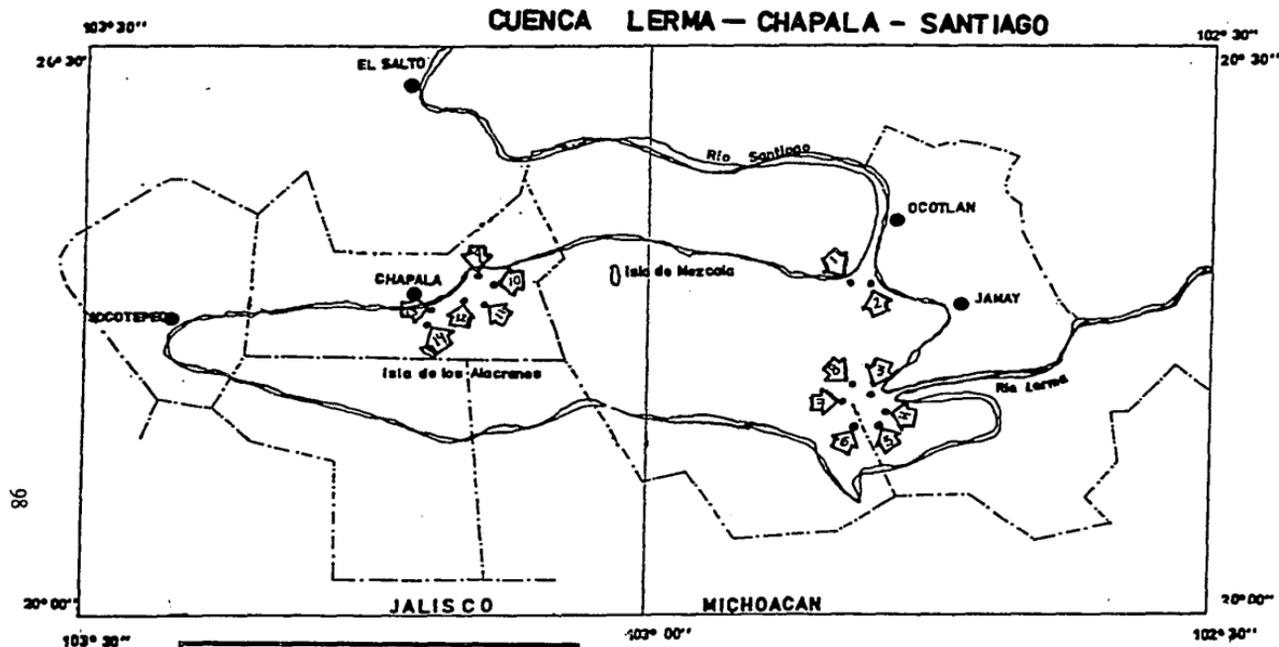
El programa de muestreo que se realizó en el lago consistió en la toma de muestras en la superficie y fondo del Lago de Chapala, que es una de las fuentes de abastecimiento de agua potable. Dadas las dimensiones del Lago, el muestreo se restringió a la zona Este, donde desemboca el Río Lerma y se ubica la salida (ahora bloqueada) del cauce del Río Santiago. Los sitios de muestreo en el Lago se especifican en la TABLA 4.2 que corresponde a: la desembocadura del Río Lerma, cauce del Río Santiago y a la zona de Chapala (Ver Fig 4.2).

TABLA 4.2 SITIOS DE MUESTREO

ZONA	No. DE PUNTOS	LOCALIZACION
Cauce del río Santiago	2	A un perfil de 2 km de la entrada al río
Desembocadura del río Lerma	2	A un perfil de 1 km de la entrada del río Lerma al Lago
	4	A un perfil de 3 km de la entrada del río Lerma al Lago
	2	En el territorio de Jalisco
	2	En el territorio de Michoacán
Chapala	1	En el canal de toma, para la planta de bombeo
	3	A 2 km de la boca del canal
	2	De la descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales, uno a 0.5 km y otro a 1 km

Para conocer las concentraciones de los parámetros a evaluar en uno de los sistemas de potabilización con que cuenta la ciudad, se eligió la Potabilizadora Miravalle. Esta planta está localizada en la Ciudad de Guadalajara (Fig 4.1) parte del caudal que trata proviene del Lago de Chapala transportado por el acueducto Chapala-Guadalajara.

La planta potabilizadora tiene una capacidad de hasta 8 m³/s. Obtiene 6 m³/s del Lago de Chapala a través del acueducto y 2 m³/s del canal Atequiza. Sin embargo la cantidad tomada del canal Atequiza a veces llega a ser de hasta 4 m³/s.



ZONA DE MUESTREO	No. DE PUNTO
BOCA DEL RIO SANTIAGO * A 2 Km DE LA BOCA.	1,2
BOCA DEL RIO LERMA * A 1 Km DE LA BOCA (JALISCO) * A 1 Km DE LA BOCA (MICHOACAN) * A 3 Km DE LA BOCA (MICHOACAN) * A 3 Km DE LA BOCA (JALISCO)	3 4 5,6 7,8
ACUEDUCTO PLANTA DE BOMBEO CHAPALA * EN EL CANAL DE TOMA DE AGUA PARA LA PLANTA DE BOMBEO * A 2 Km DE LA ENTRADA DEL CANAL DE TOMA DE AGUA	9 10, 11 y 12
DESCARGA DEL AGUA TRATADA DE LA PTAR DEL PUEBLO DE CHAPALA * A 0.5 Km DEL PUNTO DE DESCARGA * A 1 Km DEL PUNTO DE DESCARGA	13 14

Fig. 4. 2 LOCALIZACION DE LOS PUNTOS DE MUESTREO EN EL LAGO DE CHAPALA. CAMPAÑA DE ABRIL DE 1993.

La planta dispone de 5 módulos que trabajan independientemente, el agua entra a la planta por un canal central abierto de donde se distribuye por los módulos.

En la planta potabilizadora la floculación se realiza con mezcladores mecánicos, con sulfato de aluminio ($50-55 \text{ g/m}^3$) y Acuaflor (0.7 g/m^3). Después el agua pasa a clarificadores radiales con placas paralelas, seguidos por filtros.

Tres de los módulos cuentan con sistema de filtros rápidos con lecho de arena sílica, los dos módulos restantes son convencionales con relleno de piedra, grava y arena.

La desinfección es por cloración, el tiempo de retención de la planta es de 1-1.5 hrs.

Así mismo, para determinar las concentraciones de los parámetros a evaluar en un sistema de tratamiento de agua residual se eligió la planta de tratamiento de Chapala.

Esta planta se construyó en 1982 para tratar las aguas residuales de la población de Chapala; pero funcionaba de manera deficiente debido a la carencia de elementos importantes; sin embargo, se pudo utilizar la estructura anterior sin mayores modificaciones y actualmente funciona con las características que se mencionan en la **TABLA 4.3**.

TABLA 4.3 PLANTA DE TRATAMIENTO DE CHAPALA

Población beneficiada	33,000 habitantes
Caudal de diseño Caudal promedio diario	60 l/s 30 l/s
Crecimiento de la planta	Las instalaciones actuales son suficientes para satisfacer la demanda durante los próximos cinco años
Reuso	Vertido en el lago y potencial para riego de áreas verdes municipales
Proceso	Biológico secundario con desinfección final Lodos activados mediante carrusel con flujo orbital
Area ocupada	10 000 m ²
Remoción esperada	90% de materia orgánica 99% de bacterias coliformes
Estación de bombeo	Cárcamo circular de 5 m de diámetro y profundidad 4 m Vefectivo = 50 m ³ Las bombas trabajan intermitentemente
Potencia total instalada	442 HP
Tratamiento preliminar	Rejillas de limpieza manual y canales paralelos para remoción de arena y basuras
Desarenadores	Unidades con un tiempo de retención de 20 min, de 0.60 m de ancho y 0.70 m de profundidad
Tratamiento biológico	Lodo activado mediante carrusel
Volumen	2500 m ³
Tiempo de retención	16 hrs
Aereación	Aereadores tipo cañón de aire

FUENTE: SeDeUR, 1990

TABLA 4.3 (CONTINUACION)

Sedimentación secundaria	Tanque circular con puente fijo, colector de lodos y desnatador. Los lodos se purga 5 veces al mes.
Tiempo de retención	2 hrs
Volumen	764 m ³
Volumen promedio de lodos	420 m ³ /mes
Desinfección	Mediante cloración en tanques tipo laberinto
Tiempo de contacto	20 min
Secado de lodos	En lechos de arena y grava graduada
Número de lechos	8
Dimensiones	6 m x 10.8 m y 0.5 de profundidad

FUENTE: SeDeUR, 1990

En la planta potabilizadora, se muestreo en el influente y efluente, durante un período de 12 horas, con toma de muestras cada 2 horas.

Como en el caso de la potabilizadora, en la planta de tratamiento de agua residual de Chapala se tomaron muestras de agua del influente y efluente durante un período de 8 horas, con muestreos cada 2 horas.

4.2.2 Ciudad de México

Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "Cerro de la Estrella"

LOCALIZACION

La planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) "Cerro de la Estrella" está ubicada en la Av. San Lorenzo Tezonco S/N, Col. San Nicolás Telentingo, a un costado del Panteón Civil de San Nicolás Telentingo, Delegación Iztapalapa, D.F. ocupando un área aproximadamente de 9 hectáreas.

ALIMENTACION

La PTAR se alimenta por la planta de bombeo de Aculco donde se encuentran instaladas 3 bombas con capacidad de 1000 l/s cada una. En el cárcamo de esta planta de bombeo se deriva el agua del colector Apatlaco. Actualmente a la PTAR "Cerro de la Estrella" se bombea un caudal de 1600 - 1800 l/s. El agua bombeada a la PTAR es conducida por medio de una tubería de concreto reforzada de 1.83 m de diámetro y con un trayecto de 8 km hasta la caja de llegada de esta planta. Después de la caja de llegada el agua desemboca a dos canales abiertos con una longitud de 50 m cada uno. A 15 m de distancia con respecto a la caja de llegada en cada canal se encuentran dos medidores de flujo tipo Parshall. Al final de cada canal abierto se encuentra una caja distribuidora de forma pentagonal que distribuye el influente a su respectiva unidad de tratamiento.

DESCRIPCION Y CARACTERISTICAS GENERALES DE LA PLANTA

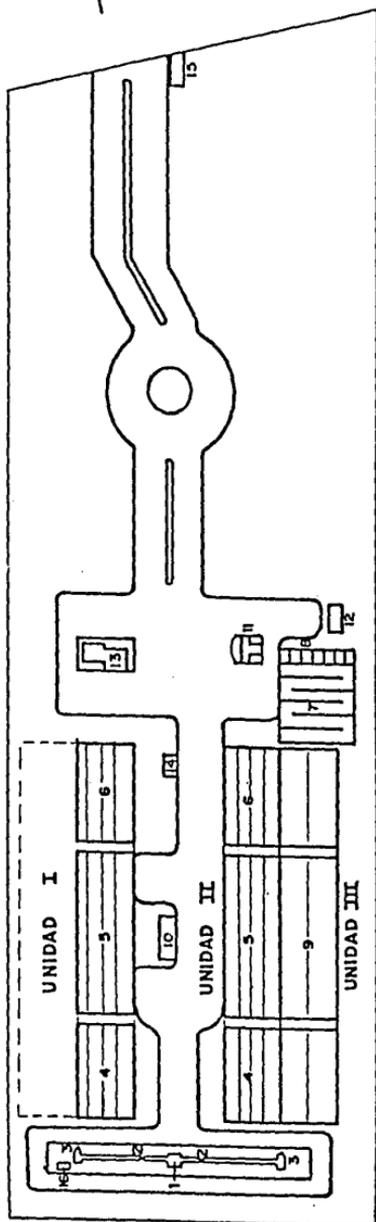
La PTAR "Cerro de la Estrella" tiene sistema de tratamiento de lodos activados convencional e incluye desinfección del efluente mediante cloración. El esquema general de la planta se presenta en la Fig 4.3. Inicialmente se construyeron 2 unidades (I y II), diseñadas para un caudal de 1000 l/s cada una. Cada unidad contiene sedimentador primario (4 módulos), tanque de aereación (4 módulos) y sedimentador secundario (4 módulos).

Posteriormente se construyó una tercera unidad. Esta es diferente en la sedimentación primaria: son 2 módulos y el arrastre de lodos es por medio de puentes, mientras el arrastre de lodos en las unidades I y II es por medio de rastras sujetas a una cadena sin fin. También hay diferencia en el tanque de aereación, son 2 módulos y en el sistema de aereación del tratamiento secundario. En los tanques de aereación de las unidades I y II la aereación es por difusión, mientras que en la III, ésta es mecánica, mediante aereadores superficiales flotantes. Actualmente una cuarta unidad está en construcción.

A continuación se presenta la descripción y caracterización de la planta por unidades.

UNIDAD I Y II

El sedimentador primario de cada unidad consta de un tanque de forma rectangular dividido en cuatro módulos de flujo horizontal con alimentación independiente, pero con vertedor y canaleta de recolección del efluente común.



- 1- Caja de Llegada
- 2- Caudas Abiertas y Medidor Parshall
- 3- Cajas de Distribución e Partidaras
- 4- Sedimentadoras Primarias
- 5- Tanques de Aereación
- 6- Sedimentadoras Secundarias
- 7- Tanque de Contacto de Claro
- 8- Cárcamo de Agua Tratada
- 9- Unidad III de Tratamiento
- 10- Edificio de Sopladores
- 11- Sala de Cloración
- 12- Sala de Control de Bombas
- 13- Edificio Central (oficinas y laboratorio)
- 14- Subestación Eléctrica
- 15- Caseta de Vigilancia
- 16- Caseta de Dispositivos Experimentales

FIG.4.3 Esquema general de la PTAR de "Carro de la Estrella"

La recolección de lodos y la eliminación de natas se realizan por medio de rastras, las cuales se encuentran sujetas a una cadena sinfín accionada por un motorreductor de 3/4 HP. El movimiento horizontal de las rastras, parcialmente sumergidas, permite el arrastre de grasas, aceites y materia flotante hacia una canaleta superficial, común para los cuatro módulos, localizada un poco antes de la salida de los tanques. Por medio de la canaleta las grasas y aceites y materia flotante retenidas se dirigen y descargan al drenaje. Barriendo el fondo del tanque las rastras arrastran los lodos sedimentados hacia las tolvas, dos por cada módulo, ubicadas en la parte inferior de la entrada del tanque. De las tolvas el lodo primario se extrae y descarga al drenaje.

En el extremo de salida de cada uno de los sedimentadores se localiza un vertedor común para los cuatro módulos a través del cual el agua pasa a los tanques de aereación por gravedad.

Características individuales del módulo según el diseño:

Caudal efectivo:	$Q = 250 \text{ l/s}$	
Volumen efectivo:	$V = 1305 \text{ m}^3$	
Largo:	$L = 50 \text{ m}$	
Ancho:	$A = 10 \text{ m}$	
Tirante del agua:	$H_{\text{mfn}} = 2.36 \text{ m}$	$H_{\text{promedio}} = 2.61 \text{ m}$
	$H_{\text{máx}} = 2.86 \text{ m}$	
Tiempo de retención:	$T = 1.45 \text{ h}$	

El tanque de aireación de las unidades I y II está dividido en 4 módulos de forma rectangular con alimentación independiente y canaleta de recolección del efluente común.

En la parte central de cada tanque se encuentra localizado un canal, a través del cual se conducen los lodos de recirculación provenientes del sedimentador secundario. Estos lodos descargan a través de una tubería de manera independiente en la entrada del agua a cada uno de los módulos de los tanques de aireación.

El sistema de aireación es por difusión de aire comprimido, para lo cual en la planta se tienen tres sopladores con una capacidad de 36,000.00 m³/h cada uno. Cada tanque cuenta con 60 cabezales de distribución del aire (15 en cada módulo) y con difusores tipo tubos perforados cubiertos con saran. Cada cabezal tiene válvula de regulación de la cantidad del aire.

Debido a la presencia de agentes surfactantes y a la agitación ocasionada por la difusión de aire comprimido, se tiene la presencia de espuma en el tanque de aireación, por lo que para su control, cada unidad cuenta con una serie de boquillas de aspersión montadas a lo largo del borde superior del tanque de aireación. EL agua tratada es rociada por estas boquillas continuamente a intervalos de tiempo (según se requiera), lo que hace que la espuma se destruya a medida que se forma.

Caracterización individual del módulo según el diseño:

$$Q = 250 \text{ l/s}$$

$$V = 4254.32 \text{ m}^3$$

$$L = 90 \text{ m}$$

$$A = 10 \text{ m}$$

$$H = 5.35 \text{ m}$$

$$H_{\text{hidráulico}} = 4.85 \text{ m}$$

$$T_{\text{hidráulico}} = 4.72 \text{ h (sin la recirculación del lodo activado)}$$

El sedimentador secundario de cada unidad es de forma rectangular, dividido en 4 módulos con alimentación independiente, flujo horizontal y remoción mecánica e hidráulica de lodos. Los lodos son recolectados por medio de un sistema de rastras, las cuales se encuentran sujetas a una cadena sinfín accionada por un motorreductor. Las rastras al pasar lentamente rozando el fondo del tanque, van arrastrando los lodos hacia las doce tolvas (tres por cada módulo), localizadas en la parte inferior del extremo de entrada del tanque, de donde se extraen, por medio de presión de aire (sistema air-lift), para ser recirculadas a los módulos de aereación. La purga del exceso de lodos se realiza directamente del canal de recolección de lodos localizado en la parte superior del extremo de entrada del tanque, mediante la apertura de sus válvulas correspondientes. Al final de cada tanque se tienen unos vertedores provistos de placas metálicas (crestas), los cuales permiten una mejor distribución del caudal.

En los sedimentadores secundarios se tiene mayor longitud que en los sedimentadores primarios, por lo que se opera a bajas cargas en vertedero. En la zona de los vertedores del sedimentador de la unidad I se está experimentando el efecto de bioabsorción con lirio acuático, que periódicamente se está renovando.

El agua tratada de cada unidad descarga a un canal de recolección común para todas las unidades. Características individuales del módulo según el diseño

$$V = 1958 \text{ m}^3$$

$$L = 50 \text{ m}$$

$$A = 15 \text{ m}$$

$$H_{\min} = 2.36 \text{ m} \quad H_{\text{prom}} = 2.61 \text{ m}$$

$$H_{\max} = 3.86 \text{ m}$$

El tanque de aereación de la unidad III está dividido en dos módulos de forma rectangular con alimentación independiente y una canaleta común para la recolección del efluente. La geometría de estos módulos es diferente de los de las unidades I y II. Los lodos de recirculación son conducidos y descargados a la entrada de cada módulo al igual que en las unidades I y II.

El sistema de aereación es mecánica mediante aereadores superficiales flotantes. Durante el muestreo 30% de los aereadores no trabajaban. La deficiencia de oxígeno era evidente, partes considerables de la superficie (donde no trabajaban los aereadores) estaba cubierta de biomasa flotante, y se sentían olores sépticos. El efluente tratado de los dos módulos del sedimentador descarga también al canal de recolección común para todas las unidades.

Caracterización individual del módulo según el diseño:

$$V = 6547.5 \text{ m}^3$$

$$L = 90 \text{ m}$$

$$A = 15 \text{ m}$$

$$H = 4.85 \text{ m}$$

El sedimentador secundario de la Unidad III es similar al de las unidades I y II, pero está dividido en 2 módulos.

Caracterización individual del módulo según el diseño

$$V = 2646 \text{ m}^3$$

$$L = 60 \text{ m}$$

$$A = 15 \text{ m}$$

$$H_{\min} = 2.63 \text{ m} \quad H_{\text{prom}} = 2.94 \text{ m}$$

$$H_{\max} = 3.25 \text{ m}$$

La desinfección del efluente de la planta se está realizando actualmente en el canal de recolección directamente, añadiendo solución de cloro. El control y ajuste de la dosis se realiza mediante un equipo dosificador manual a través del rotámetro situado en la parte frontal del equipo de dosificación.

PUNTOS DE MUESTREO Y PARAMETROS DE CONTROL

El muestreo en la planta de aguas residuales "Cerro de la Estrella" se efectuó durante 24 horas empezando el día 25-05-1993 a las 8:00 hr a.m..

Durante el muestreo se controlaba el caudal del influente en los dos medidores Parshall. La variación del caudal era pequeña, debido a la alimentación de la planta controlada por bombeo. Por esta razón no era necesaria la determinación de los caudales del efluente. Se registraba la temperatura del agua, del ambiente y el pH del influente y del efluente.

PUNTOS DE MUESTREO:

- Influyente, en la caja de llegada
- Efluente, en la salida del canal colector de los efluentes de las unidades I, II y III (antes de la desinfección)
- Debido a las diferentes condiciones en que trabajaban las unidades I, II y III, se decidió determinar la eficiencia promedio de cada una preparando muestras compuestas de 24 hr en las salidas de los sedimentadores secundarios de las tres unidades.

4.3 *Resultados de las campañas*

Las muestras se preservaron según las recomendaciones de "Standard Methods for the examination of water and wastewater", 17th edition, USA, 1989, para las determinaciones de los parámetros SAAM y COT que se describen en el Anexo A2. En las siguientes secciones se presentan los resultados obtenidos en cada campaña, para cada parámetro y se incluyen los resultados de las determinaciones de P_{TOTAL} y DQO, proporcionados por el IMTA.

Las tablas y figuras generadas a partir de los resultados de laboratorio y de los datos proporcionados por el IMTA se incluyen en el Anexo A1.

4.3.1 Ciudad de Guadalajara

a) SAAM, P_{TOTAL} y DQO

Lago de Chapala:

Los resultados del análisis de las muestras tomadas en el Lago de Chapala (TABLA A1.1) indican, que a nivel de la superficie del agua, la concentración promedio es de 1.67 mg/L; la concentración máxima es de 3.90 mg/l, reportada para una de las muestras tomadas en la desembocadura del Río Lerma y la mínima en la zona de Chapala-Lerma, con 0.54 mg/l. Estos valores son menores a los reportados en algunas fuentes que señalan una concentración promedio de 20 mg/l a lo largo del cauce del Río Lerma y que en particular indican una concentración de SAAM de 45 mg/l en la sección del Lerma que cruza al Estado de Jalisco (Programa Nacional de la red de Monitoreo, 1980).

Respecto a las mediciones en el fondo del Lago, se obtiene que la concentración promedio es de 0.53 mg/l y de 1.5 mg/l la máxima, también a la desembocadura del Lerma; la concentración mínima de 0.09 mg/l corresponde al fondo, frente a la salida del antiguo cauce del Río Santiago. En la Fig A1.1 se observa el comportamiento de las concentraciones, de fondo y superficie, para los puntos muestreados en el Lago de Chapala.

En la tabla (TABLA A1.2) se muestran los resultados físico-químicos de las muestras, en donde tenemos que la concentración máxima de fósforo total es de 2.34 mg/l en la superficie de la muestra realizada a 3 km de la boca del río Lerma y la mínima de 0.16 mg/l en la muestra del Acueducto, la concentración promedio en la superficie es de 0.39 mg/l y la concentración promedio en el fondo del lago es de 0.72 mg/l de fósforo total.

La concentración de DQO máxima en la superficie es de 160.2 mg/l y la concentración mínima de 40.1 mg/l, la concentración promedio de la superficie es de 79.6 mg/l, la concentración promedio en el fondo es de 118.5 mg/l de DQO.

Sistema de Agua Potable: (Acueducto y Potabilizadora)

El caudal que entra a la Planta Potabilizadora (TABLA A1.3) presenta una concentración promedio de 0.70 mg/l. La concentración máxima fue de 1.26 mg/L que se presentó al mediodía y la mínima de 0.19 mg/l hacia las 19 horas. En la Fig A1.2 se presenta la evolución de las concentraciones de SAAM en el influente durante las 10 horas de muestreo.

En el efluente de la Potabilizadora los valores de SAAM máximo y mínimo corresponden a 1.8 mg/l y 0.13 mg/l, respectivamente. La concentración promedio de 0.73 mg/l se encuentra fuera del límite máximo permitido para agua potable (0.5 mg/l) y se evalúa que la eficiencia de remoción es del orden del 25%. El patrón de comportamiento de las concentraciones registradas se indica en la Fig A1.2.

Los resultados de caracterización del influente y el efluente de la Planta potabilizadora que se obtuvieron con respecto a la concentración promedio de fósforo total en el influente es de 0.44 mg/l y la del efluente es de 0.04 mg/l, la concentración máxima de fósforo total se tuvo en la muestra del influente de las 12:50 hrs que fue de 0.56 mg/l. Mientras que la concentración promedio de DQO que se obtuvo en el influente es de 57.55 mg/l y la del efluente de 37.48 mg/l, la concentración máxima se presentó a las 16:50 hrs.

Planta de tratamiento de agua residual

La concentración promedio de SAAM en el influente a la Planta de Chapala (TABLA A1.5) es de 19.50 mg/l, encontrándose la concentración máxima entre las 16 y 18 horas con un valor de 24.41 mg/l y la mínima en 16.20 mg/l hacia la noche. De manera que la concentración de SAAM en el influente presenta una fluctuación del 30 % aproximadamente.

En el efluente de la planta de tratamiento la concentración promedio es de 1.39 mg/l. La concentración mínima se reporta para las primeras horas de la mañana con 0.36 mg/l y la máxima, con valor de 2.76 mg/l, hacia la noche. La remoción promedio de SAAM es del orden del 93 % que indican alta eficiencia en cuanto a este parámetro (Fig A1.3); sin embargo, las concentraciones que encontramos en el efluente rebasan la concentración mínima permisible de 0.1 mg/L (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, 1990) para la protección de la vida acuática en agua dulce.

En la (TABLA A1.6) se muestran los resultados en donde tenemos que la concentración promedio de fósforo total que se presenta en el influente de la planta de tratamiento es de 5.08 mg/l y la del efluente de 2.87 mg/l, la concentración máxima de fósforo total es de 5.85 mg/l en la muestra que se tomó en el intervalo de tiempo de 19:00 a 20:00 hrs.

La concentración promedio del influente de DQO es de 319.6 y la del efluente de 70.4, tenemos que la máxima concentración en el influente fue de 400 mg/l de DQO que se presentó entre las 23:00 y 24:00 hrs. Mientras que la mínima concentración fue de 54.5 mg/l de DQO en el efluente a las 10:00 am.

b) COT

Lago de Chapala:

El análisis de las muestras tomadas en el Lago de Chapala (**TABLA A1.7**) indican, que a nivel de la superficie del agua, la concentración promedio de COT es de 11.05 mg/l; la concentración máxima es de 14.2 mg/l, reportada para una de las muestras tomadas en la desembocadura del Río Lerma y la mínima en la zona del Río Santiago, con 5.3 mg/l.

Respecto a las mediciones en el fondo del Lago, se obtiene que la concentración promedio es de 15.37 mg/l y de 19.5 mg/l la máxima, también en la desembocadura del Lerma; la concentración mínima de 10.5 mg/l corresponde al fondo, en Lago de Chapala-Lerma.

En la **Fig. A1.4** se observa que las concentraciones de COT en el fondo del Lago tienen valores, para todas las muestras, mayores a las concentraciones en la superficie del agua.

Sistema de Agua Potable

La concentración en la superficie del agua, en las muestras tomadas en la entrada al Acueducto-Chapala (**TABLA A1.8**), varía dentro del intervalo de 3.7 mg/l a 5.85 mg/l de COT, resultando un promedio de 10.26 mg/l. La mayor concentración se observó a las 14:50 hrs y la mínima a las 14:40 hrs.

En el fondo, las concentraciones varían de 11.0 mg/l a 18.10 mg/l. Concentraciones sensiblemente superiores a los valores encontrados en la zona de muestreo del Lago de Chapala; hecho que posiblemente esté indicando el efecto contaminante de alguna descarga de agua residual, cercana a la obra de toma para la potabilizadora.

En la Fig A1.5 se observa que en general la concentración de COT es mayor en el fondo que en la superficie. Estas concentraciones rebasan el valor permisible de 3.0 mg/l que establece la normatividad correspondiente, para fuentes de abastecimiento (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, 1990).

El caudal que entra a la Planta Potabilizadora (TABLA A1.9) presenta una concentración promedio de 11.16 mg/L. La concentración máxima fue de 16.3 mg/l que se presentó a las 14:50 a 16:10 horas y la mínima de 4.2 mg/l hacia las 18:50 a 20:10 horas. En la Fig A1.6 se presenta la evolución de las concentraciones de COT en el influente durante el día de muestreo.

Los valores de COT, máximo y mínimo, en el efluente de la Potabilizadora (TABLA A1.9) corresponden a 13.2 mg/l y 4.1 mg/l, respectivamente. La concentración promedio de 8.05 mg/l es superior respecto al valor máximo permitido para agua potable (1.5 mg/l) y se evalúa que la eficiencia de remoción es del orden del 23 %. El patrón de comportamiento de las concentraciones de COT registradas en el efluente se indican en la Fig A1.6.

Planta de Tratamiento de Agua Residual

La concentración promedio de COT en el influente a la Planta de tratamiento (TABLA A1.10) es de 55 mg/l, encontrándose la concentración máxima en las primeras horas del día, con un valor de 87 mg/l y la mínima en 24.6 mg/l hacia la tarde. De manera que la concentración de COT en el influente presenta una fluctuación del 28.2 % aproximadamente.

En el efluente de la planta de tratamiento, la concentración promedio es de 10.1 mg/l. La concentración mínima se reporta para las primeras horas de la mañana con 6.7 mg/l y la máxima, con valor de 15.3 mg/l, hacia la tarde. La remoción promedio de COT es del orden del 70 % que indican una eficiencia media (Fig A1.7).

4.3.2 Planta de Tratamiento "Cerro de la Estrella"

a) SAAM y COT

La concentración promedio de SAAM en el influente a la Planta de Tratamiento (TABLA A1.11) es de 1.60 mg/l, encontrándose la concentración máxima entre las 24 horas con un valor de 2.55 mg/l y la mínima en 0.10 mg/l a las 14:00 horas (Fig A1.8).

En el efluente de la planta de tratamiento la concentración promedio es de 0.21 mg/l. La concentración mínima se reporta para las 16 horas con 0.10 mg/l y la máxima, con valor de 0.35 mg/l, las 12 horas. La remoción promedio de SAAM es del orden del 93 % que indican alta eficiencia en cuanto a este parámetro (Fig A1.8); sin embargo, las concentraciones que encontramos en el efluente rebasan la concentración mínima permisible de 0.1 mg/l (Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, 1990) para la protección de la vida acuática en agua dulce.

La concentración promedio de COT en el influente a la Planta de tratamiento (TABLA A1.11) es de 47.4 mg/l, encontrándose la concentración máxima en las primeras horas del día, con un valor de 58.5 mg/l y la mínima en 27.0 mg/l hacia las 22:00 horas.

En el efluente de la planta de tratamiento, la concentración promedio es de 25.2 mg/l. La concentración mínima se reporta para las 16:00 horas con 21.8 mg/l y la máxima, con valor de 28.7 mg/l, hacia las 10 horas. La remoción promedio de COT indica una eficiencia del 39% (Fig A1.9).

b) P_{TOTAL} y DQO

En la (TABLA A1.12) se muestran los resultados en donde tenemos que la concentración promedio de fósforo total que se tiene en el influente de la planta de tratamiento es de 5.08 mg/l y la del efluente de 2.87 mg/l, la concentración máxima de fósforo total es de 5.85 mg/l en la muestra que se tomó a las 19:00 hrs. La remoción de fósforo es del 43.5%, en este caso.

4.4 *Discusión sobre las campañas de muestreo realizadas en la investigación*

4.4.1 Lago de Chapala

En la mayoría de los puntos muestreados, la concentración promedio de surfactantes (SAAM) medida en la superficie del agua de la zona oriental del Lago (Fig 4.2) fue de 1.67 mg/L; para fósforo total se midió el valor promedio, en la superficie, de 0.39 mg/L y 0.72 mg/L en el fondo; la concentración de DQO fue mayor a 70 mg/L, con un promedio de 80 mg/L en la superficie y de 118.5 mg/L en el fondo; en el caso de COT el análisis indica a nivel de la superficie del agua, una concentración promedio de 11.05 mg/L, la máxima de 14.2 mg/L y 5.3 mg/L la mínima. Las concentraciones máximas para todos los parámetros analizados siempre se encontraron en la zona de influencia de la desembocadura del Río Lerma y las mínimas a la salida del antiguo cauce del Río Santiago.

Hacia el centro del Lago, en la zona de descarga del Pueblo de Chapala y en la zona de la obra de toma de Acueducto, se detectaron altas concentraciones de DQO (100-160 mg/L) indicadores de que existen otras descargas de agua residual sin tratar, distintas al efluente de la planta de tratamiento. Además, en la zona de influencia del Acueducto, se detectaron concentraciones de SAAM de 0.23 a 0.26 mg/L y de fósforo total de 0.16 a 0.22 mg/L. Por tanto, en conjunto impactan la calidad del agua entregada, a través del Acueducto, a la potabilizadora Miravalle.

4.4.2 Sistema de agua potable Miravalle

Los muestreos realizados en el influente y efluente de la planta potabilizadora No. 1 Miravalle, la más importante para el abastecimiento de la Ciudad de Guadalajara, indican que la eficiencia de operación para los parámetros de SAAM, fósforo total, DQO y COT es de 20, 89, 46 y 36%, respectivamente. Los valores promedio detectados en el efluente, para los mismos parámetros, fueron de 0.28, 0.03, 34.3 y 8.15 mg/L, respectivamente.

En particular sobre el parámetro SAAM se observó en el efluente un valor muy cercano a la concentración límite que establece la norma para agua potable de 0.5 mg/L. Dado que la eficiencia de remoción de SAAM detectada es muy baja, 20%, este hecho advierte que el riesgo de abastecer agua fuera de los límites es altamente sensible a la contaminación por detergentes cerca de la obra de toma del Acueducto o de la contaminación del agua a lo largo de su recorrido.

4.4.3 Planta de tratamiento Chapala

En la planta de tratamiento del agua residual generada en el poblado de Chapala, localizado a la orilla del Lago, se encontró que las concentraciones promedio de SAAM, de fósforo total, DQO y COT, en el caudal de agua tratada, fueron 0.84, 3.06, 49.1 y 10.1 mg/L, respectivamente. De manera que las eficiencias de remoción, durante el día de muestreo, para cada uno de estos parámetros resultaron ser de 87, 28, 91 y 70% respectivamente.

4.4.4 Planta de Tratamiento Cerro de la Estrella

En el efluente de la planta de tratamiento Cerro de la Estrella, que recibe un caudal promedio de 1,706 L/s de agua residual generada en parte de la zona sur de la Ciudad de México, se registró una concentración promedio de SAAM de 0.56 mg/L, para fósforo total de 2.87

mg/L y para DQO de 70.4 mg/L, concentraciones que llevan a calcular una eficiencia global de la planta de 90.9% en la remoción de SAAM, de 43.5% de fósforo total y de 78% en DQO.

El programa de muestreo seguido en la planta Cerro de la Estrella, la más grande instalación para el tratamiento de agua residual en el país, permitió calcular la eficiencia de operación para cada uno de los 3 módulos independientes que la integran. La Unidad I (aereación por difusión y lirio acuático en el sedimentador secundario) con el menor caudal, 432 L/s, y el mayor tiempo de retención hidráulica, 14.6 hr, presentó una eficiencia de remoción de SAAM de 94.4%, de 26.2% de fósforo y 81.1% para DQO.

Para la Unidad II (aereación por difusión) con un gasto de 637 L/s y tiempo de retención de casi 10 horas, tuvo eficiencias de remoción para SAAM de 91.3%, en fósforo total de 39.4% y 80.7% para DQO. En la Unidad III (aereación mecánica) con el mismo caudal que la anterior pero alrededor de 8 horas de tiempo de retención hidráulica, presentó eficiencias de 88.6% en la remoción de SAAM, de 59.6% en fósforo total y de 67% en DQO.

De acuerdo a lo anterior se tiene que:

1. Las concentraciones máximas para todos los parámetros analizados SAAM, Fósforo total, DQO y COT siempre se encontraron en la zona de influencia de la desembocadura del Río Lerma y las mínimas a la salida del antiguo cauce del Río Santiago.
2. Hacia el centro del Lago, en la zona de descarga del Pueblo de Chapala y en la zona de la obra de toma al Acueducto, se detectaron altas concentraciones de DQO y presencia de fósforo y SAAM que en conjunto impactan la calidad del agua entregada, a través del Acueducto, a la potabilizadora Miravalle.

3. Los resultados obtenidos en las campañas de muestreo son indicadores de lo que está pasando en cuanto a eficiencias de remoción de detergentes y fosfatos tanto en potabilizadoras como en plantas de tratamiento de agua residual:

- a) Los muestreos realizados en el influente y efluente de la planta potabilizadora No. 1 Miravalle, la más importante para el abastecimiento de la Ciudad de Guadalajara, indican que la eficiencia de operación para los parámetros de SAAM, fósforo total, DQO y COT es de 20, 89, 46 y 36%, respectivamente.

La baja eficiencia de remoción de SAAM detectada en la potabilizadora advierte que el riesgo de abastecer agua fuera de los límites es altamente sensible a la contaminación por detergentes cerca de la obra de toma del Acueducto o de la contaminación del agua a lo largo de su recorrido.

- b) En la planta de tratamiento del agua residual generada en el poblado de Chapala, localizado a la orilla del Lago, se encontró que las eficiencias de remoción para SAAM, fósforo total, DQO y COT resultaron ser de 87, 28, 91 y 70%, respectivamente.
- c) En el efluente de la planta de tratamiento Cerro de la Estrella que recibe un caudal promedio de 1,706 l/s de agua residual generada en parte de la zona sur de la Ciudad de México, se registró una eficiencia global puntual de 90.9% (no corresponde a eficiencia promedio) en la remoción de SAAM, de 43.5% de fósforo total y de 78% en DQO, con esta eficiencia no se cumple la norma cuando el influente es mayor a 6 mg/l, situación que se presenta en la concentración pico.

5. CONCLUSIONES

De este estudio, se concluye lo siguiente:

1) La producción de detergentes biodegradables en México se estima que actualmente cubre entre el 25 y el 30% de la producción nacional debido a la oferta atractiva que hay en el mercado internacional y por no cubrir la demanda nacional con el ABS que se produce en el país, esto ha permitido a las empresas detergenteras la importación del surfactante LAS. Sin embargo, esta situación si bien ha favorecido la sustitución del surfactante en México, es insuficiente y muy condicionada a las variaciones del mercado internacional como para pretender, por esta vía del libre mercado, alcanzar el cambio en el 100% de los detergentes.

Por lo tanto es viable y necesario que se elabore la normatividad correspondiente que establezca la obligatoriedad en México de producir detergentes biodegradables mediante la sustitución del agente tensoactivo dominante hoy en uso, ABS, por el de alta biodegradabilidad, LAS. Tal normatividad deberá contemplar, además metas realistas de sustitución a mediano y largo plazo, bajo convenios con las principales empresas productoras de detergentes en México.

2) Respecto a la sustitución del coadyuvante en la formulación de los detergentes, es decir sobre el porcentaje de tripolifosfato, es necesario que las propuestas contemplen la reducción gradual del contenido de fósforo en los detergentes, para disminuir el nivel de eutroficación presente en algunos cuerpos de agua de nuestro país y así mejorar la calidad de agua, la sustitución de este mismo se puede realizar por las zeolitas, siempre y cuando se considere en no afectar la calidad en el lavado y costo.

3) Si se asume que las elevadas concentraciones de SAAM detectadas en las cuencas analizadas corresponden a un 100% de ABS no biodegradables, es de esperarse que producirán una importante inhibición en microorganismos y por lo tanto disminución de la eficiencia total en los procesos de tratamiento.

4) Si este cambio no se lleva a cabo y de persistir la situación actual, es necesario considerar la adaptación de los procesos de tratamiento para cumplir con la normatividad vigente en cuanto a SAAM y fosfatos; la reducción de su concentración mediante tratamientos específicos representa aumentar el costo de tratamiento por cada m^3 en aproximadamente un 50% para la eliminación de fosfatos y en 100% para SAAM, estimaciones que consideran el costo completo de tratamiento por medio de ozonación y espumación con incineración.

Los costos de tratamiento de lodos activados de N\$ 0.312 por m^3/s , tomando como base un módulo de 1000 l/s se incrementan a N\$ 0.489, en el caso de eliminación de fósforo mediante tratamiento químico, el costo unitario en este caso se incrementa en un 55%. Esta consideración tomando como base la norma a cumplir antes señalada.

En el caso de la eliminación de los detergentes los costos son un poco más del doble si al proceso de lodos activados se le agrega el de ozonación, que es más económico que el de espumación completo (incluyendo incineración), incrementándose de N\$ 0.312 a N\$0.782 por m^3 de agua tratada, tomando como base un módulo de 1000 l/s.

6. BIBLIOGRAFIA

Acueducto Chapala-Guadalajara; Información Interna, biblioteca IMTA (1991).

Anuario de la Industria Química, ANIQ (1992).

Anuario de la Industria Química, ANIQ (1991).

ALSO Special Symposio "*Phosphorus, Silica and Eutrophication of Lake Michigan. In: Nutrients and Eutrophication*". 1, 151-171 (1972).

Barroin G. "*La regeneración de las aguas estancadas*". Mundo Científico, La recherche. 12(121) 120-130 (1992).

Boletín de Calidad del Agua No.1, CNA, Subdirección General de Administración del Agua, Gerencia de Calidad del Agua. (1988).

Cárdenas Vásquez C; Licenciatura en Ingeniería Química "*Tecnología, información y comunicación: Los detergentes granulados para uso doméstico de fabricación Nacional*". Fac. de Química, UNAM, México (1979).

Castellan G.W. "*Fisicoquímica*". Segunda edición, Editorial Sitesa; México (1987).

Cole G.A. "*Textbook of Limnology*". Third edition. The C.V. Mosby Company. St Louis, Missouri. (1983).

Derr P.F., "*Phosphates use in detergents*", Hydrocarbon Processing, pp 85-87, March (1975).

Eisenhauer H.R. "*Chemical Removal of ABS from wastewater effluents*", Journal WPCF. 37(11) 1567-1577. (1965).

Environmental Protection Agency. "*The Selenastrum Capricornyrum Printz Algal Assay Bottle Test: Experimental, Design, Application, and Data Interpretation Protocol Corvallis*". Environmental Research Laboratory. Corvallis, Oregon. (1978).

Environmental Protection Agency. "*Process Design Manual: Wastewater Treatment Facilities for Sewered Small Communities*". EPA-625/1-77-009, (1977).

Environmental Protection Agency. "*Treatability Manual*". Vol. IV: Cost Estimating. EPA-600/8-80-042D, (1980).

Federle T.W; Schwab B.S. "*Mineralization of Surfactants in Anaerobic Sediments of a Laundromat wastewater Pond*". Wat. Res. 26(1) 123-127, (1991).

Ferrusquía, Rodríguez & Mumpton. "*Tropical Soils*". International Clays Conference, (1973).

FMC Corporation. "*Detergents and Pollution*". No. 7, (1977)

Fuhrs, G.W; Demmerle, S.D; Canell, E; Chem M. "*Characterization of phosphorus limited plankton Algae in: Nutrients and Eutrophication*". Special Symposio, ALSO.1, 113-133. (1972).

García Domínguez J. "*Investigación, Detergencia y Calidad de vida, parte I*". Grasas y Aceites. 33(5) 287-296. (1982).

- García Domínguez J. *"Investigación, Detergencia y Calidad de vida parte II"*. Grasas y Aceites. 33(6) 362-368. (1982).
- Gomez, H; Riego M & Pereda M. *"Estudios sobre la eficiencia real de los tensoactivos técnicos en sus aplicaciones domésticas e industriales"*. Grasas y Aceites. 35(1)364-368. (1984).
- Grobler & Silberbauer. *"Eutrophication control: a look into the future"*. Water S.A.; 11(2) 69-78 (1985).
- Gutierrez I. R. *"Desarrollo y Consolidación de la Industria Petroquímica Mexicana"*. Comercio Exterior. 41(4) 350-366 (1991).
- Hawley C *"The encyclopedia of chemistry"*, Second edition, New York, (1966).
- Himiya, *"Biological activity of surfact-containing water"*, Soviet journal of water chemistry and technology, Vol. 13, No. 3, 270-283, 1991.
- Inaba Kazuho, *"Quantitative assessment of natural purification in wetland for linear alkylbenzenesulfonates"*. Wat. Res. 26(7) 893-898 (1992).
- INFORM. *"France to limit detergent phosphate content"*. 1(9) 836-840 (1990).
- IFORM. *"South Carolina limits detergent phosphate Use"*. 2(9) 820-824 (1991).
- IRCHA. *"Study Convention; Effect of option adopted in the countries with respect to phosphates and their substitutes in detergents"*. Final report, Francia (1987).
- Jacobi, G; Lohr & Schwuge M. *"Detergents"*. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Vol A8. 5th ed. VCH Weinheim, FRG (1987).

Karsa D.R. *"Industrial applications of surfactants special publication"* Royal Society of Chemistry, Great Britain, 1987.

Kerfoot C & Flammer H. *"Synthetic detergent basic"*. Hydrocarbon Processing. 74-78 March (1975).

Lewis A.M., *"Chronic toxicities of surfacts and detergent buiders to algae: a review and risk assessment"*, Ecotoxicology and environmental safety, No. 20, 123-140, 1990.

Lewis F.H. *"Synthetic Detergents Chemistry"*, Hydrocarbon Processing, 79-82 March (1975).

Ludwig H.F & Sekaran D *"Evaluation of use of anionic detergents (ABS) in Malaysia"*, Wat. Res. No. 22, 257-262, (1988).

Maloney T.E; Miller W.E; Shiroyama T. *"Algal responses to nutrient addition in natural waters I. Laboratory assays in: Nutrients and Eutrophication"*. Special Symposio ALSO 1, 134-140 (1972).

Maron & Prutton, *"Fundamentos de fisicoquímica"*, Decima primera reimpresión, Limusa, 1980.

Mc. Gauhey & Stephen, *"Removal of ABS by sewage treatment"*, Sewage works in sewage & industrial wastes, Vol. 31, No. 8, 877-899, August 1959.

Ploog & Uwe, *"Amphoteric surfacts-structure, properties and applications"*. Henkel-Referate No. 19, Experts of Henkel Research Papers (1982).

Quiroga J. M; Sales D; Gómez Parra *"Experimental evaluation of pollution potencial of anionic surfactants in the marine environment"* Wat. Res, Vol. 23, No.7 801-807, (1989)

Romano & Ranzani, *"Anionic surfactants removal and biodegradation in a large treatment plant"*, Wat. Sci. Tech., Vol. 26, No. 9-11, 2547-2550, 1992.

Romero J. & Hernández, "*Proceso para la obtención de alquil benceno lineal, base para detergentes de alta biodegradación*", Vol. 3, IMIQ, 1989.

Richmond R.C. & Hass, "*Synthetic detergents specialties*", Hydrocarbon Processing, 83-89, March 1975.

Ruiz Cruz J. "*Contaminación de los cursos de agua, por los detergentes sintéticos*". Grasas y Aceites. 32(3) 147-153 (1981).

Salle M. & Fairing, "*Determination of trace amounts of alkil benzene sulfonates in water*", J. Am. Che. Soc., Vol. 28, No. 12, 1822-1826.

Sancho & Cervera. "*Problemática y Decisión Política*". Agua limpia: Estrategia Nacional. memoria de la tercera mesa redonda sobre Ingeniería y Medio Ambiente, Cuadernos técnicos CICM No.3. Colegio de Ingenieros Civiles de México, (1991).

Standard Methods for the examination of water and wastewater, 17th edition, USA, 1989.

Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (SECOFI). "*Jabones y Detergentes ante el Tratado de Libre Comercio en América del Norte*". Monografía, SECOFI No.17 (1992).

Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, "*Gaceta Ecológica*". Volumen II, NTE-CCA-001/89, (1990)

Secretaría de Patrimonio y Fomento Industrial, "*Detergentes Domesticos en polvo para uso general*". Norma Oficial Mexicana NOM-Q-2-1982.

Segales A. & William, "*Synthetic detergents*", Hydrocarbons Processing, 71-74, March 1975.

Smith & Hamer; Phillips Petroleum Company Corporation of Delaware. "*Production of alkybenzenes*". United States Patent Office, 2,507,766; June 9,1947; Serial No.753.562.

Smolka H & Schwuger, "*Cleansing action natural zeolites in detergents*", Natural zeolites occurrence, properties and use, First edition, Great Britain, 1978.

- Suess M.J. "*Health Aspects of Eutrophication*". Water Quality. 6(3) 63-64 (1981).
- Swisher R.D. "*Transient intermediates in the biodegradation of straight chain ABS*". Journal WPCF 33(12) 1557-1564 (1963).
- Terzic S; Hrsak D; Ahiel M. "*Primary Biodegradation Kinetics of Linear Alkylbenzene Sulphonates in Estuarine Waters*". Wat. Res. 26(5) 585-591 (1991).
- Toral Ma. "*Fisicoquímica de superficies y sistemas dispersos*", Ed. Urmo, España, 1973.
- Uguina L; Covian & Rodriguez. "*Synthesis of 13X zeolite from calcined kaolins and sodium silicate for use in detergents*". Ind. Eng. Chem. Res 31, 2134-2140 (1992).
- UNESCO, "*The control of eutrophication*". Editorial UNESCO (1985).
- Valdemar & Gutierrez "*Efectos de los detergentes en la población bacteriana de un sistema de lodos activados*" Memorias del 2do Congreso sobre problemas ambientales de México, (1988)
- Vollenweider R.A., "*Eutrophication, Lecture Notes Distributed to participants of the 2nd Technical Meeting Regional Project on Eutrophication in Tropical Lakes*". Brasil (1983).
- Walker W.W., "*Significance of Eutrophication in water supply*". Reservoirs Journal of American Water Works Association 75, 38-42 (1983).
- Welch, E.b., "*Ecological effects of waste water*". Cambridge Press. Cambridge (1980).
- Wetzel, R.G., "*Limnologia*", Ediciones Omega S.A. Barcelona (1981).

ANEXO A1

TABLA A1. 1 CONCENTRACION DE SAAM EN ACUEDUCTO-CHAPALA

MUESTRA	DESCRIPCION	HORA	SUPERFICIE (mg/l)				FONDO (mg/l)			
			1	2	3	x	1	2	3	x
1	Chapala del Acueducto P-1	14:30	.58	.52	.52	.54	.29	.22	.22	.23
2	Acueducto-Chapala	14:40	2.0	2.0	2.0	2.0	.22	.09	.35	.13
3	Acueducto-Chapala	14:50	1.1	1.1	1.1	1.1	.91	.91	.94	.94
4	Acueducto-Chapala	15:00	3.8	3.9	3.9	3.9	.22	.22	.35	.22
5	Chapala zona de descarga del pueblo	15:30	.74	1.1	1.2	1.0	.68	.68	1.5	.68
6	Chapala zona de descarga del pueblo	15:40	1.5	1.5	1.5	1.5	1.0	.97	.16	.98

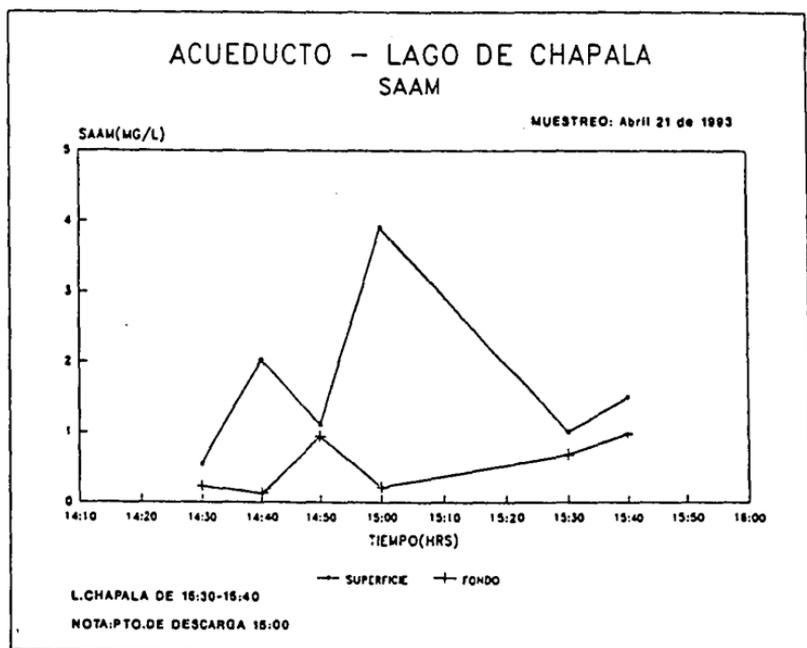


Fig. A1.1 ACUEDUCTO-LAGO DE CHAPALA

TABLA A1.2 RESULTADOS DE LOS ANALISIS FISICO-QUIMICOS DE MUESTRAS EN EL LAGO DE CHAPALA

LORA Y FECHA DE MUESTREO	Nº DE PUNTO	LOCALISACION	DQO, mg/l		P _{TOTAL} (mg/l)		TEMPERATURA, °C	
			Superficie	Fondo	Superficie	Fondo	T _{Superficie/fondo}	T _{agua}
BOCA DEL RIO SANTIAGO 24.04.1993	1	A 2 km de la boca	60.5	40.3	0.18	0.21	22/20	23
	2	A 2 km de la boca	80.6	--	0.19	--	22/20	23
BOCA DEL RIO LERMA 21.04.1993	3	A 1 km de la boca (Jalisco)	84.7	63.5	0.26	0.41	22/20	23
	4	A 1 km de la boca (Michoacán)	74.1	56.3	0.35	0.53	22/20	23
	5	A 3 km de la boca (Michoacán)	53.0	137.7	0.31	0.33	22/20	21
	6	A 3 km de la boca (Michoacán)	47.7	153.6	0.31	1.17	22/20	23
	7	A 3 km de la boca (Jalisco)	79.4	222.4	0.26	0.61	21/20	22
	8	A 3 km de la boca (Jalisco)	74.1	190.7	2.34	1.03	19/20	24
ACUEDUCTO PLANTA DE BOMBEO CHAPALA 22.04.1993	9	En el canal de toma de agua para la planta de bombeo	80.1	100.3	0.22	3.50	23/20	28
	10	A 2 km de la entrada del canal de toma de agua	40.1	200.6	0.18	0.35	23/24	28
	11	A 2 km de la entrada del canal de toma de agua	70.5	40.1	0.19	0.35	23/20	28
	12	A 2 km de la entrada del canal de toma de agua	100.2	105.2	0.16	0.31	23/21	28
DESCARGA DEL AGUA TRATADA DE LA PTAR DEL PUEBLO DE CHAPALA 22.04.1993	13	A 0.5 km del punto de descarga	160.2	130.2	0.26	0.36	23/21	28
	14	A 1 km del punto de descarga	110.1	100.2	0.27	0.26	23/21	28

* pH de todas la muestra: 7

* El agua de todas las muestras del lago y del influente de la PTAR era turbia

TABLA A1.3 CONCENTRACION DE SAAM EN LA POTABILIZADORA

MUESTRA	DESCRIPCION	INFLUENTE (mg/l)				EFLUENTE (mg/l)			
		1	2	3	x	1	2	3	x
1	Potabilizadora No. 1 8:50 - 10:10	1.2	1.2	1.2	1.2	.87	.94	.97	.93
2	Potabilizadora No. 1 10:50 - 12:10	.55	.55	.55	.55	.13	.16	.16	.15
3	Potabilizadora No. 1 12:50 - 14:10	.35	.35	.35	.35	.35	.32	.32	.33
4	Potabilizadora No. 1 14:50 - 16:10	1.2	1.2	1.2	1.2	1.0	1.0	1.0	1.0
5	Potabilizadora No. 1 18:50 - 18:10	--	--	--	--	1.8	1.8	1.8	1.8
6	Potabilizadora No. 1 16:50 - 18:10	.19	.19	.22	.20	.19	.19	.16	.18

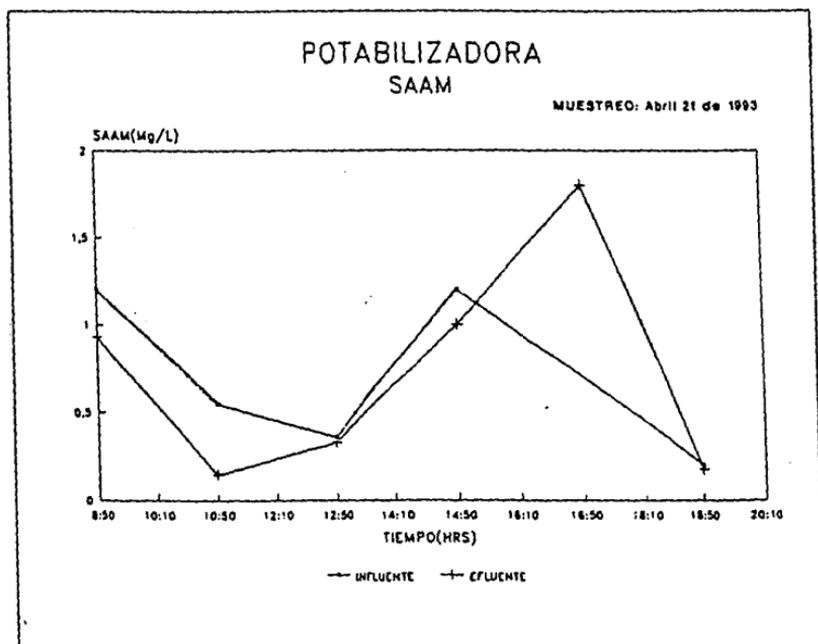


Fig. A1.2 POTABILIZADORA

TABLA A1. 4 RESULTADOS DE LA CARACTERIZACION DEL INFLUENTE Y EL EFLUENTE DE LA PLANTA POTABILIZADORA "MIRAVALLE"

HORA	TEMPERATURA	Q l/s	INFLUENTE		EFLUENTE	
			DQO (mg/l)	P _{TOTAL} (mg/l)	DQO (mg/l)	P _{TOTAL} (mg/l)
8:50	22	1200	40.1	0.30	---	---
10:10	22	1200	45.9	---	20.0	<0.01
10:50	23	1200	---	0.41	---	---
12:10	18	1600	49.0	---	30.0	0.26
12:50	22	1600		0.56	---	---
14:10	23	1600	---	---	29.3	<0.01
14:50	22	1600	50.1	0.42	---	---
16:10	22	2800	---	---	30.0	<0.01
16:50	23	2800	96.8	0.46	---	---
18:10	23	2800	---	---	66.0	<0.01
18:50	23	2800	---	0.52	---	---
20:10	22	2800	---	---	52.8	<0.01
promedio		2000	63.4	0.46	34.3	<0.03

pH de las muestras: 7.0

TABLA A1.5 CONCENTRACION DE SAAM EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

MUESTRA	DESCRIPCION	HORA	INFLUENTE (mg/l)				EFLUENTE (mg/l)			
			1	2	3	x	1	2	3	x
1	Chapala PAR - P	12-14	18.4	18.4	18.4	18.4	.36	.36	.36	.36
2	Chapala PAR - P	16-18	24.4	23.7	23.6	23.9	1.0	.81	.84	.91
3	Chapala PAR - P	18-20	16.2	16.2	16.1	16.2	2.7	2.71	2.7	2.9

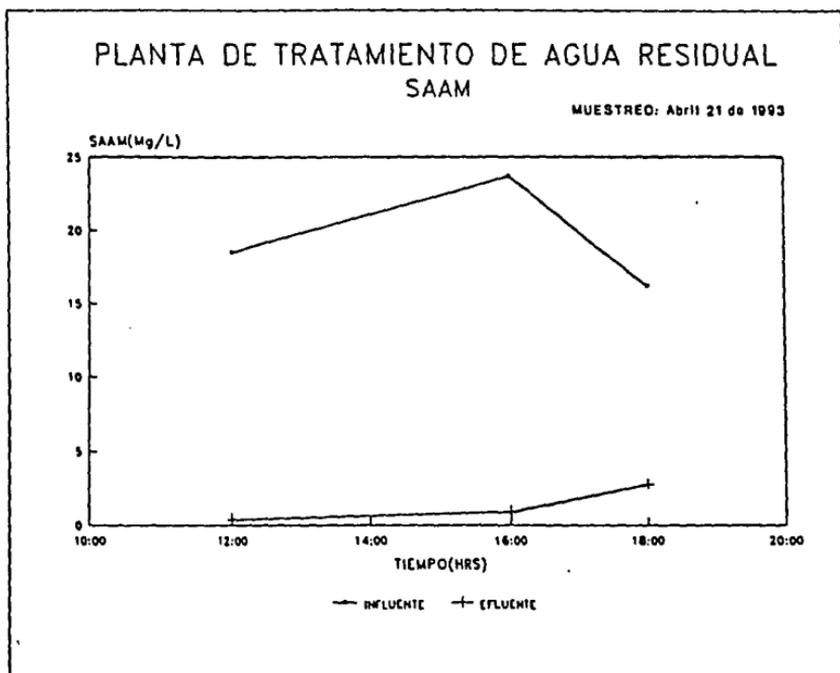


Fig. A1.3 PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

TABLA A1.6 CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DEL INFLUENTE Y EFLUENTE

HORA	CAUDAL	TEMPERATURA		INFLUENTE		EFLUENTE	
		agua	amb.	DQO (mg/l)	P _{TOTAL}	DQO (mg/l)	P _{TOTAL}
10:00	30	23	23	770.0	5.33	50.1	2.67
11:00		25	27				
12:00	"	26	27	651.5	5.12	60.1	2.69
13:00		26	27				
14:00	"	27	28	501.4	2.17	65.4	5.08
15:00		28	29				
16:00	"	28	30	401.1	4.69	30.0	2.26
17:00		28	25				
18:00	"	27	22	300.8	3.99	40.1	2.58
19:00		27	22				
Promedio	30			525.0	4.26	49.1	3.06

TABLA A1.7 CONCENTRACION DE COT EN L. CHAPALA-LERMA

MUESTRA	DESCRIPCION	SUPERFICIE (mg/l)				FONDO (mg/l)			
		1	2	3	x	1	2	3	x
1	Boca Río Santiado (El zapote)	10.4	10.4	10.3	10.3	15.2	15.2	15.0	15.1
2	L.R. Lerma-Mich.	10.3	10.3	10.4	10.3	11.1	11.0	11.1	11.0
3	Río Lerma	14.3	14.3	14.1	14.2	17.5	17.5	17.5	17.5
4	L. Chapala (Lerma)	5.4	5.3	5.4	5.3	18.9	18.9	18.8	18.8
5	L. Chapala-Lerma	9.6	9.6	9.5	9.5	10.6	10.6	10.5	10.5
6	L. Chapala-Lerma	13.5	13.7	13.7	13.7	15.4	15.3	15.4	15.3
7	L. Chapala-Lerma	14.2	14.1	14.1	14.1	19.5	19.4	19.4	19.4

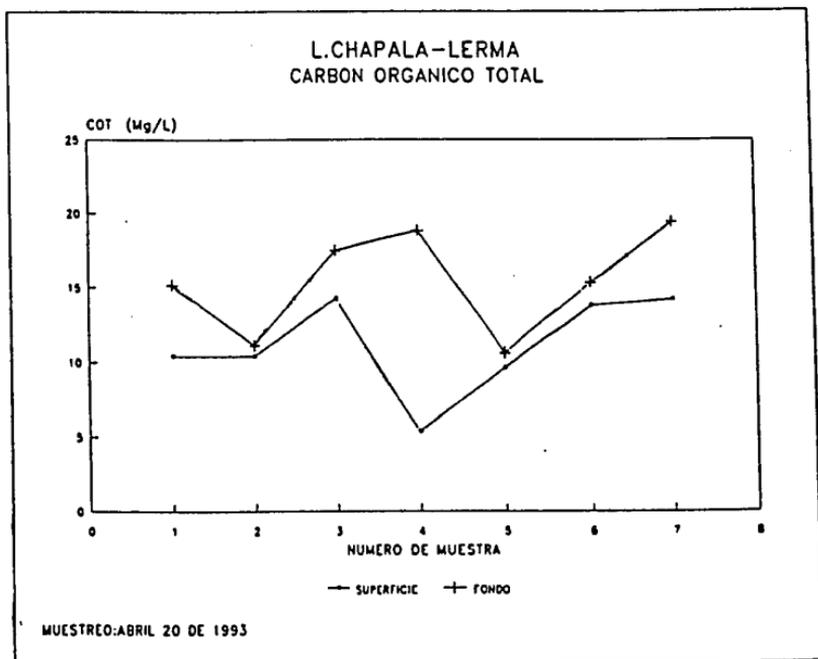


Fig. A1.4 L.CHAPALA-LERMA

TABLA A1.8 CONCENTRACION DE COT EN ACUEDUCTO-CHAPALA

MUESTRA	DESCRIPCION	HORA	SUPERFICIE (mg/l)				FONDO (mg/l)			
			1	2	3	x	1	2	3	x
1	Chapala del Acueducto P-1	14:30	11	11	11	11	11	11.8	11	11.8
2	Acueducto-Chapala	14:40	3.7	3.8	3.7	3.7	15.9	15.8	15	15.8
3	Acueducto-Chapala	14:50	14	14	14.3	14.3	15.9	15.9	15	15.9
4	Acueducto-Chapala	15:00	—	—	—	—	—	—	—	—
5	Chapala zona de descarga del pueblo	15:30	11.7	11	11.7	11.7	13	13	13.7	13.7
6	Chapala zona de descarga del pueblo	15:40	10	10.7	10.6	10.6	18	18.1	18	18

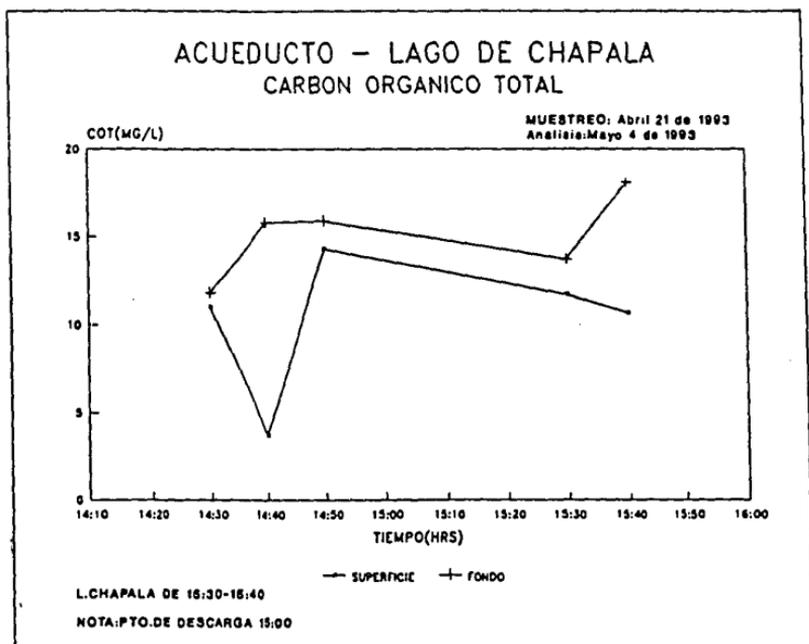


Fig. A1.5 ACUEDUCTO-LAGO DE CHAPALA

TABLA A1.9 CONCENTRACION DE COT EN LA POTABILIZADORA

MUESTRA	DESCRIPCION	INFLUENTE (mg/l)				EFLUENTE (mg/l)			
		1	2	3	x	1	2	3	x
1	Potabilizadora No. 1 8:50 - 10:10	12	12	12.1	12.1	10.2	10	10.2	10.2
2	Potabilizadora No. 1 10:50 - 12:10	16.3	15.9	16	16	4.6	4.7	4.6	4.6
3	Potabilizadora No. 1 12:50 - 14:10	7.1	7.3	7.3	7.2	6.6	6.9	6.9	6.7
4	Potabilizadora No. 1 14:50 - 16:10	16	16.3	16	16.3	13.1	13.2	13	13.1
5	Potabilizadora No. 1 16:50 - 18:10	—	—	—	—	9.7	9.6	9.6	9.6
6	Potabilizadora No. 1 18:50 - 18:10	4.2	4.3	4.2	4.2	4.1	4.1	4.2	4.1

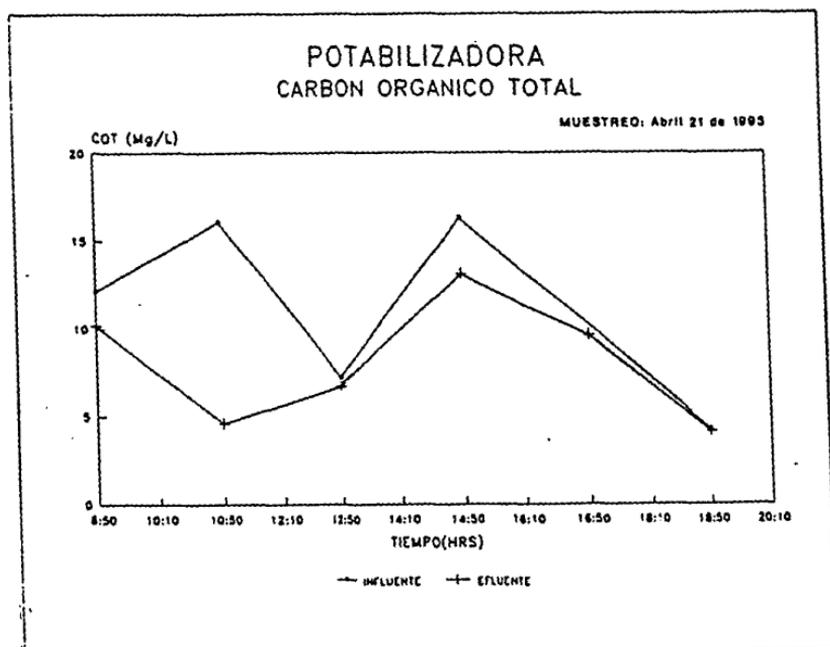


Fig. A1.6 POTABILIZADORA

TABLA A1.10 CONCENTRACION DE COT EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

MUESTRA	DESCRIPCION	HORA	INFLUENTE (mg/l)				EFLUENTE (mg/l)			
			1	2	3	x	1	2	3	x
1	Chapala PAR - P	12-14	87	87	87.1	87	6.8	6.7	6.7	6.7
2	Chapala PAR - P	16-18	24.7	24.6	24.6	24.6	15	15	15.3	15
3	Chapala PAR - P	18-20	53.4	53.5	53.4	53.6	8.6	8.6	8.5	8.5

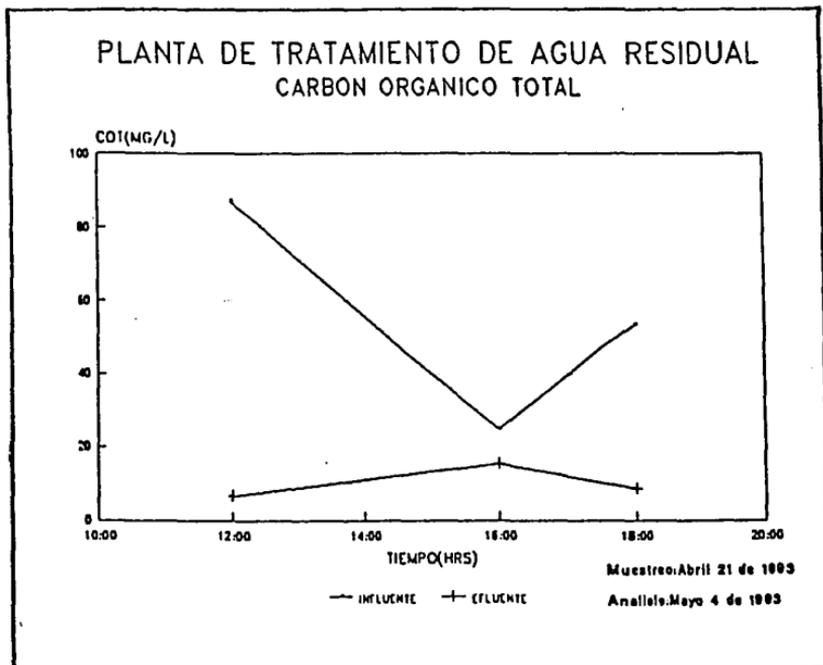


Fig. A1.7 PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL

TABLA A1.11 CONCENTRACION DE SAAM Y COT EN LA PLANTA DE TRATAMIENTO "CERRO DE LA ESTRELLA"

FECHA	HORA	INFLUENTE mg/l SAAM				EFLUENTE mg/l SAAM			
		1	2	3	x	1	2	3	x
25/05/93	10:00	0.80	0.7	0.7	0.75	0.3	0.2	0.1	0.20
25/05/93	12:00	1.80	1.7	1.8	1.75	0.4	0.3	0.3	0.35
25/05/93	14:00	0.10	0.2	0.1	0.10	0.2	0.1	0.3	0.20
25/05/93	16:00	1.69	1.5	1.5	1.75	0.2	0.1	0.1	0.10
25/05/93	18:00	0.5	0.6	0.7	0.75	0.1	0.1	0.3	0.15
25/05/93	20:00	2.5	2.2	2.1	2.30	0.3	0.2	0.1	0.20
25/05/93	22:00	2.7	2.1	2.0	2.45	0.4	0.3	0.2	0.34
25/05/93	24:00	2.9	2.7	2.8	2.55	0.1	0.2	0.2	0.20
26/05/93	2:00	2.8	2.9	2.5	1.30	0.2	0.3	0.1	0.20
26/05/93	6:00	2.0	2.5	2.6	2.30	0.3	0.2	0.1	0.20

FECHA	HORA	INFLUENTE mg/l COT				EFLUENTE mg/l COT			
		1	2	3	x	1	2	3	x
25/05/93	10:00	41.7	42	44	42.5	28.9	29	28	28.7
25/05/93	12:00	45.8	48	47	46.9	25.5	26	26	25.3
25/05/93	14:00	39.9	40	41	40.4	28.8	27	27	27.8
25/05/93	16:00	37.0	38	36	37.0	22.5	22	21	21.8
25/05/93	18:00	52.2	52	52	52.2	--	--	--	--
25/05/93	20:00	56.0	58	55	56.0	29.3	29	29	29.1
25/05/93	22:00	27.2	26	28	27.0	21.5	22	23	22.3
25/05/93	24:00	57.1	56	56	56.4	22	23	21	22.0
26/05/93	2:00	58.5	59	58	58.5	--	--	--	--
26/05/93	6:00	57.8	56	58	57.3	26.9	26	24	24.9

PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL
AGENTES TENSOACTIVOS

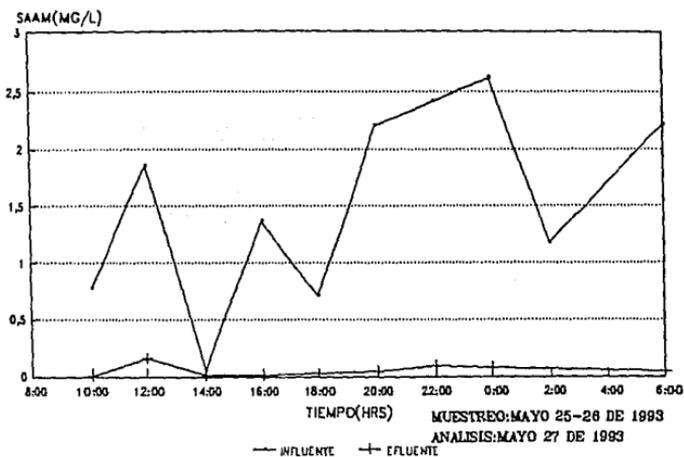


Fig. A1.8 PLANTA DE TRATAMIENTO "CERRO DE LA ESTRELLA"

PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL
CARBON ORGANICO TOTAL

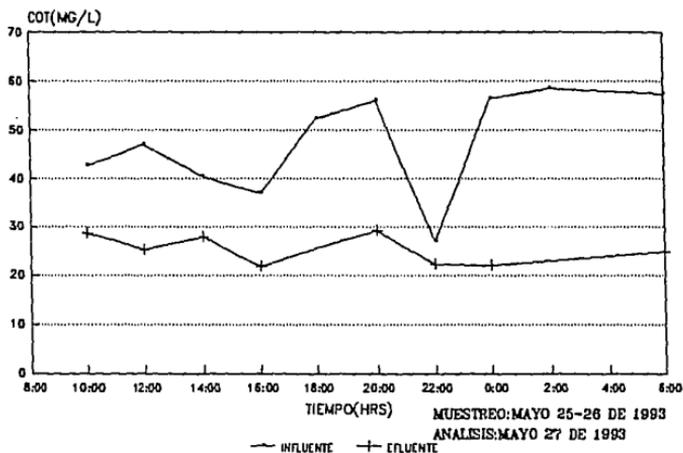


Fig. A1.9 PLANTA DE TRATAMIENTO "CERRO DE LA ESTRELLA"

TABLA A1.12 CARACTERISTICAS FISICO-QUIMICAS DEL INFLUENTE Y EFLUENTE

HORA	CAUDAL, l/s			TEMPERATURA °C		INFLUENTE		EFLUENTE	
	UNIDAD I	UNIDAD II y III	TOTAL	AGUA	AMB	DQO mg/l	P _{TOTAL} mg/l	DQO mg/l	P _{TOTAL} mg/l
09:00	450	1250	1700	20	15	264.2	4.03	54.5	2.58
10:00	450	1250	1700	20	18				
11:00	420	1210	1630	20	22	276.9	4.38	68.8	2.58
12:00	420	1210	1630	20	22				
13:00	420	1210	1630	21	30	230.8	4.63	68.8	2.60
14:00	420	1210	1630	21	23				
15:00	420	1210	1630	--	22	266.7	4.75	57.2	2.73
16:00	420	1210	1630	--	25				
17:00	420	1210	1630	21	22	276.9	5.35	66.0	2.52
18:00	420	1210	1630	19	22				
19:00	420	1210	1630	19	14	369.2	5.85	52.8	2.37
20:00	420	1210	1630	19	14				
21:00	420	1250	1670	17	12	369.2	5.35	88.0	2.48
22:00	420	1250	1670	17	12				
23:00	450	1340	1790	19	14	400.0	5.70	79.2	2.82
24:00	450	1340	1790	19	14				
01:00	450	1340	1790	19	12	379.5	5.48	69.6	2.95
02:00	450	1340	1790	19	12				
03:00	450	1340	1790	19	11	348.7	5.48	83.6	3.47
04:00	450	1340	1790	19	11				
05:00	450	1340	1790	19	11	348.7	5.08	70.4	3.50
06:00	450	1340	1790	19	11				
07:00	420	1340	1760	19	11	287.2	4.80	83.6	3.65
08:00	420	1340	1760	19	11				
PROMEDIO DIARIO	432.5	1274.2	1706.7			319.6	5.08	70.4	2.87

Nota: pH de todas las muestras era 7

ANEXO A2

A2.1 CARBÓN ORGÁNICO TOTAL

La determinación se refiere a los compuestos orgánicos fijos o volátiles, naturales o sintéticos, presentes en el agua residual (celulosa, azúcares, aceites, etc.). La temperatura óptima de trabajo es de 800 °C, el método consiste en la selección del anhídrido carbónico producido por la oxidación en presencia de un catalizador; el anhídrido carbónico es medido cuantitativamente por un analizador de infrarrojo.

A2.1.1 Material

- Sistema de filtración millipore
- Membranas de celulosa de poro de 0.45 μm
- Frascos de plástico de 100 ml con tapa
- 1 Matraz aforado de 1 lt
- Analizador: TOC/TIC/TC/VOC TOCOR 2 (Este analizador da la lectura en mg/l de COT)
- Matraz Kitasato

Soluciones

- 1.- Agua cero acidificar con ácido clorhídrico (pH= 3-3.5)
- 2.- Solución de ácido acético 0.1N

Curva de calibración

Preparar soluciones de 10, 100 y 200 mg/l a partir de la solución ácido acético 0.1N

A2.1.2 Procedimiento

Condiciones de la muestra

- 1) Filtradas en membranas de 0,45 μm
- 2) Inyección de aire por 10 min
- 3) pH óptimo de 3 a 3.5

Condiciones de operación del TOCOR 2

- 1) Temperatura de operación 800° C
- 2) Aire purificado (exento de anhídrido carbónico y de hidrocarburos), a 20 °C presión 1.2 bars.
- 3) Al tener las condiciones anteriores pasar agua cero para limpieza y calibración del TOCOR 2.
- 4) Para obtener una lectura precisa es necesario dejar pasar el agua cero en el TOCOR por aproximadamente 3 hrs.
- 5) Al tener estable el aparato empezar a pasar las muestras, y la curva de calibración.
- 6) Tiempo de lectura por muestra 10 min.

A2.2 AGENTES TENSOACTIVOS (METODO DE AZUL DE METILENO)

Se basa en la determinación colorimétrica de un complejo detergente-azul de metileno; En solución acuosa la molécula polar de los detergentes aniónicos forma, con el azul de metileno (catiónico), un complejo soluble en cloroformo, susceptible de una determinación colorimétrica.

A2.2.1 Material

- Espectrofotómetro
- Embudos de separación de 100 ml
- Tripie o soporte universal con anillo
- Frascos goteros
- Probetas de 50 ml
- Probetas de 100 ml
- Embudo de vidrio de filtración rápida
- Pipetas graduadas de 10 ml
- Matraces aforados de 100 ml
- 2 Celdas de cuarzo para el espectrofotómetro
- Fibra de vidrio
- Matraces erlenmeyer de 100 ml

Soluciones

- Solución madre de alquil bencen sulfonato (ABS)

Se pesa 1 gr de ABS en base 100% activa, se disuelve en agua destilada y se diluye a 1 litro; 1 ml = 1 mg de ABS, es necesario conservar en refrigeración, preparar cada semana.

- Solución patrón de ABS

Diluir 10 ml de la solución madre de ABS a 1 litro con agua destilada: 1 ml = 0.010 mg de ABS, preparar diariamente.

- Indicador de fenolftaleína:

Disolver 5 gr de fenolftaleína en 500 ml de alcohol etílico o isopropílico al 95% y agregar 500 ml de agua destilada.

- Acido sulfúrico 1N

Diluir cuidadosamente 27.2 ml de H_2SO_4 concentrado de una densidad de 1.8 en un litro de agua destilada.

- Hidróxido de sodio 1N

Disolver 40 gr de NaOH en agua y diluir a 1 litro

- Reactivo de azul de metileno

Disolver 100 mg de azul de metileno en 100 ml de agua destilada, de esta solución se pasan 30 ml a un matraz volumétrico de 1000 ml y se agregan 500 ml de agua destilada, 6.8 ml de H_2SO_4 concentrado y 50g de ortofosfato monosodico monohidratado ($NaH_2PO_4 \cdot H_2O$) agitando hasta su completa disolución y diluir a 1 litro.

- Solución de lavado

En un matraz aforado de 1 litro agregar 6.8 ml de H_2SO_4 concentrado a 500 ml de agua destilada, adicionar a continuación 50 gr de ortofosfato monosodico monohidratado ($NaH_2PO_4 \cdot H_2O$) y agitar hasta su completa disolución. Diluir hasta el aforo.

Curva de calibración

Se elabora una curva de calibración usando las siguientes concentraciones en miligramos: 0.001, 0.03, 0.05, 0.1, 0.15, 0.2, 0.25 y 0.30

A2.2.2 Procedimiento

1. Colocar en un embudo de separación 100 ml de la muestra o una alícuota diluída a 100 ml con agua destilada
2. Agregar unas gotas de fenolfaleina.
3. Adicionar $NaOH$ 1N gota a gota hasta obtener una solución de color rosa.
4. Adicionar H_2SO_4 1N gota a gota hasta que desaparezca el color rosa.
5. Adicionar cuidadosamente 10 ml de cloroformo y 25 ml de azul de metileno, agitar 30 seg hasta la separación de fases.

6. Extraer la fase de cloroformo a un segundo embudo de separación y Repetir la extracción 3 veces usando 10 ml de cloroformo en cada ocasión.
7. Combinar todos los extractos en el segundo embudo de separación.
8. Agregar 50 ml de sol. de lavado y agitar por 30 seg, dejar que se separen las fases.
9. Extraer la capa de cloroformo a través de la lana de vidrio a un matraz aforado de 100 ml
10. Lavar la lana de vidrio y el embudo con cloroformo.
11. Aforar con cloroformo hasta la marca del aforo y mezclar bien
12. Leer a 652 nm contra un testigo de cloroformo.

A2.2.3 Cálculos

$$\text{mg/l de ABS} = \frac{\text{mg de ABS}}{\text{ml de muestra}} * 100$$