

224
24



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

PRUEBAS DE TOXICIDAD CON Daphnia magna Straus PARA
EVALUAR AFLUENTES INDUSTRIALES DE LA PLANTA DE
TRATAMIENTO DE E.C.C.A.C.I.V., MOR.

T E S I S

QUE PARA OBTENER LA
LICENCIATURA EN BIOLOGIA
P R E S E N T A ;
DAVID VARGAS RAMIREZ

TESIS CON
VALOR DE ORIGEN

1992



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.

I N D I C E

	Págs.
Resumen	
INTRODUCCION.....	1
Objetivos.....	4
1. Antecedentes	
1.1 Problemática Industrial.....	6
1.2 Origen del Distrito de Control en CIVAC, Mor.	9
1.2.1 Características del Diseño de la Planta de Tratamiento de ECCACIV, Mor.	12
1.3 Pruebas de Toxicidad.....	19
2. Area de Estudio.....	24
3. Materiales y Métodos	
3.1 Desechos Industriales	
3.1.1 Muestreo.....	26
3.1.2 Análisis Fisicoquímicos.....	27
3.2 Organismo de Prueba.....	28
3.2.1 Cultivo y Aclimatación.....	28

3.3	Agua de Aclimatación.....	31
3.4	Pruebas de Toxicidad.....	31
3.4.1	Análisis Físicoquímicos.....	34
3.4.2	Análisis de Resultados.....	36
4.	Resultados y Discusión	
4.1	Análisis Físicoquímicos de las Muestras Compuestas	
a)	Demanda Bioquímica de Oxígeno (D.B.O.5) Demanda Química de Oxígeno (D.Q.O.).....	37
b)	pH.....	40
c)	Fenoles.....	41
d)	Amoníaco no ionizado.....	43
4.1.1	Muestras Individuales.....	44
4.2	Prueba de Toxicidad con Química Mexama, S. A.	56
4.3	Prueba de Toxicidad con Esquim, S. A.	62
4.4	Prueba de Toxicidad con Christianson, S.A. de C. V.	65
4.5	Prueba de Toxicidad con Laboratorios Julian de México, S. A.	68
4.6	Prueba de Toxicidad con Orsabe, S. A.	74
4.7	Prueba de Toxicidad con el Afluente combinado de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., Mor.	77
4.8	Prueba de Toxicidad con el Efluente de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.C.I.V. Mor.	82
4.9	Jerarquización Tóxica de los cinco Efluentes Industriales.....	87

4.10	Sensibilidad del Organismo de Prueba.....	88
4.11	Eficiencia del Sistema de Lodos Activados de la Planta de Tratamiento....	89
4.11.1	Posibles Modificaciones al Sistema de Tratamiento.....	93
5.	Conclusiones.....	96
6.	Recomendaciones.....	99
	Referencias Bibliográficas	102
	Anexos	
1)	Características Generales de <u>Daphnia magna</u> Straus.....	I
2)	Fórmula para determinar el Amonio no Ionizado de una concentración de Amoniaco en una muestra.....	VI
3)	Cultivo del Alga <u>Ankistrodesmus falcatus</u> como alimento para <u>Daphnia magna</u> Straus	VII
4)	Método del Promedio Angular-Móvil-3.....	XII
5)	Método de Comparación Estadística no paramétrico entre CL50's (24 - 48 h) para determinar su nivel de confianza.....	XVIII
6)	Características Generales de las Industrias Muestreadas.....	XIX

R e s u m e n

Se realizaron pruebas de toxicidad de tipo agudo sobre cinco afluentes industriales de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., Mor., así como con el afluente combinado y el efluente de la misma y se utilizó a Daphnia magna Straus como organismo de prueba. Los objetivos fueron los siguientes: 1) evaluar la sensibilidad relativa del organismo a los afluentes para su jerarquización tóxica; 2) determinar la eficiencia relativa del tratamiento empleado en la planta desde un punto de vista toxicológico y 3) con base en los resultados, plantear las posibles mejoras al sistema de tratamiento.

El efecto de los desechos se expresa como la Concentración Letal que mata al 50% de un grupo de organismos (CL50), en un periodo de exposición de 24 y 48 horas.

Se utilizaron las siguientes concentraciones por duplicado 0.1, 0.4, 1.5, 6.3, 12.5, 25, 50, 100% y el testigo.

La CL50 se determinó por el método del Promedio Angular Móvil-3.

Como resultado del estudio, Laboratorios Julian de México, S. A. tuvo la CL50 - 24 h = 1.09% (la más baja y por lo tanto la más tóxica, relativamente); Christianson, S. A. de C. V. (2.06%); Química Mexama, S. A. (3.07%); Esquim, S. A. (7.78%) y Orsabe, S. A. (24.93%) como la menos relativamente tóxica. Con un ajuste en el pH Laboratorios Julian de México, S. A. tuvo una CL50 = 0.77% y Química Mexama, S. A. (25%).

Para 48 horas de exposición el orden fué el siguiente: Christianson, S. A. de C. V. con una CL50 = 0.44%; Laboratorios Julian de México, S. A. (0.77%); Esquim, S. A. (1.98%); Química Mexama, S. A. (3.07%) y Orsabe, S. A. (21.30%). Con el ajuste de pH sólo Química Mexama, S. A. cambió de posición con una CL50 = 13.63%.

El afluente de la planta de tratamiento tuvo una CL50 - 24 h = 24.24% y una CL50 - 48 h = 16.67%. Por otra parte, el efluente tuvo una CL50 - 24 h = 37.48% y una CL50 - 48 h = 35.35%.

Los resultados son consecuencia en gran parte del contenido de sustancias como los fenoles, el amoniaco no ionizado (NH_3) y la materia orgánica que disminuye considerablemente el oxígeno disuelto, así como los problemas en el pH. Estos ocasionan que la eficiencia del sistema de la planta de tratamiento no se cumpla en su totalidad.

Por lo anterior, se recomienda un pretratamiento de los desechos antes de llegar a la planta, que incluya una aireación lo suficiente para satisfacer las necesidades de oxígeno, así como un ajuste del pH en algunos de ellos.

Por otra parte, se plantea que anexen a la planta módulos de tratamiento para satisfacer la demanda y estandarizar el volumen que recibe, de esta manera se evitaran problemas en la estabilización de los lodos. Se propone disminuir la temperatura del afluente al inicio del tratamiento y mantener un pH superior a 6.0, lo que evitaría la absorción de metales por los lodos activados, estos últimos podrían reciclarse y/o utilizarse como fertilizantes.

Se sugiere la aplicación de procesos como el de Nitrificación-Desnitrificación para una mayor remoción del nitrógeno amoniacal, y el proceso de Carbón Activado para remover más eficientemente la materia orgánica soluble.

De ser posible, se plantea emplear bacterias aclimatadas para el tratamiento de varias sustancias.

Por último, la sensibilidad relativa que mostró Daphnia magna ante los desechos, nos permite considerarla como un organismo de gran utilidad para tener un panorama de lo que podría suceder con organismos de menor resistencia.

INTRODUCCION

El crecimiento incontrolado y explosivo de los asentamientos humanos y el desarrollo industrial, enfocado al consumismo y desperdicio, han originado la contaminación del agua, suelo y atmósfera, debido a la liberación de desechos de tipo doméstico, agropecuario e industrial, sin ningún o con un tratamiento no adecuado, que provocan alteraciones en las características fisicoquímicas y biológicas del medio, que repercuten de una u otra manera en la salud humana.

Los desechos industriales, a diferencia de los de carácter urbano y agropecuario, alteran de forma muy peculiar las características de los cuerpos de agua, en donde se vierten las descargas, ya que contienen residuos de tipo orgánico complejos, ácidos, álcalis, aceites y otros compuestos que pueden tener propiedades tóxicas (U.A.N.L, 1972).

En México, el gran desarrollo industrial iniciado en la década de los 40's, trajo como consecuencia una actividad económica no compatible con la conservación del ambiente. Una de las consecuencias de este desarrollo industrial es el aumento en la extracción y consumo del agua, lo que se traduce posteriormente, en una mayor aportación de aguas de desecho a los cuerpos receptores que alteran sus características originales (Tolivia, 1982).

López (1984), menciona que la contaminación de los cuerpos receptores por aguas residuales, es función directa de la magnitud de las fuentes de emisión de contaminantes (cualitativa y cuantitativamente) y de las propias características del cuerpo receptor, por lo que es importante conocer, por un lado, la variación espacial y temporal de dichas fuentes, y por otro, los mecanismos necesarios para la disminución de la carga de contaminantes, tales como los sistemas de tratamiento de aguas residuales y las acciones jurídicas para su control.

Así, en México se cuenta con un marco jurídico que regula la introducción de sustancias tóxicas peligrosas, representado por la "Ley Federal de Aguas de 1971"; la "Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental de 1971" y la "Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección del Ambiente de 1988" (Ramírez y Cortinas, 1982)

Al considerar algunos de los instrumentos jurídicos mencionados, se plantean dos formas de tratamiento de aguas residuales, que deben elegir y cumplir los responsables de descargas de aguas residuales para proporcionarles un tratamiento adecuado:

- Tratamiento Individual de las aguas residuales de cada responsable
- Tratamiento Conjunto de las aguas residuales provenientes de fraccionamientos, de zonas industriales y/o de poblaciones.

De estas opciones, la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (S.R.H., 1972b) establece, al considerar las condiciones prevalecientes en nuestro país, que la segunda presenta atractivos desde el punto de vista económico y social, mediante la creación de los llamados **Distritos de Control de la Contaminación del Agua y su Reuso**, para dar solución al problema de la contaminación del agua al que nos enfrentamos.

Actualmente, operan dos de estos distritos, uno en la Ciudad Industrial del Valle de Cuernavaca (CIVAC) Mor., y el otro en Alto Lerma, Méx.; sin embargo, sus respectivas plantas de tratamiento han tenido problemas, sobre todo al principio de su funcionamiento, debido a fallas en el diseño, a la baja calidad de algunos equipos, a la falta de experiencia de los operadores y en gran parte porque se pretendió que la totalidad de industrias de la zona se inscribiera a los mismos, aceptando sin restricción, todo tipo de descargas, algunas de las cuales tienen características muy agresivas que pueden afectar la estabilización biológica y la digestión de los lodos provenientes del tratamiento (Athie, 1978).

Por lo tanto, para poder evitar o controlar algunos de los problemas mencionados en el sistema de tratamiento conjunto, es necesario analizar y evaluar cuidadosamente, si los niveles de toxicidad u otras características de las aguas residuales individuales no causarían problemas en la conducción y/o tratamiento de los mismos, lo que haría necesario rechazar la inclusión de la descarga al sistema, si fuera el caso, o bien, recibir un tratamiento previo a costa del responsable. Dicha evaluación requerirá del uso, tanto de análisis fisicoquímicos, como de análisis biológicos (James y Evison, 1979).

Rand y Petrocelli (1985), señalan que los estudios toxicológicos de tipo biológico, presentan ciertas ventajas sobre los de tipo fisicoquímico, debido a que permiten medir el grado de desequilibrio ecológico, ya que los

organismos reflejan las alteraciones causadas por el o los contaminantes, por lo que es más revelador y menos aleatorio que la información obtenida de los análisis fisicoquímicos, que en ocasiones son difíciles de interpretar por la concentración fluctuante de los tóxicos, que es el resultado de la variante descarga y/o dilución de los mismos.

De los procedimientos biológicos que han sido usados extensivamente en los últimos años, para valorar los desechos industriales, están las llamadas Pruebas de Toxicidad, que se clasifican en crónicas (a largo plazo y que determinan el daño fisiológico sobre los organismos de prueba) y en agudas (a corto plazo y que miden la concentración letal de alguna sustancia potencialmente tóxica, sobre un grupo de organismos determinado). Estos estudios constituyen una herramienta en la determinación de los efectos de materiales tóxicos y/o potencialmente tóxicos (Gutiérrez, 1984).

De estas pruebas, las de tipo agudo son consideradas por Buikema, et al., (1982), como pruebas de toxicidad ecológicamente significativas, defendibles científicamente y legalmente, modestas en la capacidad predictiva, simples y de bajo costo. En tanto, Anthony y Breimhurst (1981) indican que si se pretende establecer las limitaciones para contaminantes prioritarios de una planta de tratamiento conjunto, las concentraciones más aceptables en el efluente de la misma, podrían ser definidas con pruebas de toxicidad aguda.

Aunado a lo anterior, la escasez de estudios toxicológicos realizados en la planta de tratamiento de la Empresa para el Control de la Contaminación del Agua de la Ciudad Industrial del Valle de Cuernavaca (E.C.C.A.C.I.V.), Mor., y los valores registrados en el año de 1987, de parámetros como el volumen anual de descarga, la Demanda Química de Oxígeno (D.Q.O.), el contenido de Sólidos Totales y de Grasas y Aceites de las industrias que conducen sus desechos a la planta de tratamiento, fué conveniente realizar un estudio de tipo biológico con pruebas de toxicidad aguda, en las que se utilizó a Daphnia magna Straus, sobre algunos de los efluentes industriales que han reportado valores considerablemente altos de los parámetros citados (Tabla 1), y cuyas características pueden variar de tal manera, que el afluente combinado que llega a la planta repercutirá en el funcionamiento del sistema, razón por la cual se fijaron los objetivos que se enlistan a continuación:

Objetivos:

- 1) Evaluar la toxicidad relativa de cinco afluentes industriales de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V. Mor., para lo cual se emplea a Daphnia magna Straus como organismo de prueba, y se evalúa su sensibilidad relativa a los afluentes de prueba para su jerarquización tóxica.
- 2) Determinar la eficiencia relativa del tratamiento empleado en la planta desde un punto de vista toxicológico.
- 3) Con base en los resultados plantear las posibles mejoras al sistema de tratamiento.

TABLA 1 Características de las descargas de cinco industrias de CIUAC, Mor. de 1975 - 1976 y de 1987 (Athie, 1978; E.C.C.A.C.I.U., Com. Pers., 1988).

1975 - 1976 U S U A R I O	CAUDAL (m3 ANUAL)	D. Q. O.	S. S. T.	G. y A.
CHRISTIANSO, S.A. DE C.V.	37,118.0	12,525.0	995.0	514.0
ESQUIN, S.A.	357,933.6	10,270.66	53,498.0	23,360.0
LABORATORIOS JULIAN DE MEXICO, S.A.	45,229.0	434,533.0	7,471.3	6,254.0
ORSABE, S.A.	160,834.0	466,450.0	11,396.0	6,843.0
QUIMICA MEDAMA, S.A.	1,931,854.4	2,284,114.9	167,785.4	62,566.7
1987:	CAUDAL (m3 ANUAL)	D. Q. O.	S. S. T.	G. y A.
CHRISTIANSO, S.A. DE C.V.	50,423.0	950,955.0	6,615.0	12,641.0
ESQUIN, S.A.	89,199.0	1,824,230.0	9,168.0	34,952.0
LABORATORIOS JULIAN DE MEXICO, S.A.	114,939.0	2,842,626.0	7,818.0	14,416.0
ORSABE, S.A.	27,403.0	360,007.0	4,534.0	6,123.0
QUIMICA MEDAMA, S.A.	2,913,881.0	4,238,651.0	406,183.0	116,547.0

D. Q. O. = demanda química de oxígeno (Kg/año)

S. S. T. = sólidos suspendidos totales (Kg/año)

G. y A. = grasas y aceites (Kg/año)

1. ANTECEDENTES

1.1 Problemática Industrial

Una de las consecuencias graves en el desarrollo industrial, no acorde con la protección del medio, ha sido el aumento en la extracción y consumo del agua. Los sectores urbano e industrial utilizan a nivel nacional, un volumen de 5,578.9 millones de metros cúbicos anuales, del cual el 62.5% lo utiliza la población y el 37.5% la industria, lo que acarrea volúmenes considerables de agua residual de calidad deplorable (4,242.5 millones de metros cúbicos anuales, con un 61.66% perteneciente a los desechos domésticos y el 38.34% al sector industrial) que rara vez es tratada para su reuso y que se descarga a los diferentes sistemas acuáticos, lo que ha ocasionado que más de 200 cuencas hidráulicas del país estén reportadas como afectadas, dentro de las cuales las más deterioradas son las siguientes (Athie, 1987):

<u>CUENCA</u>	<u>ESTADO(S)</u>	<u>CUENCA</u>	<u>ESTADO(S)</u>
Rio Pánuco	Tamps.	R. La Antigua	Ver.
	S.L.P.	R. Sonora	Son.
	Méx.	R. Guayalejo	Tamps.
	D.F.	R. Yaqui	Son.
	Hgo.	R. Salado	Coah.
Lerma-Santiago	Ver.	R. Conchos	Chih.
	Ags.	R. Armeria	Jal.
	Zac.		Col.
	Jal.	R. Coahuayana	Jal.
	Gto.		Col.
	Mich.	R. Tijuana	B.C.N.
	Gro.	R. Bravo	Tamps.
San Juan	Méx.		Chih.
	N.L.		Coah.
Balsas	Coah.	R. Blanco	Ver.
	Tlax.	R. Culiacán	B.C.N.
	Pue.		Sin.
	Mor.	R. Colorado	Son.
	Gro.	R. Fuerte	Sin.
	Mich.	R. Nazas	Dgo.
Jamapa	Oax.		Coah.
	Ver.		

De las acciones tomadas en México dentro del marco jurídico para vigilar la calidad del agua, cabe señalar la "Ley Federal para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental" promulgada el 23 de marzo de 1971; publicación de un nuevo "Código Sanitario" el 13 de marzo de 1973; expedición de la "Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente" en 1988, que rige actualmente. Para la efectividad y vigencia de estos ordenamientos, se expiden los reglamentos: "Para Prevenir y Controlar la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y otras materias" (29 de marzo de 1973) y el "Reglamento de la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en materia de Impacto Ambiental" (7 de junio de 1988), entre otros. Estos reglamentos se suman a los ya existentes, tales como: el "Reglamento para los Establecimientos Industriales o Comerciales molestos, insalubres o peligrosos" (6 de noviembre de 1940); "Reglamento Federal para Obras de Provisión de Agua Potable" (2 de julio de 1953) (Ramírez y Cortinas, op. cit.).

Aunado a lo anterior, la S.A.R.H. inicio en 1974 un programa de monitoreo de la calidad del agua en los principales cuerpos hidráulicos del país, con el fin de conocer sus principales características, para poder clasificarlos de acuerdo a lo establecido en el reglamento del 29 de marzo de 1973 que regla, y definir así las condiciones particulares de descarga de los responsables de éstas.

Como resultado del programa, para 1982 operaban ya 239 estaciones de monitoreo de la calidad del agua, que cubren 123 rs, 10 lagunas litorales, 8 zonas costeras y 5 lagos. Este monitoreo tiene como finalidad, determinar la calidad del agua en los principales cuerpos de agua del país, proveer un marco de referencia ambiental, mediante el cual se puedan identificar futuros cambios y evaluar en esta forma, el manejo de desechos y ubicar los lugares que requieren estudios especiales y/o aumentar el control sobre las descargas de desecho, para mantener la calidad del agua para el mayor número de usos posibles.

Por otra parte, el trabajo que se ha realizado a través de los sistemas de tratamiento de aguas residuales de tipo individual, para disminuir la carga de contaminantes que acarrearán las aguas del sector industrial, resulta

inadecuado en gran parte, por la diversidad y cantidad de sustancias orgánicas e inorgánicas que pueden ser tóxicas al sistema (Aguirre, 1982). De aquí parte la necesidad de proponer soluciones específicas para el control de la contaminación del agua, mediante el desarrollo y establecimiento de proyectos que se ajusten a los aspectos técnicos y que consideren aquellas implicaciones políticas, económicas y financieras que tiendan a la solución real de los problemas. Estos proyectos requieren de inversiones muy considerables como para que puedan llevarse a cabo por empresas individuales (Pérez y Lemus, 1984).

Sin embargo, se ha planteado el establecimiento de sistemas de tratamiento conjunto de aguas residuales, como la forma más adecuada de controlar los problemas de contaminación, provocados por los desechos urbano e industrial (S.R.H., 1972b), por lo que se promovió la creación del Plan Nacional de Distritos de Control de la Contaminación del Agua, por medio de la Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. Este plan constituye una oportunidad para que la iniciativa privada participe en forma rentable en el control de la calidad de los recursos hidráulicos del país, siempre y cuando exista un conocimiento adecuado, tanto de las potencialidades, como de las limitaciones de este tipo de sistemas, en cada caso particular.

Los distritos de control, son sistemas para el tratamiento conjunto de aguas municipales e industriales, cuyo objetivo es disminuir costos y facilitar el manejo del agua desde el punto de vista técnico y administrativo. Cada distrito se integra de las siguientes partes: 1) Usuarios y responsables de aguas residuales de toda clase; 2) Sistema de colección y conducción de aguas residuales a la planta; 3) Planta para el tratamiento conjunto de las aguas residuales, y 4) Organismo encargado de la operación y administración de las obras de recolección, conducción, tratamiento y disposición de las aguas residuales del distrito en forma autosuficiente (Athie, 1987; Pérez, 1984).

Esta política de construcción de Distritos de Control, ha recibido apoyo del gobierno federal, debido a que presenta una serie de ventajas sobre el tratamiento individual, ya que:

- facilita el manejo; el costo de una planta en conjunto es menor que el de varias plantas individuales
- la descarga recibe un mayor grado de tratamiento con el mismo costo que en una planta individual
- existen ciertos procesos que tienen lugar en los residuos combinados que pueden mejorar el tratamiento
- el distrito permite asegurar un nivel de tratamiento uniforme para todos los usuarios, con lo cual se logra un control más eficaz de la calidad de los efluentes.

Estas ventajas aseguran la protección de los cuerpos de agua receptores, lo que permite el uso de los recursos hidráulicos de una zona, para el beneficio de la región en su conjunto (Athie, 1978).

1.2 Origen del Distrito de Control en CIVAC, Mor.

Al considerar las ventajas que implica el tratamiento en conjunto, el Programa Nacional de Ecología (1984-1988), planeó la construcción de 22 Distritos de Control de la Contaminación del Agua en los complejos urbano-industrial más importantes del país:

- | | |
|----------------------------|----------------------|
| 1.- Tijuana | 12.- San Luis Potosí |
| 2.- Mexicali | 13.- Medio Lerma |
| 3.- Ensenada | 14.- León |
| 4.- Hermosillo | 15.- Tlaxcala |
| 5.- Ciudad Juárez | 16.- Veracruz |
| 6.- Guaymas-Empalme | 17.- Coatzacoalcos |
| 7.- Comarca Lagunera | 18.- Villahermosa |
| 8.- Estuario del R. Pánuco | 19.- Río Blanco |
| 9.- Saltillo | 20.- Acapulco |
| 10.- Monterrey | 21.- Puebla |
| 11.- Ocotlán-Tequila | 22.- Aguascalientes |

Estos distritos en conjunto, podrían reducir la carga de la demanda bioquímica de oxígeno (D.B.O.5 días) de las respectivas descargas, hasta en un 73.7%. A nivel nacional, esto representa el 11.7%, según SEDUE (1984). Sin embargo, la aplicación del programa se ha retrasado por limitaciones financieras (Athie, 1987). En consecuencia, son sólo dos los distritos de control de la contaminación del agua que funcionan en la república: uno en Alto Lerma, Méx., y otro en la zona industrial de CIVAC, Mor.. Esta última es la primera planta de tratamiento biológico de aguas residuales creada en todo el país.

La construcción de dicha planta fue necesaria, debido a los problemas de contaminación de las aguas de la zona, originados por las aguas residuales provenientes principalmente de la zona de CIVAC, de sus lugares aledaños y de las poblaciones de Tlalhuapan y Tejalpa del municipio Jiutepec, Mor., que son descargadas directamente, en las barrancas Fuente Blanco y Gachupina. Estas barrancas tienen un flujo de agua intermitente, que se elimina en su totalidad en la época de estiaje, lo cual provoca que las descargas de la zona, fluyan sin dilución alguna; estas aguas se usan para irrigar plantíos de maíz, algodón, caña de azúcar, frijol, tomate, arroz y plantas de ornato.

Se ha observado una disminución en la producción debido a los problemas que los desechos ocasionan en el suelo, donde alcanzan niveles que perjudican las condiciones sanitarias de las comunidades (Athie, 1978.; Gallina, 1978).

Un ejemplo de tales problemas, es la contaminación del manantial de San Gaspar, a causa de los desechos sólidos industriales que se depositaban en un pozo de absorción comunicado geológicamente con el manantial y del cual se abastecen cinco poblados de la zona (S.R.H., 1976b).

Estos problemas fueron constatados por el estudio realizado en 1975 por la empresa Diseños Hidráulicos y Tecnología Ambiental, S. A. (D.H.T.A., S.A.), en el que se estudiaron las características de las industrias y de las comunidades de la zona, antes que se creara el distrito y aún durante las primeras fases de trabajo de este último. En el estudio preliminar, se encontró que era urgente crear un sistema integral para re-colectar las aguas residuales de CIVAC. Tal urgencia radicaba en las condiciones insalubres de la zona, las quejas de los campesinos, debido a que la contaminación del agua reducía la producción agrícola y propagaba plagas en sus campos y también debido a la falta de organización entre las principales industrias.

Bajo estas circunstancias, la empresa propuso un esquema dirigido al manejo apropiado de la calidad del agua en la zona, desarrollado de acuerdo a características físicas y socioeconómicas del área, el tipo de efluentes producidos, el reuso más adecuado del agua tratada y la calidad del agua requerida para esto.

El esquema incluyó un nuevo sistema de colectores para CIVAC, dos grandes colectores bifurcados y una planta de tratamiento conjunto, los cuales fueron establecidos sobre las siguientes bases:

- a) Es más fácil la colección y tratamiento del agua de desecho si esta se separa del agua de lluvia
- b) El establecimiento de un tratamiento conjunto es considerado el mejor en una zona con las características como las de CIVAC
- c) El reuso de agua tratada para propósitos de irrigación, es posible si el efluente de la planta se conduce por gravedad al tomar ventaja de la topografía de la zona
- d) El agua de irrigación, debería tener ciertas características de calidad, que pueden ser cubiertas por medio de un tratamiento biológico, el cual es sugerido en el diseño.

Con estas bases, se pudo convencer a los responsables de las descargas de aguas residuales, de la importancia de controlar la contaminación del agua en la zona y la conveniencia de hacerlo mediante un sistema de recolecta y tratamiento conjunto.

La respuesta a tal demanda no se hizo esperar; se creó la Empresa para el Control de la Contaminación del Agua en la Zona de CIVAC (E.C.C.A.C.I.V.), por decreto del gobierno estatal el 29 de enero de 1975, integrada por representantes del mismo gobierno del estado, la Secretaría de Recursos Hidráulicos e industrias y municipios usuarios (Athie, 1978).

Para la creación de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V. se propuso una área de 30,000 m² cerca de la cabecera municipal de Jiutepec, junto a la Barranca Puente Blanco y frente al Cerro La Calera (Fig. 1).

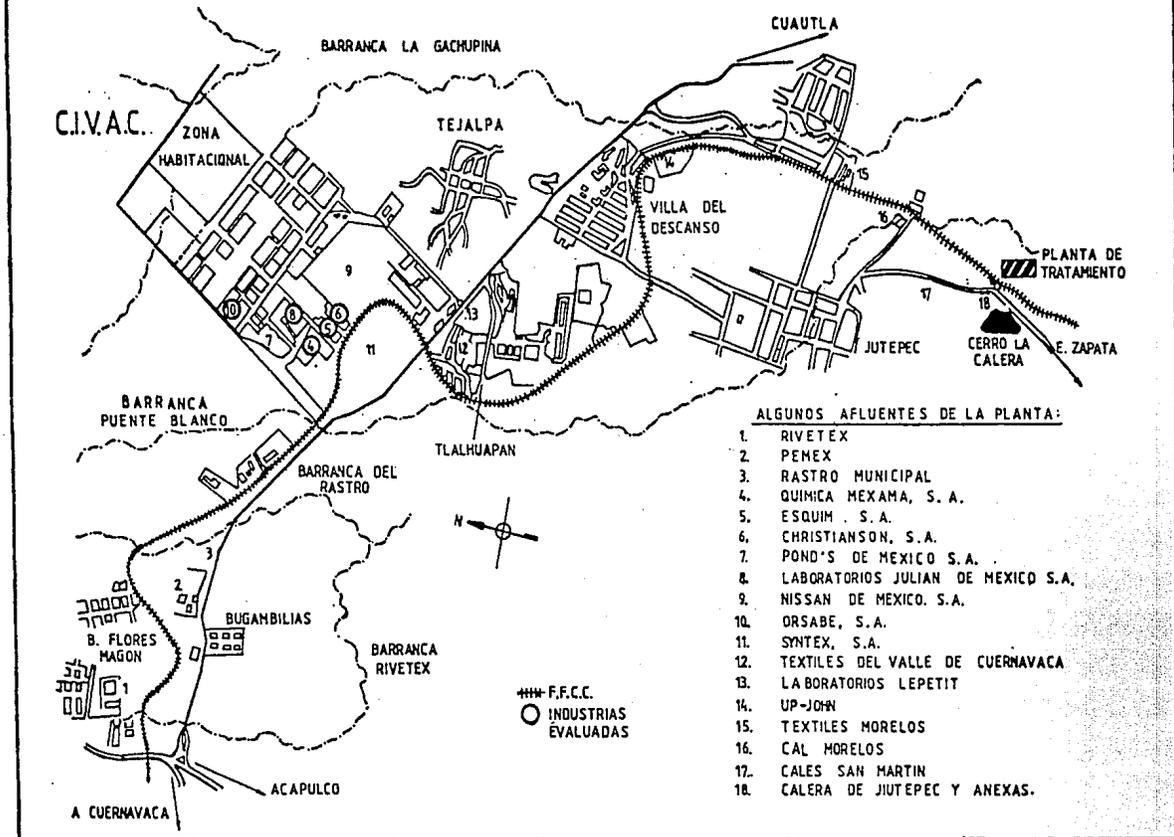
El sistema de tratamiento adoptado en la planta es de tipo biológico (lodos activados tipo convencional) por las siguientes razones (Gallina, op. cit.; García, 1986):

- a) las aguas residuales de las industrias establecidas hasta 1978 eran biodegradables
- b) se esperaba que el desarrollo industrial futuro en la zona, fuera de tipo semejante al de ese tiempo, de acuerdo a la aceptación de CIVAC
- c) un tratamiento de tipo biológico, resulta más económico que uno de tipo fisicoquímico
- d) el sistema de lodos activados opera a presiones hidráulicas bajas y,
- e) se tienen pocos problemas con olores (Athie, op. cit.).

1.2.1 Características del Diseño de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., Mor.

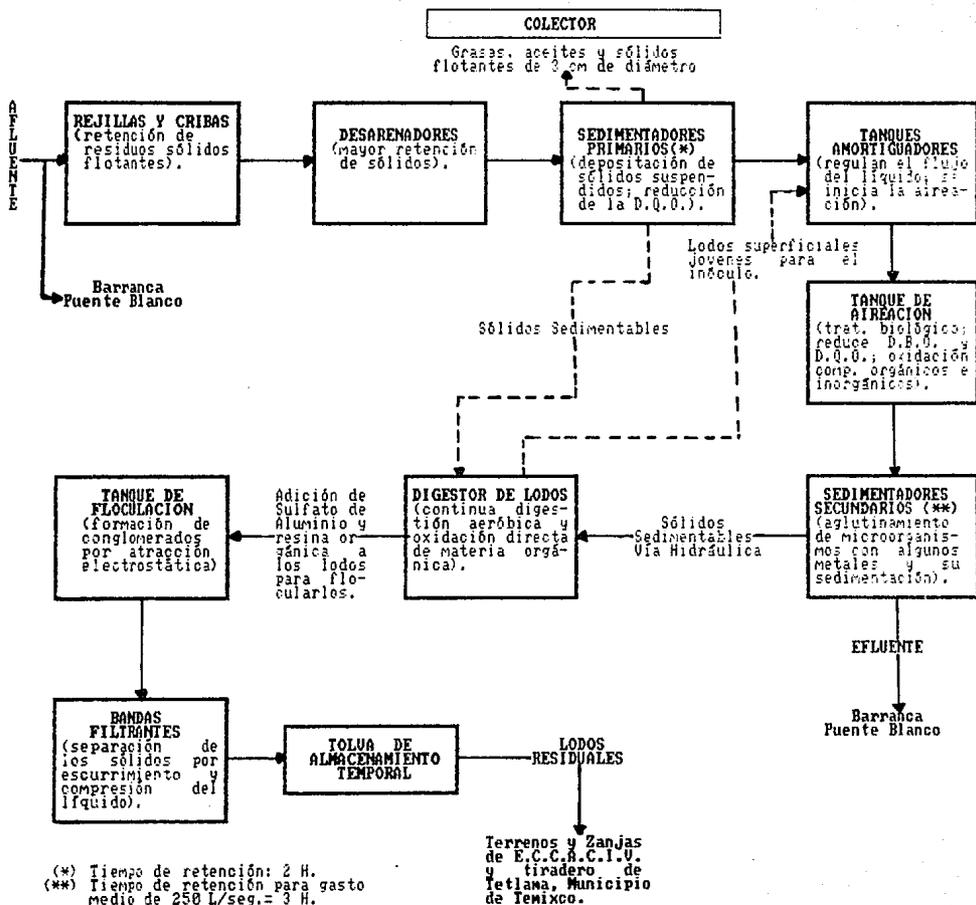
El diseño de la planta está constituido por dos sistemas:
a) Sistema de Recolección integrado por dos interceptoras de aguas residuales de 3.2 y de 6.5 Km de longitud respectivamente, que se unen a un colector general de 2.2 Km, cuyas compuertas controlan la entrada del líquido hacia la planta de tratamiento, o bien, modifican su curso desviándolo sin tratamiento hacia la Barranca Puente Blanco.

Fig.1 Localización de la zona de CIVAC y de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., Mor. [Athie, 1978].



b) Sistema de Tratamiento (Proceso). El tratamiento inicia con el paso de las descargas (Fig. 2) a través de rejillas (cribado) con abertura libre de aproximadamente 3 cm² para retener los sólidos flotantes. Después, el agua pasa por dos desarenadores que funcionan alternadamente, donde se retiene la mayor proporción de residuos sólidos suspendidos arrastrados por el caudal, este último llega a los sedimentadores primarios, donde los sólidos se depositan en el fondo de los tanques. Es en esta primer etapa donde se reduce una mayor proporción de la D.O.O.. Las vigas transversales movilizan los sólidos sedimentados hacia el tanque digestor de lodos y conducen hacia un colector las grasas, aceites y otros sólidos flotantes con diámetro menor de 3 cm; estas grasas y aceites son retirados del flujo hidráulico con ayuda de canaletas y tanques trampa. Después de pasar por los sedimentadores primarios, el agua es conducida hacia dos tanques amortiguadores, sitio en el que se inicia la aireación del agua y se inoculan los lodos biológicos activados, provenientes de la parte superior del tanque digestor de lodos. Los tanques amortiguadores, también regulan el flujo del líquido hacia el tanque de aireación con un gasto de 215 L/seg. ± 20 L/seg.. El tratamiento biológico de las aguas, ocurre esencialmente en el tanque de aireación, donde se reduce la D.B.O. y se realiza en menor proporción, la oxidación directa de compuestos orgánicos e inorgánicos, así como la reducción de la D.O.O.. La aireación es de tipo mecánico. El tratamiento finaliza al pasar las aguas a través de sedimentadores secundarios donde los microorganismos se aglutinan, se separan del flujo y se sedimentan. Posteriormente, el agua pasa al digestor de lodos, que es un tanque provisto de agitadores o aireadores mecánicos, donde continúa la digestión aeróbica y la oxidación directa de materia orgánica e inorgánica. Los agitadores del digestor se detienen dos veces al día para permitir la sedimentación de los lodos. Así se retiran 230 m³ de lodos/día, con un contenido de sólidos del 2%. El lodo residual pasa en flujo continuo por una tubería y para flocularlo se le adiciona sulfato de aluminio y una resina orgánica; después pasa al estanque de floculación, donde por atracción electrostática se forman conglomerados, capaces de ser retenidos por filtración. Los lodos floculados pasan por bandas continuas filtrantes, donde por escurrimiento y compresión el líquido se separa de los sólidos, los cuales aún húmedos pasan a una banda transportadora y de ahí a la tolva de almacenamiento temporal.

FIG. 2.- Esquema de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.U., Mor. (Gallina, 1978; García, 1986; Muñoz, 1986).



(*) Tiempo de retención: 2 H.
 (***) Tiempo de retención para gasto medio de 250 L/seg. = 3 H.

Las aguas tratadas se descargan a la Barranca Puente Blanco, y los lodos residuales se depositan en zanjas y otros terrenos dentro de la planta de tratamiento, inclusive se depositan en el tiradero a cielo abierto de Tetlama, Municipio de Temixco. Así, los lodos experimentan evaporación y desecación por acción del sol, lo que ocasiona que los lixiviados producidos drenen directamente al suelo y a los mantos acuíferos, con lo que se genera un grave problema (García, op. cit.; Muñiz, 1986).

Por el diseño de la planta, se consideró la aceptación de un caudal o gasto mínimo a tratar de 141 L/seg., un gasto medio de 249 L/seg. y un gasto máximo de 570 L/seg., del cual el 75% corresponde a las aguas de desecho de origen industrial y el 25% a las de origen doméstico. La S.A.R.H. autorizó en febrero de 1976, la descarga de las aguas residuales de la planta y fijó las características de calidad del efluente (Tabla 2), las cuales no se han cumplido satisfactoriamente a la fecha (García, op. cit.).

El incumplimiento de las características de calidad en el efluente de la planta, se adjudica a que varias de las industrias descargan sus efluentes con propiedades que podrían obstruir o dañar el sistema de tratamiento, tal es el caso de un contenido de grasas y aceites superior a los 100 mg/L, lo cual ocasiona pérdida de la capacidad hidráulica en las cloacas, el bloqueo de los tamicos y la disminución de la sedimentación primaria; el contenido de ciertos solventes puede crear riesgos de toxicidad, además pueden existir problemas de tipo corrosivo, provocados por desechos con un pH menor de 5.5 o mayor a 9.0. También se presentan problemas por el contenido de metales como el ión cobre, que resulta tóxico para las bacterias del sistema de tratamiento.

Entre las industrias que descargan desechos que representan riesgos para el funcionamiento de la planta están: Esquim, S.A.; Laboratorios Julian de México, S. A.; Cementos Moctezuma; Rivetex; Orsabe, S. A.; Química Mexama, S.A.; Laboratorios UP JOHN; Grupo Colfocin y Laboratorios Lepetit (Athie, 1978). Lo reportado por este autor coincide con el informe de la Empresa de Diseños Hidráulicos y Tecnología Ambiental, S. A. (1975) en lo referente a algunos efluentes industriales con características de riesgo similar, entre las que están: AHS de México, S. A. de C. V.; Mex. Control, S. A. de C. V.;

TABLA 2.- Características de calidad establecidas por la S.A.R.H. en 1976 para la descarga del efluente de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., Mor. (García, 1986).

PARA METRO	PROMEDIO MENSUAL (4 MUESTRAS DIARIAS)	MUESTRA INDIVIDUAL	
D.B.O.5	40 mg/L	48 mg/L	
pH	-	6.8 a 9.8	
Temperatura	-	30 °C	
Grasas y Aceites (G. y A.)	10 mg/L	15 mg/L	
Sólidos Suspendidos Totales (S.S.T.)	40 mg/L	48 mg/L	
Coliformes Totales	1,000 NMP/100 ml	2,400 NMP/100 ml	
Además, en cualquier muestra compuesta diaria no deben excederse los siguientes valores:			
PARA METRO	CONCENTRACION (mg/L)	PARA METRO	CONCENTRACION (mg/L)
As	1.00	Hg	0.01
Ba	6.00	Pb	0.10
Bo	1.50	Se	0.85
Cd	0.01	Cn	0.02
Cu	0.10	Fenoles	1.00
Cr (+6)	0.10	Detergentes	6.00

Orsabe, S. A.; Dominicus, S. A.; Laboratorios Julian de México, S. A.; Química Mexama, S. A.; Esquim, S. A.; Christianson, S. A. de C. V.; Syntex, S. A.; y Veco, S. A. entre otras. En consecuencia, la empresa determinó que varios efluentes industriales, no deberían aceptarse en el sistema de tratamiento sin un pretratamiento.

Recientemente, García (1986), realizó un diagnóstico del funcionamiento de la planta, donde señaló que en la mayoría de los parámetros su incumplimiento se debe a aspectos tales como:

- la proporción de aguas industriales-domésticas es diferente a la del diseño original
- existen problemas de aireación por variaciones importantes en el caudal, que evitan la formación de lodos o bien, provocan su desintegración
- el gran contenido de sustancias y metales con propiedades tóxicas para el sistema biológico.

Estos problemas, ocasionan la disminución de la sedimentabilidad de los lodos y por consiguiente, no se cumple con las especificaciones que requiere un efluente de este tipo. Además, los problemas en el funcionamiento también se reflejan en los lodos residuales que se depositan al aire libre, debido a que no pueden ser utilizados como fertilizantes, por el contenido de cantidades significativas de metales pesados y de otros materiales tóxicos, que son absorbidos por los mismos lodos durante el proceso (Anthony y Breimhurst, 1981; Mufiz, op. cit.).

1.3 Pruebas de Toxicidad

Las pruebas de toxicidad se clasifican en pruebas de toxicidad crónica y en pruebas de toxicidad aguda. Las primeras, son empleadas para evaluar los posibles efectos adversos sobre la fisiología de los organismos, bajo condiciones controladas, durante un tiempo de exposición largo, en concentraciones subletales del o los compuestos de prueba, que en determinado momento, pueden ser letales; por otra parte, las pruebas de toxicidad aguda son empleadas para evaluar la toxicidad letal relativa de uno o varios compuestos o el nivel de un agente (pH, temperatura, etc.) para organismos acuáticos seleccionados, en un periodo corto de exposición para varias concentraciones del químico de prueba, bajo condiciones controladas.

Comunmente, el efecto considerado como criterio en las pruebas de toxicidad aguda, es la mortalidad en los peces, la inmovilidad y pérdida del equilibrio en los invertebrados y el desarrollo en las algas. Los datos de una prueba de toxicidad aguda pueden expresarse como la concentración letal media (CL50), en la que el 50% de un grupo de organismos de prueba muere, o queda inmóvil como en el caso de los invertebrados, durante un tiempo de exposición tal como 48 horas o menos, tiempo considerado como de exposición estandar que usualmente cubre el periodo de acción letal aguda (Rand y Petrocelli, op. cit.).

Experimentalmente, el 50% de respuesta es la medida más reproducible del efecto tóxico de un material de prueba, y encontrar una CL50 para una población, es un criterio formal para predecir el daño o deterioro relativo a la misma y al cuerpo de agua receptor (Gutiérrez, 1984; Rand y Petrocelli, op. cit.).

Los organismos en pruebas de toxicidad aguda, pueden ser expuestos a los materiales de prueba con diferentes tipos de diseño experimental (Gutiérrez y Cubillas, 1983), como son:

- a) Pruebas Estáticas: donde los organismos son expuestos a un mismo medio preparado al inicio de la prueba y que se mantiene durante la duración de la misma.
- b) Pruebas Estáticas con renovación: donde la solución de prueba es cambiada por lo menos cada 24 horas.
- c) Pruebas de Flujo Continuo: en estas la solución de prueba es renovada continuamente.

Las pruebas de toxicidad (Bioensayos), son un medio práctico (Macek, et al., 1978; Rand y Petrocelli, 1985) para:

- Evaluar la toxicidad relativa de los materiales de prueba
- Derivar estimaciones del límite superior de concentraciones que producen efectos tóxicos sobre algún porcentaje de un grupo de organismos
- Determinar la sensibilidad relativa de organismos acuáticos a los materiales de prueba
- Evaluar los efectos de la calidad del agua (O.D., pH, salinidad, dureza, partículas suspendidas y otras) sobre la toxicidad de los materiales, así como el efecto de estos sobre la calidad del agua
- Desarrollar un conocimiento de la relación concentración-respuesta, y el significado del tiempo de exposición al material de prueba
- Y en cierto momento, delinear los límites permisibles de descarga hacia los cuerpos de agua.

El cumplimiento de cualquiera de estos objetivos, estará siempre en función de la respuesta de los organismos hacia los materiales de prueba (Gutiérrez, op. cit.). Por tal motivo, la selección de organismos experimentales, debe considerar varios criterios como los propuestos por la U.S.E.P.A. de 1979, en Buikema, et al. (1982) y Rand y Petrocelli (1985), tales como:

- a) que sean relativamente sensibles a los tóxicos
- b) que sean representativos de un grupo en términos de nivel trófico de importancia local
- c) que su disponibilidad de uso sea amplia y sean capaces de adaptarse a condiciones de laboratorio (cultivables)
- d) que existan datos suficientes acerca de su fisiología, taxonomía, genética y comportamiento
- e) que no sean propensos a enfermedades y que se obtengan fácilmente de una misma fuente
- f) que la identificación de los criterios de efecto, sean fáciles de determinar, tal como la inmovilidad
- g) también se debe considerar la distribución geográfica de la especie, su abundancia y presencia en todas las épocas del año, entre otras.

No obstante, sólo contados organismos cumplen con todos los criterios, ya que algunos cumplen con unos pero no con otros, razón por la cuál, no hay especies de prueba definidas como estándares que puedan usarse en todos los tipos de prueba. A pesar de esto, criterios como la sensibilidad, fácil manejo en laboratorio y contar con suficientes datos sobre fisiología, la taxonomía, la genética y el comportamiento, son tan importantes que en ocasiones algunos organismos acuáticos son considerados como estándar para el desarrollo de pruebas de toxicidad.

Estos organismos incluyen a la pulga de agua (Daphnia spp.); al pez de agallas azules Lepomis macrochirus; al pez Pimephales promelas; a la trucha arcoiris (Salmo gairdneri); al camarón misidoceo (Mysidopsis spp.) y al pez Cyprinodon variegatus, entre otros (Rand y Petrocelli, op. cit.). Inclusive, se han empleado algas y plantas superiores en las pruebas de toxicidad (López, 1975).

Particularmente, en México se cita el uso de estos métodos de análisis en investigaciones como la realizada por Brizuela (1971); López (1975); Magaña (1981); Gutiérrez (1983) y Lerdo de Tejada (1989).

A pesar de que estos procedimientos se han desarrollado con más frecuencia con peces, como organismos experimentales, su utilización no siempre resulta lo mejor, ya que se ha mencionado que los dáfidos y formas relacionadas, son muchas veces más sensibles que los primeros en pruebas de toxicidad (Anderson, et al., 1948; Biesinger y Christensen, 1972). En ambos casos se han desarrollado técnicas estándares que cumplen con los objetivos iniciales de la metodología de las pruebas de toxicidad, como es la determinación de los efectos letales en periodos cortos de exposición, que tienden a la obtención de las concentraciones seguras o límites permisibles de descarga hacia los cuerpos de agua receptores (Alabaster y Lloyd, 1980).

El empleo de este grupo de crustáceos permite detectar y/o medir, como se ha realizado con peces, los efectos de una o más sustancias potencialmente tóxicas, individuales o en combinación, con lo que se determina el nivel o cantidad máxima que pueden soportar los cuerpos de agua receptores en un tiempo determinado.

Autores como Anderson, et al. (1948) y Biesinger y Christensen, op. cit. mencionan que la sensibilidad a las sustancias tóxicas, Daphnia magna fué más representativa en general que otros organismos planctónicos. Refuerza esta opinión el estudio realizado por Leeuwangh (1978) en cuanto a que estos organismos, permiten una fácil observación y proporcionan evidencias significativas de los efectos agudos de agentes tóxicos, en terminos de CL50. Incluso, se menciona que los dáfidos presentan ventajas específicas para el desarrollo de pruebas de toxicidad debido a su fácil cultivo en el laboratorio, por lo que se pueden realizar y reproducir pruebas de toxicidad más facilmente (ten Berge, 1978; Leeuwangh, op. cit.). Otra de las ventajas que menciona el autor, es la obtención de individuos genéticamente idénticos, debido a su reproducción asexual (partenogénesis) en condiciones ambientales favorables.

Canton, et al. (1978) y Leeuwangh (1978) comentan que este grupo de cladóceros, ha sido más sensitivo para detectar efectos deletéreos en químicos sobre organismos acuáticos; específicamente con muchos xenobióticos, Daphnia magna fué más sensible que otras especies de invertebrados y de peces. Esto último concuerda con los resultados citados por Adema (1978), quien menciona que esta especie es muy útil por su fácil cultivo y mayor sensibilidad, en comparación con especies del mismo género como D. pulex y D. cuculata.

Leeuwangh (op. cit.) sugiere que para monitorear efluentes, las pruebas biológicas presentan ventajas sobre las pruebas químicas y señala, que las pruebas de toxicidad aguda con dáfidos, son factibles para monitorear estas descargas con la finalidad de evaluar la calidad del efluente.

2. AREA DE ESTUDIO

La contaminación de las aguas en el estado de Morelos, ocasionada principalmente por los desechos industriales y los de origen urbano, ha adquirido dimensiones considerables en los últimos años. Uno de los problemas principales en los desechos, es la Demanda Bioquímica de Oxígeno, que anualmente es de 44.8 millones de Kg, con una descarga de aguas residuales de 2,498 L/seg., lo que corresponde al 82.67% de origen industrial y el 17.33% a las de origen urbano. En el sector industrial los principales aportadores son la industria azucarera con el 64.64%, la fabricación de alimentos con 17.21%, la industria textil con el 2.01%, la elaboración de bebidas el 1.15% y la industria química con el 1.12%. Los principales contribuyentes de dicha contaminación son el municipio de Zacatepec, con 48.26%, el de Yauhtepec con 20.09%, el de Cuautla con 14.01% y el municipio de Cuernavaca con el 10.92% (López, 1984).

En este último, el problema es causado principalmente por los desechos generados por la ciudad industrial, establecida en esta zona desde 1972. Además, el problema es acrecentado, debido al contenido de sustancias con propiedades tóxicas, que son desalojadas junto con los efluentes de la misma.

La Ciudad Industrial del Valle de Cuernavaca (CIVAC), es un fraccionamiento industrial auspiciado por el gobierno federal, el gobierno estatal y la iniciativa privada; se localiza al oriente de la Cd. de Cuernavaca, Mor., a una altitud de 1,500 m.s.n.m. y tiene una temperatura promedio de 23 oC (Fig. 1).

La zona en la que se encuentra, tiene una precipitación anual de 1,146.6 mm, donde predomina un clima semicálido (A(C)w1(w) (S.A.R.H., 1988).

CIVAC fué creada en 1972 por el gobierno a través de la Subsecretaría de Mejoramiento del Ambiente. Cuando se programó su construcción, contaba ya con 20 industrias establecidas, que aumentaron a 31 en 1975; para 1978, la primera etapa estaba terminada con una área de 400 hectáreas. El 50% corresponde a las industrias y el resto a las zonas habitacional y comercial; la segunda etapa, para 1980, cubría otras 400 hectáreas, fecha en la que contaba con 63 industrias; finalmente, la tercera etapa, planteada a largo plazo, cubriría 1,500 hectáreas con 150 industrias y una población dependiente de ella de 50,000 habitantes (S.A.R.H., 1976).

Actualmente, la Ciudad Industrial esta integrada por industrias de muy diversas ramas, tales como: la textil, la química, la farmacéutica, la automotriz, la de plástico, la de maquinaria y herramientas metálicas, etc., también cuenta con áreas habitacionales y de servicios.

Los desechos de la Ciudad Industrial, así como los de las zonas aledañas, se vierten en los drenajes naturales más cercanos, específicamente en la Barranca Puente Blanco y en la Barranca La Gachupina, mientras que la descarga de los alrededores como el fraccionamiento Villa del Descanso, Pedregal las Fuentes, las Palmas, Colonia Flores Magón y los poblados de Jiutepec, de Tejalpa y de Tlalhuapan, descargan en la Barranca Rivetex, Rastro Municipal y Puente Blanco; sin embargo, a partir del funcionamiento de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V. parte de los desechos de la zona industrial (49,748,010 L. en 1987) son conducidos a la planta, la cual descarga su efluente en la Barranca Puente Blanco. En ambos casos, las aguas que llegan a las barrancas son aprovechadas corriente abajo para el riego agrícola, posteriormente desembocan en el río Apatlaco a la altura del municipio de Xochitepec, que es afluente del río Amacuzac (Athie, 1978).

3. MATERIALES Y METODOS

3.1 Desechos Industriales

3.1.1 Muestreo

El muestreo se realizó conforme a lo establecido por Peltier y Weber (1985). debido a que los efluentes industriales seleccionados tienen una descarga continua y la planta de tratamiento presenta un tiempo de retención del afluente menor a 14 días; además, la variabilidad de los desechos es desconocida, razones por las que se optó por realizar la toma de residuos líquidos, tanto en las industrias como en la planta, con el objetivo de obtener muestras compuestas.

El empleo de muestras compuestas se eligió por las razones anteriores y porque permiten realizar sólo una prueba de toxicidad, que abarque la descarga de un periodo de 24 horas, donde se incluyen todos los picos de toxicidad, motivo por el que se consideran de mayor utilidad que una muestra individual (S.A.R.H., 1982).

Se tomaron 4 muestras simples a intervalos de 6 horas (2.15 L.); después de un periodo de 24 horas de muestreo se contó con una muestra compuesta de 10 litros, en la que se evaluó cada desecho. Conjuntamente, se tomaron muestras de 750 ml para análisis físicoquímicos, de modo que al final se tuvieron muestras compuestas de aproximadamente 3 litros.

En los desechos así obtenidos, en el momento del muestreo se determinaron los siguientes parámetros:

- a) pH con potenciómetro (CORNING 610A)
- b) temperatura ambiente y del desecho con termómetro de mercurio
- c) conductividad con conductímetro (CONDUCTRONIC)
- d) oxígeno disuelto con oxímetro (YSI modelo 5B).

De la muestra compuesta se tomaron alícuotas adecuadas para determinar los parámetros a y d.

La lectura de los parámetros mencionados es necesaria, tanto para el desecho, como para el agua de dilución a emplear en las pruebas de toxicidad, debido a que influyen en gran medida en el grado de toxicidad del desecho (S.A.R.H., 1981).

3.1.2 Análisis Fisicoquímicos

Además de los análisis realizados en el momento del muestreo, se determinaron los siguientes parámetros en el laboratorio de Análisis Fisicoquímicos del Centro de Investigación y Entrenamiento para el Control de la Calidad del Agua (C.I.E.C.C.A.), un día después de terminar el muestreo:

<u>PARAMETRO</u>	<u>TECNICA</u>
D.B.O. (5 días)	Método Iodométrico o de Winkler
D.Q.O.	Método de Reflujo con Dicromato de Potasio
Fenoles	Método Colorimétrico de la 4-amino antipirina directo
Nitrógeno Amoniacal Total	Método Kjeldahl
pH	Potenciómetro

Para determinar el porcentaje y la concentración (mg/L) de nitrógeno amoniacal no ionizado (NH_3), parte más tóxica del nitrógeno amoniacal total, se aplicó la fórmula propuesta por Alabaster y Lloyd, op. cit. (ver Anexo 2).

3.2 Organismo de Prueba

Daphnia magna Straus, (ver anexo 1) se seleccionó como organismo de prueba, debido a que reúne algunas de las características requeridas en pruebas de toxicidad, señaladas anteriormente.

Se utilizaron neonatos de 1 a 24 horas de nacidos, debido a que son más sensibles que los organismos adultos en las 48 horas de prueba y porque no se reproducen durante la misma.

3.2.1. Cultivo y Aclimatación

El cultivo de los dafnidos se inició con 20 hembras obtenidas de la Presa Requena, Hgo. en 1987, mediante una red de arrastre con una abertura de malla de 54 μm . Las características del agua de la Presa se presentan en la tabla 3.

Es importante resaltar que dadas las características de la presa en esa fecha (Díaz y Gutiérrez, 1988), principalmente por la concentración de nitrógeno amoniacal, que fue de 0.35 mg/L (de lo que 0.038 mg/L corresponde a la parte no ionizada, valor que sobrepasa el citado por Alabaster y Lloyd, op. cit. para la protección de la vida acuática), probablemente los organismos colectados desarrollaron la capacidad de soportar dicha concentración, cualidad que pudo ser heredada a sus descendientes, si consideramos el modo de reproducción asexual de los mismos. En consecuencia, la "sensibilidad relativa" de estos organismos pudo ser alterada y reflejarse al emplearlos en las pruebas de toxicidad. Con respecto al resto de los parámetros (temperatura, O. D. y pH) están dentro del ámbito de tolerancia de la especie; sin embargo, según datos de 1986, la presa se encontraba en condiciones desfavorables para los dafnidos, debido a que generalmente tenía ausencia de O. D.. Por lo anterior, es posible que la pulga de agua haya crecido en estas condiciones gracias a su contenido de hemoglobina y/o al desarrollo de huevos epifiales, que son la etapa de resistencia del género. Estos pudieron mantenerse hasta que las condiciones del medio cambiaran y se elevara el contenido de O.D., lo que determinaría que rompieran la diapausa para el surgimiento de los juveniles. De esta manera garantizan su presencia en el cuerpo de agua (Heisey y Porter, 1977; Vázquez, et al. 1986).

Un comportamiento similar se encontró en la Presa José Antonio Alzate, donde Daphnia pulex conserva su estancia en condiciones ambientales desfavorables gracias al desarrollo de efipios (Vázquez, et al., 1986).

Cabe mencionar que algunos de los organismos encontrados en la presa tenían efipios; sin embargo, se utilizó su descendencia sin ellos.

El periodo de aclimatación tuvo 6 meses de duración en condiciones de laboratorio a 24 °C, aproximadamente. Se alimentaron básicamente de Ankistrodesmus falcatus (Chlorophyta) en solución, o bien de una solución preparada con levadura, alfalfa y harina de pescado; se administró uno u otro cada tercer día, en una cantidad de 1.5 ml por cada 100 ml de medio (Winner, et al., 1977) (ver Anexo 3).

El agua en que se cultivaron provino del grifo del laboratorio del C.I.E.C.C.A., previa y constantemente aireada y desclorada, para mantener una concentración de oxígeno disuelto por encima de su nivel de saturación.

El agua se cambio parcialmente cada cuatro o cinco días. La aireación previa y el cambio semanal del medio evitó problemas causados por un exceso de alimento o acumulación de desechos.

Durante el periodo de aclimatación, se emplearon vasos de precipitados de 1 y 2 L, así como acuarios de vidrio con capacidad para 10 L, cubiertos con cartulina negra para evitar que los organismos nadaran hacia la película superficial y quedaran atrapados, lo que podría producirles la muerte (Goulden y Henry, 1987).

Se tomaron 500 organismos (crias), aproximadamente de la misma edad y se colocaron en 100 vasos de precipitados de 100 ml de capacidad, cinco en cada uno de los vasos, 3 semanas antes de las pruebas de toxicidad y se alimentaron según el procedimiento mencionado.

Las crias de cada nidada se separaron hasta obtener, aproximadamente a la quinta de estas, el número de crias necesario para las pruebas. De los organismos cultivados aisladamente, un lote de cerca de 50 hembras grávidas se transportaron en bolsas de plástico, con suficiente alimento, al laboratorio de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., Mor., cuatro días antes de iniciar las pruebas, con la finalidad de observar el efecto de la temperatura del lugar sobre la especie. Finalmente, se transportó al resto de los organismos el día del muestreo, de la misma manera que los anteriores.

Tabla 3.- Características Fisicoquímicas de la Presa Requena, Hgo. en 1987 (Díaz y Gutiérrez, 1987).

PARAMETRO	PROMEDIO	D.SDT (+-)
Temperatura del Agua (°C)	20.90	2.37
O. D. Superficial (mg/L)	4.14	2.73
O. D. Profundidad (mg/L)	2.32	1.40
pH	7.32	0.30
D.B.O. (mg/L)	2.49	1.62
D.Q.O. (mg/L)	27.13	18.97
Dureza Total (mg/L como CaCO ₃)	103.13	22.09
Alcalinidad Total (mg/L como CaCO ₃)	110.55	29.19
Conductividad (micro-mhos/cm)	274.53	49.66
Nitrógeno Amoniacal	0.35	0.35

Tabla 4.- Características Fisicoquímicas del Agua de Dilución.

PARAMETRO	CONCENTRACION
O. D. (mg/L)	6.7
pH	7.55
Alcalinidad Total (mg/L como CaCO ₃)	34.0
Dureza Total (mg/L como CaCO ₃)	54.4
Conductividad (micro-mhos/cm)	190.0
Temperatura (°C)	25.0

3.3. Agua de Aclimatación

El agua de dilución empleada en la preparación de las concentraciones de prueba, provino de la misma fuente de la utilizada en el periodo de aclimatación (Tabla 4), debido a que los organismos sobrevivieron durante este último, sin presentar signos de daño adicional.

Para su transporte y almacenamiento, se emplearon dos bidones de polietileno con capacidad de 60 litros.

El agua se mantuvo aireada con mangueras de acuario y difusores de piedra, desde cinco días antes de las pruebas de toxicidad, con el propósito de eliminar el cloro y mantener la concentración de oxígeno disuelto en niveles aceptables para los organismos de prueba.

3.4. Pruebas de Toxicidad

Se desarrollaron sólo pruebas de toxicidad formales para todas las muestras, tanto de las descargas industriales como de las muestras de la planta de tratamiento.

Las muestras compuestas se airearon en los bidones, aproximadamente durante una hora antes de la preparación de las diluciones. Sin embargo, las muestras del afluente y del efluente de la planta de tratamiento se airearon por 12 horas, debido a que presentaron valores extremadamente bajos de oxígeno disuelto. La aireación se realizó con el propósito de elevar el contenido de este último, al nivel requerido (40% de saturación, mínimo).

Posteriormente, se prepararon las concentraciones de prueba a emplear para la obtención de la Concentración Letal Media, en un periodo de 24 y 48 horas de exposición (CL50 - 24 y 48 horas), de acuerdo a lo propuesto por Peltier y Weber (1985).

Volumen de desecho para preparar las concentraciones de
ocho pruebas (en vasos de 100 ml)

<u>CONCENTRACION</u> (%)	<u>VOL. AGUA DE</u> <u>DILUCION</u> (ml)	<u>VOL. DESECHO</u> (ml)
100	0	100
50	50	50
25	75	25
12.5	87.5	12.5
6.3	93.7	6.3
1.5 *	98.5	1.5
0.4 *	99.6	0.4
0.1 *	99.9	0.1
Testigo	100	0

Volumen de desecho para preparar las concentraciones de
dos pruebas (en vasos de 80 ml)

<u>CONCENTRACION</u> (%)	<u>VOL. AGUA DE DILUCION</u> (ml)	<u>VOL. DESECHO</u> (ml)
100	0	80
50	40	40
25	60	20
12.5	70	10
6.25	75	5
1.5 *	78.8	1.2
0.375 *	79.7	0.3
0.1 *	79.9	0.1
Testigo	80	0

En todas las pruebas, cada concentración y grupo testigo se prepararon por duplicado. Las concentraciones señaladas con * se adicionaron para tener un intervalo más amplio en el que pudiera estar la CL50.

Para aquellas muestras cuyo valor de pH estuviera fuera del ámbito establecido para este tipo de estudios (6.0 a 9.0, se les adicionó 1.27 ml de NaOH 1N y 2.0 ml de KH_2PO_4 1M por litro, con el propósito de ajustar este parámetro (Marking y Dauson, 1973, en Peltier y Weber, *op. cit.*). Posteriormente, se desarrollaron pruebas con las muestras de pH ajustado y con las de pH sin ajuste, como lo recomiendan los mismos autores.

El número de organismos utilizados por concentración, fué de 20 (10 de la concentración original y 10 de su réplica), lo que sumó un total de 180 organismos por prueba (por muestra). Los dáfidos se colocaron con pipetas Pasteur, para evitar un manejo brusco que lesionara a los organismos, uno por uno en cada vaso de precipitados, previamente arreglados al azar (se emplearon 144 vasos de 150 ml y 36 vasos de 100 ml).

Las pruebas de toxicidad se iniciaron pocas horas después de haber reunido las muestras compuestas, debido a que al sobrepasar las 36 horas, entre el muestreo y el inicio de las pruebas, los desechos deben descartarse, ya que después de este tiempo, las características del desecho original varían considerablemente (por ejemplo: disminución de toxicidad por evaporación, impregnación de tóxicos en las paredes de los recipientes, etc.).

La duración de las pruebas (tiempo de exposición), fué de 48 horas al considerar que generalmente la mortalidad se presenta durante las primeras 24 y 48 horas, y que los organismos resisten sólo 48 horas sin ser alimentados.

Como criterio para determinar la CL50, se utilizó la mortalidad, indicada por la falta de movimiento. La lectura se realizó a las 24 y 48 horas del tiempo de exposición y se eliminaron a los organismos muertos en el primer tiempo.

Todo el material de cristalería y de polietileno empleado para el cultivo, el transporte y el desarrollo de las pruebas se lavó previamente con extrán-agua de la llave-ácido clorhídrico al 20% (para remover metales y bases)-agua de la llave-acetona pura (para eliminar compuestos orgánicos)-agua destilada.

3.4.1. Análisis Físicoquímicos

Se determinaron en los medios de prueba (original y réplica) los siguientes parámetros: oxígeno disuelto (O.D.), pH, alcalinidad total como CaCO₃, conductividad y dureza total como CaCO₃.

El O.D. se leyó a las 0 horas únicamente en la concentración de 100% del desecho y en el testigo, para el resto de las concentraciones se estimó al utilizar la siguiente fórmula (Henry, Com. pers., 1988):

$$A = (O.D.E.) (B/100) + (O.D.T.) (C/100)$$

donde:

A = O.D. para la concentración deseada

O.D.E. = O.D. en el 100% de efluente

B = concentración en % de volumen de desecho

O.D.T. = O.D. en el testigo

C = concentración en % de volumen de agua de dilución

La lectura de este parámetro a las 24 horas se realizó en todas aquellas concentraciones en que hubo 100% de mortalidad, en las concentraciones restantes se tomó a las 48 horas, excepto en el testigo que se leyó en los dos tiempos. Para cada una de las concentraciones se determinó el porcentaje del nivel de saturación de oxígeno según Wetzel y Likens (1979).

La lectura del pH se tomó a las 24 horas, únicamente sobre las concentraciones en que se presentó 100% de mortalidad y para las concentraciones restantes se realizó a las 48 horas.

Para la Alcalinidad Total como CaCO_3 se tomó una lectura a las 24 horas sobre las concentraciones de 100%, 6.3% ó 6.25% y en el testigo, para esto se utilizó el método de Titulación Potenciométrica (A.P.H.A., 1981).

La determinación de la Dureza Total como CaCO_3 , se realizó en la primera lectura sobre las mismas concentraciones que para la alcalinidad y en el testigo, con la técnica de Titulación con E.D.T.A. (A.P.H.A., *op. cit.*).

La conductividad se leyó a las 24 horas en las concentraciones que presentaron 100% de mortalidad y el resto se leyó a las 48 horas.

En todos los parámetros, el valor de la concentración original y de su réplica se promedió, debido a que las diferencias no fueron significativas ($p < 0.05$).

3.4.2. Análisis de Resultados

Para determinar la CL50 - 24 h y la CL50 - 48 h y sus intervalos de confianza, se empleó el método del Promedio Angular-Móvil-3 (ver Anexo 4).

Para determinar el nivel de confianza entre los valores de la CL50 - 24 h y CL50 - 48 h de cada prueba, se compararon los resultados mediante la prueba propuesta por Sprague y Fogels (1977; en Peltier y Weber, 1985; ver Anexo 5).

4. RESULTADOS Y DISCUSION

Los parámetros fisicoquímicos obtenidos 24 horas después del muestreo para cada uno de los desechos (muestras compuestas), están contenidos en la Tabla 5.

Por otra parte, las horas de muestreo, las características de las muestras individuales, de la muestra compuesta, así como los parámetros fisicoquímicos durante las pruebas de toxicidad y las concentraciones letales medias (CL50) para un periodo de exposición de 24 y 48 horas, con sus respectivos límites para un 95% de confianza, se resumen en las Tablas 7 a 16.

Los porcentajes de mortalidad y su relación con el O. D. para cada muestra se muestran en las Figuras 7 a 16.

Cabe mencionar, que todas las muestras compuestas se airearon una hora antes del inicio de la prueba, para que tuvieran un 40% de saturación de oxígeno disuelto, como lo requiere la metodología; por lo tanto, es de considerarse los procesos a los que se sometieron los desechos con esta acción, tales como: volatilización de algunas sustancias tóxicas, así como oxidación de sustancias del tipo de los fenoles, variación en el pH y en consecuencia, su efecto sobre otras características del mismo desecho.

4.1. Análisis Fisicoquímicos de las Muestras Compuestas

a) Demanda Bioquímica de Oxígeno (D.B.O.5 [a cinco días]) y Demanda Química de Oxígeno (D.Q.O.),

Los cinco efluentes industriales reflejan problemas en el contenido de materia orgánica, como puede apreciarse en sus valores de D.B.O.5 y de D.Q.O.; ambos sobrepasan los 6.0 mg/L para la protección de la vida acuática (Arrignon, 1979) (Tabla 6). Se tuvieron valores en la D.B.O.5 de 626 mg/L en Laboratorios Julian de México, S. A. y de 4,967 mg/L en Esquim, S. A.; en tanto que los valores de la D.Q.O. fueron de 2,080 mg/L en Química Mexama, S. A. y de 17,472 mg/L en Esquim, S. A.. Como se puede observar, el efluente de esta última industria es el de mayor concentración de materia orgánica (Fig. 3).

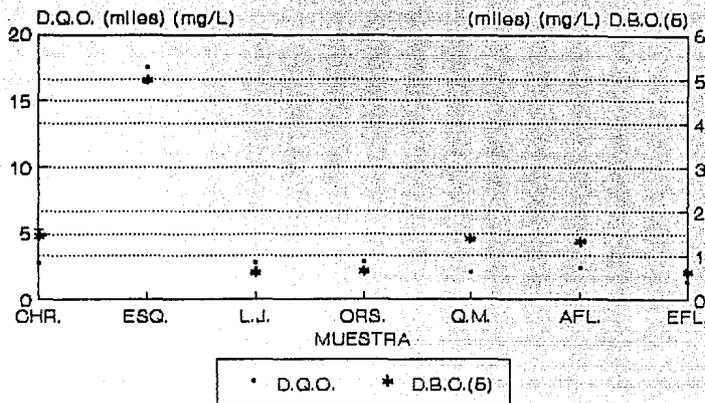
TABLA 5.- Análisis Físicoquímicos de los Desechos (muestras compuestas) de las cinco Industrias y de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.C.I.U., Mor. (Afluente y Efluente).

M U E S T R A	D.B.O. (5 días) (mg/L)	D.Q.O. (mg/L)	FENOLES (mg/L)	NH3 Total (mg/L)	NH3 no ionizado (mg/L)	pH
Christianson, S. A. de C. U.	1,589	2,704	7.959	2.74	1.141	8.9
Esquim, S. A.	4,967	17,472	182.04	81.2	2.077	5.6
Laboratorios Julian de México, S. A.	626	2,716	0.045	131.6	104.766	10.6
Orsabe, S. A.	636	2,912	0.009	22.62	2.176	7.0
Química Mexama, S. A.	1,391	2,080	0.022	13.77	0.016	2.5
Afluente (E.C.C.A.C.I.U.)	1,291	2,392	4.65	40.83	3.911	6.3
Efluente (E.C.C.A.C.I.U.)	616	1,300	0.019	17.78	2.437	7.4
Porcentaje de Remoción con respecto al Afluente:	52%	45.65%	99.59%	63.59%	37.69%	

TABLA 6.- Valores permisibles de cuatro parámetros físicoquímicos para varios usos.

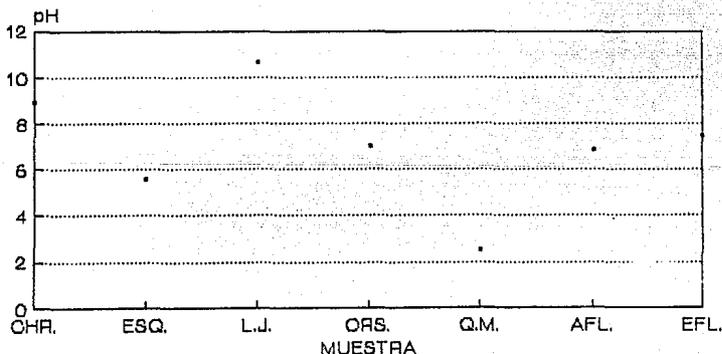
P A R A M E T R O	V A L O R P E R M I S I B L E S E G U N U S O (S)
D. Q. O.	6.0 mg/L Para la Protección de la vida acuática (Arrignon, 1979)
FENOLES	0.001 mg/L Para la Protección de la vida acuática (McNelly, et al. 1973) 0.1 mg/L Para la Protección de la vida acuática de Agua Dulce (Criterios Ecológicos de Calidad del Agua de 1989) 0.2 mg/L Para peces y organismos acuáticos (Wilber, 1971) 50.0 mg/L Para irrigación (Wilber, op. cit.) 1.0 mg/L Reglamento para la Prevención y Control de la contaminación de Aguas para uso recreativo, conservación de flora y fauna y usos industriales de 1986.
NH3	0.025 mg/L Para la Protección de la vida acuática (Alabaster y Lloyd, 1980) 0.06 mg/L Para la Protección de la vida acuática de Agua Dulce (Criterios Ecológicos de Calidad del Agua de 1989)
pH	6.5 - 9.0 Para la Protección de la vida acuática (McNelly, et al. 1973) 6.8 - 9.0 Reglamento para la Prevención y Control de la contaminación de Aguas para uso recreativo, conservación de flora y fauna y usos industriales de 1986. 4.5 - 9.0 Para el uso de riego (Criterios Ecológicos de Calidad del Agua de 1989)

Fig. 3 D.B.O.(5) y D.Q.O. de las Muestras Compuestas Analizadas.



(al 100%)

Fig. 4 pH en las Muestras Compuestas Analizadas (al 100%)



CHR. = Christianson, S. A. de C. V.
 ESD. = Esquim, S. A.
 L.J. = Laboratorios Julian de México, S. A.
 ORS. = Orsabe, S. A.
 Q.M. = Quimica Mexama, S. A.
 AFL. = Afluente
 EFL. = Efluente

En el afluente de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., estos dos parámetros sobrepasaron el valor mencionado, lo que explica el bajo contenido de O.D. en la muestra compuesta, que fué de 1.0 mg/L; esto propició a que la misma se aireara por 12 horas, hasta alcanzar una concentración de 7.1 mg/L para el inicio de la prueba de toxicidad.

El efluente de la planta presentó también valores superiores a los 6.0 mg/L; además, su D.B.O.5 (616 mg/L) es superior a la concentración establecida para su descarga (Tabla 2). Sin embargo, el efluente presentó una remoción del 52% en la D.B.O.5 y de 45% en la D.O.D., con respecto a los valores del afluente, que a pesar de ser considerable no elimina el problema de estas demandas.

b) pH

El pH registrado en las muestras compuestas (100%) de los efluentes industriales (Tabla 5), fluctuó entre un pH de 2.5 en Química Mexama, S. A. una acidez media de 5.6 en Esquim, S. A., hasta una alcalinidad media de pH = 8.9 en Christianson, S. A. de C. V. y una fuerte alcalinidad (pH = 10.6) en Laboratorios Julian de México. Orsabe, S. A. tuvo un valor neutro en este parámetro. Los dos primeros y el cuarto efluentes, no están en el intervalo citado por McNelly, et al. (1979) para la protección de la vida acuática y están fuera del rango que tolera el organismo de prueba que es de 6.5 a 8.9. Tampoco cumplen con el valor recomendado en el Reglamento para la Prevención y Control de Aguas para el uso Recreativo, Conservación de flora y fauna y usos Industriales (Tabla 6).

El pH del desecho de Christianson, S. A. de C. V. cae dentro de los valores mencionados pero está en el extremo alcalino que tolera la especie (Fig. 4).

Los problemas en este parámetro en los efluentes de las industrias, parece ser consecuencia del tipo de materia prima que utilizan en su proceso de producción (anexo 6).

El pH en el afluente de la planta de tratamiento, fué de poca acidez, según Arrignon, op. cit. (pH = 6.8), lo que refleja un posible amortiguamiento de las características de efluentes como el de Química Mexama, S. A. y el de Laboratorios Julian de México, S. A. al ser combinados.

En el efluente de la planta, este parámetro quedó cerca de la neutralidad (pH = 7.4) y dentro de los niveles mencionados, así como de los valores que marcan los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para el uso de Riego, que es de 4.5 a 9.0 de 1987 (Tabla 6).

c) Fenoles

La concentración de esta sustancia en todas las muestras compuestas de los efluentes industriales, sobrepasó el valor de 0.001 mg/L recomendado por McNelly, et al. (1979) para la Protección de la Vida Acuática. Sin embargo, tres de estos están por debajo del valor máximo permisible de 1.0 mg/L según el Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas para el Uso Recreativo, Conservación de Flora y Fauna y para Usos Industriales de 1984. También son inferiores al 0.1 mg/L que establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para la Protección de la Vida Acuática de Agua Dulce de 1989, tal es el caso del efluente de Química Mexama, S. A. con 0.022 mg/L, de Laboratorios Julian de México, S. A. con 0.045 mg/L y de Orsabe, S. A. con 0.089 mg/L.

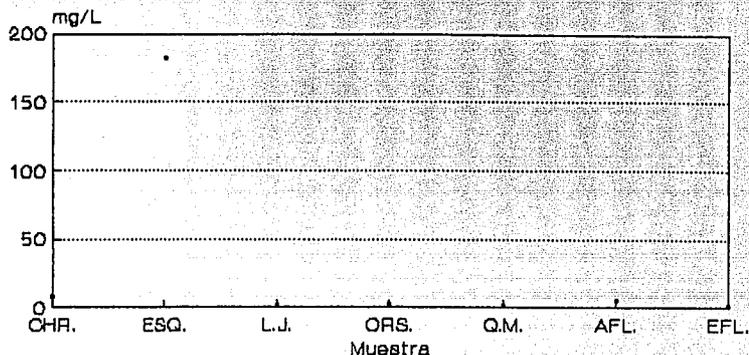
El más alto contenido de fenoles lo tuvieron las muestras de Christianson, S. A. de C.V. con 7.959 mg/L y de Esquim, S. A. con 182.04 mg/L. En 1975, D. H. y T. A., S. A., reportaron que este parámetro es uno de los principales a controlar en el desecho de esta segunda industria (Fig. 5).

Los 4.65 mg/L de fenoles, registrados en el afluente de la planta de tratamiento, sobrepasan también los intervalos recomendados antes citados, este valor es consecuencia de los aportes de los efluentes de Esquim, S. A. y de Christianson, principalmente (D.H.T.A., S.A., 1975; Athie, 1978).

El contenido de esta sustancia en el efluente (0.019 mg/L) representa una remoción del 99.59% con respecto al afluente. Sin embargo, sobrepasa el valor recomendado por McNelly, op. cit. (Tabla 6), pero no rebasa el límite establecido por la S.A.R.H. en 1976 para la descarga del efluente que es de 1.0 mg/L (Tabla 2), además es inferior a los 50 mg/L que propone Wilber (1971) para propósitos de irrigación.

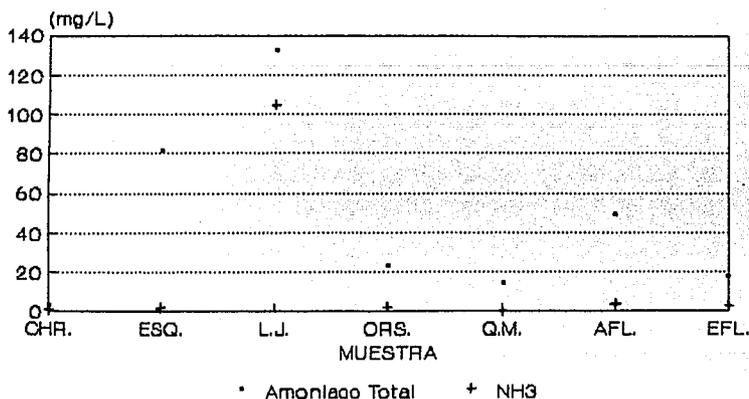
Este compuesto, además de ser tóxico en bajas concentraciones, reduce el contenido de O.D. al ser oxidado, lo que se traduce en un aumento de su toxicidad, efecto que es mayor si se considera que la mezcla con sustancias como el amoníaco, los iones de Zinc y de cobre, reflejan un efecto tóxico aditivo (Alabaster y Lloyd, 1980).

Fig. 5 Concentración de Fenoles en las Muestras Compuestas Evaluadas



(muestras al 100%)

Fig. 6 Amoniaco Total (ionizado y no ionizado) y NH₃ en las Muestras.



(Muestras Compuestas al 100%)

Sólo este parámetro y el del pH, dentro de los que se consideran para determinar las características de descarga del efluente (Tabla 2), se cumplen con un tratamiento de lodos activados tipo convencional; sin embargo, se tienen graves problemas en el contenido de O. D. a consecuencia de las demandas de oxígeno, tanto bioquímica como química, así como por el amoníaco no ionizado como se discute a continuación.

d) Amoníaco no ionizado (NH₃)

De los cinco efluentes industriales, son cuatro los que sobrepasan el valor recomendado por Alabaster y Lloyd, op. cit. para la Protección de la Vida Acuática, que es de 0.025 mg/L, también son superiores al valor propuesto por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua que es de 0.06 mg/L para la Protección de la Vida Acuática de Agua Dulce. El efluente de Laboratorios Julian de México presentó la concentración más alta (104.766 mg/L); sólo el efluente de Química Mexama, S. A. con 0.016 mg/L estuvo por debajo de los valores citados (Fig. 6).

Según reportes de Diseños Hidráulicos y Tecnología Ambiental, S. A. (D.H.T.A., S.A.) (1975) y de Athie (1978), el contenido de esta sustancia es uno de los principales parámetros a controlar en Esquim, S. A. y en Christianson, S. A. de C. V.

En el caso del afluente combinado que recibe la planta, se presentan también problemas en el contenido de NH₃ no ionizado, cuya concentración es de 3.911 mg/L, que sobrepasa los valores antes mencionados. Esta concentración es consecuencia, principalmente de aportaciones como las de los efluentes de Laboratorios Julian de México, S. A.; de Orsabe, S.A. y de Esquim, S.A. El efluente de la planta de tuvo un valor de 2.437 mg/L, superior a los valores recomendados; sin embargo, presentó una remoción del 37.69% con respecto al afluente.

Es conveniente señalar, que el contenido de esta sustancia aumenta si hay incremento en el pH y/o disminución del contenido de O. D., lo que produce un aumento de la toxicidad (Rand y Petrocelli, 1985).

4.1.1 Muestras Individuales

Las características fisicoquímicas de las muestras individuales que conformaron cada una de las muestras compuestas de todos los desechos, se describen a continuación:

a) Química Mexama, S. A. Al momento de su toma, las muestras individuales presentaron valores extremos en el pH (de 1.0 a 10 unidades), en la conductividad de 260 a 17,000 μ mhos/cm; temperaturas extremadamente altas, que en promedio fueron de 40 °C; existen problemas también con el olor (Tabla 7).

b) Esquim, S. A. Las características del efluente en las cuatro muestras, indican valores de pH extremos, que van de 2.0 a 8.0 unidades, lo que produjo una acidez media en la muestra compuesta. La temperatura, así como la concentración de O. D. están en valores aceptables, con 24°C en promedio y 5.9 mg/L, respectivamente. El olor de las muestras es muy fuerte (Tabla 9).

c) Christianson, S. A. de C. V. Las muestras individuales presentan fluctuación en el contenido de O. D., con valores menores al mínimo que se establece para el agua en usos recreativos, conservación de flora y fauna y usos industriales, que es de 4.0 mg/L (Tabla 10). Lo mismo ocurre con el pH que va de 6.0 a 8.1 unidades, lo que dio una alcalinidad media en la muestra compuesta. La temperatura de las descargas es alta y va de 37 a 53 °C.

d) Laboratorios Julian de México, S. A. Las muestras individuales reflejaron problemas en el pH, cuyos valores van de 6.0 a 11 unidades, lo que produjo un pH = 10.5 en la muestra compuesta que es típico de fuerte alcalinidad. El nivel de oxígeno disuelto fluctúa alrededor de los 6.0 mg/L, en tanto, la temperatura es menor a los 35°C citada como máximo tolerable para el Reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación del Agua de 1986. La conductividad alcanzó su valor más alto en la muestra individual 3 y fue de 8,000 μ mhos/cm (Tabla 11). Todas las muestras presentaron fuerte olor y hubo coloración en tres de ellas.

TABLA 7.- Características de la Prueba de Toxicidad de Química Mexama, S. A. sin ajuste de pH.

Fecha de Muestreo: 29 de agosto de 1988 Agua de Dilución: del grifo del C.I.E.C.C.A.
 Material: Desecho Industrial Especie de Prueba: *Daphnia magna* Straus

Características de las Muestras Individuales	1er. M.	2da. M.	3er. M.	4ta. M.	MUESTRA COMUESTA
Hora de Muestreo	12:30	18:15	23:30	6:15	
Conductividad (micro-mhos/cm)	17,000	13,000	260	1,200	
Oxígeno Disuelto (mg/L)	5.5	5.2	5.3	---	7.7
pH	6.0	1.0	5.0	10.0	2.5
Temperatura del Desecho (°C)	40	41	39	44	

Observaciones: con olor, color amarillo-verdoso en general.

Características Fisicoquímicas durante la Prueba:

Hora Inicial: 6:30 Hrs.

Conc. %	O x í g e n o D i s u e l t o (mg/L)			pH		Alcal. (mg/L)	Dur. (mg/L)	Conduct.	
	0 hrs. % Sat.	24 hrs. % Sat.	48 hrs. % Sat.	24 hrs.	48 hrs.			24 H	48 H
100	7.7 99.5	2.15 27.5		2.4		*	35.2	5500	
50	7.2 93	2.4 31		2.6				2020	
25	6.95 90	2.4 31		3.0				1500	
12.5	6.82 88	3.35 43		3.4				800	
6.3	6.76 87	4.0 51.5		5.0		*	102.	367	
1.5	6.74 86		5.45 70.5		7.25				230
0.4	6.7 86		6.0 77		7.5				210
0.1	6.7 86		5.95 77		7.5				205
Testigo	6.7 86	6.4 83	6.05 77		7.55	34	54.4		190

Nota: Alcalinidad Total y Dureza Total como mg/L de CaCO₃.

* Alcalinidad muy intensa (superior a 350 mg/L) (Arrignon, 1979).

CL50 - 24 y 48 Horas = 3.07%

Límites para un 95% de Confianza: 2.10 - 4.40%

TABLA 8.- Características de la Prueba de Toxicidad de Química Mexama, S. A. con ajuste de pH.

Fecha de Muestreo: 29 de agosto de 1988 Agua de Dilución: del grifo del C.I.E.C.C.A.
 Material: Desecho Industrial Especie de Prueba: *Daphnia magna* Straus

Características Fisicoquímicas durante la Prueba:

Hora Inicial: 6:45 Hrs.

Conc. %	O x í g e n o D i s u e l t o (mg/L)						pH		Alcal.	Dur.	Conduct.	
	0 hrs. % Sat.	24 hrs. % Sat.	48 hrs. % Sat.	24 hrs.	48 hrs.	(mg/L)	mg/L	24 H	48 H			
100	6.0 77	1.1 - 20	0.55 - 20	5.4	6.15	155	35.2		3500			
50	7.1 92	3.75 48	0.65 - 20		6.85				2000			
25	6.9 89	5.07 66	0.85 - 20		7.15				1150			
12.5	6.8 88	5.73 74.5	2.3 29.5		7.3				700			
6.3	6.75 87	6.06 78	4.5 58		7.4	54	99.2		420			
1.5	6.71 86	6.32 82	5.55 72		7.5				250			
0.4	6.7 86	6.37 82	5.6 72.5		7.5				225			
0.1	6.7 86	6.39 82.5	5.85 75.5		7.5				210			
Testigo	6.7 86	6.4 83	5.85 75.5		7.5	34	54.4		215			

Nota: Alcalinidad Total y Dureza Total como mg/L de CaCO₃.

CL50 - 24 Horas = 25%

CL50 - 48 Horas = 13.63%

Sin Límites de Confianza

Límites para un 95% de Confianza: 10.89 - 17.22%

TABLA 9.- Características de la Prueba de Toxicidad de Esquin, S. A..

Fecha de Muestreo: 29 de agosto de 1988. Agua de Dilución: del grifo del C.I.E.C.C.A.

Material: Desecho Industrial

Especie de Prueba: *Daphnia magna* Straus

Características de las Muestras Individuales:	1er. M.	2da. M.	3er. M.	4ta. M.	MUESTRA COMPUETA
Hora de Muestreo:	12:30	18:15	23:30	6:20	
Conductividad (micro-mhos/cm):	16,500	700	700	3,500	
Oxígeno Disuelto (mg/L):	5.0	4.5	5.6	---	5.9
pH	8.0	6.0	8.0	2.0	5.6
Temperatura del Desecho (°C):	31	24	22	21	

Observaciones: con olor, color ocre en general.

Características Fisicoquímicas durante la Prueba:

Hora Inicial: 18:00 Hrs.

Conc. %	O x í g e n o D i s u e l t o (mg/L)						pH		Alcal. (mg/L)	Dur. mg/L	Conduct.	
	0 hrs.	% Sat.	24 hrs.	% Sat.	48 hrs.	% Sat.	24 hrs.	48 hrs.			24 H	48 H
100	5.9	76	6.0	77			5.4		185	164	4750	
50	6.25	80	6.1	79			5.5				2600	
25	6.42	83	6.25	80			6.2				1250	
12.5	6.51	84	6.35	82	1.05	- 20		6.85				950
6.3	6.55	84.5	6.37	82	1.25	- 20		7.1	48	57.6		600
1.5	6.58	85	6.39	82.5	4.5	58		7.6				250
0.4	6.59	85	6.39	82.5	4.2	54		7.45				200
0.1	6.59	85	6.39	82.5	4.85	63		7.3				200
Testigo	6.6	85.5	6.4	83	5.9	76		7.5	34	54.4		195

Nota: Alcalinidad Total y Dureza Total como mg/L de CaCO₃.

CL50 - 24 Horas = 7.78%

CL50 - 48 Horas = 1.98%

Límites para un 95% de Confianza: 6.43 - 9.29%

Límites para un 95% de Confianza: 1.30 - 2.86%

TABLA 10.- Características de la Prueba de Toxicidad de Christianson, S. A. de C.V.

Fecha de Muestreo: 29 de agosto de 1988 Agua de Dilución: del grifo del C.I.E.C.C.A.
 Material: Desecho Industrial Especie de Prueba: *Daphnia magna* Straus

Características de las Muestras Individuales:	1er. M.	2da. M.	3er. M.	4ta. M.	MUESTRA COMPUESTA
Hora de Muestreo:	13:10	18:20	23:45	6:30	
Conductividad (micro-mhos/cm):	380	340	380	300	
Oxígeno Disuelto (mg/L):	3.6	3.5	5.0	---	6.1
pH	8.1	6.0	8.0	7.0	8.9
Temperatura del Desecho (°C)	37	53	53	41	
Observaciones: color amarillento.					

Características Físicoquímicas durante la Prueba:

Hora Inicial: 17:30 Hrs.

Conc. %	O x í g e n o D i s u e l t o (mg/L)						pH		Alcal. (mg/L)	Dur. mg/L	Conduct.	
	0 hrs.	% Sat.	24 hrs.	% Sat.	48 hrs.	% Sat.	24 hrs.	48 hrs.			24 H	48 H
100	6.1	79	0.9	- 20			7.4		89	64	250	
50	6.4	83	0.9	- 20			7.3				220	
25	6.5	84	2.2	28.5			7.2				190	
12.5	6.6	85.5	4.65	60			5.35				215	
6.3	6.6	85.5	4.6	59			7.4		66	64	175	
1.5	6.6	85.5	6.31	81.5	5.35	69		7.3			175	
0.4	6.6	85.5	6.37	82	5.9	76		7.5			200	
0.1	6.6	85.5	6.39	82.5	5.8	75		7.6			200	
Testigo	6.7	86	6.4	83	5.95	77	8.1	7.6	34	54.4	190	

Nota: Alcalinidad Total y Dureza Total como mg/L de CaCO₃.

CL50 - 24 Horas = 2.06%

CL50 - 48 Horas = 0.44%

Límites para un 95% de Confianza: 1.30 - 3.08%

Límites para un 95% de Confianza: 0.29 - 0.62%

TABLA 11.- Características de la Prueba de Toxicidad de Laboratorios Julian de México, S. A. sin ajuste de pH.

Fecha de Muestreo: 29 de agosto de 1988 Agua de Diluición: del grifo del C.I.E.C.C.A.
 Material: Desecho Industrial Especie de Prueba: Daphnia magna Straus

Características de las Muestras Individuales:	1er. M.	2da. M.	3er. M.	4ta. M.	MUESTRA COMPUESTA
Hora de Muestreo:	13:25	18:25	24:00	6:45	
Conductividad (micro-mhos/cm):	470	210	8,000	850	
Oxígeno Disuelto (mg/L):	6.0	5.8	6.0	6.5	7.0
pH	6.0	6.0	11.0	9.0	10.5
Temperatura del Desecho (°C):	28	30	31	32	
Observaciones: fuerte olor; 1er. Muestra transparente; 2da. y 4ta. Muestra color café claro; 3er. Muestra color rojo. (sin ajuste de pH).					

Características Físicoquímicas durante la Prueba:

Hora Inicial: 16:55 Hrs.

Conc. %	O x í g e n o D i s u e l t o (mg/L)						pH		Alcal. (mg/L)	Dur. mg/L	Conduct.	
	0 hrs. % Sat.	24 hrs. % Sat.	48 hrs. % Sat.	24 hrs.	48 hrs.	24 H	48 H					
100	7.0 90	6.3 81.5		9.25		340	160	2750	3200			
50	6.8 88	2.9 37.5		9.0				1500				
25	6.7 87	4.6 59.5		8.75				900				
12.5	6.65 86	1.8 23		7.8				550				
6.3	6.62 85.5	6.1 79		7.4		50	64	350	390			
1.5	6.6 85.5	2.3 29.5	5.4 70	7.2	7.1					250		
0.4	6.6 85.5		5.85 75.5		7.5						--	
0.1	6.6 85.5		5.95 77		7.5						205	
Testigo	6.6 85.5	6.7 86	6.05 77		7.55	34	60.8				205	

Nota: Alcalinidad Total y Dureza Total como mg/L de CaCO₃.

CL50 - 24 Horas = 1.09%

CL50 - 48 Horas = 0.77%

Límites para un 95% de Confianza: 0.77 - 1.59%

Límites para un 95% de Confianza: 0.54 - 1.09%

TABLA 12.- Características de la Prueba de Toxicidad de Laboratorios Julian de México, S. A. con ajuste de pH.

Fecha de Muestreo: 29 de agosto de 1988 Agua de Dilución: del grifo del C.I.E.C.C.A.
 Material: Desecho Industrial Especie de Prueba: Daphnia magna Straus

Características Físicoquímicas durante la Prueba: Hora Inicial: 16:45 Hrs.

Conc. %	O x í g e n o D i s u e l t o (mg/L)						pH		Alcal.	Dur.	Conduct.	
	0 hrs.	% Sat.	24 hrs.	% Sat.	48 hrs.	% Sat.	24 hrs.	48 hrs.	(mg/L)	mg/L	24 H	48 H
100	6.5	84	1.2	- 20			7.1		430	208	4400	4700
50	6.55	84.5	2.75	35			7.2				2300	
25	6.57	85	1.1	- 20			7.1				1300	
12.5	6.58	85	0.95	- 20			7.2				750	
6.3	6.59	85	5.7	74			7.2		55	64	480	450
1.5	6.59	85	3.1	40			7.25				240	
0.4	6.59	85			6.1	79		7.35				220
0.1	6.6	85.5			5.55	72		7.5				200
Testigo	6.6	85.5	6.7	8.7	6.1	79		7.57	34	60.8		205

Nota: Alcalinidad Total y Dureza Total como mg/L de CaCO₃.

Observaciones: al ajustar el pH en la muestra compuesta, el contenido de oxígeno disuelto fué de 6.5 mg/L.

CL50 - 24 y 48 Horas = 0.77%

Límites para un 95% de Confianza: 0.54 - 1.09%

e) Orsabe, S. A. Las muestras individuales presentaron un nivel de O. D. alrededor de 6.0 mg/L (Tabla 13); sin embargo, en la muestra compuesta su valor es menor; sus valores en pH fluctúan desde una acidez ligera (pH = 6.0) a ligeramente alcalino (pH = 8.0) y cerca de la neutralidad en la muestra compuesta. La temperatura más baja fué de 29 °C y la más alta de 36 °C. Todas las muestras presentaron un olor penetrante pero fueron incoloras.

f) Afluente de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.C.I.V. Los niveles de O. D. de las muestras individuales están por encima del valor mínimo, que es de 4.0 mg/L para usos de conservación de flora y fauna, según el Reglamento antes mencionado (Tabla 14). Además, la conductividad de las muestras es alta. El pH de estas muestras es neutro, excepto en la tercera que tuvo un valor de 5.0 unidades, lo que pudo influir para que la muestra compuesta tuviera una acidez media (pH = 5.9). Sus temperaturas son menores al máximo tolerable según el mismo Reglamento.

g) Efluente de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.C.I.V. Las muestras individuales presentaron conductividad elevada de 2,000 a 2,200 μ mhos/cm; su contenido de O. D. fué menor al 20% del nivel de saturación, con valores de 0.4 a 0.8 mg/L. La muestra compuesta tuvo 0.6 mg/L, lo que indica que hay abatimiento de este gas. El pH para las muestras fué desde la neutralidad a la poca alcalinidad (7.0 a 8.0 unidades), con un pH de 7.5 en la muestra compuesta. Sus temperaturas fueron de 29 a 30 °C (Tabla 15).

TABLA 13.- Características de la Prueba de Toxicidad de Orsabe, S. A.

Fecha de Muestreo: 29 de agosto de 1988 **Agua de Dilución:** del grifo del C.I.E.C.C.A.
Material: Desecho Industrial **Especie de Prueba:** *Daphnia magna* Straus

Características de las Muestras Individuales:	1er. M.	2da. M.	3er. M.	4ta. M.	MUESTRA COMPUESTA
Hora de Muestreo:	12:35	18:40	12:20	6:55	
Conductividad (micro-mhos/cm):	300	380	220	280	
Oxígeno Disuelto (mg/L):	5.5	6.6	6.1	---	4.1
pH	8.0	6.8	7.0	6.0	7.2
Temperatura del Desecho (°C)	36	30	30	29	

Observaciones: transparente, con olor fuerte.

Características Físicoquímicas durante la Prueba:

Hora Inicial: 15:45 Hrs.

Conc. %	O x í g e n o D i s u e l t o (mg/L)			pH		Alcal. (mg/L)	Dur. mg/L	Conduct.	
	0 hrs. % Sat.	24 hrs. % Sat.	48 hrs. % Sat.	24 hrs.	48 hrs.			24 H	48 H
100	4.1 52.5	1.55 20		7.5		68	64	265	300
50	5.35 69	2.3 29.5		7.4				230	
25	5.97 76.5	5.3 68.5	4.0 51.5		7.3				230
12.5	6.28 81	5.9 76	4.7 60.5		7.4				215
6.3	6.44 83	6.2 80	4.65 60		7.4	34	57.6		200
1.5	6.56 84.5	6.5 84	5.35 69		7.5				225
0.4	6.59 85	6.5 84	5.7 74		7.55				210
0.1	-- --		--- --		--				-
Testigo	6.6 85.5	6.6 85.5	5.85 75.5		7.5	34	54.4		205

Nota: Alcalinidad Total y Dureza Total como mg/L de CaCO₃.

CL50 - 24 Horas = 24.93%

CL50 - 48 Horas = 21.30%

Límites para un 95% de Confianza: 19.03-30.89%

Límites para un 95% de Confianza: 17.82-25.99%

TABLA 14.- Características de la Prueba de Toxicidad del Afluente de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.C.I.U., Mor.

Fecha de Muestreo: 29 de agosto de 1988 **Agua de Dilución:** del grifo del C.I.E.C.C.A.
Material: Desechos Industriales y Urbanos **Especie de Prueba:** Daphnia magna Straus

Características de las Muestras Individuales:	1er. M.	2da. M.	3er. M.	4ta. M.	MUESTRA COMPUESTA
Hora de Muestreo:	15:30	21:30	2:00	8:15	
Conductividad (micro-mhos/cm):	2,200	1,400	800	1,400	
Oxígeno Disuelto (mg/L):	5.3	5.0	5.6	6.0	1.0
pH	7.0	7.0	5.0	7.0	5.9
Temperatura del Desecho (°C)	34	34	32	34	
Observaciones: debido al bajo contenido de oxígeno disuelto en la muestra compuesta esta se aireó por 12 horas antes del inicio de la prueba hasta dar 7.1 mg/L de O.D..					

Características Fisicoquímicas durante la Prueba:

Hora Inicial: 10:10 Hrs.

Conc. %	O x í g e n o D i s u e l t o (mg/L)			pH		Alcal.	Dur.	Conduct.	
	0 hrs. % Sat.	24 hrs. % Sat.	48 hrs. % Sat.	24 hrs.	48 hrs.	(mg/L)	mg/L	24 H	48 H
100	7.1 92	0.65 - 20		7.6		271	384	1300	
50	6.9 89	0.75 - 20		7.4				800	
25	6.8 88	1.4 - 20	0.8 - 20	7.5	7.4				475
12.5	6.75 87	5.6 72.5	1.4 - 20		7.2				330
6.3	6.72 86	6.03 77	1.85 23.5		7.3	73	73.6		260
1.5	6.7 86	6.31 81.5	4.05 52		7.5				205
0.4	6.7 86	6.37 82	--- ---		7.7				180
0.1	6.7 86	6.39 82.5	--- ---		7.7				180
Testigo	6.7 86	6.4 83	5.75 74		7.75	64	51.2		180

Nota: Alcalinidad Total y Dureza Total como mg/L de CaCO₃.

CL50 - 24 Horas = 24.24%

CL50 - 48 Horas = 16.67%

Límites para un 95% de Confianza: 20.09-29.22%

Límites para un 95% de Confianza: 13.82-19.96%

TABLA 15.- Características de la Prueba de Toxicidad del Efluente (1) de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.C.I.U., Mor.

Fecha de Muestreo: 29 de agosto de 1988 Agua de Dilución: del grifo del C.I.E.C.C.A.
 Material: Desechos Industriales y Urbanos Especie de Prueba: Daphnia magna Straus
 Tratados.

Características de las Muestras Individuales:	1er. M.	2da. M.	3er. M.	4ta. M.	MUESTRA COMPUESTA
Hora de Muestreo:	21:30	3:00	9:00	15:00	
Conductividad (micro-mhos/cm):	2,200	2,000	2,100	2,000	
Oxígeno Disuelto (mg/L):	0.8	0.4	0.8	0.5	0.6
pH	7.0	8.0	8.0	7.0	7.5
Temperatura del Desecho (°C)	30	29	30	29.75	
Observaciones: Abatimiento de oxígeno en todas las muestras, razón por la que se aireo por una hora la muestra compuesta.					

Características Fisicoquímicas durante la Prueba: Hora Inicial: 22:20 Hrs.

Conc. %	O x í g e n o D i s u e l t o (mg/L)			pH		Alcal. (mg/L)	Dur. mg/L	Conduct.	
	0 hrs. % Sat.	24 hrs. % Sat.	48 hrs. % Sat.	24 hrs.	48 hrs.			24 H	48 H
100	0.6 - 20	0.9 - 20		8.0	7.5	255	345	1900	
50	3.6 46		1.45 - 20		7.4				1100
25	5.1 66		1.75 22.5		7.4				700
12.5	5.9 76		4.0 51		7.4				410
6.25	6.3 81.5		4.75 61.5		7.4	43	70.4		320
1.5	6.6 85.5		5.35 69		7.5				240
0.375	6.6 85.5		5.65 73		7.4				225
0.1	6.6 85.5		5.85 75.5		7.45				205
festigo	6.7 86		6.0 77		7.6	34	57.6		205

Nota: Alcalinidad Total y Dureza Total como mg/L de CaCO₃.

CL50 - 24 Horas = 70.08%
 (Método de Interpolación Gráfica)
 Sin Límites para un 95% de Confianza

CL50 - 48 Horas = 35.35%
 Límites para un 95% de Confianza: 29.43 - 42.45%

TABLA 16.- Características de la Prueba de Toxicidad del Efluente (2) de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.R.C.I.U., Mor.

Fecha de Muestreo: 29 de agosto de 1988 Agua de Dilución: del grifo del C.I.E.C.C.A.
 Material: Desechos Industriales y Urbanos Especie de Prueba: Daphnia magna Straus
 Tratados

Características Físicoquímicas durante la Prueba: Hora Inicial: 12:00 Hrs.

Conc. %	O x í g e n o D i s u e l t o (mg/L)						pH		Alcal.	Dur.	Conduct.	
	0 hrs.	% Sat.	24 hrs.	% Sat.	48 hrs.	% Sat.	24 hrs.	48 hrs.	(mg/L)	mg/L	24 H	48 H
100	7.7	99.5			0.75	- 20	8.05		236	348	1900	
50	7.2	93			1.05	- 20	7.8	7.65				1000
25	6.95	90			1.35	- 20		7.5				--
12.5	6.82	88			1.9	24.5		7.45				380
6.25	6.76	87			3.25	42		7.45	73	102		650
1.5	6.71	86			4.65	60		7.7				295
0.375	6.7	86			5.65	73		7.75				190
0.1	6.7	86			5.3	68.5		7.7				205
Testigo	6.7	86	5.4	70	5.55	72		7.8	64	51.2		190

Nota: Alcalinidad Total y Dureza Total como mg/L de CaCO₃.

Observaciones: la muestra compuesta se aireó por un período de 12 horas antes de iniciar la prueba y registró 6.4 mg/L.

CL50 - 24 Horas = 37.48%

CL50 - 48 Horas = 35.35%

Límites para un 95% de Confianza: 31.28-45.17%

Límites para un 95% de Confianza: 29.43-42.45%

4.2 Prueba de Toxicidad con Quimica Mexama, S. A.

Características de la Prueba de Toxicidad

Como se muestra en la Tabla y Figura 7, la concentración del O. D. disminuyó gradualmente conforme se diluyó la muestra al inicio de la prueba. Este comportamiento se presentó como era de esperarse, en todos los desechos. Sin embargo, en todas las diluciones el O. D. inicial esta por arriba del nivel de saturación necesario (40%); el nivel de saturación promedio, resultó estar también por arriba de este porcentaje.

Durante el desarrollo de la prueba el pH fué ácido en las concentraciones más altas del efluente, el 100% tuvo un pH de 2.4 y en la dilución de 6.3% fué de 5.0 a las 24 horas. Para el resto de las concentraciones, el pH fué ligeramente básico, reflejo de las características del agua de dilución que tuvo un pH = 7.55 (Fig. 7a).

La alcalinidad total como CaCO_3 en las concentraciones de 100% y de 6.3% fué muy alta (superior a los 350 mg/L), que es mayor a los 250 mg/L establecidos por Arrignon para la Protección de la Vida Acuática; cabe señalar, que esto puede aumentar la toxicidad de algunas sustancias (Rand y Petrocelli, 1985).

La Dureza Total como CaCO_3 en las mismas concentraciones, (Fig. 7b) se clasifica como agua blanda (35.2 mg/L) y moderadamente dura (102.4 mg/L), ambos valores quedaron por abajo de los 150 mg/L que Pennak (1978) señala como el mejor para el desarrollo de Daphnia magna.

La Conductividad (Fig. 7c), disminuyó gradualmente conforme se diluyó la muestra compuesta, con 5,500 $\mu\text{mhos/cm}$ en la concentración del 100% y 367 $\mu\text{mhos/cm}$ en la dilución del 6.3%.

La temperatura de las concentraciones se mantuvo en $25 \pm 2^\circ\text{C}$.

Fig. 7 Porcentajes de Mortalidad en el Efluente de Química Mexama, S. A.

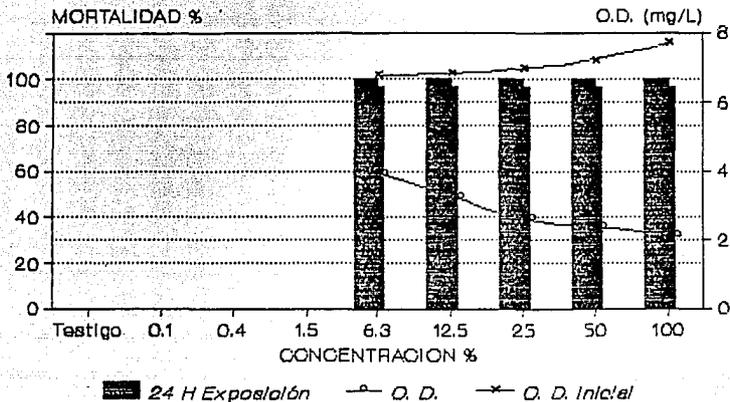
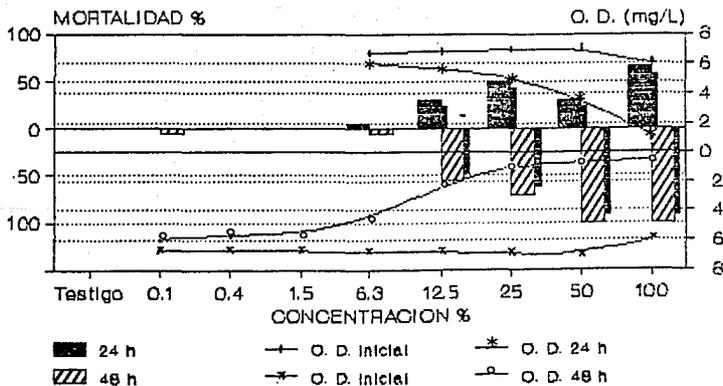
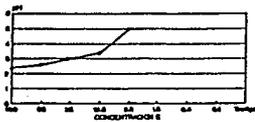


Fig. 8 Porcentajes de Mortalidad en el Efluente de Química Mexama, S. A.



con ajuste de pH.

Fig. 7(a) pH en el Efluente de Química Mexama, S. A.



24 h de exposición

Fig. 8(a) pH en el Efluente de Química Mexama, S. A. (con ajuste)

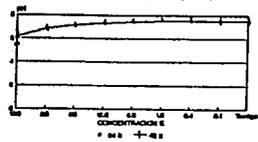
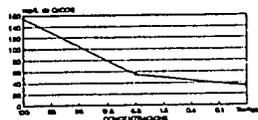
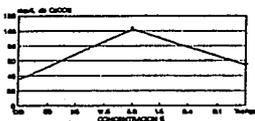


Fig. 8(b) Alcalinidad del Efluente de Química Mexama, S. A.



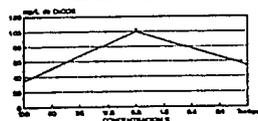
24 H de exposición (con ajuste de pH)

Fig. 7(b) Dureza del Efluente de Química Mexama, S. A.



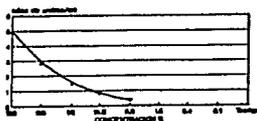
24 H de exposición

Fig. 8(c) Dureza del Efluente de Química Mexama, S. A.



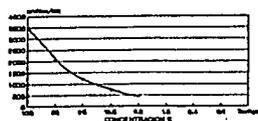
24 H de exposición (con ajuste de pH)

Fig. 7(c) Conductividad del Efluente de Química Mexama, S. A.



24 h de exposición

Fig. 8(d) Conductividad del Efluente de Química Mexama, S. A.



48 h de exposición (con ajuste de pH)

Porcentajes de Mortalidad

La respuesta típica de todo o nada, esperada en pruebas de toxicidad con el efluente, se reflejó en las mortalidades registradas para las 24 horas de exposición con este desecho.

El 100% de mortalidad se registró en las cinco diluciones más altas en el primer periodo de exposición, y en las concentraciones restantes se obtuvo 100% de sobrevivencia a las 48 horas (Fig. 7), esto determinó la obtención de una CL50 para ambos tiempos de 3.07% del efluente y límites para un 95% de confianza de 2.10% a 4.48%.

La toxicidad del efluente es alta, ya que a pesar de su dilución a 6.3% su efecto es aún letal, por lo que fué necesario un periodo de exposición de sólo 24 horas para tener un 100% de mortalidad, muy a pesar de la posible volatilización de algunos tóxicos con el proceso de preaireación de los desechos.

El valor de la CL50, parece ser resultado principalmente del bajo pH en estas diluciones (Fig. 7a). El intervalo que toleran los dafnidos, según MacArthur y Baillie (1929), Dingers (1973), Peltier y Weber (1985), es de 6.5 a 8.6 unidades de pH.

Un pH ácido, ocasiona que algunas sustancias disminuyan su toxicidad, tal es el caso del NH_3 ; o bien, no afecta a sustancias como los fenoles que no varían su toxicidad con cambios en este parámetro (Rand y Petrocelli, op. cit.; Alabaster y Lloyd, 1980). Sin embargo, la disminución del O. D. a las 24 horas de exposición (Fig. 7) puede ocasionar la duplicación de la toxicidad de los fenoles y un aumento hasta en 2.5 veces la del NH_3 (Wilber, 1971). El efecto directo de la disminución del O. D. sobre los organismos es importante, pero la concentración se mantuvo dentro del ámbito que tolera la especie, que es de 0.2 a 24 mg/L (MacArthur y Baillie, 1929; Pratt, 1943; Dingers, 1973; Peltier y Weber, op. cit.).

La dureza quedó por debajo del valor en el que generalmente viven las dafnias, que es de entre 150 a 300 mg/L como CaCO_3 (Pennak, 1978).

Conjuntamente con estos planteamientos, el pH fuertemente ácido, es uno de los causantes principales de la toxicidad del efluente, parámetro reportado por la empresa Diseños Hidráulicos y Tecnología Ambiental, S. A. (1975) y por Athie (1978), como uno de los principales problemas a controlar en la descarga.

El método para comparar estadísticamente los valores de la CL50 - 24 h y la CL50 - 48 h, no se aplicó en esta prueba al tener en ambos periodos el mismo valor (3.07% de efluente), tal vez como consecuencia de que la toxicidad relativa de la muestra no aumenta conforme transcurre el tiempo, pero es probable que la misma disminuya o persista, sin matar más organismos.

Al considerar lo anterior, se realizó una segunda prueba con el efluente de esta industria al que se le ajustó el valor del pH, según lo recomiendan Peltier y Weber, op. cit. para que quedara dentro del intervalo que se recomienda para este tipo de estudios, que es de 6.0 a 9.0 según Marking y Dauson (1973), en Peltier y Weber (1985).

Características de la Prueba de Toxicidad con ajuste de pH

El contenido del O. D. (Tabla 8), disminuyó considerablemente a las 24 y 48 horas de iniciada la prueba, la concentración del 100% del efluente tuvo 1.1 mg/L de O. D. en el primer periodo y 0.55 mg/L en la segunda lectura. El resto de las diluciones, presentó una disminución semejante (Fig. 8).

La reducción del O. D., es el reflejo de una D. B. O.5 y una D. G. O. excesivas, producto de la gran cantidad de materia orgánica que se degradó durante este periodo.

El pH (5.4) en la concentración más alta del efluente a las 24 horas, estuvo por debajo del ámbito que tolera la especie, que es de 6.5 a 8.6; sin embargo, estuvo cerca de la neutralidad en el resto de las diluciones a las 48 horas (Arrignon, 1979) (Fig. 8a).

La Dureza Total como CaCO₃, se mantuvo igual a la prueba sin ajuste, con características de agua blanda y moderadamente dura (Fig. 8c) (Peltier y Weber, op. cit.).

La conductividad no registró variación considerable con respecto a la prueba con el efluente sin pH ajustado. (Fig. 8d).

Porcentajes de Mortalidad

A diferencia de la prueba de toxicidad con el efluente sin ajuste de pH, la mortalidad fue parcial y menos severa, dado que en la concentración del 100%, únicamente se registró una mortalidad del 65% a las 24 horas y disminuyó en las siguientes concentraciones.

Al no poder aplicar el método estadístico propuesto, así como el opcional (método de Litchfield y Wilcoxon), se reporta la concentración del 25% de efluente donde se obtuvo un 50% de mortalidad en 24 horas de exposición, sin embargo, no se considera como la CL50 al no tener límites de confianza.

La toxicidad del efluente (Tabla B) fué menor, al realizar el ajuste de pH, con lo que respecta a la prueba sin ajuste (CL50 = 3.07%) (Fig. 7 y 8), la primera tuvo "mortalidades relativamente parciales", pero sin un 100% de letalidad en 24 horas de exposición.

Para el segundo periodo de observación (48 horas), se tuvo un comportamiento diferente, las dos concentraciones más altas tuvieron un 100% de mortalidad, resultado que disminuyó gradualmente hasta una mortalidad de cero en las diluciones de 1.5 y 0.4%.

En consecuencia, se obtuvo un valor de la CL50 = 13.63% del efluente, con límites para un 95% de confianza de 10.89 a 17.22%, para un periodo de exposición de 48 horas.

De este valor, podemos suponer que uno de los factores que más contribuye en la mortalidad, es la disminución del oxígeno disuelto, ya que en las concentraciones más altas el contenido de este gas fué menor a 2.0 mg/L, que es el contenido mínimo que tolera el organismo de prueba, además estuvo por debajo del nivel de saturación mínimo que exige la metodología, que es de 40%.

Es notorio el efecto del ajuste del pH sobre la toxicidad del efluente, dado que el valor de la CL50 - 24 y 48 h, resultó ser mayor (menos tóxico) que el registrado con el efluente sin ajuste.

El problema tanto del pH ácido, como del contenido de sustancias tóxicas en el efluente, sería de mayores magnitudes si el volumen de descarga fuera menor (ya que es el principal contribuyente del afluente combinado que llega a la planta de tratamiento), debido a que este diluye considerablemente las concentraciones de los contaminantes contenidos en la descarga, pero al mismo tiempo afecta al afluente, el cuál al llegar a la planta, causa problemas en el sistema biológico y afecta la formación de los lodos activados o bien, disminuye su función (García, 1986).

En resumen, es necesario un ajuste previo y adecuado del pH del efluente, así como una aireación suficiente antes de la descarga del mismo, para disminuir el efecto tóxico de varias sustancias y satisfacer las demandas de oxígeno para la degradación de la materia orgánica. Además, se requiere un control en el uso de materias primas con propiedades tóxicas.

El método de comparación estadística no se aplicó al no tener límites de confianza a las 24 horas de exposición.

4.3 Prueba de Toxicidad con Esquim, S. A.

Características de la Prueba de Toxicidad

El O. D. a las cero horas (Tabla 9) para la concentración de 100% de efluente, fué de 5.9 mg/L y aumentó ligeramente hasta 6.59 mg/L en las dos diluciones más bajas. A las primeras 24 horas, el contenido del mismo en las tres concentraciones más altas varió ligeramente (Fig. 9).

A las 48 horas, el O. D. disminuyó considerablemente en las concentraciones de 12.5% y 6.3%, lo que representa un porcentaje de saturación menor al 20%; este comportamiento fué menor en las concentraciones más bajas.

El pH ácido, varió ligeramente en un periodo de 24 horas en las tres concentraciones más altas (Fig. 9a). En la segunda lectura, las cinco diluciones más bajas fueron poco ácidas o cercanas a la neutralidad (Arrignon, op. cit.), reflejo del mayor volumen de agua de dilución, que tuvo un pH = 7.5. El incremento de este parámetro puede aumentar la toxicidad de sustancias como el nitrógeno amoniacal (Rand y Petrocelli, 1985; Wilber, 1971; Alabaster y Lloyd, 1980).

Los valores registrados para la Alcalinidad Total como CaCO₃ y Dureza Total como CaCO₃, están por abajo del límite que recomienda Arrignon (1979) para la protección de la vida acuática (Fig. 9b y 9c).

La conductividad tuvo valores de 4,750 μ mhos/cm en la concentración del 100% y de 200 μ mhos/cm en las diluciones más bajas (Fig. 9d).

Fig. 9 Porcentajes de Mortalidad en el Efluente de Esquim, S. A.

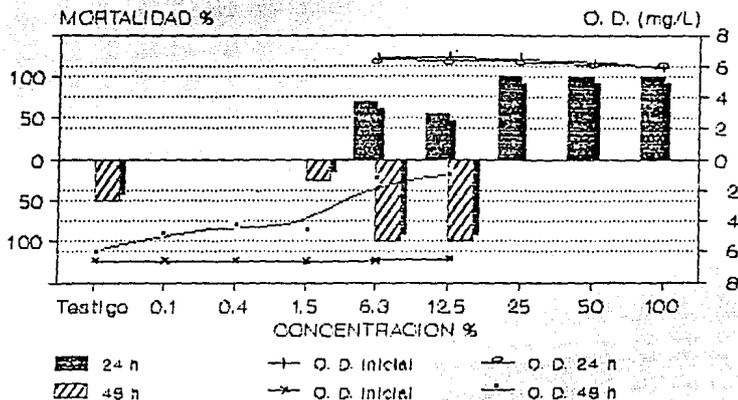


Fig. 9(a) pH en el Efluente de Esquim S. A.

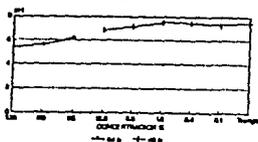


Fig. 9(b) Alcalinidad del Efluente de Esquim, S. A.

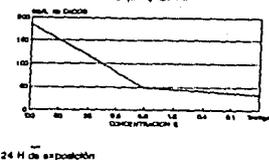


Fig. 9(c) Dureza del Efluente de Esquim, S. A.

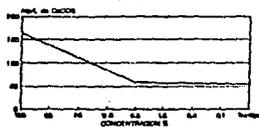
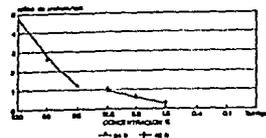


Fig. 9(d) Conductividad del Efluente de Esquim, S. A.



Porcentajes de Mortalidad

Las tres concentraciones más altas, presentaron un 100% de mortalidad a las 24 horas de exposición (Fig. 9), inclusive en la dilución de 12.5%, la mortalidad es alta (55%). Sin embargo, este valor pudo ser menor si consideramos que dos de los organismos se encontraron atrapados en la película superficial de agua, lo que hace suponer que su muerte no se debió al efecto tóxico del desecho (Goulden y Henry, 1987).

El porcentaje de mortalidad a las 24 horas de exposición refleja un efecto tóxico elevado, aún después de diluir a un 25% el efluente, lo que determinó la obtención de la CL50 - 24 horas = 7.78% (Tabla 9).

La CL50 - 48 horas = 1.98%, indica un aumento de casi 6 veces en toxicidad del efluente con respecto al primer periodo de exposición. Así lo reflejan las mortalidades en las diluciones de 12.5 y 6.3% para el segundo tiempo.

Los valores de la CL50 - 24 y 48 horas son producto, entre otros, de la toxicidad de los fenoles y del amoniaco no ionizado que están en altas concentraciones. La toxicidad de estas sustancias pudo incrementarse por el comportamiento sinérgico que tienen los fenoles sobre el amoniaco.

El efecto directo del O. D. sobre los organismos no se observó, debido a que se mantuvo durante toda la prueba dentro del intervalo que tolera la especie, excepto en las concentraciones de 12.5 y de 6.3% del efluente en el segundo tiempo, al tener 1.05 y 1.25 mg/L de O. D. respectivamente, lo que pudo provocar el aumento en la mortalidad de estas diluciones. Con respecto al pH, este pudo afectar directamente a los organismos en las tres concentraciones más altas, ya que fué inferior al valor que toleran los animales.

Debido a lo anterior, es conveniente establecer un control estricto en el contenido de fenoles y de solventes orgánicos en el efluente, como ya ha sido mencionado en otros estudios; debe procurarse no sólo neutralizar las aguas ácidas, sino también establecer un sistema de tratamiento previo a la descarga, que regule y disminuya el contenido de estas sustancias en el agua residual.

La comparación entre la CL50 - 24 h = 7.78% y la CL50 - 48 h = 1.98%, presentó diferencia con un nivel de confianza del 95%, por lo tanto la mortalidad en este segundo periodo es probable que se deba a: 1) la toxicidad relativa del desecho aumentó, o bien 2) si la toxicidad no disminuyó, el porcentaje de mortalidad está determinado por el mayor tiempo de exposición ante una toxicidad persistente.

4.4 Prueba de Toxicidad con Christianson, S. A. de C. V.

Características de la Prueba de Toxicidad

El contenido de O. D. al inicio de la prueba, estuvo alrededor del 80% de saturación (6.1 a 6.7 mg/L) y fué aceptable para los organismos (Tabla 10).

A las 24 horas, su contenido disminuyó, principalmente en las dos concentraciones más altas (0.9 mg/L) (Fig. 10), lo que corresponde a menos del 20% de saturación, consecuencia de la degradación del gran contenido de materia orgánica.

Las tres concentraciones más bajas observadas a las 48 horas, tuvieron un porcentaje de saturación alrededor del 70%.

Después de la aireación del efluente, el pH disminuyó en la concentración del 100%, de 8.9 a 7.4 unidades, valor con el que se inició la prueba. A las 24 horas, en las tres concentraciones más altas y en la de 6.3% de efluente, el pH estuvo cerca de la neutralidad (Fig. 10a). Sin embargo, la concentración de 12.5% tuvo un pH menor (5.35).

El resto de las concentraciones (de 0.1 a 1.5%), tuvieron un pH ligeramente básico a las 48 horas.

La Alcalinidad Total como CaCO_3 , así como la Dureza Total como CaCO_3 , tuvieron concentraciones aceptables (Fig. 10b y 10c), con características esta última de agua blanda (64 mg/L).

Porcentajes de Mortalidad

La toxicidad relativa del efluente es alta, a pesar de diluirlo hasta una concentración de 6.3%, así lo refleja el 100% de mortalidad registrada en las cinco concentraciones más altas a las 24 horas de exposición (Fig. 10). Sin embargo, en la siguiente concentración (1.5%), la mortalidad se redujo bruscamente a un 15%, porcentaje que sería menor si consideramos que dos de los organismos muertos se encontraron atrapados en la película superficial de la mezcla y posiblemente fallecieron no precisamente por efecto del tóxico (Goulden y Henry, op. cit.).

Esta mortalidad parece ser consecuencia de la disminución del O. D. (con un porcentaje de saturación menor a 30% en las tres concentraciones más altas), producto de la gran D.B.O.5 y de la D. Q. O. mencionadas anteriormente. Sin embargo, el contenido de este gas se mantuvo dentro del valor que tolera la especie.

Fig. 10 Porcentajes de Mortalidad en el Efluente de Christianson, S. A. de C.V.

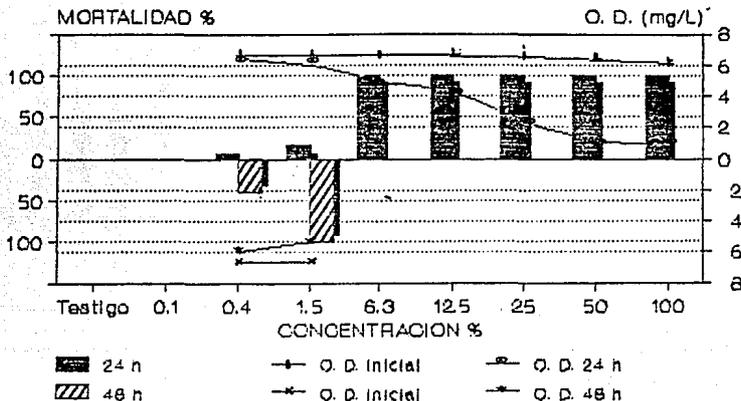


Fig.10(a) pH en el Efl. de Christianson S. A. de C. V.

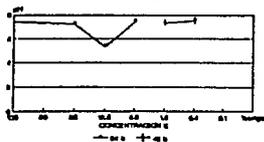
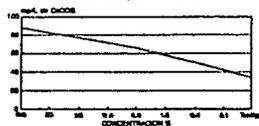
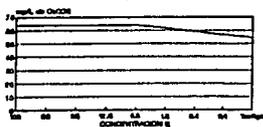


Fig. 10(b) Alcalinidad del Efluente de Christianson, S. A. de C. V.



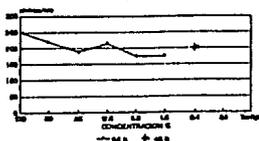
24 H de exposición

Fig. 10(c) Dureza del Efluente de Christianson, S. A. de C. V.



24 H de exposición

Fig. 10(d) Conductividad del Efluente de Christianson, S. A. de C. V.



Se obtuvo una CL50 -24 h = 2.06% de efluente con un intervalo para un 95% de confianza de 1.30 a 3.08%.

El pH se mantuvo dentro de la tolerancia de la especie que es de 6.5 a 8.6 (Fig. 10a).

La CL50 - 48 h = 0.44% de efluente, refleja un aumento en casi 4 veces la toxicidad relativa de la muestra con respecto al primer tiempo, con 100% de mortalidad en la concentración de 1.5% y un 40% de mortalidad en la dilución de 0.4% de efluente.

El resultado parece ser consecuencia del efecto de la disminución del D. D. sobre sustancias tóxicas, el cual decrece conforme se diluyó la muestra.

En este periodo de observación, los valores de pH en las tres concentraciones más bajas, fué ligeramente alcalino, reflejo del mayor volumen de agua de dilución.

La Empresa Diseños Hidráulicos y Tecnología Ambiental, S. A. (1975), señaló como únicos parámetros a controlar al Carbono Orgánico Total (C. O. T.), a la temperatura y al pH básico en la descarga, opinión que se confirma con estos resultados. Sin embargo, también es necesario establecer un control en el contenido de sustancias tóxicas como los fenoles, provenientes de la materia prima utilizada en el proceso de producción (4,000 kg/mes de fenoles) o del nonil fenol, que es uno de los productos finales de la industria (30,000 kg/mes).

Estas sustancias aumentan su toxicidad relativa con la disminución del D. D. provocado por la gran cantidad de materia orgánica contenida en el mismo, así como por el pH básico, que individualmente podría resultar agresivo para el ambiente, a pesar de que cumple con los valores recomendados (Tabla 6).

Los problemas mencionados, son consecuencia en parte, de la falta de un tratamiento previo a la descarga.

La comparación estadística entre la CL50 - 24 h = 2.06% y la CL50 - 48 h = 0.44%, presentó diferencia con un 95% de confianza, por lo que la mortalidad en el segundo periodo no es consecuencia del efecto tóxico de las 24 horas de exposición, lo que representa un posible aumento en la toxicidad del desecho al transcurrir el tiempo.

4.5 Prueba de Toxicidad con Laboratorios Julián de México, S. A.

Características de la Prueba de Toxicidad

Al inicio de la prueba, todas las concentraciones tuvieron un porcentaje de O. D. superior al nivel de saturación necesario (40%), y fué mayor a 6.0 mg/L (Tabla 11).

A las 24 horas, el O. D. disminuyó en las seis concentraciones más altas, sin un comportamiento gradual con respecto a la dilución de la muestra. Sin embargo, a las 48 horas, en la concentración de 1.5% de efluente, el contenido de oxígeno aumentó a casi el doble de lo registrado en la primer observación (Fig. 11).

El pH a las 24 horas mostró la tendencia de acercarse a la neutralidad conforme se diluyó el efluente, con un pH= 9.25 en la concentración del 100% y de 7.2 en la concentración de 1.5% de efluente; por otra parte, a las 48 horas las dos concentraciones siguientes tuvieron un valor similar al testigo (pH = 7.5) (Fig. 11a).

La Alcalinidad Total como CaCO₃ en la concentración de 100% fué de 340 mg/L en el primer tiempo de exposición, valor que esta sobre el límite recomendado, que es de 250 mg/L (Arrignon, op. cit.); es importante señalar, que la alcalinidad en concentraciones elevadas, puede aumentar la toxicidad de algunas sustancias (Rand y Petrocelli, 1985). Este parámetro disminuyó más de seis veces su valor en la concentración de 6.3%, con respecto a la concentración más alta (Fig. 11b).

La Dureza Total como CaCO₃, reflejó un valor similar y se clasificó como agua dura en la concentración del 100% y con una disminución considerable mientras más se diluyó el efluente (64 mg/L en la concentración de 6.3%) (Fig. 11c).

Porcentajes de Mortalidad

A pesar de la gran dilución del efluente, su efecto tóxico a las 24 horas registró una mortalidad de 100% en las cinco concentraciones más altas (Fig. 11). Su toxicidad disminuyó ligeramente en la concentración de 1.5%, cuya mortalidad fué de 80% y las dos últimas concentraciones no presentaron mortalidad alguna.

Fig. 11 Porcentajes de Mortalidad en el Efl. de Lab. Julian de México, S. A.

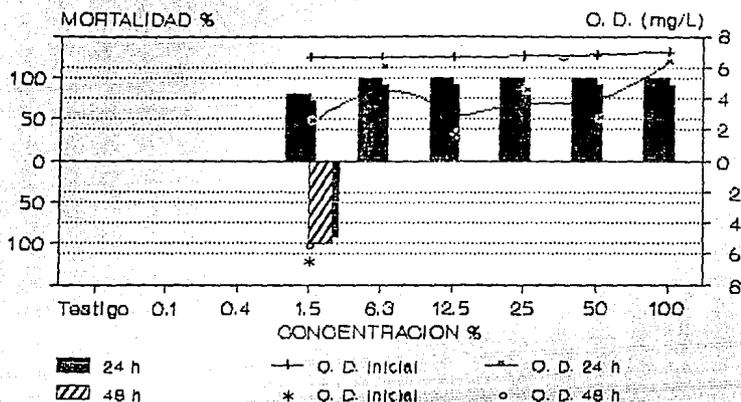
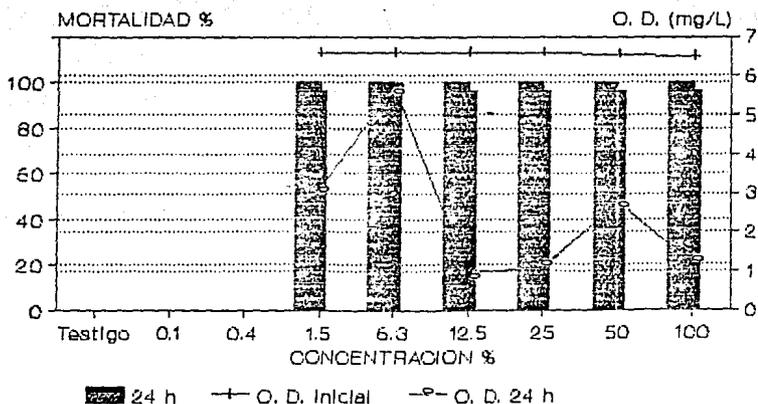


Fig. 12 Porcentajes de Mortalidad en el Efl. de Lab. Julian de México, S. A.



con ajuste de pH.

Fig. 11(a) pH en el Efl. de Laboratorios Julian de México, S. A.

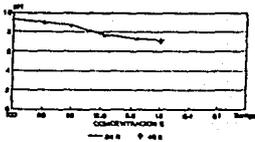
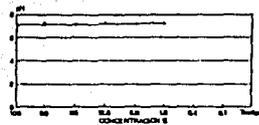
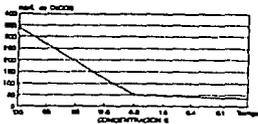


Fig. 12(a) pH en el Efl. de Laboratorios Julian de México, S. A.



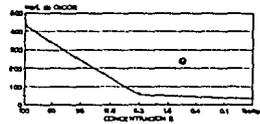
24 H de exposición (con ajuste de pH)

Fig. 11(b) Alcalinidad del Efluente de Lab. Julian de México, S. A.



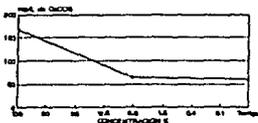
24 H de exposición

Fig. 12(b) Alcalinidad del Efluente de Lab. Julian de México, S. A.



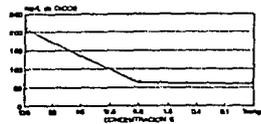
24 H de exposición (con ajuste de pH)

Fig. 11(c) Dureza del Efluente de Lab. Julian de México, S. A.



24 H de exposición

Fig. 12(c) Dureza del Efluente de Lab. Julian de México, S. A.



24 H de exposición (con ajuste de pH)

Fig. 11(d) Conductividad del Efluente de Laboratorios Julian de México, S. A.

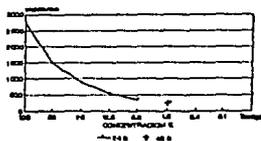
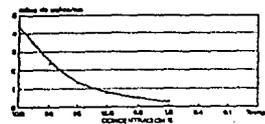


Fig. 12(d) Conductividad del Efluente de Laboratorios Julian de México, S. A.



24 H de exposición (con ajuste de pH)

La CL50 - 24 h fué de 1.09% con sus límites para un 95% de confianza de 0.77 a 1.59% de efluente.

El pH en las tres concentraciones más altas, pudo determinar en gran parte la muerte de los organismos, ya que estuvo por encima del límite que tolera la especie, que es de 6.5 a 8.6 (MacArthur y Baillie, 1929a,b; Pratt, 1943; Dingers, 1973; Peltier y Weber, 1985).

La CL50 - 48 h = 0.77% con sus límites para un 95% de confianza de 0.54 a 1.09%, demuestran un aumento de casi el doble de toxicidad del efluente conforme el tiempo avanza, así lo refleja el 100% de mortalidad en la dilución de 1.5%. Sin embargo, la mortalidad en esta última concentración, parece ser consecuencia del tiempo de exposición o de los efectos tardíos de la toxicidad del desecho.

El pH registrado en la segunda observación, se mantuvo dentro del ámbito de tolerancia del organismo de prueba.

Los resultados refuerzan lo reportado anteriormente por Athie (1978), donde se señala un control urgente en el pH y en el contenido de Sulfidrato de Sodio; este último a pesar de que no se determinó en el presente trabajo, probablemente es el causante principal de la mortalidad. También, debe controlarse la cantidad de materia orgánica, debido a que en pocas horas disminuye considerablemente el O. D., lo que ocasiona el aumento en toxicidad del efluente, principalmente de sustancias como el NH₃ y los fenoles, que deben controlarse debido a su alta concentración en la descarga.

Estos problemas aún no se han controlado, debido a la falta de un sistema de tratamiento por el que debería pasar el efluente antes de su descarga. Esta acción es urgente, ya que al combinarse este desecho con el resto de los efluentes que llegan a la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V, aún puede ejercer efectos dañinos sobre el sistema de lodos activados.

Al comparar la CL50 - 24 h = 1.09% (con límites de confianza de 0.77 a 1.59%) con la CL50 - 48 h = 0.77% (con límites de confianza de 0.54 a 1.09%), la diferencia no fué confiable, según el método estadístico, ya que ambos caen dentro del límite de confianza del otro, por lo que es probable que la toxicidad relativa en el segundo periodo sea el reflejo a la registrada a las 24 horas de exposición.

Se realizó una segunda prueba de toxicidad con este desecho, al cual se le ajustó el pH, con la finalidad de que se ubicara dentro del intervalo recomendado para este tipo de análisis biológico, valor que va de 6.0 a 9.0 unidades (Peltier y Weber, 1985).

Características de la Prueba de Toxicidad con ajuste de pH.

El O. D. al inicio de la prueba, fué de 6.5 a 6.6 mg/L en todas las concentraciones (lo que corresponde a un 85% de su nivel de saturación) (Tabla 12). Sin embargo, a las 24 horas se registró una disminución drástica en las seis concentraciones más altas (Fig. 12), principalmente en las cuatro primeras, ya que tuvieron un porcentaje de saturación menor al nivel necesario, que es de 40%. Lo anterior, es el resultado de un contenido de materia orgánica capaz de consumir en pocas horas mucho oxígeno, demanda que se reduce conforme aumenta el volumen de agua de dilución en las concentraciones más bajas, a las 48 horas de exposición.

Con el ajuste de pH al inicio de la prueba, las seis concentraciones más altas del efluente estuvieron en general, cerca de la neutralidad a las 24 horas (Fig. 12a). A las 48 horas, las tres concentraciones más bajas tuvieron valores similares en este parámetro (pH = 7.3 a 7.5).

La Alcalinidad Total como CaCO₃ en la concentración más alta, a las 24 horas (430 mg/L), sobrepasó el límite fijado por Arrignon (1979), para la protección de la vida acuática. Sin embargo, el valor disminuyó conforme se diluyó el efluente (Fig. 12b).

Un comportamiento similar se registró para la Dureza Total como CaCO₃, con características de agua dura en las concentraciones del efluente más altas, que es adecuada para un buen desarrollo de Daphnia magna (Pennak, 1978); este parámetro disminuyó a 64 mg/L (agua blanda) en la concentración de 6.3% de desecho (Fig. 12c).

La Conductividad en la concentración más alta del efluente a las 24 horas, fué de 4,400 μ mhos/cm, y disminuyó gradualmente en las concentraciones más bajas, hasta 200 μ mhos/cm en la dilución al 0.1% (Fig. 12d).

Porcentajes de Mortalidad

Al comparar la Fig. 12 del efluente con ajuste de pH, con la Fig. 11 del efluente sin ajuste, se observa un aumento del 20% de mortalidad en la concentración de 1.5% al ajustar este parámetro, con lo que se obtuvo el efecto típico de todo o nada para pruebas de toxicidad con efluentes, en un periodo de 24 horas de exposición. La toxicidad relativa del efluente, es aún letal hasta una dilución de 1.5% de muestra compuesta en los dos periodos de exposición, lo que origina un CL50 = 0.77% para ambos tiempos, por lo cual no se realizó la comparación estadística.

Este valor es igual al CL50 - 48 h de la prueba sin ajuste de pH, cuyo resultado es causado básicamente por problemas en este parámetro. En la prueba con ajuste, se pudo provocar un aumento en la toxicidad del efluente, debido a las altas concentraciones de sustancias como los fenoles y NH₃, que serían una de las causas principales de mortalidad en esta prueba.

El efecto de la disminución en la concentración de O. D. sobre algunos tóxicos, parece ser otra de las causas principales de mortalidad, junto con la disminución del pH, a pesar de que el contenido de este gas se mantuvo dentro del ámbito de tolerancia de la especie, que es de 0.2 a 24 mg/L (MacArthur y Baillie, 1929; Pratt, 1943; Dingers, 1973; Feltier y Weber, *op. cit.*), pero que en las cuatro primeras concentraciones no alcanzó el nivel de saturación necesario, que es de 40%.

El aumento en la toxicidad relativa del efluente en esta prueba, pudo ser provocado por las concentraciones de fenoles, (que no son afectados por variaciones en el pH) y del NH₃, si se considera que este último estaba en concentraciones elevadas y que puede tener ligeros cambios con el ajuste.

El porcentaje de mortalidad de la concentración de 1.5% de efluente de la prueba sin ajuste, fue 20% menor a su similar en la prueba con ajuste, a pesar de que ambas tuvieron un pH cercano a la neutralidad y disminución drástica del O. D. (de 6.6 a 2.3 mg/L en la prueba sin ajuste, y de 6.59 a 3.1 mg/L en la prueba con ajuste). Esto nos permite descartar el efecto del pH, y considerar la toxicidad de varias sustancias, junto con la reducción del oxígeno disuelto, así como el efecto del sulfidato de sodio, como los posibles responsables directos de la letalidad del efluente.

Los valores de la Alcalinidad y de la Dureza Total como CaCO_3 , que sobrepasaron los límites establecidos para proteger la vida acuática (Tabla 6), pudieron influir en la mortalidad en las concentraciones más altas.

Por todo lo anterior, debe controlarse el contenido de sustancias tóxicas como el NH_3 , los fenoles y el sulfidrato de sodio, también debe ajustarse el pH, como ya se ha reportado por D. H. y T. A., S. A. (1975) y por Athie (1978). Este control debe considerar el establecer un proceso de tratamiento que proporcione una aireación suficiente para abastecer las demandas de O. D. provocadas por el gran contenido de materia orgánica en el desecho. Con esta aireación, podría reducirse el efecto que tiene la disminución del pH sobre las mismas.

4.6 Prueba de Toxicidad con Orsabe, S. A.

Características de la Prueba de Toxicidad

El O. D. fue menor mientras más concentrado estaba el efluente (Tabla 13), con 4.1 mg/L en la concentración de 100% y 6.59 mg/L en la concentración de 0.4% al inicio de la prueba, a pesar del periodo de preaireación, lo que indica un alto contenido de materia orgánica.

A las 24 hora, las dos concentraciones más altas, tuvieron un contenido de oxígeno disuelto de casi la mitad del valor inicial (menor al 40% de su nivel de saturación), mientras que el resto de las diluciones a las 48 horas tuvo una disminución proporcional y gradual conforme se aumentó la dilución del efluente (Fig. 13).

El pH a las 24 horas y a las 48 horas, en las respectivas concentraciones, estuvo cercano a la neutralidad (con valores de 7.3 a 7.5 (Arrignon, *op. cit.*) (Fig. 13a).

La Alcalinidad y Dureza Total como CaCO_3 , se mantuvieron por debajo del límite antes mencionado (Fig. 13b y 13c).

La conductividad fue de 265 $\mu\text{mhos/cm}$ en la concentración del 100% y de 210 $\mu\text{mhos/cm}$ en la dilución de 0.4% (Fig. 13d).

Fig. 13 Porcentajes de Mortalidad en el Efluente de Orsabe, S. A.

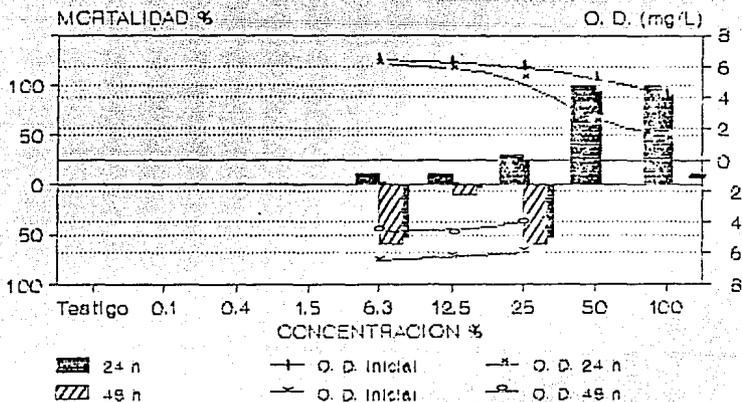


Fig. 13(a) pH en el Efl. de Orsabe, S.A.

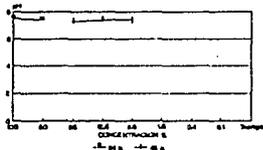


Fig. 13(b) Alcalinidad del Efluente de Orsabe, S. A.

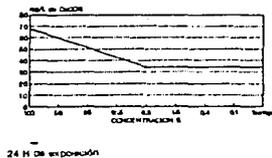


Fig. 13(c) Dureza del Efluente de Orsabe, S. A.

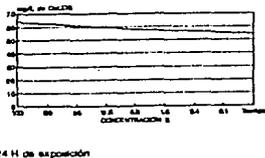
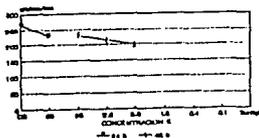


Fig. 13(d) Conductividad del Efluente de Orsabe, S. A.



24 H de exposición

Porcentajes de Mortalidad

Los porcentajes de mortalidad de esta prueba, son los más bajos de los cinco efluentes industriales analizados, tanto a las 24 como a las 48 horas.

Sólo se registró en las dos concentraciones más altas un 100% de mortalidad en el primer periodo de exposición (Fig. 13), resultado que parece ser consecuencia de la disminución del O. D., comportamiento que fué drástico en las primeras horas de iniciada la prueba, lo que pudo ocasionar a su vez incremento en la toxicidad de algunas sustancias.

El efecto del pH sobre los organismos, tanto directa como indirectamente, no se observó, ya que no vario y se mantuvo dentro del intervalo que tolera la especie.

La mortalidad aumento ligeramente a las 48 horas de exposición, probablemente por el efecto que tuvo la ligera reducción del O. D. sobre la toxicidad del efluente; sin embargo, en la concentración de 6.3%, se incrementó más su porcentaje, a diferencia de la concentración de 12.5%, probablemente producto de un manejo inadecuado de los organismos, que se reflejó y sumó al efecto de la toxicidad de la muestra hasta el segundo periodo de exposición, razón por la cual no se consideró este valor para obtener la CL50.

Estos resultados, refuerzan en parte lo reportado por D.H. y T.A., S.A. (1975), quienes establecen como parámetros a controlar a las sustancias tóxicas, debido al tipo de materias primas que se emplean, así como a la temperatura y pH de la descarga. Sin embargo, son las primeras y el contenido de materia orgánica, que es la responsable de la disminución del O. D., las que requieren un control urgente, ya que parecen ser las principales causantes de la mortalidad de la muestra compuesta.

El efluente debe someterse a un proceso de aireación adecuado, antes de ser descargado, con la finalidad de satisfacer sus demandas de oxígeno.

Inclusive, el pH podría descartarse como problema en la descarga, ya que su valor fué neutral en la muestra compuesta, pero no así en las individuales.

Por último, la temperatura a pesar de ser en promedio de 31.2 °C en la descarga, no ejerce efecto sobre la toxicidad de sustancias como el NH₃ (European Inland Fisheries Advisory Commission, 1970, en Rand y Petrocelli, op. cit.); pero indirectamente podría afectar en algún momento a los organismos.

Por lo anterior, la toxicidad de este efluente puede clasificarse relativamente como la más baja de los cinco analizados, además, debe considerarse que durante 1987 su volumen de descarga fué de 27,483 m³, que es apenas el 0.9% del caudal que produce Química Mexama, S. A.. Sin embargo, es uno de los 16 volúmenes más grandes que llegan a la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., cuyas características pueden causar problemas serios en el sistema biológico de la misma.

La diferencia entre la CL50 - 24 h = 24.93%, con límites de confianza de 19.03 a 30.88% y la CL50 - 48 h = 21.30% con límites de 17.82 a 25.99%, no fué confiable al compararlos, ya que ambos valores están dentro de los límites del otro, por lo que podría considerarse como la misma toxicidad relativa.

4.7 Prueba de Toxicidad con el Afluente combinado de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., Mor.

El afluente que recibe la planta está constituido, en parte, por los efluentes analizados, que en suma son el 64.04% del total de los desechos que en 1987 fué de 4,974,801 m³ (E.C.C.A.C.I.V., Com. pers., 1988).

Características de la Prueba de Toxicidad

Al inicio de la prueba, la concentración de O. D. disminuyó conforme a la dilución de la muestra. La concentración del 100%, tuvo un contenido de 7.1 mg/L, mientras que en promedio, las cinco concentraciones más bajas al igual que el testigo, tuvieron alrededor de 6.7 mg/L, valor que corresponde a más del 80% de su nivel de saturación (Tabla 14).

A las 24 horas, la concentración más alta del afluente, tuvo una disminución drástica en el O. D. (0.65 mg/L), comportamiento que fué similar en las concentraciones de 50 y 25%, donde se redujo a menos del 20% de su nivel de saturación (Fig. 14).

A las 48 horas, la concentración del 25% fué de 0.8 mg/L de O. D. y en dos de las diluciones siguientes también disminuyó; en la concentración de 12.5% quedó en 1.4 mg/L y en 4.05 mg/L en la de 1.5%.

La lectura de las concentraciones 0.4 y 0.1% de afluente no se registró.

Fig. 14 Porcentajes de Mortalidad en el Afluyente de la Planta de Tratamiento.

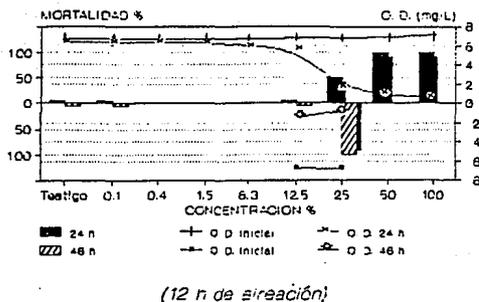


Fig. 15 Porcentajes de Mortalidad en el Efluente(1) de la Planta de Tratamiento.

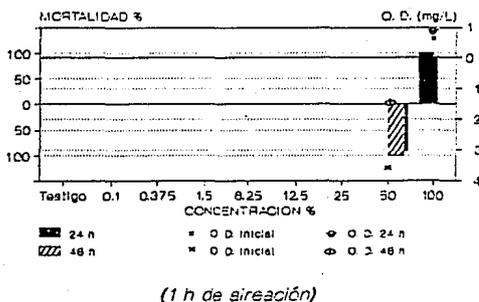
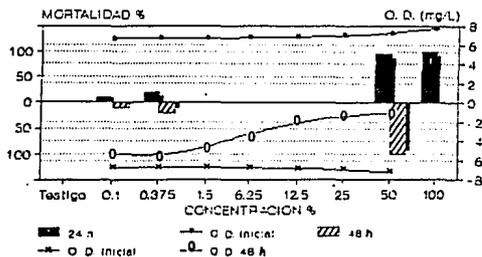


Fig. 16 Porcentajes de Mortalidad en el Efluente(2) de la Planta de Tratamiento.



La disminución del O. D. parece ser la causa principal de la mortalidad en las tres concentraciones más altas, debido a su efecto sobre algunas sustancias tóxicas como ya se ha mencionado, a pesar de que este gas se mantuvo dentro del valor que tolera la especie, que es de 0.2 a 24 mg/L. Este decremento es consecuencia de los valores de D.B.O. (5 días) y D.O.O. de la muestra compuesta.

En el primer periodo, el pH de la concentración del 100% fué poco alcalino (7.6), mientras que en las dos concentraciones siguientes se mantuvo cerca de la neutralidad (Arrignon, 1979); esta característica se conservó, aún en la segunda lectura hasta la concentración del 6.3%, ya que el resto de las concentraciones tuvo un pH de poca alcalinidad (7.7) (Fig. 14a).

La Alcalinidad Total y Dureza Total como CaCO_3 a las 24 horas, disminuyeron conforme a la dilución del afluente; sin embargo, la concentración del 100% rebasó en ambos parámetros, los límites para la protección de la vida acuática, que son de 250 mg/L y de 150 mg/L, respectivamente (Fig. 14b y 14c). El segundo parámetro fué superior al valor en que mejor se desarrolla el organismo de prueba, que es de 150 a 300 mg/L (Pennak, *op. cit.*).

La Conductividad a las 24 horas, fué de 1,300 $\mu\text{mhos/cm}$ en la concentración más alta y disminuyó hasta 180 $\mu\text{mhos/cm}$ a las 48 horas en las dos concentraciones más bajas (Fig. 14d).

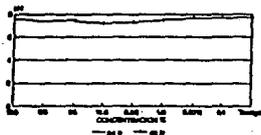
Porcentajes de Mortalidad

El 100% de mortalidad en las dos concentraciones más altas y su disminución al 50% en la concentración del 25% (Fig. 14), determinaron la obtención de la $\text{CL}_{50} - 24 \text{ h} = 24.24\%$, reflejo de una toxicidad relativamente baja, que disminuye drásticamente cuando la dilución de la muestra es de 12.5%, cuya mortalidad de 5% probablemente fué producto de algún daño adicional sobre el organismo, opinión que es reforzada con la lectura de la misma concentración a las 48 horas.

La CL_{50} parece ser consecuencia del efecto que ejerce la disminución del O. D. sobre sustancias como el NH_3 y los fenoles, que aumentan hasta en dos veces su toxicidad, como lo han mencionado algunos autores.

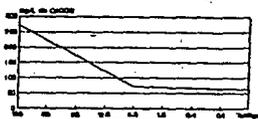
Al no variar considerablemente el pH, parece no influir en la toxicidad del desecho, tanto en la primera como en la segunda lectura, inclusive, su efecto directo sobre los organismos fué nulo, como el del O.D., al quedar dentro del ámbito que tolera la especie, que en este parámetro es de 6.5 a 8.6 unidades (MacArthur y Baillie, 1929; Pratt, 1943; Dingers, 1973; Feltier y Weber, 1985).

Fig. 14(a) pH en el Afl. de la Planta de Tratamiento



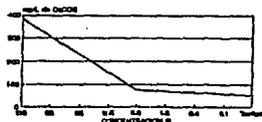
E.G.G.A.C.I.V., Abr.

Fig. 14(b) Alcalinidad del Afluente de la Planta de Tratamiento.



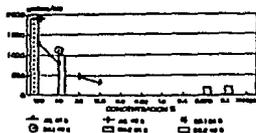
24 H de exposición

Fig. 14(c) Dureza del Afluente de la Planta de Tratamiento



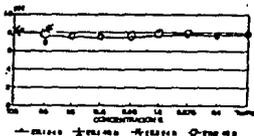
24 H de exposición

Fig. 14(d) Conductividad del Afluente y de los Efluentes de la Planta.



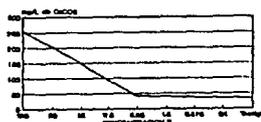
E.G.G.A.C.I.V., Abr.

Fig. 15(a) pH de los Efluentes de la Planta de Tratamiento



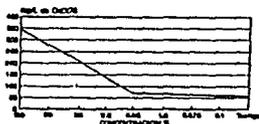
E.G.G.A.C.I.V., Abr.

Fig. 15(b) Alcalinidad del Efluente (1) de la Planta de Tratamiento



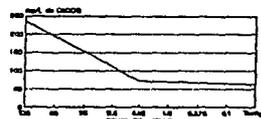
24 H de exposición

Fig. 15(c) Dureza del Efluente (1) de la Planta de Tratamiento



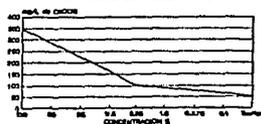
24 H de exposición

Fig. 16(a) Alcalinidad del Efluente (2) de la Planta de Tratamiento



24 H de exposición

Fig. 16(b) Dureza del Efluente (2) de la Planta de Tratamiento



24 H de exposición

Probablemente, la Alcalinidad y la Dureza Total como CaCO_3 influyeron en la mortalidad de los organismos en la concentración del 100%, debido a que fueron superiores a los valores recomendados.

La $\text{CL}_{50} - 48 \text{ h} = 16.67\%$, indica un posible aumento en la toxicidad de la muestra a mayor tiempo de exposición, como se observa en la mortalidad de la concentración del 25%; sin embargo, este resultado es consecuencia del bajo contenido de O. D., que fué de 0.8 mg/L (menos del 20% del nivel de saturación).

Como puede verse, la toxicidad del afluente es relativamente baja ($\text{CL}_{50} - 24 \text{ h} = 24.24\%$), sin embargo los valores de sus parámetros fisicoquímicos, demandan un control para evitar que sea afectado el sistema de tratamiento de la planta, a pesar de que varias características de algunos efluentes industriales que lo constituyen se amortiguen con las de otros.

Como lo mencionara García (1986), el incumplimiento de los parámetros fijados para la descarga del efluente de la planta, se debe a: 1) la gran variación de la proporción de aguas industriales - domésticas, 2) al caudal cambiante que afecta los procesos de aireación, que en consecuencia evita la formación de lodos o provoca su desintegración, y 3) al contenido de sustancias con propiedades tóxicas como los fenoles, que además de sobrepasar el límite permisible para la protección de la vida acuática (0.001 mg/L , McNelly, et al., 1979), esta clasificado como uno de los contaminantes de prioridad que tienen efectos inhibitorios sobre lodos activados, a pesar de que su concentración en la muestra compuesta (4.65 mg/L), este por debajo del intervalo umbral que causa efectos de este tipo y que es de 50 a 200 mg/L , según Anthony y Breimhurst (1981). Su contenido puede causar al sistema, daños de tipo explosivo y disminución del O. D. al ser oxidado, efectos que se suman a su toxicidad.

Este problema se incrementa, si consideramos la presencia del NH_3 , que aunque no este clasificado dentro de los contaminantes prioritarios que causan efectos inhibitorios sobre este tipo de sistemas, su concentración (3.911 mg/L), podría en algún momento agredir a los lodos y más aún, a la vida acuática, debido a que sobrepasa el valor recomendado para la protección de la misma.

La presencia de ambos tóxicos, es más riesgoza si tomamos en cuenta que al estar en combinación, su toxicidad aumenta. Y no sólo eso, ya que la carga de materia orgánica con que el afluente llega a la planta es muy alta y reduce la concentración de O. D., tal como lo muestran la D.B.O. (5 días) y la D.Q.O., reflejo de la combinación de todos los efluentes, principalmente de Esquim, S. A., que tuvo los valores más altos de estos parámetros.

Como se mencionó al principio, estos problemas tienen entre los principales responsables a las cinco descargas industriales analizadas.

Actualmente, el porcentaje del volumen de descarga de estas cinco industrias, es superior al 60% del total de efluentes que recibe la planta. De estas sobresale Quimica Mexama, S. A. por descargar el mayor volumen (58.57% del total), caudal que amortigua y diluye en gran proporción al afluente combinado, pero que al mismo tiempo, presenta un contenido de sólidos suspendidos totales y de grasas y aceites muy elevado, que pueden obstaculizar el funcionamiento del sistema.

Como lo muestra la Tabla 1, en casi 10 años (de 1975-1976 a 1987), los aportes de volumen de D.Q.O. de S.S.T. y de G. y A. por año, de estas industrias, se ha duplicado y en consecuencia los problemas que ocasionan se ven aumentados considerablemente, por lo tanto, si sus descargas no se han regulado, aún son los principales desechos que determinan las características del afluente combinado de la planta de tratamiento y las que definen, el buen o mal funcionamiento de la misma.

4.8 Prueba de Toxicidad con el Efluente de la Planta de Tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., Mor.

Características de la Prueba de Toxicidad

La prueba se inicio con un contenido de O. D. en el 100% de efluente de 0.6 mg/L (menor al 20% del nivel de saturación), porcentaje que aumento en la siguiente concentración a un 46%, con 6.6 mg/L en las tres concentraciones más bajas, reflejo del mayor volumen de agua de dilución (Tabla 15).

A las 24 horas, el contenido de O. D. en la concentración más alta fue de 0.9 mg/L (menor al 20% del nivel mencionado). Las concentraciones del 50 y 25% tuvieron a las 48 horas, una disminución de casi la mitad con respecto al primer tiempo, mientras que en las cinco diluciones restantes, la reducción fue menor (Fig. 15).

El pH de la concentración más alta a las 24 horas, fue poco alcalino (8.0 unidades) y a las 48 horas en el resto de las diluciones estuvo cerca de la neutralidad (Fig. 15a).

La Alcalinidad Total como CaCO₃ a las 24 horas en la concentración del 100%, fue ligeramente superior al límite establecido para la protección de la vida acuática, que es de 250 mg/L (Arrignon, 1979), pero fue menor al diluir el desecho (Fig. 15b).

La Dureza Total como CaCO₃ en la concentración más alta, superó el límite señalado anteriormente, razón por la cual se clasifico como agua muy dura (Rand y Petrocelli, 1985) y fue aún mayor al valor en que mejor se desarrolla la especie de prueba, que es de 150 a 300 mg/L (Pennak, 1978), pero que disminuyó al diluir la muestra (Fig. 15c).

La Conductividad fue de 1,900 µmhos/cm en la concentración más baja (Fig. 14d).

Porcentajes de Mortalidad

El análisis estadístico no se aplicó en esta prueba, para el primer tiempo de observación, por no reunir los requisitos necesarios, por lo tanto, no se determinó el CL50 - 24 h, ni sus límites de confianza. Sin embargo, el porcentaje de mortalidad registrado, demuestra que sólo el efluente al 100% fue letal para los organismos en este periodo de exposición (Fig. 15), toxicidad que se reduce en su totalidad al diluir la muestra al 50%. Al utilizar el método de interpolación gráfica en estos datos se supone que la CL50 - 24 h podría ser superior a una concentración del 60% del efluente.

La Toxicidad de la muestra, parece ser producto del posible aumento en toxicidad de algunas sustancias tóxicas, debido al bajo contenido de O. D., a pesar de que este ascendió ligeramente a las 24 horas y que se mantuvo dentro del intervalo que tolera la especie. Inclusive, el aumento en la toxicidad de estas sustancias, pudo ser favorecido por el ligero incremento del pH (de 7.5 antes de iniciar la prueba y de 8.0 en la primer lectura).

El valor de la CL50 - 48 h = 35.35%, indica un aumento en la toxicidad relativa de la muestra compuesta en la concentración del 50%, a un mayor tiempo de exposición de los organismos (Fig. 15). Este resultado parece ser producto del efecto de la disminución del O. D. sobre las características de la muestra. A pesar de que la concentración del 25% de efluente tuvo también una reducción drástica de O. D., no se presentó porcentaje de mortalidad. Aún el pH, se mantuvo dentro de los límites en que vive la especie, lo que descarta su posible efecto sobre la toxicidad relativa del efluente al no tener variaciones.

Los valores de la CL50 - 24 h y CL50 - 48 h, no se compararon al no tener límites de confianza en el primer tiempo de observación.

Debido al abatimiento de oxígeno en esta muestra, se desarrolló una segunda prueba con el efluente de la planta, el cual se aireó por un periodo de 12 horas antes del inicio de la misma, a este se le denominó Efluente (2). Por lo anterior, se debe considerar el efecto sobre parámetros como el pH y algunas sustancias tóxicas.

Características de la Prueba de Toxicidad con el Efluente (2)

El contenido de O. D. en la concentración de 100% del efluente, fué de 7.7 mg/L a las cero horas y disminuyó a 6.7 mg/L conforme se diluyó la muestra. La lectura a las 24 horas de iniciada la prueba no se realizó (Tabla 16).

A las 48 horas, se registró el O. D. para todas las diluciones del efluente, la concentración más alta tuvo 0.75 mg/L, que es menor al 20% de su saturación; en el resto de las concentraciones, este porcentaje aumentó hasta tener un 73% de saturación en la concentración del 0.375% de muestra.

A pesar de las 12 horas de preaireación, el desecho tuvo valores de O. D. menores a los de la prueba con el efluente aireado por sólo una hora (Fig. 16).

El pH de las dos concentraciones más altas, a las 24 horas, fué poco alcalino (8.05 y 7.8 unidades, respectivamente), y fué el mismo valor en la dilución al 50% a las 48 horas (Fig. 15a).

El resto de las concentraciones tuvo un pH que fluctuó entre lo cercano a la neutralidad y la poca alcalinidad (Arrignon, 1979).

Estos valores son similares a los de la prueba con el efluente aireado por una hora, a pesar del periodo de aireación de este, lo que pudo ocasionar una disminución en el pH.

La Alcalinidad Total y la Dureza Total como CaCO_3 en la concentración más alta, fué de 236 mg/L y de 348 mg/L, respectivamente (Fig. 16a y 16b). La dureza esta por arriba del valor recomendado para la protección de la vida acuática y aún por encima del ámbito en que mejor se desarrolla D. magna; estos valores disminuyeron al diluir la muestra.

El mismo comportamiento presentó la Conductividad a las 24 horas y 48 horas de exposición (de 1,900 $\mu\text{mhos/cm}$ en la primer lectura en la concentración más alta, a 205 $\mu\text{mhos/cm}$ en la segunda observación en la concentración de 0.1% de efluente).

Porcentajes de Mortalidad

Con el periodo de preaireación se pretendió reducir la D.B.O. (5 días) y la D.C.O. y mantener así, un contenido de O. D. aceptable durante la prueba; este parámetro posiblemente causó la mortalidad en la prueba con el efluente aireado por una hora. La aireación podría reducir la concentración y la toxicidad de algunas sustancias, así como disminuir ligeramente el pH.

Sin embargo, a pesar de que todas las concentraciones del efluente (2) tuvieron un O. D. de 6.7 a 7.7 mg/L al inicio de la prueba, el porcentaje de mortalidad fué mayor en la concentración del 50% (Fig. 16), a diferencia de lo que sucedió en el efluente (1) (Fig. 15), debido a una mayor reducción del O. D. en el efluente aireado por 12 horas.

El porcentaje de mortalidad en la segunda lectura, fué de 100% en las dos concentraciones más altas, este resultado en la dilución al 50% del efluente, tanto a 24 como a 48 horas de exposición, indican un ligero aumento de la toxicidad relativa al transcurrir el tiempo. Este porcentaje parece ser consecuencia de la disminución del O.D., debido a que de 7.7 mg/L se redujo a 0.75 mg/L en el 100% del efluente a las 48 horas, valor que es similar para la siguiente concentración.

La disminución del pH en la concentración del 50% del efluente en la segunda lectura (Fig. 15a), descarta el planteamiento del posible efecto de este parámetro sobre las sustancias tóxicas ya mencionadas.

Es posible que las mortalidades que tuvieron las concentraciones de 0.375% y de 0.1%, hayan sido causadas por un daño adicional sobre los organismos antes del inicio de la prueba, ya que dicho porcentaje no vario en los dos tiempos de observación.

El CL50 - 24 h fuè de 37.48% y el CL50 - 48 h fuè de 35.35% de efluente, la diferencia es minima, pero no confiable, debido a que se sobrelapan los limites de confianza.

Como podemos ver en la Tabla 15 y 16, la toxicidad relativa del efluente (2) es igual a la del efluente (1) en un periodo de exposici3n de 48 horas, lo que podria indicar una persistencia de la toxicidad de la muestra, a pesar del periodo de 12 horas de preaireaci3n del efluente.

Con esta acci3n, se pretendia satisfacer las demandas de oxigeno, para eliminar este problema como posible causante de la mortalidad del desecho y reducir indirectamente la toxicidad de algunas sustancias.

Es notorio que existen problemas en el contenido de O. D., lo cual favorece al efecto t3xico de sustancias como el NH₃ y los fenoles; debido a esto se deben disminuir las deficiencias en el proceso de aireaci3n para satisfacer las demandas de este gas y reducir el contenido de estas sustancias, asi como su posible efecto.

4.9 Jerarquización Tóxica de los cinco efluentes industriales

Los valores de la CL50 obtenidos durante las pruebas, ubican a los efluentes industriales en el siguiente orden decreciente respecto a su toxicidad relativa:

Para un periodo de exposición de 24 horas:

- + 1.- Laboratorios Julian de México, S. A. (CL50 = 1.09%)
- 2.- Christianson, S. A. de C. V. (CL50 = 2.06%)
- 3.- Quimica Mexama, S. A. (CL50 = 3.07%)
- 4.- Esquim, S. A. (CL50 = 7.78%)
- 5.- Orsabe, S. A. (CL50 = 24.93%)

Sin embargo, al realizar el ajuste de pH en las muestras compuesta de Lab. Julian de México, S. A. y de Quimica Mexama, S. A., el orden anterior vario de la siguiente manera:

- + 1.- Laboratorios Julian de México, S. A. (CL50 = 0.77%)
- 2.- Christianson, S. A. de C. V.
- 3.- Esquim, S. A.
- 4.- Orsabe, S. A.
- 5.- Quimica Mexama, S. A. (CL50 = 25.0%)

Para un periodo de exposición de 48 horas (s/ajuste):

- + 1.- Christianson, S. A. de C. V. (CL50 = 0.44%)
- 2.- Laboratorios Julian de México, S. A. (CL50 = 0.77%)
- 3.- Esquim, S. A. (CL50 = 1.98%)
- 4.- Quimica Mexama, S. A. (CL50 = 3.07%)
- 5.- Orsabe, S. A. (CL50 = 21.30%)

Con el ajuste de pH sobre las industrias antes mencionadas, no se tuvo variación alguna en la jerarquización de las muestras a las 48 horas, inclusive, la CL50 de Lab. Julian de México, S. A., fue el mismo; por otra parte, Quimica Mexama, S. A. presentó nuevamente una reducción considerable de su toxicidad relativa con dicha acción (CL50 = 13.63%).

4.10 Sensibilidad del Organismo de Prueba

De acuerdo a los requerimientos establecidos por Rosenberg, et al. (1978) y Rand y Petrocelli (1985), para realizar pruebas de toxicidad, el organismo de prueba debe tener entre otras características, un alto grado de sensibilidad a los tóxicos de prueba.

Daphnia magna Straus, se elige para el desarrollo de estas pruebas de toxicidad aguda, en base a lo citado por varios autores (Anderson, et al., 1948; Canton y Adema, 1978; Adema, 1978; Leewangh, 1978), quienes la consideran más sensible que otros organismos acuáticos (entre peces e invertebrados) en este tipo de estudios.

Sin embargo, esta especie tiene un amplio ámbito de resistencia a condiciones fisicoquímicas extremas, tales como un pH de 6.5 a 8.6, una temperatura de 8 a 30 °C y una concentración de oxígeno disuelto que va de 0.2 a 24 mg/L (MacArthur y Baillie, 1929a,b; Pratt, 1943; Dingers, 1973; Rand y Petrocelli, op cit.). Particularmente, la resistencia que tiene a concentraciones tan bajas de oxígeno, es consecuencia de su contenido de hemoglobina, cuya síntesis es elevada cuando se presentan variaciones extremas de este gas dentro del ambiente, que incluso causarían la muerte a otras especies del mismo género.

Si consideramos que los progenitores de los organismos empleados en este trabajo fueron colectados en un ambiente contaminado (Presa Requena, Hgo., que actualmente está en recuperación), podría admitirse que estaban con alguna probabilidad, "condicionados" a vivir en un ambiente de características deplorables, y que sus descendientes conservaron esta capacidad de resistencia, debido a su reproducción asexual (partenogénesis), que implica poca, si se presentara, variación genética. No obstante, pudieron asegurar su existencia en estas condiciones gracias al desarrollo de efipios, los cuales romperían su diapausa cuando las características mejoraran.

Por lo tanto, podemos decir, que la toxicidad relativa de los desechos de prueba es alta, debido a que con *D. magna*, que es relativamente resistente, se obtuvieron valores de CL50 - 24 h desde 0.77% del efluente con pH ajustado de Lab. Julian de México, S. A., hasta una CL50 - 24 h de 37.48% con el efluente (2) de la planta de tratamiento. Y respecto a la CL50 - 48 h el valor más bajo fue de 0.44% del efluente de Christianson, S. A. de C. V. y el valor más alto fue de 35.35% del efluente (1) y (2) de la misma planta.

En resumen, el uso de esta especie en pruebas de toxicidad aguda (letales), resulta de gran utilidad para tener un panorama de lo que podría esperarse que sucediera con otros organismos menos resistentes. Por otro lado, resalta la necesidad de que en un futuro cercano, se realicen pruebas de toxicidad subletales (crónicas), con concentraciones más bajas de los mismos desechos analizados en este estudio, para lograr así, delinear las características o los límites permisibles de descarga, tanto de las industrias como de la misma planta de tratamiento, con lo que podría obtenerse una reducción de la alteración sobre las características del cuerpo de agua receptor, que es causada por estos desechos.

4.11 Eficiencia del Sistema de Lodos Activados de la Planta de Tratamiento

Debido a que los efluentes de las cinco industrias analizadas, suman más del 60% del volumen total de las 70 industrias que conducen sus desechos a la planta de tratamiento, y que las mismas pertenecen a la rama químico-farmacéutica, por lo que sus desechos contienen gran cantidad de sustancias potencialmente tóxicas, inicialmente podemos decir que el sistema de lodos activados de tipo convencional con el que son tratados los desechos, no es el adecuado. En primer lugar, porque este sistema de tratamiento se eligió por ser más económico que un tratamiento de tipo fisicoquímico, al considerar que la naturaleza del afluente, hasta 1978, era biodegradable (Gallina, 1978; Garcia, 1986). Sin embargo, actualmente, el afluente de la planta contiene altas concentraciones de sustancias con propiedades tóxicas para las bacterias del sistema, tales como el amoníaco no ionizado con 3.91 mg/L y los fenoles con 4.65 mg/L; sin considerar la probabilidad

de que se presenten iones como el Cu y el Fe, que han sido reportados entre los principales inhibidores de la función de los microorganismos, al ser absorbidos por estos. Esto se traduce en una reducción de la capacidad oxidativa, lo que ocasiona un mayor contenido de sustancias riesgosas en los lodos y en consecuencia, provoca problemas en la disposición de los últimos (Anthony y Breimhurst, 1981; Tsezus y Bell, 1988). Ahora bien, debido a que no hay evidencia de aclimatación de organismos nitrificantes para metales, entonces una planta de este tipo, que es afectada principalmente por el ión Cu, podría descargar todo el nitrógeno del afluente en exceso del necesario para el sistema, predominantemente en forma de amoniaco (Athie, 1978); esta podría ser la explicación de los 2.437 mg/L de amoniaco no ionizado en el efluente de la planta, lo que representa una remoción del 37.69% con respecto al afluente (Tabla 5).

Otra de las consecuencias que ocasiona el contenido de sustancias tóxicas en el afluente de la planta, son los malos olores que predominan durante todo el proceso de tratamiento, causados en gran parte, por el contenido de materia orgánica y de fenoles. Este problema se contrapone a lo citado por Athie, op. cit., quien mencionó que problemas de este tipo, no serían considerables con un tratamiento como el diseñado para E.C.C.A.C.I.V..

Además del contenido de sustancias riesgosas, el efluente que es descargado hacia la barranca Puente Blanco, presenta problemas en el contenido de D. D., a consecuencia de una D.R.O. (5) y de una D.Q.O. con valores muy elevados, características que en su conjunto, se reflejarán de modo adverso en la corriente del cuerpo de agua receptor. Este efecto se sumará a las características que le proporcione la descarga del afluente combinado, en las ocasiones en que el mismo es desviado hacia la barranca sin pasar por la planta (García, op. cit.).

Si solo el efluente de la planta se descargara hacia la barranca, sus características fisicoquímicas no cumplirían en su totalidad con las recomendadas para el uso agrícola, como se planteó en el diseño (Tabla 17). Así, por ejemplo, la concentración del D. D. con que se descarga el efluente (en promedio 0.6 mg/L) está por debajo de los 3.2 mg/L (valor que se recomienda para dicha actividad). Incluso, la D.B.O. (5 días) del efluente (616 mg/L), sobrepasa los 40 mg/L, que es el promedio mensual de cuatro muestras diarias, establecidos por la S.A.R.H. en 1976 para la descarga del efluente de la planta (Tabla 2) (García, 1978).

TABLE 17.- Características de la Calidad del Agua para Usos Agrícolas (García, 1986).

PARAMETRO	VALOR
pH (Criterios Ecológicos de 1989)	4.5 a 9.0
Temperatura	30 °C máximo
Materia Flotante	Ausente
Conductividad (Criterios Ecológicos, op. cit.)	1.8 (micro-mhos/cm)
Oxígeno Disuelto (O. D.)	3.2 mg/L
Bacterias Coliformes	1000 org./100 ml
Fenoles (Wilber, 1971)	50.0 mg/L
N y P	Que no provoquen hiperfertilización

A pesar de que en el diseño de la planta no se consideró el impacto que ejercerían los desechos de CIVAC (tratados y no tratados) sobre el río Apatlaco, que es el que recibe la corriente de la barranca, podemos suponer los efectos de dichas descargas con un O. D. muy bajo, esta deficiencia se sumaría a los problemas que presenta su corriente en el contenido de este gas, principalmente en el tramo comprendido entre los 10 y 7 Km antes de la desembocadura de este hacia el río Amacuzac, zona en la que el O. D. es eliminado totalmente, debido a las descargas de aguas residuales del ingenio Emiliano Zapata y su fábrica de alcohol. Este efecto se prolongaría en el tiempo y en el espacio, si sumamos al O. D. empleado en la degradación de la materia orgánica disuelta y al consumo de organismos bentónicos, el uso retrazado de oxígeno por la degradación de partículas finas de materia orgánica, coloidales y solubles (S.R.H., 1972a; 1975; Hvitved-Jacobsen, 1982).

Por otra parte, debe considerarse los posibles efectos que ocasiona la descarga del efluente con estas características fisicoquímicas (Tabla 5), que sumado a los metales que acarreá el caudal de la barranca, provocan que el impacto de este sobre el río sea de mayores magnitudes.

Si Daphnia magna presentó una CL50 - 24 h = 37.48% y una CL50 - 48 h = 35.35% con el efluente (2) (Fig. 16), que sucedería con otras especies más sensibles si se exponen al efluente, o bien, a la combinación de este con el afluyente, en los casos en que el segundo es desviado a la barranca sin ser tratado y cuya toxicidad relativa fué mayor a la del primero, con una CL50 - 24 = 24.24% y una CL50 - 48 h = 16.67% (Fig. 14).

Por último, a pesar de que el efluente de la planta presentó, en un periodo de exposición de 48 horas, una toxicidad relativa de casi la mitad, con respecto a la de su afluyente, sus características fisicoquímicas aún son de alto riesgo para que sean descargadas hacia la barranca Fuente Blanco.

A pesar de los porcentajes de remoción en el efluente de los parámetros citados en la Tabla 5, la eficiencia del sistema de tratamiento de lodos activados de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., es cuestionable, dadas las características actuales de CIVAC, que se reflejan en los resultados de las pruebas de toxicidad y en la concentración de sustancias tóxicas como el NH_3 , así como en el abatimiento de su contenido de O. D..

Esto permite suponer, que el sistema requiere de algunas modificaciones para que el tratamiento de los desechos combinados, resulte más eficaz que el que podría lograrse con un tratamiento individual. Estas modificaciones serían reforzadas por los procesos de amortiguamiento al que son expuestos los desechos al ser conducidos de manera conjunta.

4.11.1 Posibles Modificaciones al Sistema de Tratamiento

En base a los resultados de este estudio, se sugieren algunas de las acciones que podrían aplicarse para un mejor funcionamiento de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V..

Es conveniente realizar un monitoreo más estricto sobre todas las descargas que llegan a la planta, con el propósito de determinar cuales requieren un pretratamiento antes de vertir sus desechos hacia la misma. Esto ayudará a disminuir el contenido de materia orgánica, de sustancias tóxicas y de metales en el afluente combinado.

Además, se debe procurar que todos los desechos de la ciudad industrial, sean conducidos hacia la planta, para evitar la descarga directa del afluente no tratado sobre la barranca.

Lo anterior podría llevarse a cabo a través de estanques de almacenamiento, que captaran los volúmenes excedentes en los casos en que la planta esté trabajando a su mayor capacidad, para después incorporarlos al tratamiento. De esta manera, se recibiría un caudal medio estándar, que evitaría problemas en el proceso de aireación y en consecuencia en la formación de los lodos activados.

Así mismo, García (1986) recomienda la incorporación de módulos de tratamiento adicionales para satisfacer las necesidades. De esta manera, plantea anexar un estanque regenerador de lodos en el que se establezcan y regeneren por aireación por separado. Esta modificación forma parte del método de Estabilización por Contacto, donde los lodos activados se ponen en contacto íntimo con las aguas residuales, durante 15 a 30 minutos; en seguida, la mezcla fluye al estanque de sedimentación de donde se separan los lodos y se pasan al regenerador.

Otra alternativa sería la llamada Aireación Activada, que es un tratamiento de lodos activados, pero por etapas, con un período de aireación menor. Los lodos que generalmente se desperdician como exceso, se pasan a una sección de aireación activada, que recibe y airea también una porción del gasto de aguas residuales sedimentadas; estas aguas deberán tener una concentración baja de sólidos (de 200 a 400 p.p.m.). En seguida existen estanques de sedimentación final para ambas secciones, donde se reciben efluentes que luego se canalizan hacia las aguas receptoras. En este proceso se puede abatir la D.B.O. en un 80 a 85% y se reduce el costo del aire (D.S.E.N.Y., 1983).

Para evitar que el contenido de metales en el afluente combinado de la planta esté en dilución y sean adsorbidos por los microorganismos y en consecuencia inhiban su función, podría bajarse la temperatura del afluente al inicio del tratamiento y mantener su pH arriba de 6.0. Esta acción favorecería también a la remoción de los lodos residuales, debido a que se desalojarían con un contenido más bajo de metales pesados y de otros contaminantes orgánicos, por lo que podrían ser utilizados como fertilizantes. Además, si estos lodos después se reciclan al sistema como inóculo, la eficiencia del mismo podría aumentar (Anthony y Breimhurst, op. cit.). Estos autores proponen que para reducir el problema en el contenido de sustancias tóxicas como los fenoles, podrían emplearse lodos activados (bacterias) aclimatados y tiempos de retención más largos. De esta manera, el nivel de degradación aumentaría.

Por otra parte, para una mayor remoción de nitrógeno amoniacal, puede emplearse el proceso de Nitrificación-Desnitrificación. En el primer paso, el amoníaco es transformado aeróbicamente a nitratos, posteriormente en la desnitrificación (anóxicamente), los nitratos son convertidos a nitrógeno gaseoso. Esto puede realizarse bien en reactores separados, donde se emplea metanol o cualquier otra fuente apropiada de carbón orgánico, o en sistemas combinados para la oxidación del carbono, nitrificación y desnitrificación, con la utilización de aguas residuales como fuente.

Como resultado de la nitrificación inicial, se podría remover del 5 al 20% del total de nitrógeno amoniacal que entra al proceso, mientras que con el proceso de desnitrificación, se podría remover un 80 a 90% del nitrógeno en forma de nitratos (70 a 95% del total de nitrógeno que entra al proceso).

Este proceso se plantea como el más adecuado para la planta, debido a su ubicación, ya que funciona mejor en altas que en bajas temperaturas (Mendoza, 1981). Su aplicación se realizaría sobre el efluente del sedimentador primario, o incluso directamente sobre las aguas residuales crudas, para pasar después al estanque de aireación y por último, al sedimentador secundario.

Para remover más eficientemente la materia orgánica soluble, se puede emplear el proceso del Carbón Activado, ya sea granular o en polvo. Para el granular se pueden usar columnas de flujo ascendente y descendente, las primeras tienen la ventaja de permitir el paso de sólidos, por lo que no se pierde la carga hidráulica, ni se taponan; el inconveniente es que aparecen partículas finas de carbón en el efluente.

El carbón en polvo se mezcla en el agua en el estanque de aireación y se remueve por sedimentación, su desventaja básicamente es por la pérdida en la regeneración.

Resultaría conveniente aplicar cloro al afluente antes que llegue al estanque de sedimentación, ya que por regla general, se logra una mejor precipitación y se obtienen lodos más pesados (D.S.E.N.Y., op. cit.). Sin embargo, se corre el riesgo de formar cloraminas, compuestos que tienen un efecto cancerígeno.

Como última sugerencia, se recomienda remover el fósforo, si el nivel fuera elevado, con la adición de sales de hierro o de aluminio en el estanque de aireación, o bien después del tratamiento secundario, en una relación molar de 1 a 3 de ión metálico a fósforo. Con esta modificación en el sistema de lodos activados convencional, se obtiene un efluente con menor turbiedad, menor temperatura y con bajo contenido de sólidos suspendidos (Mendoza, op. cit.).

S. - CONCLUSIONES

1.- La mayor toxicidad relativa entre los efluentes industriales analizados correspondió al efluente de los Laboratorios Julian de México, S. A. a las 24 horas de exposición y al de Christianson, S. A. de C. V. a las 48 horas de exposición. El efluente de Química Mexama, S. A. tuvo el tercer y cuarto lugar en estos tiempos, respectivamente, mientras que el efluente de Esquim, S. A. tuvo el cuarto y tercer lugar en los mismos. La toxicidad relativa más baja fue la del efluente de Orsabe, S. A., tanto a las 24 horas como a las 48 horas de exposición.

2.- Con el ajuste de pH, realizado sobre los efluentes de los Laboratorios Julian de México, S. A. y de Química Mexama, S. A., el nivel de toxicidad relativa se redujo considerablemente, principalmente en esta segunda industria, del tercer lugar pasó al quinto. Sin embargo, el efluente de Laboratorios Julian, mantuvo su lugar como el efluente relativamente más tóxico entre los analizados, para un periodo de exposición de 24 horas. Para 48 horas, la toxicidad relativa del efluente de esta industria fue la misma, a pesar del ajuste mencionado, en cambio el efluente de Química Mexama, S. A. presentó una reducción en su toxicidad relativa con esta modificación y pasó de una $CL50 = 3.07\%$ a una $CL50 = 13.63\%$, aunque ambas industrias conservaron su sitio en la jerarquización tóxica, de segundo y cuarto lugar respectivamente.

3.- Los efluentes industriales analizados, presentaron deficiencias en el contenido de O. D., lo que se reflejó principalmente en el segundo periodo de exposición. En algunos casos, el nivel de saturación mínimo recomendado para este tipo de estudios, no se cumplió, por lo que requieren de una aireación previa a la descarga, para reducir las demandas de oxígeno, cuyos valores son muy altos.

4.- El ajuste del pH realizado al efluente de Laboratorios Julian de México, S. A., debe ser posterior a un tratamiento que reduzca el contenido de sustancias, tales como el sulfidrato de sodio, el amoniaco no ionizado y los fenoles, ya que podrian ser los principales responsables de la toxicidad del desecho. Esta acción es urgente, debido a que junto con el efluente de Esquim, S. A. son los principales aportadores de amoniaco no ionizado del afluyente combinado de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V..

5.- El efluente de Christianson, requiere de un tratamiento previo que regule el pH básico, que proporcione la aireación que satisfaga las demandas de oxigeno y que reduzca el contenido de sustancias como los fenoles y el amoniaco no ionizado; estos no se habian reportado en concentraciones tóxicas, sin embargo, pueden ser los principales responsables de la toxicidad relativa del efluente.

6.- El ajuste de pH realizado al efluente de Quimica Mexama, S. A., redujo considerablemente la toxicidad relativa del mismo (esto reafirma que es posiblemente el principal causante de esta). Dicha acción se convierte en una opción de pretratamiento adecuada para el desecho, antes de su descarga, lo que repercutirá positivamente en el afluyente combinado de la planta de tratamiento, debido a que es el principal contribuyente del mismo.

7.- La toxicidad relativa del efluente de Esquim, S. A., es provocada principalmente por sus aguas ácidas y por el gran contenido de fenoles (de estos ultimos, es el principal aportador en el afluyente de la planta de tratamiento). Es necesario en consecuencia, establecer un sistema de pretratamiento adecuado, antes de la descarga, que regule el pH y reduzca el contenido de estas sustancias.

8.- El efluente de Orsabe, S. A., debe recibir un pretratamiento que reduzca su contenido de amoniaco no ionizado y controle su pH; esta acción debe realizarse independientemente del bajo volumen que descarga la industria anualmente.

9.- La sensibilidad de Daphnia magna Straus, resultó considerablemente alta a los desechos de prueba, pese a su lugar de procedencia (Presa Requena, Hgo.), a su capacidad de aumentar la síntesis de hemoglobina, que le permite sobrevivir en condiciones de O. D. bajo, y por otra parte a la capacidad de desarrollar epifios como forma de resistencia ante condiciones desfavorables (ámbito de respuesta hacia los efluentes analizados, de 0.44% a 25% de muestra compuesta). En consecuencia, puede considerarse como un organismo de gran utilidad para el desarrollo de pruebas de toxicidad aguda, tanto por su sensibilidad relativa, fácil cultivo en el laboratorio y por su bajo costo.

10.- Los resultados de estos análisis biológicos, dan un panorama más claro de lo que sucede en el ambiente, a diferencia de lo que podría obtenerse sólo con análisis de tipo fisicoquímico.

11.- A pesar de los porcentajes de remoción que tuvo el efluente en varios parámetros fisicoquímicos, con respecto al afluente, es necesario modificar las instalaciones de la planta de tratamiento de E.C.C.A.C.I.V., Mor., anexando módulos que realicen el tratamiento de los desechos, combinando métodos fisicoquímicos con métodos biológicos, dadas las características actuales de los mismos, que en parte, por su gran contenido de sustancias tóxicas, como el amoniaco no ionizado, que al combinarse con los fenoles, pueden reducir la eficacia del sistema. Además, se debe estandarizar el volumen del afluente, esto disminuiría los problemas en el proceso de aireación durante el tratamiento y en consecuencia daría un abastecimiento de oxígeno mayor, para satisfacer las demandas correspondientes, así como disminuir el efecto tóxico de las sustancias arriba mencionadas.

12.- El desarrollo de este estudio con organismos de una especie, así como los resultados de la misma, representan una estimación conservativa de lo que podría pasar en el medio; sin embargo, dan pauta a la realización de pruebas de toxicidad crónica con otras especies de distinto nivel trófico, estructural o funcional, para poder así, delinear los límites permisibles de descarga, tanto de los efluentes industriales, como de la planta de tratamiento. Esto reduciría el impacto potencial de los primeros sobre la planta, así como el del efluente de esta sobre el cuerpo de agua receptor.

6. RECOMENDACIONES

Al considerar los resultados de este estudio, a continuación se proponen algunas recomendaciones para el desarrollo posterior de pruebas de toxicidad.

1.- Los organismos a emplear en pruebas de toxicidad, deben ser proporcionados por un laboratorio estatal o privado que tenga cultivos puros de *Daphnia* y que esta sea utilizada en este tipo de estudios. Los organismos pueden solicitarse al Environmental Monitoring and Support Laboratory-Cincinnati; o algún otro perteneciente a la Environmental Protection Agency (E.P.A.)

2.- Realizar "pruebas de sensibilidad" con un tóxico de referencia (Sulfato de Sodio Dodecyl), con la finalidad de determinar la sensibilidad del Cladócero (*D. magna*). La prueba puede realizarse dentro de un periodo de 7 días antes del inicio de la prueba de toxicidad con el desecho, o bien, al mismo tiempo. La CL50 - 48 h para el tóxico de referencia, deberá quedar en un intervalo de 5 a 10 mg/L para esta especie; si no cayera dentro de estos valores, la credibilidad del procedimiento de esta prueba será cuestionable, por lo que el procedimiento deberá chequearse y otro grupo de organismos tendrá que emplearse para repetir las pruebas con el tóxico de referencia y con el desecho.

3.- Exponer a los organismos de prueba en agua de dilución al término de la prueba de toxicidad, con el propósito de observar su comportamiento, debido a que algunos químicos actúan como anestésicos o bien, existen tóxicos con efectos latentes o retardados.

4.- Realizar la evaluación integral del comportamiento tóxico del efluente de la planta de tratamiento, en la corriente del cuerpo de agua receptor (Río Apatlaco), para lo cual deberá considerarse su grado de persistencia en relación al gasto y otras fuentes de contaminación, tanto puntuales como no puntuales, así como en que niveles, la toxicidad del efluente persiste después de la descarga.

El grado de persistencia de la toxicidad del efluente (vida media), puede ser un factor determinante para establecer los límites de toxicidad permitidos para la descarga del mismo, además, es un factor en la estimación del efecto de una descarga sobre la vida acuática en el agua receptora.

Para determinar esta persistencia se desarrollan pruebas de toxicidad por 24 horas de exposición, con una porción de la muestra, inmediatamente después de la colecta (dentro de 36 horas máximo, después del muestreo). La prueba se repite sobre la porción restante de la muestra, después de la realización de la primer prueba (después de 96 horas). La muestra del efluente para la segunda prueba, debe ser mantenida a temperatura del cuarto y con luz directa, en un recipiente de vidrio al descubierto, se le checará el O. D. después de 1, 2, 4 y 8 horas, diariamente, para determinar si es requerida una aireación extra.

Si los resultados de la segunda prueba indican una disminución en la toxicidad del efluente, al 50% o más de su valor previo al periodo de almacenamiento (si la CL50 aumentó de 10% a 20% o más), la toxicidad puede considerarse como no persistente, lo que significa que tiene una vida media menor a 96 horas. Por el contrario, si la CL50 no incrementó 50% de su valor previo después de 96 horas, la toxicidad se considera como persistente (Weber y Peltier, 1981; Peltier y Weber, 1985).

5.- Para determinar la capacidad dilutoria del río (porcentaje de dilución), adicionar a la descarga del efluente de la planta, una sustancia que pueda rastrearse a través de la corriente; deben desarrollarse a la vez, pruebas de toxicidad a largo tiempo (pruebas de toxicidad crónica) después de las agudas, según los porcentajes de dilución que se presenten a lo largo de la corriente. Con los resultados obtenidos de las segundas pruebas (Concentración Efectiva <CESO>), se podrán obtener las concentraciones o dilución necesaria que podrían no alterar la fisiología de los organismos de determinado ecosistema acuático, y en consecuencia se podrán plantear los límites de descarga permisibles para la planta de tratamiento (una vez que todos los efluentes industriales de la zona de CIVAC y sus alrededores entren a la misma.

6.- Al realizar pruebas de toxicidad crónica (a largo tiempo), podrían evaluarse algunas respuestas fisiológicas de los organismos en concentraciones subletales, ya que si no matan al individuo, si pueden evitar que prospere la especie, debido a que alteran de alguna manera, si fuera el caso, su reproducción.

7.- Resultaría aún más eficaz, para predecir adecuadamente la concentración de uno o varios tóxicos, que pudieran dañar una población o ecosistema dado, elaborar en un futuro cercano, pruebas de toxicidad letales (agudas), seguidas de pruebas subletales (crónicas), que incluyan organismos representativos de tres niveles de una cadena alimenticia: un organismo fotosintético como una alga (recomendadas por Walsh, *et al.* <1980> como más sensibles que *D. magna* Straus); un elemento intermediario como un macroinvertebrado y algunas especies de peces. La U.S.E.F.A. (1985), sugiere hacer una ordenación de especies para probar cuál es representativa de grupos estructurales (distinciones espaciales como invertebrados bentónicos) en orden para derivar un criterio de la calidad del agua, con esto podría obtenerse información como la CL50 más alta, la toxicidad o sensibilidad relativa más baja.

En consecuencia, al probar una ordenación de grupos diferentes, representativos y sensitivos, podría aumentar la probabilidad de determinar el rango de respuesta en el ambiente, sin necesidad de probar cada uno del vasto número de especies afectadas individualmente.

Referencias Bibliográficas

- ADEMA, D. M. M., 1978. Daphnia magna as test animals acute and chronic toxicity tests. Hydrobiologia. 59:2.
- AGUIRRE, M. J. 1982. El Medio Acuático y su Contaminación. En: El Medio Ambiente en México. Temas Problemas y Alternativas, de López P. y R. M. Fondo de Cultura Económica. México. Págs. 169 - 183.
- ALABASTER, J. S. y R. LLOYD, 1980. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. Butterworth y Co. Publishers LTD. London. 297 p.
- A.P.H.A., 1981. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th. Edition. A. P. H. A., American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Washington, D. C. 1193 p.
- ANDERSON, B. G., T. F. ANDREWS, D. C. CHANDLER y W. J. JAHODA, 1948. The Evaluation of Aquatic Invertebrates as Assay Organisms for the Determination of the Toxicity of Industrial Wastes. Report by Ohio State University. Research Foundation of American Petrology Institute. New York, N. Y.
- ANTHONY, R. M. y L. H. BREIMHURST, 1981. Determining maximum influent concentration of priority pollutants for Treatment Plants. Journal Water Pollution Control Federation. 1457 - 1468.
- ARRIGNON, J., 1979. Ecología y Piscicultura de Aguas Dulces. Mundi-Prensa. Madrid, España. 365 p.
- ATHIE, L. C. M., 1978. Water Quality Management in CIVAC, Mor. (México). Tesis de Grado de Maestría en Ciencias. Universidad de Strathclyde. Department of Civil Engineering. Public Health Division.
- _____ 1987. Calidad y Cantidad del Agua en México. Edit. Universo Veintiuno. México, 152 p.

- BIESINGER, K. E. y G. M. CHRISTENSEN, 1972. Effects of various metals and survival, growth, reproduction and metabolism of Daphnia magna. Journal Fishers Research Board of Canada. 29: 1691 - 1700.
- BRIZUELA, F., 1971. Bioensayos para calcular el TIm en aguas contaminadas por desechos industriales. Tesis Profesional. I. P. N. México. 67 p.
- BUIKEMA, L. A., R. B. NIEDERLHENER y CAIRNS Jr., 1982. Biological Monitoring. Part IV - Toxicity Testing. Water Research. 16: 239 - 262.
- CANTON, J. H. y D. M. M. ADEMA, 1978. Reproducibility of Short - Term and Reproduction Toxicity Experiments with Daphnia magna and comparison of the sensitivity of D. magna with D. pulex and D. cucullata in short - term experiments. Hydrobiologia. 59: 125 - 140.
- D.S.E.N.Y., 1983. Manual de Tratamiento de Aguas Negras. Edit. LIMUSA. México. 304 p.
- DINGERS, R. R. S., 1973. Ecology of Daphnia in Stabilization Ponds. Texas State Department of Health Division of Wastewater Technology and Surveillance.
- DIAZ, Z. G. y L. E. GUTIERREZ, 1988. Rehabilitación Limnológica de la Presa Requena, Hgo. En el: VI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A. C.
- D. H. T. A., S. A., 1976. Distrito para el Control de la Contaminación de la Zona de CIVAC. (Identificación y Caracterización de descargas de Aguas Residuales. Bases Tarifarias).
- GALLINA, A. J., 1978. Aprovechamiento Agrícola de Aguas Industriales. Tesis Profesional: Químico Farmacéutico Biólogo. Fac. de Química, U. N. A. M. 116 p.

- GARCIA, O. J., 1986. Diagnóstico de Eficiencia de Tratamiento de la Planta de E.C.C.A.C.I.V. y Estrategia para Mejorarla. En: Memoria del V Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (Los Límites del Deterioro Ambiental). Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A. C. México. págs. 95 - 97.
- GOULDEN, C. E. y L. L. HENRY, 1987. Instructions for the Culture of Daphnia for Toxicity Testing. 30 p.
- GUTIERREZ, L. E. D., 1984. Caracterización Tóxica de algunos efluentes industriales mediante bioensayos estáticos con renovación. Tesis Profesional: Biología. Fac. de Ciencias. U.N.A.M.
- GUTIERREZ, L. E. D. y C. B. CUBILLAS, 1983. Caracterización Tóxica de tres Industrias del Valle de México mediante Bioensayos estáticos con renovación cada 24 horas utilizando a Cyprinus carpio. S. R. H.
- HEISEY, D. y K. G. PORTER, 1977. The effect of ambient oxygen concentration on filtering and respiration rates of Daphnia galeata mendotae and D. magna. Limnology and Oceanography, 22: 839-845.
- HORNING, I., B. WILLIAM y C.I. WEBER, 1985. Short - term Methods for Estimating the chronic Toxicity of Effluents and Receiving Water to Freshwater Organisms. U.S.E.P.A. Cincinnati. 162 p.
- HVITVED-JACOBSEN TH., 1982. The impact of combined Sewer over-flow on the dissolved oxygen concentration of a River. Water Research. 1: 1099 - 1105.
- JAMES, A. y L. EVISON, 1979. Biological Indicators of Water Quality. John Wiley and Sons. Great Britain.
- LEEUWANGH, P., 1978. Toxicity tests with Daphnids: Its Application in the management of water quality. Hydrobiologia. 59: 145 - 148.

- LOPEZ, M. M. P., 1984. Evaluación del grado de contaminación de las diferentes cuencas del país y prioridades de atención. En: Memoria del IV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A. C. México.
- LOPEZ, P. 1975. Biensayos en tres especies: Tilapia melanopleura, Cyprinus carpio y Micropterus salmoides para probar la toxicidad de las aguas residuales de dos industrias (Ingeniería Azucarero y Teneña) y aguas residuales domésticas de la Cd. de Cuernavaca, Mor. Tesis Profesional. U.A.N.L. México.
- MACARTHUR, J. W. y W. H. T. BAILLIE, 1929a. Metabolic Activity and Duration of Life. I: Influence of temperature on Longevity in Daphnia magna. The Journal of Experimental Zoology. 53 (2).
- _____ 1929b. Metabolic Activity and Duration of Life. II: Metabolic Rates and their relation to longevity in Daphnia magna. The Journal of Experimental Zoology. 53 (2).
- MACEK, K. J., W. BIRGE, F. L. MAYER, A. L. JR. BUIKEMA y A. W. MAKI, 1978. Discussion session synopsis of the use of aquatic toxicity tests for evaluation of the effects of toxic substances. In: Estimating the hazard of chemical substances to aquatic life. (Edited by Cairns, J. Jr., K. L. Dickson y A. W. Maki). American Society for Testing and Materials. Philadelphia, PA. 27 - 32.
- MAGANA, M. P., 1981. Biensayos preliminares para evaluar la toxicidad de las descargas industriales (Papelería, Teneña, Productos Químicos e Ingeniería) con los peces Cichlasoma gadovii y Sarotherodon mossambicus en la cuenca del río Blanco, Ver. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias. U. N. A. M. México. 118 p.
- MCNEELY, N. R., P. V. NEIMANIS y L. DEWYER, 1979. Water Quality Sourcebook, a guide to water quality parameter. Inland Water Directorate. Water Quality Branch. Ottawa, Canada. 89 p.

- MENDOZA, M. H., 1981. Tratamiento de Aguas Residuales Municipales, Industriales y Reusos. Tratamiento Avanzado. Generalidades. División de Educación Continua. Facultad de Ingeniería. U.N.A.M.
- MUNIZ, R. L., 1986. Evaluación de elementos químicos contenidos en los lodos residuales de E.C.C.A.C.I.V., Edo. de Mor. Pág. 531-539. En el: 9o. Congreso Nacional de Hidráulica. El agua y su uso eficiente. Tomo 1, Subtema 1: Disponibilidad e Infraestructura. Subtema III: Reuso y Preservación. Asociación Mexicana de Hidráulica. Querétaro, Gro.
- FELTIER, H. W. y D. C. WEBER, 1985. Methods for measuring the Acute Toxicity of Effluents to Freshwater and marine organisms. U.S.E.P.A. Cincinnati, 216 p.
- PENNAK, W. R., 1978. Fresh-Water Invertebrates of the United States. 2ed. Ronald Press New York. Chapter 16.
- PEREZ, E. J. H., 1984. El Programa Nacional de Distritos de Control de la Contaminación del Agua. Una estrategia de Solución al Problema de México. En: Memoria del IV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (La Ingeniería Ambiental en el futuro de México). Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A. C. México. Pág. 375 - 379.
- PEREZ, E. J. H. y L. F. LEMUS, 1984. Implementación de una Política Financiera para el Control de la Contaminación del Agua en México. En: El IV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (La Ingeniería Ambiental en el futuro de México). Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A. C. México. Pág. 363 - 364.
- PRATT, D. M., 1943. Analysis of Population Development in Daphnia at diferent temperatures. Biological Bulletin. 85 (2) oct.

- RAMIREZ, A. H. y DE N. C. CORTINAS, 1982. Información e Investigación sobre Medio Ambiente y Salud. En: El Medio Ambiente en México: Temas, Problemas y Alternativas. López, P. y R. M. Fondo de Cultura Económica. México. Pág. 357 - 369.
- RAND, G. M. y S. M. PETROCELLI, 1985. Fundamentals of Aquatic Toxicity. Methods and Applications. Hemisphere Publishing Corporation. Washington, D. C.
- ROSENBERG, et al., 1978. Considerations in conducting Bioassays. U. S. Army Engineers Waterways Experiment Station Vicksburg, M. S. Technical Report D - 78 - 23.
- S. A. R. H., 1976. Distrito de Control de la Contaminación del Agua en la zona de CIVAC. S.A.R.H. Subsecretaría de Planeación.
- S.A.R.H., 1988. Informe Final del Proyecto "Evaluación del Impacto de las Sustancias Tóxicas en el Recurso Hidráulico". I.M.T.A. Subcoordinación de Calidad del Agua. S.A.R.H. Subsecretaría de Infraestructura Hidráulica.
- S.A.R.H., 1981. Manual del Curso de Bioensayos en Organismos Acuáticos. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Subsecretaría de Planeación. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica.
- S.A.R.H., 1982. Técnicas de muestreo de aguas y determinaciones en el campo. Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. Subdirección de Investigación y Entrenamiento. Departamento de Entrenamiento. S.A.R.H.
- S.R.H., 1972a. Estudio para la Evaluación de la Calidad del Agua en la Cuenca del Río del Alto Amacuzac. Vol. 1 y 2. S.R.H. Subsecretaría de Planeación. Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación y el Instituto de Ingeniería de la U.N.A.M.

- S.R.H., 1972b. Plan Nacional de Distritos de Control de la Calidad del Agua. S.R.H. Subsecretaría de Planeación. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica.
- S.R.H., 1975. Estudios para la identificación de las zonas del país con mayores problemas de drenaje y estudio preliminar de la instalación de Distritos de Control de la Calidad del Agua. S.R.H. Subsecretaría de Planeación. Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación.
- S. R. H., 1976a. Disposiciones Legales vigentes relativas a la Prevención y Control de la Contaminación Ambiental. Secretaría de Recursos Hidráulicos. México. 62 p.
- S. R. H., 1976b. Protección y Mejoramiento de la Calidad del Agua. Programa 1971-1976. (2da. Edición) Resultados y Proyecciones. Planes y Estrategias. S.R.H. México.
- TEN BERGE, W. F., 1978. Breeding Daphnia magna. Hydrobiol. 59: 121 - 123.
- TOLIVIA, M. E., 1982. El Medio Ambiente Urbano Industrial. En: El Medio Ambiente en México. Temas, Problemas y Alternativas. de López, P. y R. M. Fondo de Cultura Económica. México. Pág. 151 - 157.
- TSEZUS Y BELL, 1988. Significance of Biosorption for the hazardous Organics Removal Efficiency of Biological Reactor. Water Research. 22: 391 - 394.
- U.A.N.L., 1972. Apuntes del Curso Intensivo sobre Tratamiento de los Residuos Líquidos Domésticos e Industriales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Oficina Sanitaria Panamericana. Facultad de Ingeniería Civil. Escuela de Graduados.
- U.S.E.P.A., 1979. Guidance for premanufacture testing; Discussion of Policy issues, alternative approaches and test methods. Federal Register 44 (52).

- U.S.E.P.A., 1985. Technical Support Document for Water Quality-based Toxics Control. U.S.E.P.A. Washington, D. C. 74 p.
- VAZQUEZ, A., E. SOLIS, N. MACEDO e I. ROSAS, 1986. Influencia de la Calidad del Agua en la presa José Antonio Alzate y algunos aspectos de su pesquería. Contam. Ambient. 2: 39 - 56.
- WATERMAN, T. H., 1960. The Physiology of Crustacea. Vol. 1: Metabolism and Growth. Academic Press. N. Y. 670 p.
- WEBER, PH. D. C. I. y W. FELTIER, 1981. Effluent Toxicity Screening test using Daphnia and Mysid shrimp. U.S.E.P.A. Cincinnati, Ohio.
- WETZEL, R. G. y G. E. LIKENS, 1979. Limnological Analysis. W. B. Saunders Company. Philadelphia. U.S.A. 357 p.
- WILBER, PH. D. CH. G., 1971. The Biological Aspects of Water Pollution. Charles C. Thomas Publisher. Springfield Illinois, U.S.A. 296 p.
- WINNER, R. W., TH. KEELING, R. YEAGER y M. P. FARREL, 1977. Effect of food type on the acute and chronic toxicity of copper to Daphnia magna. Freshwater Biology. 7: 343 - 349.

A N E X O S

ANEXO 1

CARACTERISTICAS GENERALES DE Daphnia magna Straus

Pennak (1978), menciona que tiene distribución cosmopolita, que su habitat es el de aguas someras y estables (epicontinentales) que presentan una dureza arriba de los 150 mg/L como CaCO₃.

Estos dáfnidos alcanzan una longitud máxima de 5 a 6 mm en las hembras, una longitud promedio en los machos de 2 mm y los juveniles 1 mm (Goulden y Henry, 1987) (Fig. A).

Los organismos son incoloros en condiciones aireadas (concentraciones de oxígeno mayores a los 2.0 mg/L) y presentan coloración rojiza en concentraciones de O. D. menores, o en temperaturas mayores a los 28.5 °C; la coloración es causada por un aumento en la síntesis de hemoglobina, lo que repercutirá en una longevidad más prolongada, incremento en su tasa alimenticia, así como en la producción de huevos (Waterman, 1960).

La reproducción puede ser acíclica, monocíclica o dicíclica. Además, las condiciones ambientales determinan si la reproducción se realiza de modo asexual (partenogénesis) o bien de modo sexual. Así, cuando las condiciones son desfavorables (alta densidad, temperaturas extremadamente bajas, hay acumulación de productos de excreción, disminución en la disponibilidad de alimento o concentración de oxígeno disuelto, menor a los 0.5 mg/L), se reproducen de manera sexual; esto conduce a una alta producción de machos e inicio de gametogénesis y en consecuencia a la producción de huevos sexuales, que son la forma resistente (efipio). En cambio, cuando las condiciones son favorables, predominan las hembras partenogénéticas y es cuando se realiza la reproducción de tipo asexual (MacArthur y Baillie, 1929a; 1929b; Pennak, op. cit.).

La historia de vida en Daphnia spp. se restringe a cuatro estadios: a)huevo, b)juvenil, c) adolescente y d)adulto (Fig. B).

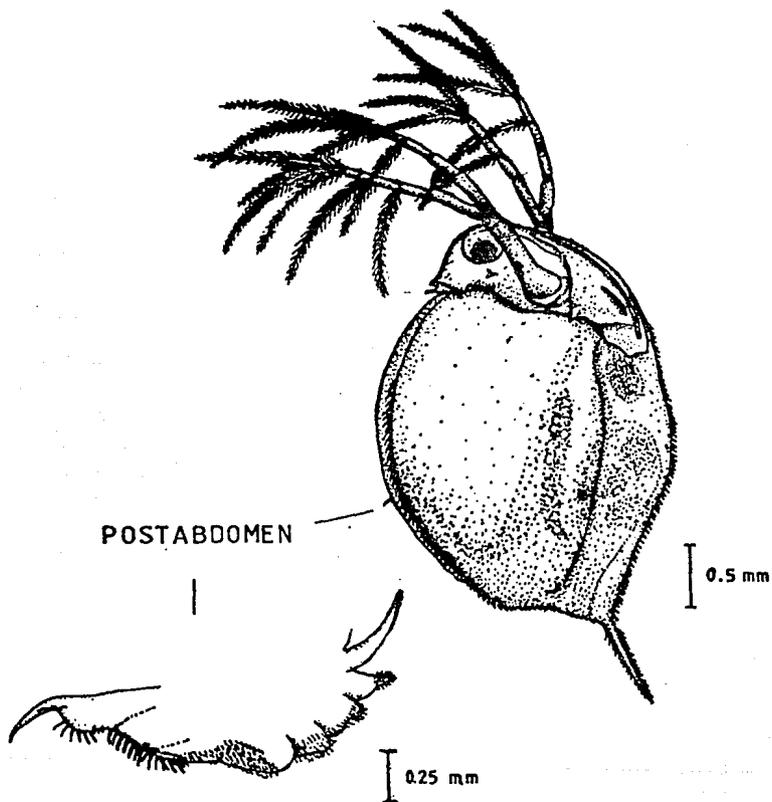


Fig.a *Daphnia magna* Straus
(Edmondson, 1959)

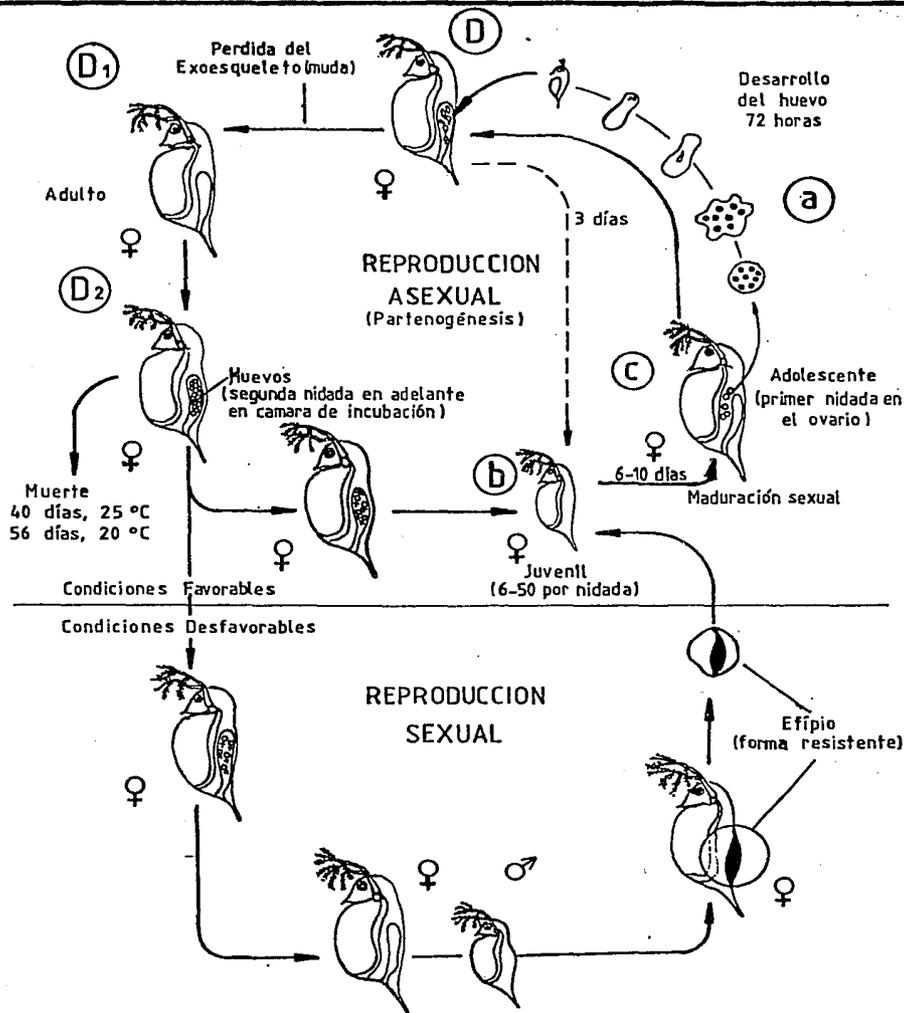


Fig.b Historia de vida de *Daphnia magna* Straus (Pennak, 1978).

Típicamente, de 6 a 10 huevos son liberados a la cámara de incubación, donde alcanzan su maduración aproximadamente en 72 horas, así los juveniles (similares a la forma adulta), son expulsados a los 3 días (momento en que la hembra realiza una muda). El tiempo requerido para que los juveniles alcancen su madurez sexual y pasen a ser adolescentes, varía de 6 a 10 días. El periodo de adolescencia es muy corto y es en el que se realiza la primer nidada de huevos, pero dentro del ovario, después son depositados en la cámara de incubación. En las siguientes nidadas y después de la muda, se depositaran directamente en la cámara de incubación y los juveniles son expulsados justo antes de la siguiente muda (Pennak, 1978).

Regularmente, D. magna tiene de 4 a 22 estadios adultos, la duración de cada uno generalmente aumenta con la edad y depende también de las condiciones ambientales. Un estadio generalmente demora unos dos días bajo condiciones favorables, pero bajo condiciones desfavorables puede durar hasta una semana.

El número de crías por nidada es variable para Daphnia, depende de la disponibilidad de alimento y de las condiciones ambientales. Particularmente, D. magna puede producir hasta 30 crías durante cada estadio, pero el número más común, como ya se mencionó, es de 6 a 10 (Anderson y Jenkins, 1942; en Peltier y Weber, 1985; Goulden y Henry, op. cit.). El mayor número de crías producido por la especie ocurre en el quinto estadio adulto, después del cual disminuye gradualmente.

La longevidad de la especie, responde entre otras condiciones, a la temperatura, así a 20 °C, su longevidad promedio es de 56 días, en cambio, en 25 °C, es de 40 días (Goulden y Henry, 1985).

Generalmente, las poblaciones de Daphnia se esparcen en invierno e inicios de primavera (diciembre a marzo), parte del año en que el fotoperiodo es menor (aproximadamente menos de 500 minutos de iluminación/día); sin embargo, algunas poblaciones aparecen en octubre y persisten en abril. Las poblaciones de Daphnia durante la mayor parte del año consisten casi exclusivamente de hembras, y los machos empiezan a abundar en primavera y otoño (Dingers, 1973; Pennak, op. cit.).

Dentro de los requerimientos ambientales más indispensables para la especie de prueba (MacArthur y Baillie, 1929a,b; Pratt, 1943; Dingers, op. cit.; Peltier y Weber, 1985) se citan los siguientes:

<u>PARAMETRO</u>	<u>AMBITO</u>	<u>OPTIMO</u>
O. D.	0.2 a 24.0 mg/L	2.0 a 10.0 mg/L
pH	6.5 a 8.6 unid.	7.0 a 8.6 unid.
Temperatura	8 a 10 °C	18 a 28 °C.

ANEXO 2

Fórmula para determinar el Nitrógeno Amoniacal no ionizado de una concentración de amoniaco en una muestra (Alabaster y Lloyd, 1980).

$$\% \text{ Nitrógeno Amoniacal no Ionizado} = \frac{100}{1 + \text{antilog}(\text{pKa} - \text{pH})}$$

donde pKa = logaritmo negativo de la constante de ionización dependiente de la temperatura, según Emerson, et al. 1975.

pH = logaritmo negativo de la concentración de iones de hidrógeno de la muestra.

Tabla para determinar la pKa (Emerson, et al. op cit.)

Temp. °C.	5	10	15	20	25	30
pKa	9.90	9.73	9.56	9.40	9.24	9.09

ANEXO 3

CULTIVO DEL ALGA Ankistrodesmus falcatus COMO ALIMENTO PARA Daphnia magna Straus (por Horning, et al., 1985; Goulden y Henry, 1987)

Son varias las especies de algas que pueden alimentar al organismo de prueba, entre las que se pueden citar a:

- Ankistrodesmus falcatus
- Selenastrum capricornotum
- Chlamydomonas reinhardtii
- Chlorella vulgaris

Sin embargo, se seleccionó a la primera por dos razones principales: 1) Ankistrodesmus falcatus evita la presencia de bacterias, posiblemente por secretar alguna sustancia; 2) Es un buen competidor.

Esta alga es unicelular, con una longitud promedio de 30 a 60 μ m, pertenece a la División Chlorophyta, Clase Chlorophyceae, Orden Chlorococcales, Familia Oocytaceae.

El cultivo del alga se realiza inicialmente sobre agár nutritivo que es adicionado al medio de nutrientes, descrito más adelante, y colocado en tubos de ensaye esteriles, mismos que después de enfriarse son inoculados con el alga.

Posteriormente, se almacenan en la obscuridad a 4°C, condiciones que permiten mantener el cultivo durante un año.

De este cultivo se toman pequeñas porciones del alga para inocularlo a 250 ml de medio nutritivo líquido, este cultivo, alcanzará su pico de crecimiento al presentar un color verde limón del cual se toman aproximadamente 100 ml y se inoculan a un litro de medio nutritivo donde alcanzará su densidad adecuada, en aproximadamente cinco días. Por último, estas algas en solución se almacenan en las condiciones antes mencionadas y se emplean como alimento hasta por un mes, ya que si sobrepasa este tiempo hay riesgo de que se contamine.

El medio nutritivo empleado, fué una solución de sales inorgánicas en agua destilada y/o deionizada por un sistema MilliPore Q, solución que una vez preparada se esteriliza e inocula el alga.

Las soluciones stock de nutrientes son las siguientes:

Solución Stock del Nutriente	Compuesto	Cantidad disuelta en 500 ml de agua
1 SO ₃ 4 También	MgCl ₂ · 6H ₂ O	6.08 g
	CaCl ₂ · 2H ₂ O	2.20 g
	H ₃ BO ₃	92.8 mg
	MnCl ₂ · 4H ₂ O	208.0 mg
	ZnCl ₂	(a) 1.64 g
	FeCl ₃ · 6H ₂ O	79.9 mg
	CoCl ₂ · 6H ₂ O	(b) 0.714 g
	Na ₂ MoO ₄ · 2H ₂ O	(c) 3.63 g
	CuCl ₂ · 2H ₂ O	(d) 0.006 g
	Na ₂ EDTA · 2H ₂ O	150.0 mg
2	NaNO ₃	12.750 g
3	MgSO ₄ · 7H ₂ O	7.350 g
4	K ₂ HPO ₄	0.522 g
5	NaHCO ₃	7.50 g

- (a) $ZnCl_2$ Pesar 164 mg y diluir a 100 ml, adicionar 1 ml de esta solución a la solución stock No. 1.
- (b) $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ Pesar 71.4 mg y diluir a 100 ml, adicionar 1 ml de esta solución a la solución stock No. 1.
- (c) $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$ Pesar 36.3 mg en 10 ml, adicionar esta solución 1 ml a la solución stock No. 1.
- (d) $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ Pesar 60.0 mg y diluir en un litro, tomar 1 ml de esta solución y diluir a 10 ml, tomar 1 ml de la segunda dilución y adicionar a la solución stock No. 1.

Preparadas las soluciones se adiciona 1 ml de cada una en el orden señalado (1 a 5) por cada litro de agua destilada, agitar en cada adición para una mezcla homogénea.

Preferentemente, pueden agregarse algunas vitaminas como: Biotina, Tiamina, Piridoxina, Pantotenato de Calcio, B12, Acido Nicotínico, Nicotinamida, Acido Fólico, Riboflavina e Inositol. Estas vitaminas son bioconcentradas por el alga y así transferidas a los dáfidos para quienes van dirigidas.

Se recomienda ajustar el pH a 7.5 ± 0.1 al utilizar Acido clorhídrico o hidróxido de sodio 0.1 N, como sea necesario.

El medio nutritivo y el material de vidrio utilizados para el cultivo de las algas deben ser esterilizados antes de inocular las mismas; la esterilización es por temperatura (calor húmedo) por medio de autoclave u ollas de presión bajo condiciones estándar de $121^\circ C$ y 15 libras de presión 1 L. 10 minutos; 4 L. 40 minutos). Sin embargo, al esterilizar el medio nutritivo se observó un retraso en el crecimiento del alga, y tomó más de 5 días en tener el color verde adecuado y no 3 días, como cuando no se empleó la esterilización.

Los requerimientos ambientales que permiten manter un desarrollo óptimo del cultivo son:

- Iluminación de 16:8 horas luz/obscuridad, puede emplearse luz continua, lo que acelera el crecimiento.
- Temperatura de $24\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$.
- Aireación: en volúmenes de cultivo algal superiores a los 500 ml, debe aplicarse aireación, ya que de otra manera el CO_2 podría ser un limitante para el crecimiento. La aireación se realiza con una línea de aire, unida a una pipeta estéril y se coloca un poco de algodón en la boca de la pipeta para evitar que aceite o partículas de la bomba compresora entren al cultivo.

Se optó preferentemente alimentar a las pulgas de agua con algas vivas en solución, a pesar de existir preparaciones alimenticias, por razones tales como:

- 1) Es un alimento natural, que da como resultado en cultivos grandes, una mayor supervivencia de los Cladóceros, comparado con alimentos deshidratados.
- 2) Se requieren grandes cantidades de alimento seco, lo cual disminuye el contenido de oxígeno disuelto del medio.
- 3) El riesgo de contaminación por rotíferos, parásitos y protozoarios, es mayor al utilizar comida seca y,
- 4) Existe la posibilidad de que el alimento preparado, interfiera en el comportamiento de los tóxicos en pruebas de toxicidad crónica (dado el caso).

Sin embargo, a continuación se describe la preparación del alimento opcional para la alimentación de los organismos, cuando fué necesario.

ALIMENTO PREPARADO PARA DAFNIDOS
(por Goulden y Henry, op. cit.)

El alimento opcional esta integrado de harina de pescado (trucha), alfalfa y levadura, se prepara de la siguiente manera:

- a) Colocar 6.3 g de harina de pescado (pildoras); 2.6 g de levadura seca y 0.5 g de alfalfa seca, en un mezclador.
- b) Adicionar 500 ml de agua destilada o deionizada
- c) Mezclar a velocidad alta por 5 minutos
- d) Colocar en un refrigerador por una hora para enfriarse
- e) Decantar el sobrenadante (300 ml aproximadamente) y guardar, se elimina el precipitado
- f) Colocar alicuotas de 30 a 50 ml en botellas de polietileno con una capacidad de 50 a 100 ml, con tapones de cuerda para después congelar la preparación
- g) Después de descongelarse, se emplean las porciones necesarias y se mantiene el resto en refrigeración máximo por una semana, transcurrido este tiempo se eliminan.

Se recomienda adicionar 1.5 ml de este alimento por cada 100 ml del medio, 3 veces a la semana, se airea continuamente el medio y se cambia cada semana para evitar problemas por un exceso de alimento, tal como la disminución del oxígeno disuelto.

ANEXO 4

METODO DEL PROMEDIO ANGULAR-MOVIL-3
(según Peltier y Weber, op cit.)

Este método es recomendado para el análisis de datos de toxicidad de efluentes industriales por dos razones:

a) Permite calcular el CL50 y sus límites para un 95% de confianza cuando en una prueba no se presentan mortalidades parciales, lo que es común en pruebas con efluentes.

b) El método sólo necesita una calculadora que tenga logaritmos, antilogaritmos y las funciones inverso del seno o inverso de la tangente.

Es requisito indispensable para aplicar este método, que existan dos concentraciones que presenten una respuesta de mortalidad mayor a la CL50.

A continuación se describe el método con base a un ejemplo:

1.- Se tabulan los datos (concentración del efluente vs. mortalidad), y con estos elaborar la tabla siguiente:

Concentración del Efluente (%)	Log. de la 10 Conc. del Efluente	Proporción de respues ta (P.R.)	Angulos (P.R.) Trans- formados (Grados)	Promedio Móvil (Grados)
100	2.0000	1.0	83.5807	
50	1.6990	1.0	83.5807	83.5807
25	1.3979	1.0	83.5807	83.5807
12.5	1.0969	1.0	83.5807	83.5807
6.3	0.7993	1.0	83.5807	57.8602
1.5	0.1760	0.0	6.4193	32.1397
0.4	-0.3979	0.0	6.4193	6.4193
0.1	-1.0000	0.0	6.4193	

2.- Para el cálculo de P.R. considerar que:

$$P.R. = \frac{\text{No. de organismos muertos o afectados}}{\text{No. de organismos al inicio}}$$

3.- Transforme cada P. R. a un ángulo, use la función arcoseno (inverso del seno)

a) Para una P.R. = 0.01 a 0.99 se calcula:

$$\text{Angulo} = \text{Arcoseno (P.R.)}^{0.5}$$

b) Para una P. R. = 0 (ningún muerto) o = 1 (100% muertos), se deben realizar los siguientes ajustes:

(i) Para P.R. = 0

$$\text{Angulo} = \text{Arcoseno (4 N)}^{0.5}$$

donde:

N = No. de animales expuestos

En la mayoría de las pruebas se utilizan 20 organismos, por lo tanto,

$$\begin{aligned}\text{Angulo} &= \text{Arcoseno (1/80)}^{0.5} \\ &= \text{Arcoseno 0.118} \\ &= 6.4193 \text{ grados}\end{aligned}$$

(ii) Para P. R. = 1.0

$$\text{Angulo} = 90.0 - (\text{Angulo para un P. R.} = 0)$$

entonces:

$$\begin{aligned}\text{Angulo} &= 90.0 - 6.4193 \\ &= 85.5807 \text{ grados}\end{aligned}$$

4.- Calcular los promedios móviles (de los ángulos). Se promedian los ángulos hasta que se obtengan dos de ellos que contengan el ángulo de 45°:

- a) Suma los tres valores de ángulos más grandes y divídalos entre 3:

$$\frac{83.5807 + 83.5807 + 6.4193}{3} = 57.8602$$

- b) Sin considerar el primero suma los tres valores de ángulos más grandes y divídalos entre 3:

$$\frac{83.5807 + 6.4193 + 6.4193}{3} = 32.1398$$

- c) Estos dos valores como intervalo contienen al ángulo de 45° por lo que no es necesario seguir con el promedio.

5.- Con estos datos se procede al cálculo de la CL50.

Obtenga A:

$$A = \frac{45.0 - \text{P.M.A.I.}}{\text{P.M.A.S.} - \text{P.M.A.I.}} = \frac{12.8603}{25.7205} = 0.5000$$

donde:

45.0 = Posición de la CL50 (% de Efluente)

P.M.A.I. = Promedio Móvil Angular Inferior

P.M.A.S. = Promedio Móvil Angular Superior

Usando A:

$$\begin{aligned}\log_{10} CL_{50} &= L.C.I. + (L.C.S. - L.C.I.) (A) \\ &= \log (25) + [\log (50) - \log (25)] \\ &\quad (0.50000) \\ &= 0.4876 \\ CL_{50} &= 10^{0.4876} \\ &= 3.07\% \text{ en volumen de efluente.}\end{aligned}$$

donde:

L.C.I. = logaritmo de la concentración inferior o logaritmo en base 10 de la concentración de efluente justo abajo para contener a una P.R. = 0.5

L.C.S. = logaritmo de la concentración superior o logaritmo en base 10 de la concentración de efluente justo arriba para contener a una P.R. = 0.5

6.- Cálculo de los límites para un 95% de confianza:

a) Calcular G:

$$G = \frac{6305.6}{(N)(K)^2 (P.M.A.S. - P.M.A.I.)^2} = 0.0529$$

donde:

N = No. de organismos por tratamiento (20)

K = No. de ángulos promediados (3)

b) Calcular AG:

$$AG = \frac{A - G/2}{1 - G} = 0.5000$$

c) Calcular A.U. y A.L. :

$$\begin{aligned} A.U. &= AG + (G^{0.5} / (1-G)) [(A - 0.5)^2 + 5/4(1-G)]^{0.5} \\ &= 0.7641 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} A.L. &= AG - (G^{0.5} / (1-G)) [(A - 0.5)^2 + 5/4(1-G)]^{0.5} \\ &= 0.2359 \end{aligned}$$

Si G es mayor de 0.2 se debe tener precaución en el uso de la CL50 y sus límites de confianza. Cuando G alcanza un valor de 1.0 la CL50 y sus límites de confianza no tienen ningún sentido.

d) Límite de Confianza Superior (L.C.S.):

$$\begin{aligned} \text{Log.}_{10} \text{ L.C.S.} &= \text{L.C.I.} + (\text{L.C.S.} - \text{L.C.I.}) (A.U.) \\ &= 0.1760 + (0.7993 - 0.1760) (0.7641) \\ &= 0.6522 \\ \text{L.C.S.} &= 10^{0.6522} \\ &= 4.48\% \text{ en volumen de efluente} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 \text{Log. L.C.I.} &= \text{L.C.I.} + (\text{L.C.S.} - \text{L.C.I.}) (A.L.) \\
 10 &= 0.1760 + (0.7993 - 0.1760) (0.2359) \\
 &= 0.3230 \\
 &0.3230 \\
 \text{L.C.I.} &= 10 \\
 &= 2.10\% \text{ en volumen de efluente}
 \end{aligned}$$

7.- Resultados:

- a) CL50 = 34.07% en volumen de efluente
- b) Intervalo para un 95% de confianza:
2.10% - 4.48% en volumen de efluente.

ANEXO 5

METODO DE COMPARACION ESTADISTICA NO PARAMETRICO
 ENTRE CL50's (24 - 48 h) PARA DETERMINAR
 SU NIVEL DE CONFIANZA
 (según Sprague y Fogels, 1977; en Peltier y Weber, 1985)

Determinar el valor de G por medio de la siguiente fórmula:

$$G = \sqrt{\left[\log_{10} \frac{L.S.CL50a}{CL50a} \right]^2 + \left[\log_{10} \frac{L.S.CL50b}{CL50b} \right]^2}$$

$$H = 10^{\frac{G}{2}}$$

$$Z = \frac{CL50 \text{ Mayor}}{CL50 \text{ Menor}}$$

donde:

L.S.CL50a = Limite Superior de la CL50 a

L.S.CL50b = Limite Superior de la CL50 b

Si Z es más grande que H, la diferencia entre los CL50' es confiable.

Si Z es más pequeño que H, la diferencia entre los valores de las CL50's no es confiable.
 (P = .05)

ANEXO 6

CARACTERISTICAS GENERALES DE LAS INDUSTRIAS MUESTREADAS

(Diseños Hidráulicos y Tecnología Ambiental, S.A.,
1976)

CHRISTIANSON, S.A. de C.V.

Actividad Principal: Elabora productos químicos.

Materia Prima:

- a) Líquidos: Acido Sulfúrico; Sosa Cáustica; Dietilenglicol; Formaldehido; Noneno; Alcohol Etilico; Monómero de Estireno.
- b) Sólidos: Fenol; Acido Sulfúrico; Naftaleno; Hidróxido de Potasio.

Productos Elaborados: Nonil-fenol (intermedio); Crisanol NF (toda la serie); Crisanol E (toda la serie); Crisanol P - 2725; Crisanol 3045; Crisotan C; Etanol 100; Crisanol RE - 90.

Manejo Interno del Agua: Abastecimiento red de CIVAC; se distribuye: Proceso. - 1,000 L/día; Enfriamiento. - 25,000 L/día; Calderas. - 10,000 L/día; Servicios Domésticos. - 46,000 L/día. Existen 3 regaderas, 2 W. C. y 2 lavabos. El agua de desecho no recibe tratamiento previo a su descarga.

Turnos: Son tres, de lunes a viernes (7 a 14; 14 a 22 y de 22 a 7 horas). El grueso de la producción es en los dos primeros

Parámetros a controlar: Carbón Orgánico Total; pH y temperatura.

ESQUIM, S. A.

Actividad Principal: Fabrica productos químicos y farmacéuticos.

Productos Elaborados:

- a) Intermedios: Hidroxiethylhidrazina (HEM); Nitrodiacetato:forfural (NDF); MMAO.
- b) Final: FZD; NFZ; FTD; Butilhidroxitolueno (BHT); Paraterbutilfenol (PTBF); BPA.

Manejo Interno del Agua: Abastecimiento.- red de CIVAC;

consume 4,000 m/mes. Se distribuye: en
el Proceso.- 2,960 m/mes; Enfriamiento.- 40
m /mes; Calderas.- 500 m /mes; Servicios

Domésticos.- 500 m /mes. Las aguas residuales del proceso llegan al alcantarillado de CIVAC. Los desechos de servicios generales son llevados a un pozo de absorción. El lavado de los equipos se realiza una vez al mes, excepto los equipos que procesa el BHT y PTBF que es cada 15 días. Las aguas acidas pasan a un pozo neutralizador.

Turnos: Son tres.

Parámetros a controlar: pH; solventes orgánicos y fenoles.

LABORATORIOS JULIAN DE MEXICO, S. A.

Actividad Principal: Fabricación, compra, venta y distribución de productos químicos, químicos sintéticos y químicos farmacéuticos en general.

Materia Prima: NBA; Anhídrido Acético; Acido Nítrico; Sosa Cáustica; Tolueno; Cianamida; Acido Clorhídrico; Acetil Acetona; Carbón Activado; Acido Acético; Acido Sulfúrico; Metanol; Sulfhidrato de Sodio; Acetona; Metil Cloroformo; Sulfaguanidina; Sosa en escamas; Hidrosulfito de Azufre; Alcohol Etil-Desnaturalizado.

Productos Elaborados: La producción se programa sobre pedido, en forma semanal y mensual.

<u>a) Productos:</u>	<u>ton/mes</u>
Sulfadiazina	27.5
Sulfametazina	3.3
Sulfamerazina	0.7

<u>b) Subproductos:</u>	
A	39.4
B	20.9
C	27.5

Manejo Interno del Agua: Consumo del agua (por cuatrimestre):

Proceso: 5,580 m³
Enfriamiento: 1,556 m³
Calderas: 324 m³
Servicios Generales: 1,026 m³

Existen 3 regaderas, 9 lavabos y 6 W.C.
No hay tratamiento previo a la descarga del efluente.

Turnos: Son tres al día (de 7 a 15; de 15 a 23 y de 23 a 7 horas)

Parámetros a Controlar: Sulfhidrato de Sodio; pH.

ORSABE, S. A.

Actividad Principal: Fabrica Ampicilinas Semisintéticas.

Materia Prima: Anilinas y Colorantes; Sosa Cáustica; Cloruros; Amoniacos; Acido Citrico; Ampicilina Sódica; Acetona; Isobutanol.

Productos Elaborados:

- a) Intermedios: GAPA; Ampicilina Trihidratada.
- b) Final: Ampicilina Sódica; Amoxicilina; Dicloxacilina; Cloxacilina.

Manejo Interno del Agua:

- a) Abastecimiento: Red de CIVAC.
- b) Destino de Descarga: Alcantarillado de CIVAC.

Consumo mensual: 2,000 m³, 600 corresponden al Proceso; 900 a la Caldera; 416 agua de Enfriamiento. Existen 2 regaderas y 4 W.C. (82.9 m³/mes).

Turnos: Son 3, de lunes a viernes (de 7 a 15; de 15 a 23 y de 23 a 7 horas).

Parámetros a Controlar: Sustancias Tóxicas; Temperatura y pH.

QUIMICA MEXAMA, S. A.

Actividad Principal: Elabora, explota y vende productos quimicos y medicinales.

Materia Prima: Azúcar (14,700 ton/año); Acido Sulfúrico (10,000 ton/año); Acido Clorhidrico (2,300 ton/año); Sosa Cáustica (550 ton/año); Cal (8,000 ton/año); Carbón Activado (33,000 ton/año).

Productos Elaborados: Acido Citrico (11,000 ton/año).

Manejo Interno del Agua: Se abastecen de pozos de absorción profundos con una Extracción de 1,669 m³/año; se distribuye: miles de m³/año de la manera siguiente: Proceso: 1,502; Calderas: 157; Enfriamiento: 1,669; Servicios Domésticos: 10. Las aguas residuales generadas en el año de 1987 fueron 2,913,801 m³. Estas son neutralizadas y pasan después a una laguna aireada, pero debido a los valores de pH no ha funcionado adecuadamente.

Turnos: son tres (de 23 a 7; de 7 a 15 y de 15 a 23 horas).

Parámetro a Controlar: pH.