

201
7



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

FACULTAD DE QUIMICA

**DISEÑO Y CONSTRUCCION DE UN REACTOR BIOLÓGICO
ROTATORIO PARA TRATAMIENTO AEROBIO DE EFLUENTES.**

T E S I S

Que para obtener el Título de
INGENIERO QUIMICO

presenta

ALFONSO ALVAREZ LOPEZ



México, D. F.

1986



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.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

I N D I C E

	<u>Página</u>
I. INTRODUCCION	1
1.1 COMPOSICION DE LOS EFLUENTES	2
1.1.1 CARACTERISTICAS FISICAS	3
1.1.2 CARACTERISTICAS QUIMICAS	3
1.1.3 CARACTERISTICAS BIOLÓGICAS	7
1.2 PARAMETROS EMPLEADOS PARA LA CARACTERIZACION DE LOS EFLUENTES	7
II. GENERALIDADES SOBRE EL TRATAMIENTO AEROBIO DE EFLUENTES	14
2.1 SISTEMAS DE PELICULA ACTIVA	15
2.2 SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS	16
2.3 SISTEMA SELECCIONADO PARA ESTE ESTUDIO	17
III. ESTUDIO DEL SISTEMA DE CONTACTO BIOLÓGICO ROTATORIO	20
3.1 FACTORES QUE AFECTAN EL FUNCIONAMIENTO DE LOS REACTORES BIOLÓGICOS ROTATORIOS	26
3.1.1 TEMPERATURA	27
3.1.2 pH	27
3.1.3 ALCALINIDAD	28
3.1.4 CARGAS ORGANICA E HIDRAULICA	28
3.1.5 VELOCIDAD ROTACIONAL	29

	Página
IV. DISEÑO Y CONSTRUCCION DE UN REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO	31
4.1 BASES DE DISEÑO	31
4.2 DISEÑO DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO	54
4.2.1 NUMERO DE ETAPAS DEL SISTEMA	58
4.2.2 VOLUMEN DE TRABAJO	58
4.2.3 SELECCION DE MOTORES INDEPENDIENTES	59
4.2.4 DIAMETRO Y NUMERO DE DISCOS	60
4.3 CONSTRUCCION Y MONTAJE DEL REACTOR	
V. ARRANQUE DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO	71
5.1 ARRANQUE DEL EQUIPO	74
5.2 CONDICIONES EXPERIMENTALES EN EL ARRANQUE	75
5.3 ANALISIS DEL PROBLEMA Y MODIFICACIONES PROPUESTAS	77
5.4 CONDICIONES EXPERIMENTALES MODIFICADAS	78
5.5 EFECTO DEL SISTEMA MOTORREDUCTOR	80
5.6 NUEVAS CONDICIONES DE OPERACION	81
5.7 EFECTO DEL MEZCLADO	83
VI. RESULTADOS Y DISCUSION	89
VII. RECOMENDACIONES	94
BIBLIOGRAFIA	95

INDICE DE FIGURAS

	<u>Página</u>
FIGURA 2-1. DIAGRAMA DE BLOQUES DEL PROCESO DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DEL NEJAYOTE	18
FIGURA 3-1. CONCEPTOS BÁSICOS DE LOS PROCESOS EN LA BIOPELICULA	24
FIGURA 4-1. RESULTADOS OBTENIDOS EN LOS EXPERIMENTOS INTERMITENTES CON NEJAYOTE EMPLEANDO EL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS	32
FIGURA 4-2. DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE LA CASCADA DE 5 LITROS	35
FIGURA 4-3. DEGRADACION DE LA MATERIA ORGANICA EN LA CASCADA DE 5 LITROS	36
FIGURA 4-4. DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO DE 15 LITROS	40
FIGURA 4-5. CURVAS DE LA DEGRADACION DE LA MATERIA ORGANICA EN EL REACTOR DE 15 LITROS	45
FIGURA 4-6. DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DEL REACTOR DE 50 LITROS	47
FIGURA 4-7. DEGRADACION DE LA MATERIA ORGANICA EN EL REACTOR DE 50 LITROS	55
FIGURA 4-8. COMPARACION DE LA DEGRADACION ORGANICA EN DOS REACTORES BIOLÓGICOS ROTATORIOS	56
FIGURA 4-9. VISTA EN PLANTA DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO EN ESTUDIO	64

	<u>Página</u>
FIGURA 4-10. DETALLE DE DISCOS	65
FIGURA 4-11. FONDO TRIANGULAR DE LAS CAMARAS	65
FIGURA 4-12. ENSAMBLADO DE LOS DISCOS SOBRE LA FLECHA, SEPARADOS POR LAS TUERCAS DE PVC	67
FIGURA 4-13. COLOCACION DEL TREN DE DISCOS	67
FIGURA 4-14. DETALLE DE LA CHUMACERA	69
FIGURA 4-15. UNION DE LAS CAMARAS	69
FIGURA 5-1. DIAGRAMA ESQUEMATICO DE LA NIXTAMALIZACION EN UN MOLINO TRADICIONAL	72
FIGURA 5-2. MODIFICACION ESTRUCTURAL A LOS RECIPIENTES DEL REACTOR	84
FIGURA 5-3. MODIFICACION ESTRUCTURAL DONDE SE APRECIAN LAS ZONAS SIN AGITACION	85
FIGURA 5-4. CURVA DE KYNCH PARA LA BIOMASA DEL NEJAYOTE	88

INDICE DE TABLAS

	<u>Página</u>
TABLA 1-1. RELACION C:N:P DE VARIOS DESECHOS COMPARADOS CON LAS BACTERIAS DE UN MEDIO DE LABORATORIO COMUN	4
TABLA 1-2. COMPOSICION TIPICA DE LOS EFLUENTES DOMESTICOS	6
TABLA 1-3. CARACTERISTICAS FISICAS, QUIMICAS y BIOLOGICAS DE LOS EFLUENTES	8
TABLA 4-1. DATOS DE DISEÑO DEL RBR DE 15 LITROS	39
TABLA 4-2. CONDICIONES PROMEDIO DE OPERACION DEL REACTOR DE 15 LITROS	41
TABLA 4-3. DATOS OBTENIDOS EN EL RBR de 15 LITROS DURANTE EL EXPERIMENTO CON VELOCIDAD ROTACIONAL VARIABLE	43
TABLA 4-4. CARACTERISTICAS DEL RBR DE 50 LITROS	49
TABLA 4-5. ETAPAS DE EXPERIMENTACION EN EL RBR 50	50
TABLA 4-6. RESULTADOS DE LAS MEDICIONES DE DQO PARA LA SEGUNDA ETAPA EXPERIMENTAL EN EL RBR DE 50 LITROS	52
TABLA 4-7. RESULTADOS DE LAS MEDICIONES DE DQO PARA LA TERCERA ETAPA EXPERIMENTAL EN EL RBR DE 50 LITROS.	53

Página

TABLA 4-8.	CARACTERISTICAS Y ESPECIFICACIONES FINALES EN EL REACTOR DE BIODISCOS	62
TABLA 5-1.	COMPOSICION DEL NEJAYOTE PROCEDENTE DE LOS MOLINOS DE NIXTAMAL	76
TABLA 6-1.	ESPECIFICACIONES DEL REACTOR ANTES Y DESPUES DE LA MODIFICACION ESTRUCTURAL	89
TABLA 6-2	PRUEBAS EXPERIMENTALES DONDE SE MANEJAN LAS DIFERENTES VARIABLES DE OPERACION	91

R E S U M E N

En este trabajo se presentan los estudios realizados en la evaluación del arranque y comportamiento inicial de un reactor biológico rotatorio aerobio usado para tratamiento a escala laboratorio de efluentes de la industria alimentaria tomando como agua residual de estudio, la proveniente de un molino de nixtamal, dada su importancia para México.

Los estudios se hicieron comenzando por el diseño y la construcción del reactor biológico rotatorio y, posteriormente, se continuó con el montaje y arranque de la unidad. Inicialmente se diseñó para operar con un volumen de trabajo de 460 litros. Este se redujo, finalmente, a 250 litros debido a problemas estructurales presentados en su arranque.

Los problemas de mayor influencia que se presentaron fueron el mezclado inadecuado y la deficiente transferencia de oxígeno. Ambos problemas, consecuentemente, provocaron fenómenos de anaerobiosis en las cámaras de tratamiento. Las medidas que se tomaron para solucionarlos fueron, primeramente, el aumento de la velocidad rotacional de los discos y, posteriormente, la reducción del volumen de trabajo. Después de estas correcciones, el reactor biológico rotatorio reinició sus operaciones sin mayores complicaciones obteniéndose pruebas preliminares satisfactorias.

I. INTRODUCCION.

En el procesamiento de alimentos por la industria alimentaria se obtienen subproductos de poco valor comercial, conocidos como desechos ó desperdicios y efluentes líquidos que contienen materia orgánica disuelta y en suspensión, provenientes principalmente de la destrucción de la pared celular del alimento.

En general, tanto los subproductos como los efluentes, no contienen sustancias tóxicas por lo que son susceptibles de ser atacados por microorganismos. Estos desperdicios, al ser arrojados al medio ambiente crean problemas de contaminación ya que producen gases cuando se encuentran en condiciones anaerobias, ó altas demandas bioquímicas de oxígeno, cuando están en fuentes acuíferas.

Particularmente en la industria alimentaria, donde el consumo de agua es bastante apreciable y, como consecuencia, la producción de efluentes es alta puede plantearse la necesidad de implementar sistemas de tratamiento para purificarlos.

En los últimos cien años se han instrumentado sistemas o plantas de tratamiento para eliminar los contaminantes de las aguas residuales. Los más económicos son los sistemas que siguen el comportamiento de la naturaleza. El tratamiento biológico del material orgánico soluble está basado en un proceso aparentemente simple en el cual una población muy variada de mi--

microorganismos utiliza como nutrientes las sustancias que contaminan al agua. Este es el mecanismo mediante el cual, las vías naturales de agua, tales como lagos y ríos, se purifican ellos mismos. Por el empleo de técnicas adecuadas, este proceso básico ha sido intensificado y acelerado para lograr extender los sistemas de tratamiento biológico comunes a la purificación en gran escala de las aguas de desecho. Los contaminantes son puestos en contacto con una densa población de microorganismos apropiados durante un tiempo suficiente para que sean removidos y degradados a la cantidad deseada. Los procesos a gran escala tienen un mecanismo adicional de remoción en donde los contaminantes son adsorbidos y aglomerados en la densa masa microbiana usada. El grado con el que estos procesos contribuyen al efecto de purificación dependerá del sistema de tratamiento empleado, de su modo de operación y de los materiales presentes en el efluente.

En el tratamiento biológico de aguas de desecho todos los microorganismos contribuyen a remover los sustratos y tienden a autoseleccionarse. La remoción del material orgánico conlleva a su reutilización posterior, ya sea como un complemento alimenticio o como una fuente energética adicional, además de lograr la disminución de la carga orgánica del efluente.

1.1 COMPOSICION DE LOS EFLUENTES.

La composición de las aguas de desecho es el determinante más importante en la selección y mantenimiento de la población microbiana que ha de degradar la materia orgánica, y mientras eso sucede, lo utiliza como medio de crecimiento (La Riviere, 1977).

El agua contenida en los desechos puede variar de casi cero para sólidos secos, a 95% para lodos y casi 100% para corrientes de tratamiento diluidas, variando con la cantidad de agua intencionalmente usada para transporte o adicionada fortuitamente como en el caso de los drenajes. En la mayoría de las veces el agua de desecho contiene materia disuelta y en suspensión, parte de la cual es sedimentable.

La composición química refleja la naturaleza del consumo o el proceso de producción que lo ha arrojado y por lo tanto existe una gran diversidad. Una característica muy importante es su relación C:N:P, ya que ésta determina la naturaleza del sustrato limitante. Regularmente el carbono es el limitante, aunque para efluentes específicos este no es el caso.

La Tabla 1-1 muestra la propiedad de algunas aguas de desecho como medio de crecimiento para microorganismos, con particular referencia a la relación C:N:P. Estos datos señalan que puede ocurrir un serio desequilibrio el cual debe ser rectificado para proporcionar un tratamiento microbiológico efectivo. En realidad las posibilidades para influenciar o cambiar la composición del medio son muy pocas comparadas con la práctica en la industria de la fermentación, donde las restricciones económicas permiten la optimización del medio para la mayor producción. Similarmente, la selección es económicamente imposible debido a los altos costos de esterilización. Así, uno tiene que usar la población o poblaciones que surgen por enriquecimiento.

En forma general, la composición de las aguas residuales puede referirse a los constituyentes físicos, químicos y biológicos encontrados. De-

Tabla 1-1. Relación C:N:P de varios desechos comparados con las bacterias de un medio de laboratorio común (La Rivière, 1977).

	DBO ₅ ²⁰ (g/l)	Glucosa (a) Equivalentes (g/l)	C : N : P
Medio teórico para consumo total (b)	-	-	7.1 : 1 : 0.2
Medio de laboratorio común (c)	7.4	10	15.5 : 1 : 0.35
Relación óptima en tratamiento práctico	-	-	9.1 : 1 : 0.19
Efluente de origen doméstico sedimentado	0.37	0.5	3.0 : 1 : 0.1
Desechos de cerveza	1.6	2.2	30.2 : 1 : 0.35
Desechos de carnicería	0.8	1.1	3.1 : 1 : 0.06
Desechos de Fábrica de papas-almidones	3.2	4.3	12.8 : 1 : 0.4
Agua de lavado para azúcar de remolacha	4.6	6.2	35.8 : 1 : 0.19

(a). Equivalentes calculados de la DBO₅²⁰ de la glucosa.

(b). Suponiendo que el 50% del carbono es asimilado.

(c). 10 g de glucosa, 1 g de NH₄Cl y 0.5 g de K₂HPO₄ por litro y minerales.

pendiendo de la cantidad de éstos se presenta una clasificación como fuerte medio o débil en la Tabla 1-2. Los datos expresados como concentración están referidos a efluentes de origen doméstico para los cuales puede observarse, también, su composición. Debido a que ambos, composición y concentración, varían con las horas del día, los días de la semana y a través de los meses del año, así como con otras condiciones, los datos sirven únicamente como guía y no como base de diseño.

Para entender y conocer aún más, sobre el tratamiento de efluentes es necesario hablar sobre sus características y parámetros principales.

1.1.1 CARACTERISTICAS FISICAS.

Dentro de éstas la más importante es el contenido de sólidos totales compuesto por materia flotante, materia en suspensión y materia coloidal. Otras características físicas son la temperatura, color y olor.

1.1.2 CARACTERISTICAS QUIMICAS.

Se dividen en tres categorías: (a) contenido de materia orgánica, (b) contenido de materia inorgánica y, (c) gases encontrados en los efluentes. La materia orgánica está constituida de una combinación de carbono, hidrógeno y oxígeno, juntos con nitrógeno en algunos casos. Otros elementos importantes, tales como azufre, fósforo y hierro, pueden estar presentes. Los principales grupos de sustancias orgánicas encontradas son proteínas (40-60%), carbohidratos (25-30%), grasas y aceites (10%).

Tabla 1-2. Composición típica de los efluentes domésticos. Todos los valores, excepto los sólidos sedimentables, están expresados en mg/l (Benefield and Randall, 1980).

COMPONENTE	CONCENTRACION		
	FUERTE	MEDIA	DEBIL
Sólidos totales	1 200	700	350
Disueltos	850	500	250
Suspendidos	350	200	100
Sólidos sedimentables (ml/l)	20	10	5
Demanda bioquímica de oxígeno, 5 días, 20°C (DBO ₅ ²⁰)	300	200	100
Carbono orgánico total (COT)	300	200	100
Demanda química de oxígeno (DQO)	1 000	500	250
Nitrógeno total, como N	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoníaco libre	50	25	12
Fósforo total, como P	20	10	6
Orgánico	5	3	2
Inorgánico	15	7	4
Cloruros*	100	50	30
Alcalinidad como CaCO ₃ *	200	100	50

* Valores incrementados por el agua de acarreo.

Los gases comunmente encontrados, además del oxígeno y del nitrógeno, son el dióxido de carbono (CO_2), ácido sulfhídrico (H_2S), amoníaco (NH_3) y metano (CH_4). Los tres primeros son gases procedentes de la atmósfera y están presentes en las aguas residuales expuestas al aire. Los otros tres son derivados de la descomposición de la materia orgánica por métodos anaerobios.

1.1.3 CARACTERISTICAS BIOLÓGICAS.

Se incluyen dentro de éstas, las características relacionadas con los principales grupos de organismos encontrados en la superficie y en el seno de las aguas de desecho.

Dichos microorganismos están clasificados como protistas, plantas y animales. La categoría de protista incluye bacterias, hongos, protozoarios y algas. Los helechos y los musgos, están clasificados como plantas. Los invertebrados y vertebrados están clasificados como animales. Algunos tipos de virus, los cuales se encuentran en el efluente, están clasificados de acuerdo al huésped infectado.

En la Tabla 3-1, se presentan las principales características de los efluentes.

1.2 PARAMETROS EMPLEADOS PARA LA CARACTERIZACION DE LOS EFLUENTES.

Tomando en cuenta las características de los efluentes existen pa

Tabla 1-3. Características físicas, químicas y biológicas de los efluentes (Metcalf and Eddy Inc., 1972).

CARACTERISTICAS	FUENTE
<u>FISICAS:</u>	
Sólidos	Agua de acarreo, desechos domésticos e industriales.
Temperatura, color, olor	Desechos industriales, domésticos y en descomposición.
<u>QUIMICAS:</u>	
Orgánico (proteínas, carbohidratos, aceites, grasas y pesticidas)	Desechos domésticos, comerciales, industriales y agrícolas.
Inorgánico (pH, cloruros, alcalinidad, nitrógeno, Fósforo, Azufre y metales pesados)	Desechos industriales, agua de acarreo, infiltraciones del subsuelo, desechos domésticos, desechos agrícolas.
Gases (metano)	Descomposición de desechos domésticos.
<u>BIOLOGICAS:</u>	
Protista, virus, plantas y animales	Desechos domésticos y plantas de tratamiento.

rámetros que indican la calidad y las condiciones en que se encuentra el efluente en estudio ya sea, simplemente, como efluente o durante su tratamiento. Los más comunes son: demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5^{20}), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos, nitrógeno, oxígeno disuelto, temperatura, pH, conductividad, alcalinidad y turbiedad.

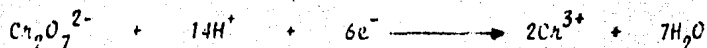
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO_5^{20}).

Proporciona una medida del oxígeno utilizado por las bacterias durante la oxidación del material orgánico contenido en una muestra de agua residual. Esta prueba se basa en la premisa de que todo el material orgánico biodegradable es oxidado a CO_2 y H_2O , usando oxígeno molecular como aceptor de electrones. De aquí que sea una medida directa de los requerimientos de oxígeno y una medida indirecta de la contaminación por materia orgánica biodegradable. El número 20 y el subíndice 5 se refieren, respectivamente, a la temperatura en grados centígrados y al tiempo en días de incubación de la muestra (Standard Methods, 1965).

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO).

Esta prueba se basa en el principio de que la mayoría de los compuestos químicos, orgánicos e inorgánicos son oxidados a CO_2 , SO_2 , H_2O , etc., por un agente fuertemente oxidante, como el dicromato de potasio, bajo condiciones ácidas. La materia orgánica e inorgánica es oxidada y el ión dicromato amarillo, es consumido y reemplazado por el ión crómico.

de color verde. Se adiciona sulfato de plata, como catalizador



Se titula el dicromato remanente con una solución valorada de sulfato ferroso amoniacal $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ en presencia de ferroína (monohidrato de fenantrolina en solución acuosa) como indicador. El punto final de la titulación corresponde a un color café rojizo debido a la formación de un compuesto de hierro-fenantrolina (Standard Methods, 1965).

SOLIDOS.

La definición usual de sólidos se refiere a la materia remanente después de que una solución acuosa ha sido sometida a evaporación y secado.

Uno de los principales objetivos de efectuar la determinación de sólidos en aguas residuales es obtener una medida de la cantidad de materia orgánica presente. La prueba de determinación de sólidos es completada con un procedimiento de combustión, en el cual la materia orgánica es convertida a CO_2 y H_2O , a temperatura controlada, para prevenir la descomposición y volatilización de sustancias inorgánicas. La pérdida en peso después de la combustión es interpretada en términos de materia orgánica (Standard Methods, 1965).

NITROGENO KJELDAHL.

Es la determinación de la cantidad total de nitrógeno orgánico contenido en una muestra, sin diferenciar el tipo de compuesto al que pertenece. El nitrógeno, esencial para el crecimiento de los microorganismos, constituye con el fósforo los nutrientes de mayor importancia.

TEMPERATURA.

Es un parámetro físico muy importante por su efecto en los microorganismos. Promueve la actividad microbiana sobre la materia orgánica presente y ocasiona la disminución del contenido de oxígeno disuelto. De aquí que sea necesario su control.

OXIGENO DISUELTO (OD).

Es la cantidad de O_2 expresada como concentración de oxígeno molecular que se encuentra disuelta en una solución acuosa. Su valor arriba de $1.5 \text{ mgO}_2/\ell$ asegura el desarrollo de los microorganismos aerobios.

pH

Es un término empleado de manera internacional para medir la intensidad de la condición ácida o alcalina de una solución. Es una forma de expresar la concentración de iones hidrógeno, ó dicho de una manera más

precisa, es una expresión de la actividad de los iones hidrógeno. Es necesario encontrar el rango adecuado en el cual puedan desarrollarse los microorganismos.

CONDUCTIVIDAD.

Es una medida de la capacidad de una solución para permitir el paso de una corriente eléctrica y es independiente de la temperatura, del número y de las especies iónicas presentes en la solución.

ALCALINIDAD.

La alcalinidad se define como la capacidad de una solución acuosa para neutralizar ácidos.

Se debe a la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos. Se asume comúnmente que los bicarbonatos representan la forma principal de alcalinidad, ya que éstos se forman en cantidades considerables a partir de CO_2 .

TURBIEDAD.

La turbiedad es una propiedad óptica de una solución acuosa, que causa que la luz sea desviada o absorbida en lugar de ser transmitida en línea recta a través de la muestra. Es causada por la presencia de materia suspendida sólida o coloidal.

Para poder llevar a cabo un tratamiento adecuado de los efluentes es necesario determinar y controlar todos esos parámetros ya que de ellos depende el buen funcionamiento de los equipos o sistemas de tratamiento.

En el presente trabajo se llevaron a cabo estudios para evaluar el comportamiento de un reactor de película activa en movimiento. El agua residual empleada para su tratamiento es la producida durante el cocimiento del maíz, conocida como nejayote, palabra de origen náhuatl que significa caldo de cenizas de cal (*nextli=cal; ayoh=caldo o cosa aguada*).

En los siguientes capítulos se presenta el desarrollo del trabajo así como los problemas que se presentaron en su realización y las decisiones tomadas para solucionarlos.

Las metas que se trazaron para este estudio fueron: diseñar, construir, arrancar y operar un reactor experimental de tratamiento biológico aerobio. Su selección fue el resultado de pruebas experimentales previas (Civít, et al, 1984; Durán, 1983; Durán y Hartmann, 1980; Hartmann y Durán, 1981; Pedroza, 1985; Pedroza, et al, 1984; Pedroza y Durán, 1984, 1985) y constituye un sistema de biodiscos que es, energéticamente, el más eficiente e idóneo para degradar la materia orgánica en solución del nejayote.

II. GENERALIDADES SOBRE EL TRATAMIENTO AEROBIO DE EFLUENTES.

El tratamiento biológico tradicional de los efluentes líquidos normalmente se encuentra dividido en tres etapas: tratamiento primario o sedimentación, tratamiento secundario o biooxidación (tratamiento biológico) y tratamiento terciario o eliminación por sedimentación o por cualquier otro método fisicoquímico de las sustancias que no fueron biodegradadas en el paso anterior.

En el tratamiento primario se eliminan los sólidos en suspensión cuando su concentración y tamaño de partícula hacen posible esta separación. Industrialmente, la sedimentación es el método más económico. Muchos desechos no requieren este paso porque su contenido de sólidos es insignificante. En el caso de materiales que ascienden a la superficie debido a su baja densidad, la separación se hace mediante el empleo de los desnatadores.

El tratamiento biológico o secundario, puede llevarse a cabo de dos formas: usando una película biológica o flóculos en suspensión. Un ejemplo del primero son los filtros percoladores y los sistemas de discos rotatorios y para el segundo lo son los lodos activados o cultivos fluidizados. Aquí se busca transformar, por la acción de los microorganismos, la materia orgánica soluble en insoluble dando lugar a la formación de flóculos ó coágulos. Una vez logrado esto se procede a su separación por medios físicos como es el caso de la sedimentación. El sedimentador secundario

existe para esa finalidad y constituye parte del tratamiento biológico o secundario.

El tratamiento terciario se usa para eliminar material orgánico insoluble de baja densidad, material soluble o en forma coloidal que no pudo ser eliminado en el tratamiento biológico y su subsecuente sedimentación secundaria. Para la materia en suspensión que permanece en los efluentes, los métodos más usados son la decantación y/o filtración. Para el material soluble o coloidal se usa la coagulación y la absorción sobre carbón activo.

2.1 SISTEMAS DE PELICULA ACTIVA.

Como se dijo antes, los filtros percoladores y los reactores biológicos rotatorios son los ejemplos más comunes para el sistema que emplea película biológica activa. En los filtros percoladores, los efluentes se distribuyen desde la parte superior del filtro para que pasen a través de un lecho fijo (arena, rocas porosas, rellenos o empaques sintéticos) sobre el que crece la película biológica. Las sustancias orgánicas e inorgánicas se difunden a través de la película de líquido que se forma. Si el proceso es aerobio, el oxígeno se transfiere también a través de esta película de líquido. En los reactores biológicos rotatorios, el principio de transferencia de materiales es el mismo. En este caso, el soporte de la película biológica consiste de discos, que giran poniendo en contacto a la película biológica con las aguas por tratar.

2.2 SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS.

En el sistema que emplea partículas en suspensión, como es el caso de los lodos activados, las bacterias se encuentran aglomeradas en pequeños grupos conocidos como flocúlos. Estos flocs o aglomerados de bacterias se mantienen en suspensión por agitación mecánica, o en el caso de sistemas aerobios por burbujeo de aire. Es importante mantener estos sistemas aglomerados para que al terminar la biooxidación puedan ser fácilmente separados del líquido tratado por sedimentación. Esta característica de los lodos activados es altamente deseable ya que hace posible la separación por sedimentación. Por ello es muy común medir el índice de sedimentación de los lodos en etapas previas de experimentación para verificar que sí sean sedimentables.

Ambos sistemas presentan ventajas y desventajas. El sistema de pellicula fija, por ejemplo, es normalmente más resistente a cambios en la carga orgánica y tiene costos de operación incluyendo energéticos, relativamente menores. Sin embargo, sus costos de capital son mayores y no puede obtenerse un alto grado de eliminación de la materia orgánica, medida como demanda bioquímica de oxígeno. Por otro lado, los sistemas de microorganismos en suspensión tienen bajos costos de capital y eliminaciones eficientes de la demanda bioquímica de oxígeno pero tienen consumos energéticos muy elevados y son a menudo, inestables al variar la carga orgánica.

El sistema de pellicula fija, no importa el tipo de efluentes, siempre genera lodos con índice de sedimentación menores de 150 ml/g, mien

tras que los sólidos suspendidos de los sistemas de lodos activados son muy susceptibles a la composición de la materia orgánica tratada y pueden generar lodos hinchados con efluentes de tipo carbonáceo (alta relación C:N).

El índice de sedimentación se define como la relación del volumen de líquido clarificado y la cantidad de sólidos (base seca) en el volumen total empleado (Kynch, 1952).

2.3 SISTEMA SELECCIONADO PARA ESTE ESTUDIO.

Dada la importancia del maíz en México, desde hace casi una década se iniciaron estudios para encontrar el método idóneo de tratamiento de las aguas residuales de los molinos de nixtamal y de las fábricas de harina. Se emplearon ambos sistemas, los de película fija y los de flóculos. En la Figura 2.1 se presenta un diagrama de bloques para esquematizar la finalidad de esos estudios.

La experimentación, usando nejayote obtenido de una nixtamalización "casera" o de laboratorio, se llevó a cabo en un sistema de lodos activados (Durán y Hartmann, 1980). También se probó una cascada de reactores empacados en serie, tanto aerobios como anaerobios (Hartmann y Durán, 1981; Cívít, et al, 1984). Por último se hicieron varios experimentos en un reactor biológico rotatorio de 15 litros (Durán, 1983).

De ellos se concluyó que el último sistema era, desde el punto de

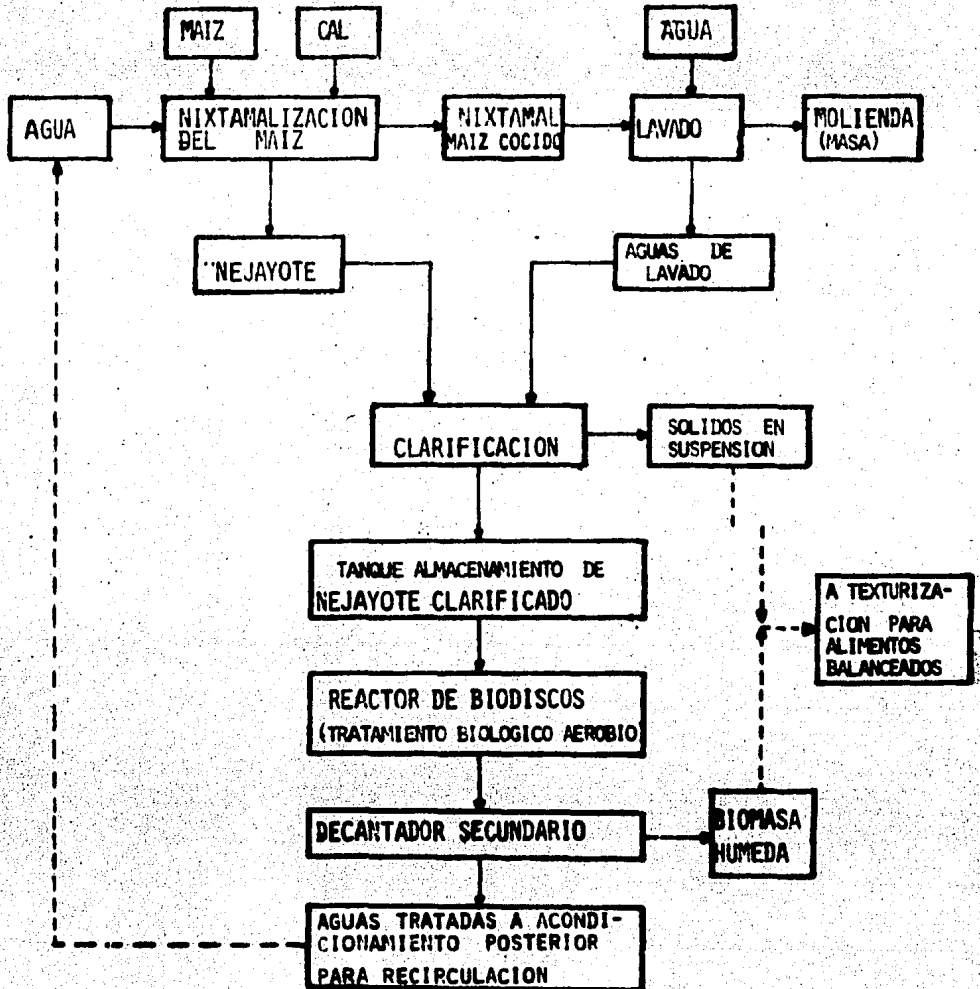


Figura 2-1. Diagrama de bloques del proceso de tratamiento biológico del nejayote (Pedroza y Durán, 1985).

(—— proceso real, - - - - proceso futuro)

vista sanitario y de producción de biomasa microbiana, el más adecuado. En consecuencia se construyó un reactor de mayor capacidad (50 litros de volumen de trabajo) en el que se emplearon aguas residuales de un molino de nixtamal, para corroborar estos resultados (Pedroza, et al, 1984; Pedroza, 1985; Pedroza y Durán, 1984, 1985).

Las conclusiones previas indicaron que la cascada del reactor biológico rotatorio de 50 litros era, a partir de la tercera o cuarta etapa, menos eficaz tanto para producir biomasa como para purificar los efluentes.

Por ello, se planteó como objetivo principal de este estudio el diseño, construcción, arranque y experimentación de un reactor de este tipo tomando en consideración los resultados obtenidos en los reactores de 15 y 50 litros.

En el próximo capítulo se describirá con detalle el principio en el que se basa el funcionamiento de los reactores biológicos rotatorios.

III. ESTUDIO DEL SISTEMA DE CONTACTO BIOLÓGICO ROTATORIO.

Un reactor biológico rotatorio (RBR), consiste de una serie de discos hechos de materiales duros, montados sobre una flecha común y espaciados entre sí 2 ó 3 cm. El material empleado en su fabricación puede ser madera, aluminio, acero inoxidable, polietileno, poliestireno o cloruro de polivinilo. Esta unidad de discos está instalada dentro de un tanque de tal manera que la superficie del agua de desecho, que pasa a través del mismo, casi alcanza la altura de la flecha. Esto significa que aproximadamente el 40% del área superficial total de los discos está siempre sumergida. La flecha tiene una velocidad rotacional la cual puede ser variable, y sobre la superficie húmeda de cada disco se va formando una película delgada de tipo biológico de 2 a 4 mm de espesor. La rotación de los discos es lograda ya sea con el uso de un motor eléctrico o con sistemas de aire inducido.

La rotación de los discos tiene varios propósitos, el principal es el de poner en contacto los dos substratos más importantes en este sistema, el oxígeno y los nutrientes orgánicos, con los microorganismos. A medida que los discos giran, la película biológica adherida es sucesivamente expuesta al aire y a la materia orgánica contenida en el agua de tratamiento. Esta acción mantiene en forma aerobia al sistema y provoca que el substrato recogido en la película líquida pueda ser removido por bacterias aerobias. Finalmente, la rotación de los discos permite la formación de una película de espesor homogéneo.

Las bacterias y partículas de tamaño micrométrico son adsorbidas y adheridas en la interfase sólido-líquido, inicialmente en la superficie del disco, y después se multiplican por varias generaciones para formar la película biológica o biopelícula.

El proceso de desarrollo de la biopelícula ha sido dividido en tres fases: inducción, acumulación y meseta (Trulear y Characklis, 1982).

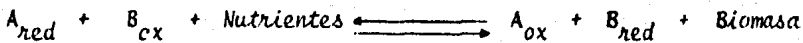
La adsorción orgánica seguida por el transporte y adhesión de la bacteria a la superficie comprende la fase de inducción. La adsorción de las sustancias orgánicas a la superficie se considera como una condición para la fijación biológica porque prepara la superficie de crecimiento. La adsorción de una monocapa orgánica toma lugar en minutos después de que la superficie limpia es expuesta a la turbulencia del fluido que contiene a la materia orgánica.

Durante la fase de acumulación, un incremento logarítmico de bacterias sigue a una acumulación con velocidad casi constante. Se alcanza, un espesor crítico de película, más allá del cual la remoción del substrato ya no es posible. Aquí se observa un período de acumulación casi constante el cual termina con el desprendimiento superficial o "rasurado" de la biopelícula. Este proceso de "rasurado" impide, además, la acumulación de microorganismos.

La fase de acumulación es entonces seguida por la fase de meseta en la cual la biopelícula que ha sido desprendida por "rasurado" de la su-

perficie se iguala a la producción de la nueva biopelícula. Por lo tanto, durante la fase de meseta la biopelícula alcanza un espesor constante. La producción de la biopelícula es el efecto combinado de la reproducción de las células y la producción extracelular del polímero polisacárido que fija y mantiene a las células cohesionadas sobre la superficie inerte. La velocidad de producción depende de la difusión del sustrato y del oxígeno en el interior de la biopelícula.

Este proceso puede resumirse como sigue:



A ó B pueden limitar la velocidad de reacción. Los nutrientes no son factor limitante de la velocidad en sistemas de tratamiento de desechos domésticos, pero bien pueden serlo en el caso de aguas conteniendo desechos industriales (Kornegay y Andrews, 1968).

La reacción anterior muestra que el crecimiento de las bacterias toma lugar a expensas de la energía liberada durante el flujo de electrones, de los donadores a los receptores, realizado por los microorganismos. El sustrato y el nutriente suministrados constituyen los electrones donadores mientras que el oxígeno, los nitritos, los nitratos, los sulfitos, los sulfatos y el dióxido de carbono dan origen a los electrones receptores.

En un reactor biológico de película fija, la remoción del sustrato de la fase acuosa requiere de la difusión de todos los reactivos metabó-

licos a la película para ser metabolizados por los microorganismos y de la difusión de los productos metabolizados a la fase acuosa, a través de la pa red de la biopelícula. Este fenómeno puede ser mejor explicado mediante la Figura 3-1.

La inspección de los modelos matemáticos existentes revelan que la difusión de los productos a la fase líquida a través de la biopelícula ha recibido muy poca atención. La importancia de la retrodifusión de los productos descansa en el hecho de que la producción de CO_2 , acidez y alcalinidad pueden causar un cambio significativo de pH. Más aún, la generación de productos gaseosos, debido a las resistencias difusionales, pueden causar ablandamiento no deseado de la biopelícula. El ablandamiento es un caso fortuito debido a la remoción masiva de la película y atribuible a una escasez de nutrientes y/o oxígeno dentro de la biopelícula. El problema de ablandamiento se observa frecuentemente en el espesor, origina biopelículas menos densas y menos compactas. Ablandamiento y desprendimiento no deben ser confundidos en un mismo proceso. Desprendimiento es la remoción continua de la biopelícula debido principalmente a la fuerza del fluido.

El desprendimiento es parte del proceso de los reactores biológicos rotatorios, mientras que el ablandamiento es otro problema encontrado en el mismo proceso.

En un proceso de filtro percolador simulado con una superficie inclinada, se mostró que la transferencia de masa de material biodegradable fué factor limitante (Maier, 1966).

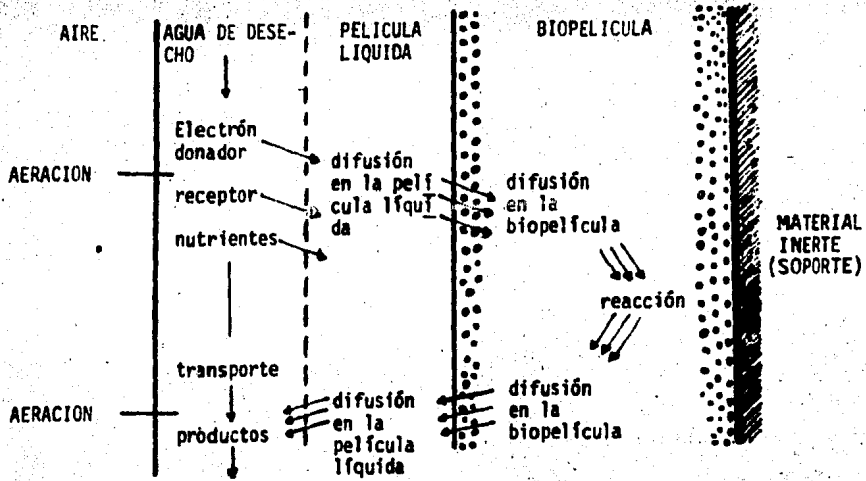


Figura 3-1. Conceptos básicos de los procesos en la biopelícula (Harremoës, 1978).

Con respecto al funcionamiento de un filtro percolador, proceso de película fija, se considera que la transferencia de oxígeno, además de la transferencia del sustrato son factores claves en el proceso. Esta teoría está basada en el movimiento de la película líquida la cual se mezcla con la película fija a medida que se mueve. A este respecto el gradiente de concentración de los orgánicos entre la capa fija y la líquida móvil juega un mejor papel. Por lo tanto, una alta concentración de materia orgánica en el agua de desecho proporcionará este gradiente (Mc Kinney, 1966).

El principal objetivo en el proceso de los reactores biológicos rotatorios es remover materiales orgánicos solubles y transformarlos a materiales insolubles, que serían los microorganismos, susceptibles de ser separados mecánicamente.

La función del tanque de sedimentación es la separación de los sólidos del líquido. El sistema RBR, siendo un proceso aerobio, puede fácilmente estar limitado por las deficiencias en la transferencia de oxígeno o puede ser función del régimen de difusión del sustrato. De lo anterior se deduce que la renovación de la película líquida juega un papel vital en este proceso.

Un mejor tratamiento o una mayor eficiencia de los RBRs puede lograrse con un régimen de sustrato adecuado y con una buena difusión de oxígeno. Para que esto suceda, la velocidad rotacional (RPM) y el tiempo de retención deben ser usados como variables de control.

3.1 FACTORES QUE AFECTAN EL FUNCIONAMIENTO DE LOS RBRs.

Para el funcionamiento de cualquier sistema es necesario proporcionar los requerimientos mínimos. Para lograr esto, es indispensable tener conocimiento de las variables dependientes e independientes que rigen el proceso, así como conocer sus efectos sobre el sistema. Considerando las interrelaciones de la materia, sería muy difícil o imposible listar y estudiar todas las variables que afectan a un proceso. Esto es, donde el término "extensión de un efecto" llega a ser manejable, significa que las variables son seleccionadas para un estudio con la finalidad determinada. Un área común que puede ser llamada a estudio es el desarrollo de los criterios de diseño para un reactor dado, en el cual tendrá lugar un cierto proceso. De nuevo, a través del conocimiento de las variables y del alcance de sus efectos se llega a alcanzar ese objetivo.

El RBR es un reactor que lleva a cabo el tratamiento biológico de las aguas de desecho. Algunas de las variables que son consideradas de importancia son, temperatura, pH, alcalinidad, salinidad (conductividad), carga orgánica, carga hidráulica, área superficial, velocidad rotacional, sólidos totales, espesor de la película, diámetro de discos y otras más. Se explican a continuación, algunos de estos parámetros.

3.1.1 TEMPERATURA.

La temperatura del influente afecta al sistema de varias formas. En general, la baja temperatura causa reacciones químicas y bioquímicas de manera violenta, la viscosidad del líquido aumenta y necesita mayor consumo de energía.

Algunos investigadores afirman que las variaciones de temperatura ocurridas dentro del intervalo de 13° a 32°C, no afecta al sistema. Una temperatura arriba de 32°C ocasionará la aparición de microorganismos menos eficientes. Una alta temperatura, además, disminuirá la solubilidad del oxígeno y el sistema puede operar bajo condiciones límite de oxígeno. Si el sistema es operado a una temperatura menor de 13°C, el funcionamiento del reactor se verá afectado, a menos que el tiempo de retención sea aumentado por disminución del flujo de entrada.

3.1.2 pH

Para un funcionamiento adecuado del sistema de reactores biológicos, el rango de pH es de 6.5 a 8.5. Un pH más bajo o más alto puede causar el desprendimiento de los microorganismos de los discos y posteriormente, su arrastre por la corriente de líquido. Para evitar la variación de pH el sistema debe ser controlado mediante soluciones amortiguadoras. Usualmente, el agua de desecho de origen doméstico tiene suficiente alcalinidad para resistir los cambios de pH. Una caída de pH en las etapas prima

rias del biodisco puede ser indicio de condiciones límite de oxígeno, donde los ácidos orgánicos son producidos. Una baja de pH en la etapas posteriores ocurre por nitrificación. Teóricamente, el bajo pH puede deberse a la acidez del producto final y a la remoción del amoníaco. Estas dos situaciones son diferenciadas por medición de la magnitud de las variaciones en la alcalinidad.

3.1.3 ALCALINIDAD.

La alcalinidad del agua con desechos domésticos es cercana a 200 mg/l de Ca como CaCO_3 . Esta cantidad es suficiente para mantener una solución amortiguadora en el sistema, en la mayoría de los casos. La alcalinidad previene la variación intensa de pH debida a los procesos químicos y bioquímicos que se realizan en el sistema.

La alcalinidad es muy importante para la nitrificación de las bacterias y además, influye en la diversificación de los microorganismos.

3.1.4 EFECTO DE LAS CARGAS ORGANICA E HIDRAULICA.

Hay evidencias de que las cargas orgánicas en aguas de desecho doméstico, no afectan el funcionamiento de los RBRs. La razón es que en estos procesos se sigue un orden primeramente cinético, en remover ya sea DBO_5

o DON. Esto significa que una carga hidráulica específica, con un cierto porcentaje de remoción de DBO_5 , se llevará indistintamente carga orgánica.

Un sistema con sobrecarga orgánica muestra un crecimiento disperso en la fase líquida y, crea problemas de sedimentación en el clarificador.

La influencia de la carga orgánica hace que sea una de las variables operacionales más importantes en el funcionamiento de los RBRs.

3.1.5 EFECTO DE LA VELOCIDAD ROTACIONAL.

Estudios previos revelan que la rapidez de remoción del sustrato en un sistema RBR, es generalmente controlada por la transferencia de oxígeno en las etapas primarias más que la difusión del sustrato en la biopelícula. Incrementando la velocidad rotacional de los discos aumenta la eficiencia en la transferencia de oxígeno y produce un incremento en la velocidad de utilización del sustrato.

Las condiciones límite de transferencia de oxígeno, pueden detectarse o al menos sospecharse cuando por un incremento de la velocidad rotacional, se logra una mejor remoción de sustrato. Debe reconocerse que un incremento en las RPM también proporciona un mejor mezclado el cual mantiene un gradiente de sustrato, muy necesario dentro del sistema.

En esencia, la rapidez en la renovación de la película líquida

aumenta con un incremento en las RPM. Este, como ya mencionamos, influye en la transferencia de oxígeno y en la rapidez de desaparición del material orgánico.

Con la revisión de las características y de los parámetros más importantes, así como de los factores que afectan el funcionamiento de los reactores biológicos rotatorios se puede ahora continuar, en el siguiente capítulo, con la presentación de los criterios adoptados para el diseño y construcción de la unidad en estudio.

IV. DISEÑO Y CONSTRUCCION DE UN REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO.

4.1 BASES DE DISEÑO.

Para el diseño del reactor biológico rotatorio se tomaron en cuenta los estudios previos realizados a nivel laboratorio para la degradación biológica de las aguas residuales de la nixtamalización de donde se obtuvieron sistemas específicos de tratamiento, tanto para molinos de nixtamal como para plantas que producen harina de maíz nixtamalizado (Civit y colaboradores, 1984; Durán de Bazúa y Hartmann, 1980, 1981; Durán y colaboradores, 1982; Hartmann y Durán, 1981; Durán de Bazúa, 1983, 1984, 1985; Pedroza y Durán, 1984; Pedroza, 1985).

En estos estudios la experimentación se hizo con diferentes sistemas de tratamiento biológico desde los lodos activados hasta la operación de reactores biológicos rotatorios con la finalidad de evaluar su comportamiento en la degradación del material orgánico y llegar a encontrar el más eficiente.

En el caso de los sistemas de lodos activados se encontró que no son adecuados para tratar biológicamente el nejayote. Estudios previos con desagües de plantas procesadoras de maíz por el método de molienda húmeda demostraron que, a escala industrial, este sistema produce lodos hinchados de baja densidad. Además, el tiempo de residencia necesario para degradar la materia orgánica del nejayote en más de un 95% es demasiado largo por la necesidad de adaptación de los bioecosistemas a los diversos sustratos que van siendo degradados en forma secuencial (Figura 4-1).

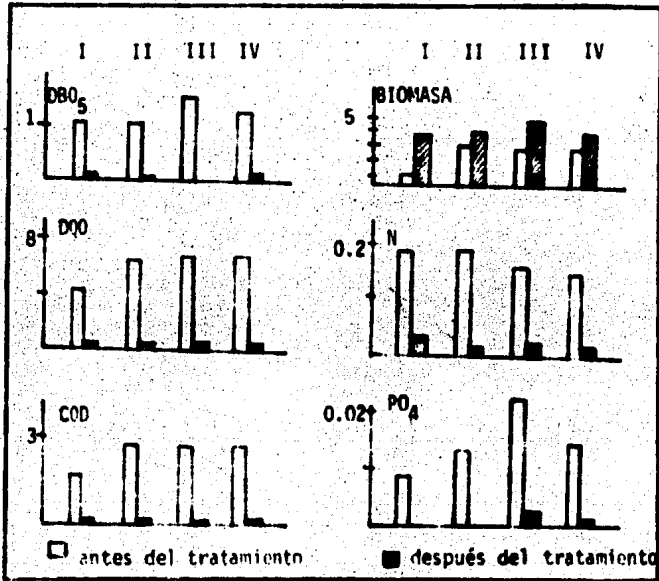
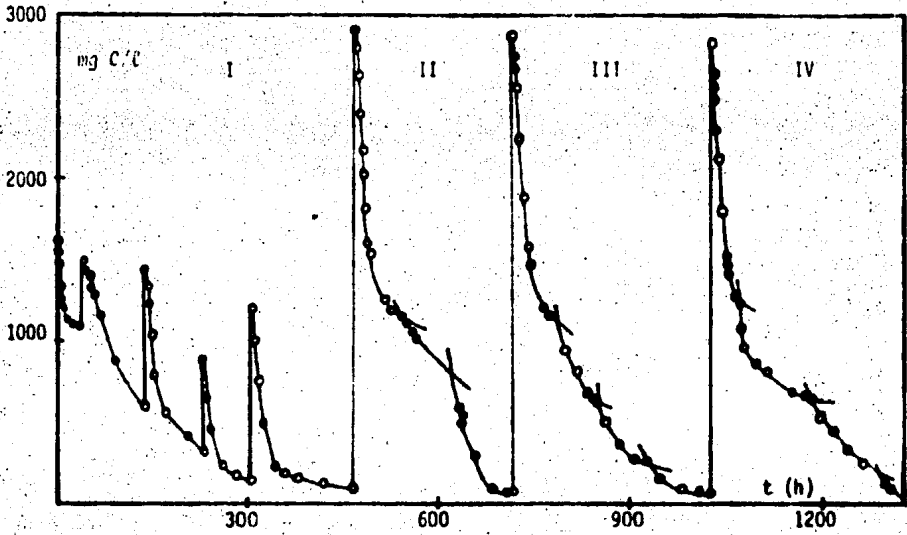


Figura 4-1. Resultados obtenidos en los experimentos intermitentes con nejayotl, empleando el sistema de lodos activados.

Los inconvenientes encontrados en el sistema de lodos activados llevó a buscar alternativas más viables dentro del sistema de película biológica activa, tanto desde el punto de vista de que la población bacteriana va cambiando conforme cambia la concentración y tipo de nutrientes, como de la perspectiva de producción de biomasa y/o biogas, que en el caso del tratamiento del nejayote es tan importante como la purificación de los efluentes. Adicionalmente, en el caso de la producción de biomasa, empleando el proceso de formación de la película biológica activa, el contenido de agua es menor y por tanto, su separación es más sencilla.

Se decidió, por lo tanto, continuar la experimentación con dos sistemas de película biológica activa en cascada. En el primero, el sistema se mantuvo en condiciones anaerobias con objeto de evaluar la posibilidad de producir metano a partir de nejayote. En el segundo, se evaluó la capacidad de este sistema para la producción de biomasa. En ambos se consideró prioritario evaluar la productividad tanto de metano como de biomasa. La razón de esta prioridad se debe a que, a partir de los resultados positivos, podría diseñarse un proceso que combine estas alternativas haciendo del tratamiento biológico del nejayote un método rentable que alcance las metas ya apuntadas: producción de biomasa o metano y purificación de los efluentes.

El sistema de digestores anaerobios resultó ser bastante eficaz tanto para degradar la mayor parte de la materia orgánica presente en el nejayote como para producir un gas rico en metano. Dado que la concentración de materia orgánica en el efluente ya tratado estaba por arriba de

La aceptada por la Agencia de Protección Ambiental de los EE. UU. de A., se pensó en la posibilidad de tratar aerobiamente los efluentes de los digestores para que la descarga máxima de materia orgánica estuviera dentro del límite permisible.

Las primeras pruebas aerobias se efectuaron, usando también el sistema de película biológica activa, en una pequeña cascada de diez reactores conectados en serie (Durán y Hartmann, 1981). El volumen total de trabajo era de 5 litros (500 ml por reactor). El empaque consistía de anillos Pall apilados ordenadamente. La aeración, que provefa también el mezclado, estaba dado por piezas de porcelana porosa colocados en el fondo del reactor. En la Figura 4-2 se presenta el diagrama esquemático del equipo empleado.

El empaque podía removerse del reactor con facilidad y con objeto de cosechar la biomasa sin problemas.

Las condiciones de trabajo se mantuvieron constantes durante el tiempo de experimentación. Esto es, el flujo de nejayote que daba un tiempo de residencia total de 60 h, la carga orgánica, el pH y la temperatura.

El perfil que se presenta en la Figura 4-3 de concentración de la materia orgánica presente, medida como DQO, es el obtenido al llegar a un régimen cuasi-permanente (definido como las condiciones a las cuales no había una variación cualitativa de las variables controladas en forma continua).

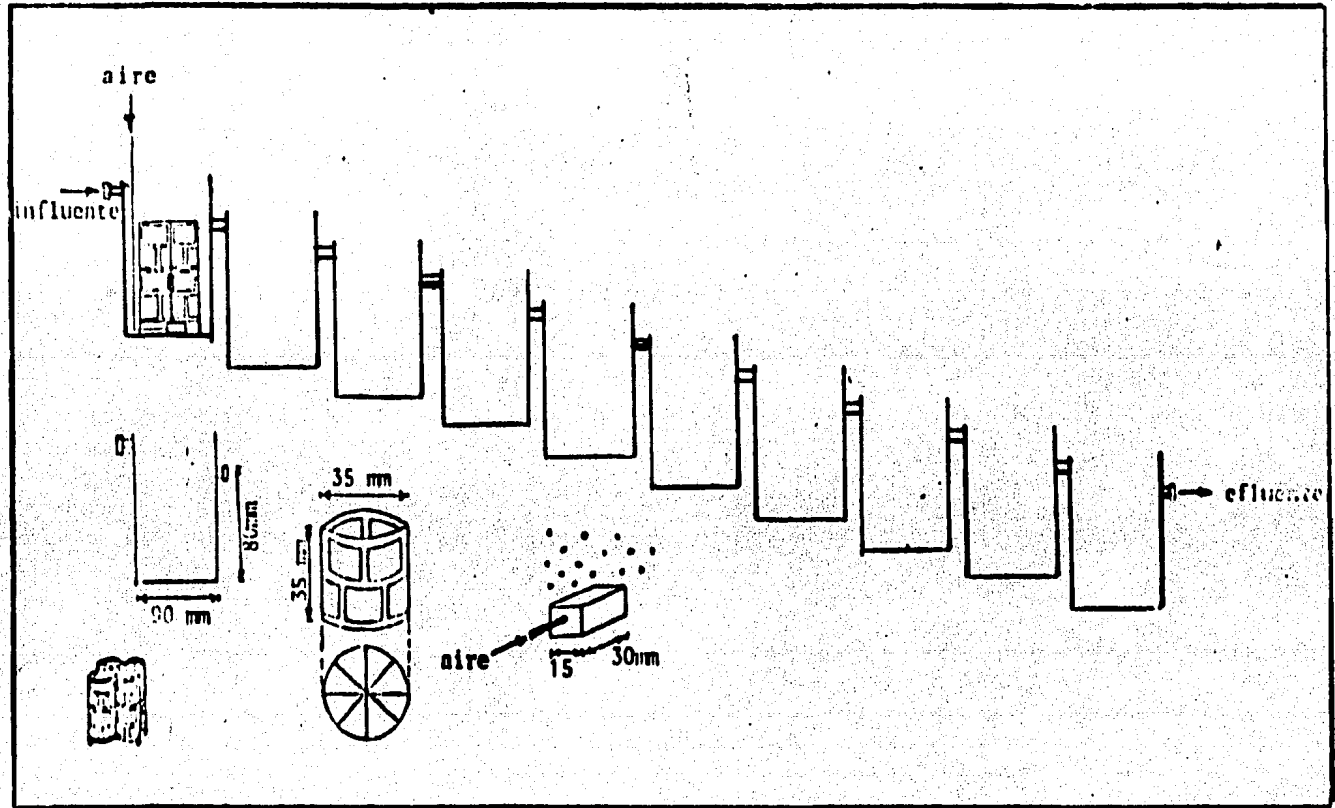
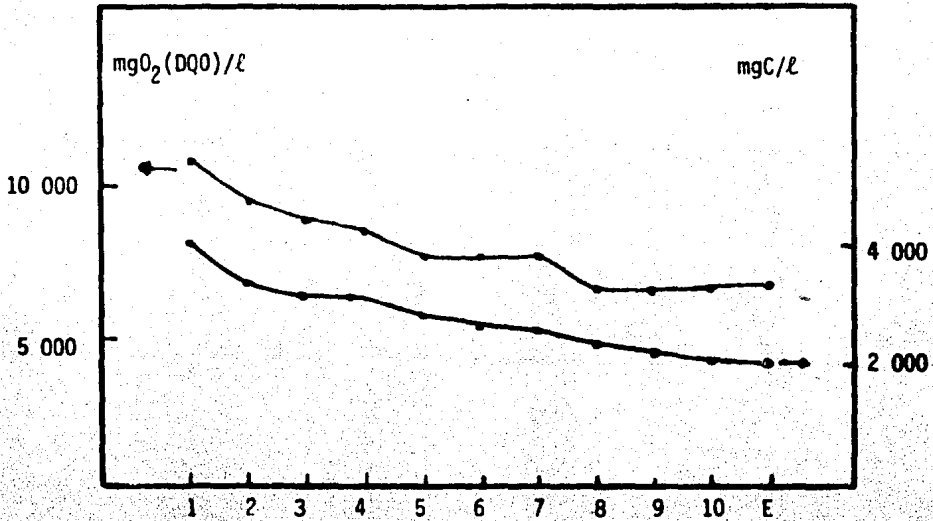


FIGURA 4-2. DIAGRAMA ESQUEMATICO DE LA CASCADA DE 5 LITROS.

Figura 4-3. Degradación de la materia orgánica, medida como demanda química de oxígeno y carbón orgánico disuelto, en la cascada de 5 litros para un tiempo de residencia total de 60 h.



La biomasa se cosechaba manualmente cuando la pellicula formada alcanzaba un espesor de 2 a 3 mm.

De acuerdo a la curva de la Figura 4-3 se observa que los diferentes substratos presentes en el nejayote son metabolizados en forma sucesiva por diferentes biocomunidades.

A pesar de que la cascada no era lo suficientemente larga para permitir una degradación más completa de la materia orgánica presente, la producción de biomasa fué bastante buena, pese a la baja eficiencia de recolección.

Según estos estudios la selección del equipo ideal para tratamiento aerobio está directamente relacionada con las características del efluente y con las limitaciones inherentes a los sitios físicos donde se producen habitualmente los desechos.

El nejayote, por ser un efluente carbonáceo, hace a los sistemas en cascada altamente deseables. Al mismo tiempo se requiere de sistemas donde la recolección de la biomasa sea sencilla y eficaz y, de equipos compactos ya que los molinos de nixtamal están localizados en espacios reducidos.

Se pensó, de esta manera, en estudiar la biodegradabilidad del nejayote en un sistema de discos rotatorios ya que requiere menor consumo energético que las torres percoladoras, sus costos de operación son más

bajos, la biomasa puede separarse fácilmente en forma mecánica y su funcionamiento en cascada ha sido ya probado.

El sistema seleccionado fué un reactor biológico rotatorio de 15 litros (Durán, 1983). Este equipo fué diseñado para estudiar la influencia de la carga orgánica en la eliminación de la materia orgánica presente en el nejayote. Se construyó con cinco etapas en las que, colocando paredes entre los discos, podían crearse pequeñas cámaras que aumentaron la cascada hasta tener 50 cámaras. En la Tabla 4-1, se presentan los datos del diseño del equipo y en la Figura 4-4, el diagrama esquemático del mismo.

Algunas particularidades y características del equipo, son las siguientes:

1. La dirección del flujo de los efluentes con respecto al giro de los discos, en este caso, el patrón de flujo es axial.
2. El equipo está colocado con una inclinación de 6° con la horizontal con objeto de evitar que los efluentes regresen a cámaras anteriores ya que la alimentación se introduce a la primera cámara por el movimiento del ensamble y esta ligera pendiente.
3. Las etapas están unidas con manguera de silicón de 25 mm de diámetro. La última cámara de cada etapa no tiene disco. Este diseño se hizo con objeto de usarlas como cámaras recolectoras de biomasa en vez de tener tanques clarificadores y bombas adicionales. Sin embargo, en la práctica resultaron incapaces de cumplir tal tarea ya que si la biomasa no

Tabla 4-1. Características del RBR de 15 litros.

Material	Plástico
Número de etapas ó módulos	50
Número de discos/módulo	1
Número total de discos	50
Espesor de los discos (m)	0.005
Diámetro de los discos (m)	0.214
Area superficial (m ²)/disco	0.0748
Area superficial total (m ²)	3.74
Volumen total de trabajo (m ³)	0.016
Relación Volumen/Area superficial (m ³ /m ²)	0.0043
% Area sumergida	37

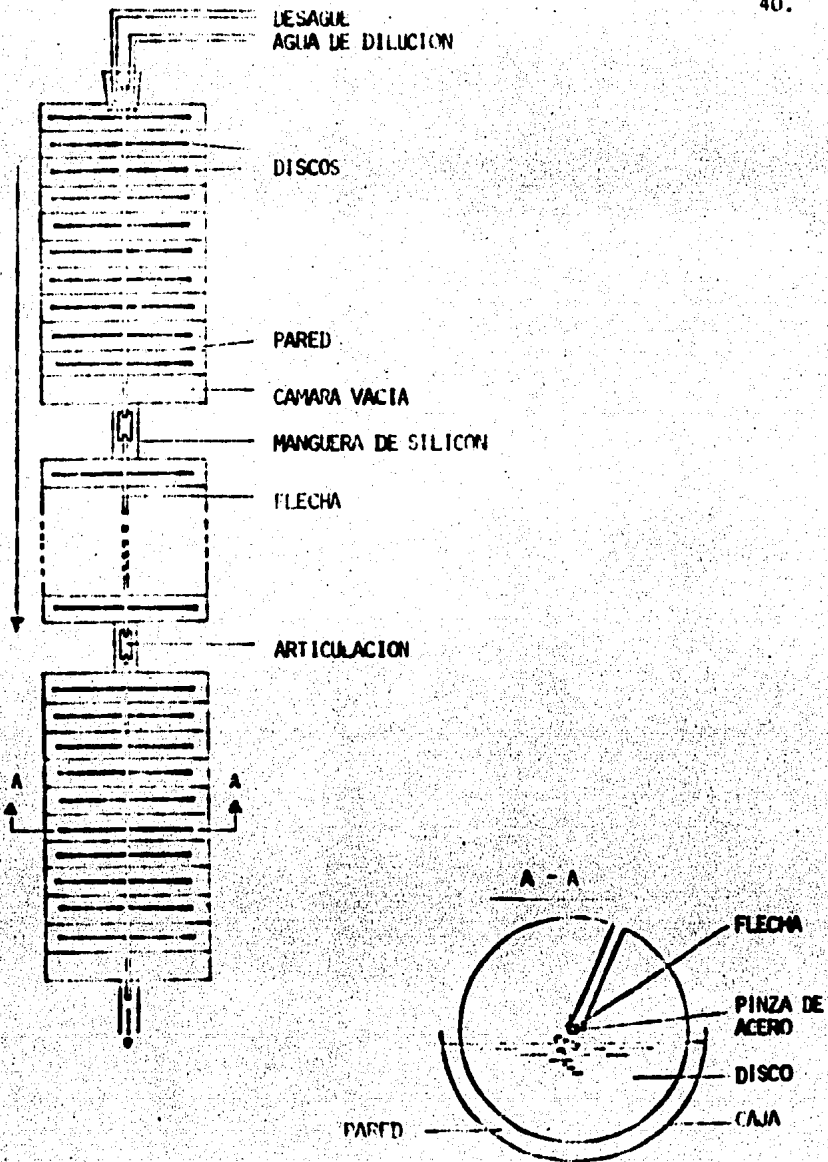


FIGURA 4-4. DIAGRAMA ESQUEMATICO DEL REACTOR DE BIODISCOS DE 15 LITROS.

era colectada diariamente la manguera de unión se tapaba. El problema asociado con la recolección diaria de biomasa era la perturbación continua del funcionamiento del reactor. Por esta razón, la biomasa se colectó mecánicamente de la superficie del disco. Las cámaras sin disco presentaban problemas de anaerobiosis.

La biomasa recolectada era secada en la estufa a 60°C y molida en un molino de aspas. Posteriormente, era almacenada en recipientes herméticos, de los que se muestreaba para los análisis bromatológicos.

Se efectuaron cinco experimentos con las condiciones de operación que se anotan en la Tabla 4-2.

Tabla 4-2. Condiciones promedio de operación del reactor de biodiscos de 15 litros.

Experimento	t, d	w, rpm	θ, h
1	20	20 - 38	16.3 - 16.8
2	59	30	17.8
3	46	30	31 - 33
4	16	30	31 - 35
5	58	30	31 - 33

El comportamiento del reactor de biodiscos se evaluó para diferentes combinaciones de carga orgánica, carga hidráulica y velocidad rotacional. La velocidad periférica varió de 0.224 a 0.426 m/s. El reactor se encontraba en un cuarto de temperatura controlada 22 ± 1 °C. Los resultados de cada serie de experimentos se tomaban cuando el valor del contenido de carbón disuelto variaba menos de $\pm 3\%$ en un período de 3 días, es decir, cuando llegaba al régimen cuasi-permanente.

En la primera serie de experimentos se estudió el efecto de la velocidad rotacional en la eficiencia de degradación (Tabla 4-3).

Los resultados indican que hay un aumento en la eficiencia del reactor al incrementar la velocidad rotacional. Este efecto significativo indica que para el diseño y operación de una planta piloto es necesario tomar en cuenta el escalamiento de la velocidad rotacional para cada una de las etapas de consumo de sustrato.

Para el tratamiento de nejayote, la velocidad rotacional mínima estará definida por la eficiencia del equipo. En este caso particular, el equipo de laboratorio no permitía mantener la velocidad de 38 rpm por períodos largos ya que la vibración del equipo ocasionaba fugas a lo largo de la cascada. La máxima velocidad rotacional encontrada que permitía un funcionamiento adecuado del reactor de 15 litros estaba entre 30 y 32 rpm que aunque no era la óptima, sí aseguraba una transferencia de oxígeno suficiente para evitar anaerobiosis.

Tabla 4-3. Datos obtenidos en el reactor de biodiscos de 15 litros durante el experimento con velocidad rotacional variable.

w , rpm (w , m/s)	20 (0.224)	34 (0.381)	38 (0.426)
θ_T , h	16.30	16.84	16.33
S_1 , mg C/l	2 340	2 149	2 160
S_5 ,	2 285	2 068	2 039
S_{10} ,	2 215	2 048	1 748
S_{20} ,	2 000	1 895	1 651
S_{30} ,	1 803	1 794	1 553
S_{40} ,	1 690	1 438	1 165
S_{50} ,	1 404	1 134	981
% Eficiencia	40.0	47.2	54.6

En el segundo grupo de experimentos se observó el comportamiento de la cascada empleando una solución diluida de nejayote. La velocidad rotacional se mantuvo entre 30 y 32 rpm de acuerdo al primer grupo de experimentos. La nueva carga orgánica se obtuvo variando el gasto hidráulico de nejayote (aproximadamente 20% de nejayote y 80% de agua). Aquí, la degradación de la materia orgánica fue de casi 96% medida como demanda química de oxígeno.

En el tercer grupo de experimentos se duplicó la carga orgánica del influente reduciendo la carga hidráulica a la mitad. El tiempo de residencia, por ende, se duplicó.

En la Figura 4-5, se presentan las curvas de la degradación orgánica de los grupos de experimentos 2, 3 y 4. Comparando el segundo y tercer grupos puede verse que la cascada ya tenía biocomunidades especializadas en la degradación de la materia orgánica del nejayote. Por ejemplo para la cámara 20, había una degradación del 82% como DQO para el segundo experimento y del 95%, también como DQO, para el tercero. Naturalmente el tiempo de residencia para éste último es de 30 h mientras que para el segundo era de 18 h, pero la carga orgánica es 100% mayor. La calidad de los efluentes de éste último experimento es comparable ya que se tiene solamente un 33% más de carga orgánica medida como DQO.

De acuerdo a las curvas de la degradación orgánica del reactor de 15 litros (Figura 4-5) se puede obtener una explicación del porqué se

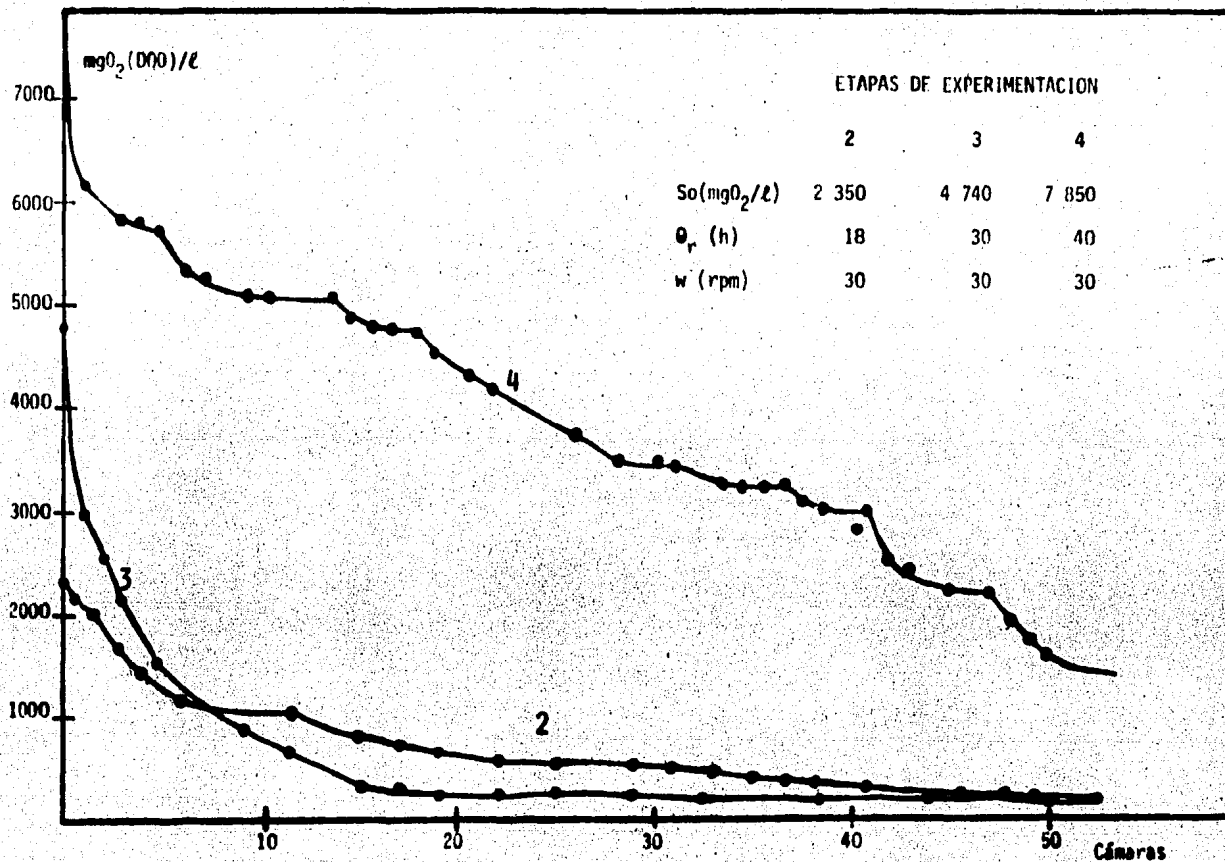


Figura 4-5. DEGRADACION DE LA MATERIA ORGANICA DISUELTA EN EL NEJAYOTE EN EL REACTOR DE 15 LITROS, MEDIDA COMO DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO, EN 3 ETAPAS EXPERIMENTALES (Durán, 1983).

prefirió el sistema de biodiscos para el tratamiento de efluentes carboná--
ceos.

Dado que todos estos experimentos se realizaron en la RFA con a--
guas residuales obtenidas en el laboratorio, se implementó este sistema en
México usando aguas residuales de un molino de nixtamal.

Para ello se construyó un sistema con un tamaño de escala de casi
1:5 con respecto al usado en la RFA. Este reactor biológico rotatorio cuen
ta con un volumen de trabajo de 50 litros (Pedroza, 1985). Los detalles so
bre su construcción y operación se describen a continuación.

El sistema consta de un tanque de material acrílico transparente,
de 1.26 m de longitud y 0.36 m de ancho, con mamparas de separación que pro
veen al reactor de 10 cámaras (Figura 4-6). Cada cámara contiene cinco dis
cos, también de acrílico, de 0.30 m de diámetro y 4 mm de espesor. Los dis
cos se encuentran ensamblados en una flecha central de acero inoxidable, a
poyada en los dos extremos y el centro del tanque por tres rodamientos que
permiten el giro del conjunto de los discos y la flecha, con el mínimo es--
fuerzo. La posición de los discos es tal, que aproximadamente el 40% de
su superficie está sumergida en las aguas de desecho por tratar.

A diferencia del reactor de 15 litros, este sistema está coloca--
do en posición horizontal, completamente, y la flecha consta de una sola
pieza sin articulaciones. Está provisto de un conjunto de poleas que ha--

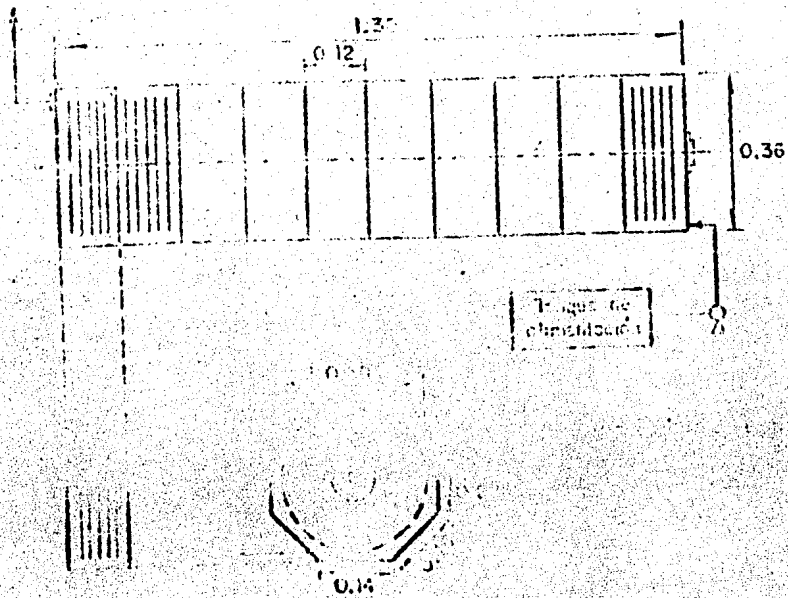
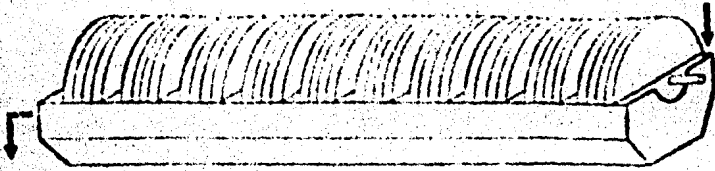


Figura 4-6. DIAGRAMA ESQUEMATICO DEL REACTOR 14 BIONIZADO DE 50 LITROS.

cen posible la variación de la velocidad de giro, en un intervalo de 7 a 60 rpm, lo cual permite regular la transferencia de oxígeno y asegurar la condición de aerobiosis.

Para impulsar el movimiento de los discos, se utilizó un motor de 1/4 HP acoplado a un reductor de velocidad corona y sinfn, con una relación de reducción de 1/30.

El nejayote se alimentó en forma continua, por medio de una bomba de membrana.

En la Tabla 4-4, se resumen las características de este sistema experimental.

El nejayote a utilizar se mantenía en almacenamiento refrigerado (4°C) y hasta antes de usarse se analizaba su concentración de componentes orgánicos medida como DQO soluble.

La experimentación fué dividida en tres etapas con las condiciones de operación presentadas en la Tabla 4-5. Se utilizaron dos diferentes concentraciones de nejayote para ajustar la carga orgánica: 4 000 y 6 500 mg DQO/l.

Para la primera etapa o arranque del reactor, se utilizó nejayote diluido, con una concentración de 4 000 mgO₂(DQO)/l, un flujo de 1.75lh⁻¹

Tabla 4-4. Características del RBR de 50 litros.

Material	Acrílico
Número de etapas o módulos	10
Número de discos/módulo	5
Número total de discos	50
Espesor de los discos (m)	0.004
Diámetro de los discos (m)	0.300
Area superficial (m ²)/disco	0.142
Area superficial total (m ²)	7.090
Volumen total de trabajo (m ³)	0.050
Relación Volumen/Area superficial total (m ³ /m ²)	0.0071
% Area sumergida	40

($0.042 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) y un tiempo de retención de 1.17 días.

Tabla 4-5. Etapas de experimentación en el RBR de 50 litros.

Etapa	Concentración de contaminantes mg DQO/l	w, rpm	θ , d	Carga orgánica ₃ Kg DQO/m ³ /d
1	4 266	16	1.17	3.6
2	6 525	16	1.18	5.5
3	6 406	16	2.50	2.6

En todos los casos, al variar la concentración del influente o el tiempo de retención, se rastreaba el curso de la degradación teniendo como parámetros de control pH, O₂ disuelto y DQO; cuando los valores de estos parámetros no variaban con respecto al tiempo, se consideraba que la operación del reactor había alcanzado un estado estable y en este momento se hizo la determinación de los demás parámetros, incluyendo los anteriores, para obtener información sobre el comportamiento del sistema: temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad, alcalinidad, turbiedad, DQO, DBO₅, sólidos suspendidos y solubles, sólidos adheridos a los discos y contenido de nitrógeno.

Durante el arranque, las mediciones de oxígeno disuelto (OD) se efectuaron con el objeto de verificar que el sistema se mantuviera en con

diciones aerobias. En general, los valores de OD fueron superiores a 1.8 mg O₂/l.

En la primera y segunda etapa experimental la eficiencia en la purificación, medida como DQO, fué la misma (47.8%). En la Tabla 4-6 se presentan las mediciones de DQO de cada una de las cámaras y el porcentaje de degradación entre una y otra cámara, para la segunda etapa experimental. De ésta, el 54.8% se degradó en la primera cámara y un 13.2% en la segunda cámara.

En la tercera etapa experimental se alcanzó una eficiencia de 84.6%, de la cual, el 60.2% corresponde a la degradación ocurrida en la primera cámara y 16.2% en la segunda (Tabla 4-7). Estos porcentajes se obtuvieron también a partir de las mediciones de DQO.

Respecto a la remoción como DBO₅, en la tercera etapa fué de 96.2%. En la primera y segunda etapas también se obtuvieron valores altos mientras que para la DQO la remoción fué menor del 50%.

Analizando estas deficiencias de remoción a lo largo de los tres experimentos, se desprende que no hay correlaciones directas entre la DQO y la DBO₅. Con la DQO puede determinarse el contenido de material orgánico en el nejayote de manera precisa, mientras que con la DBO₅ sólo puede cuantificarse el material fácilmente biodegradable.

Las curvas de la degradación, como DQO en las tres etapas experi--

Tabla 4-6. Resultados de las mediciones de DQO correspondientes a la segunda etapa experimental en el RBR de 50 litros.

$w = 16 \text{ rpm}$; $DQO_1 = 6\,525 \text{ mgO}_2/\text{l}$ $\theta = 1.18 \text{ d}$

Cámara	DQO (mgO_2/l)	% de degradación		
		por cámara	acumulada	
Influente	6 525	-	-	-
1	4 814	26.2	26.2	(54.8)
2	4 400	6.3	32.5	(68.0)
3	4 333	1.0	33.5	(70.1)
4	4 283	0.8	34.3	(71.8)
5	3 963	4.9	39.2	(82.0)
6	3 800	2.5	41.7	(87.2)
7	3 700	1.5	43.2	(90.4)
8	3 600	1.5	44.7	(93.5)
9	3 550	0.8	45.5	(95.2)
10	3 403	2.3	47.8	(100.0)

Tabla 4-7. Resultados de las mediciones de DQO correspondientes a la tercera etapa experimental en el RBR de 50 litros.

w= 16 rpm; $DQO_1 = 6\ 406\ mgO_2/l$; $\theta = 2.5\ d$

Cámara	DQO (mgO_2/l)	% de degradación		
		por cámara	acumulada	
Influyente	6 406	-	-	-
1	3 141	50.9	50.9	(60.2)
2	2 267	13.7	64.6	(76.4)
3	1 976	4.5	69.1	(81.7)
4	1 725	3.9	73.0	(86.3)
5	1 667	0.9	73.9	(87.4)
6	1 567	1.6	75.5	(89.2)
7	1 396	2.7	78.2	(92.4)
8	1 357	0.6	78.8	(93.1)
9	1 218	2.2	81.0	(95.7)
10	985	3.6	84.6	(100.0)

mentales, se pueden observar en la Figura 4-7.

Comparando los resultados obtenidos en el reactor de 15 litros, en el que ocurre una degradación secuencial de la materia orgánica, con los obtenidos en el reactor de 50 litros puede verse que el comportamiento es similar (Figuras 4-5 y 4-7). En la Figura 4-8 se encuentran las curvas correspondientes a los dos sistemas, aquí se observa con mayor claridad la degradación en forma sucesiva.

Como se dijo al principio de este capítulo, toda esta experimentación previa proporciona los fundamentos para la realización del diseño del reactor biológico rotatorio de 400 litros. El desarrollo y la estrategia de este diseño se verá en la siguiente sección.

4.2 DISEÑO DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO.

Al igual que toda la ingeniería química, el diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales se basa en criterios que han surgido de la práctica y de la experimentación. Las ecuaciones existentes son empíricas y desarrolladas a través del análisis de datos experimentales.

En particular, para los RBRs, existen algunos criterios de diseño los cuales no están dados en forma definitiva por tratarse de un proceso novedoso en donde los fenómenos de la microbiología y de la bioquímica

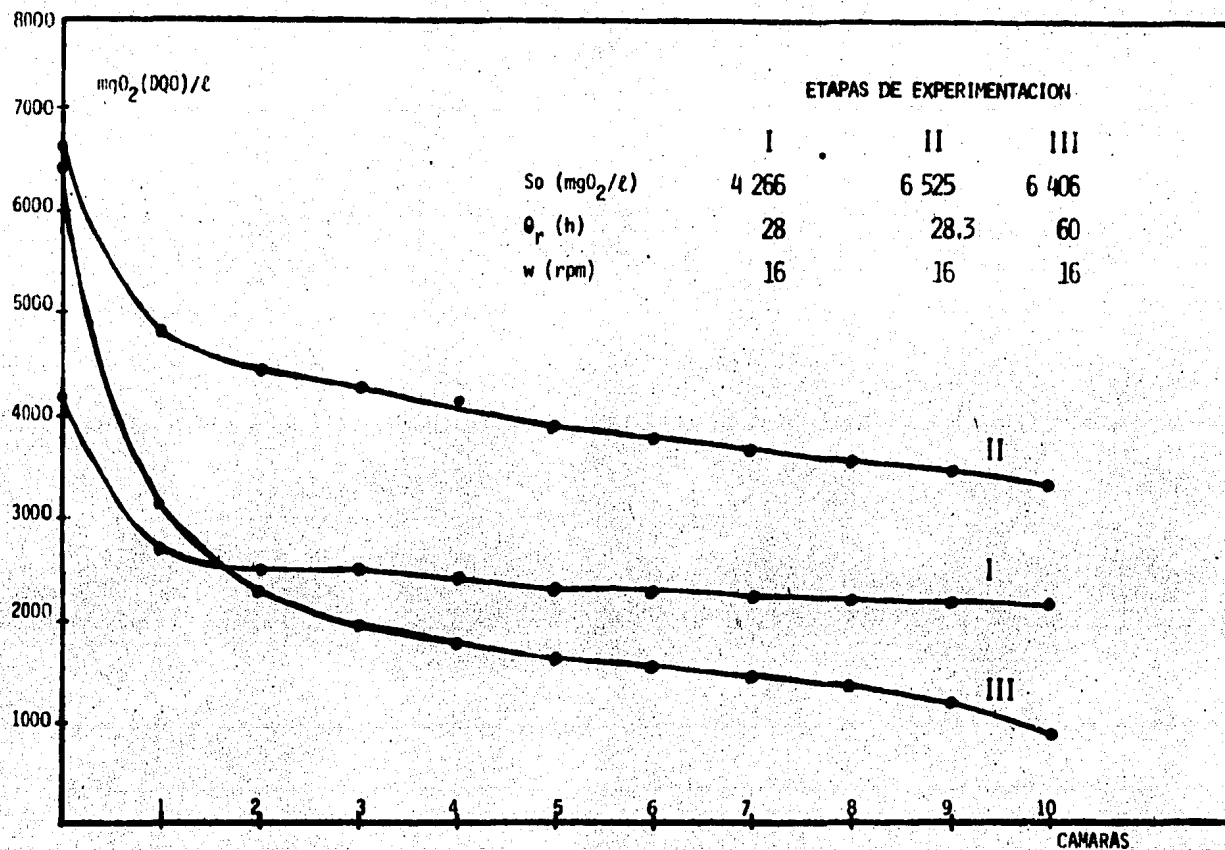


Figura 4-7. DEGRADACION DE LA MATERIA ORGANICA DISUELTA EN EL NEJAYOTE EN EL RBR DE 50 LITROS, MEDIDA COMO DQO. LAS CURVAS CORRESPONDEN A LAS ETAPAS DE EXPERIMENTACION I, II Y III (Pedroza, 1985).

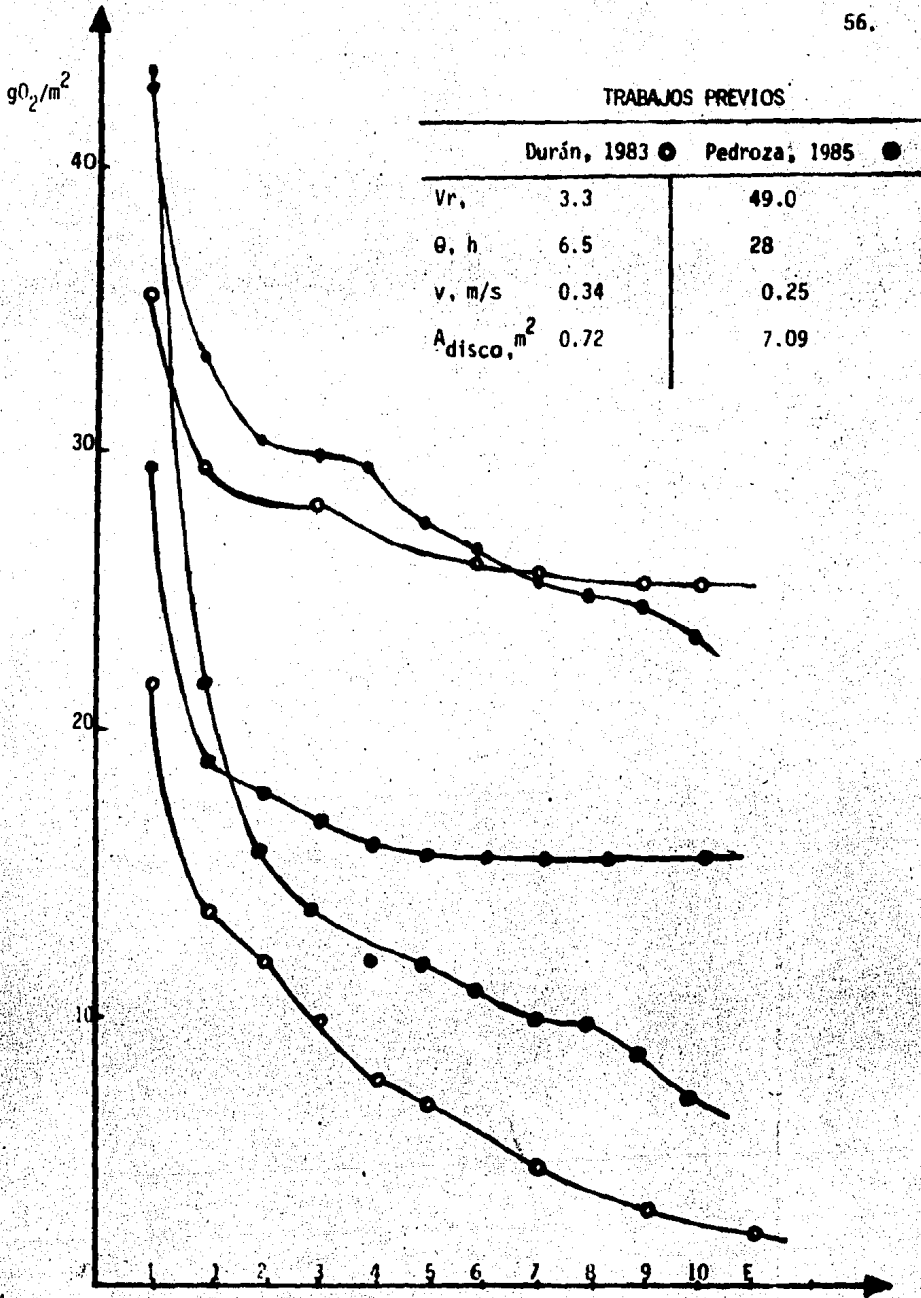


Figura 4-8. COMPARACION DE LA DEGRADACION ORGANICA EN DOS REACTORES BIOLÓGICOS ROTATORIOS.

no han podido ser entendidos y explicados a profundidad. Los modelos matemáticos han sido desarrollados para definir las relaciones entre las variables dependientes e independientes que intervienen en un proceso.

Así pues, todos los parámetros de diseño de los RBRs han surgido y han sido seleccionados de acuerdo a experiencias previas obtenidas en procesos similares.

Por ejemplo, después de un análisis exhaustivo de los datos experimentales obtenidos en diferentes sistemas de reactores biológicos rotatorios, el Journal of Water Pollution Control Federation recomienda los siguientes valores para ser tomados como criterios de selección:

No. mínimo de etapas	4
% Area sumergida	40
Relación óptima Volumen/Area superficial	0.005 m ³ /m ² para un influente con una DBO ₅ arriba de 300 mgO ₂ /l.
Carga hidráulica	0.80 a 0.16 m ³ /m ² d para alcanzar un efluente con una DBO ₅ de 15 a 30 mgO ₂ /l
Temperatura	13°C a 32°C.
Flujo del tanque de sedimentación	32.6 m ³ /m ² d para el efluente.
Equipo para remoción de sólidos	Colectores mecánicos para sólidos.

Algunos de los criterios empleados para el diseño del reactor de biodiscos son:

4.2.1 NUMERO DE ETAPAS DEL SISTEMA.

El número de etapas que debería contener la unidad de biodiscos se decidió en base a la experimentación de los reactores de 15 y 50 litros estudiados previamente (Durán, 1983; Durán y Pedroza, 1984; Pedroza, 1985). En las curvas de las Figuras 4-5 y 4-7 puede observarse con bastante claridad que el mayor porcentaje de degradación de la materia orgánica ocurre en las primeras cuatro cámaras. En la tercera etapa experimental del reactor de 50 litros se tiene una remoción de materia orgánica de 73% correspondiente a las primeras cuatro cámaras contra 84.6% equivalente a toda la cascada. Evidentemente, estos resultados fueron los que llevaron a decidir que el reactor de biodiscos en estudio debería estar compuesto por un máximo de cuatro cámaras, además de que este número de etapas coincide con el recomendado por el Journal of Water Pollution Control Federation.

4.2.2 VOLUMEN DE TRABAJO.

Con la finalidad de tratar cantidades de aguas residuales cada vez mayores, una vez comprobada la eficiencia de los biodiscos mediante el análisis de los trabajos anteriores, vemos que hay una tendencia a aumentar el volumen de trabajo como sucedió en los reactores de 5, 15 y 50 li-

tros. Aquí, el aumento a escala fué de 1:3 y de 1:4 respectivamente.

Para el nuevo diseño se decidió que ese aumento a escala fuera aproximadamente de 1:10, con respecto al anterior de 50 litros, con el propósito de lograr el escalamiento de un sistema de tratamiento de aguas residuales para la industria alimentaria que pueda ser extrapolado a otras ramas industriales.

Se pensó, por lo tanto, contar ahora con un volumen de trabajo de 450 litros de tal manera que fuera lo suficientemente grande para evaluar el sistema a un nivel mayor.

4.2.3 SELECCION DE MOTORES INDEPENDIENTES.

Ante los problemas de vibración en el reactor de 15 litros ocasionados por las articulaciones de la flecha, en el reactor de 50 litros se empleó una flecha de una sola pieza, sin articulaciones. A pesar del cambio se continuó con el inconveniente de que por tratarse de una sola pieza en donde están ensamblados todos los discos, estos siempre tenían la misma velocidad rotacional. Este arreglo provocaba que en las cámaras donde había mayor acumulación de biomasa no pudiera ser removida con un aumento en la velocidad rotacional, exclusivamente en esas cámaras, sino que era necesario proporcionar ese mismo aumento a todos los discos de la unidad de tratamiento.

Con la finalidad de eliminar esos problemas y, además, para tener

diferentes velocidades de rotación en las distintas cámaras, se decidió proveer de un motor independiente a cada cámara. De esta manera se puede aumentar o disminuir la velocidad rotacional de los discos únicamente en donde sea necesario sin tener que mover, forzosamente, todo el sistema a las mismas revoluciones por minuto.

4.2.4 DIAMETRO Y NUMERO DE DISCOS.

Para obtener el diámetro y número total de discos se fijó un valor para la relación VOLUMEN DE TRABAJO/AREA SUPERFICIAL TOTAL, de $0.012 \text{ m}^3/\text{m}^2$, el cual es mayor que el recomendado ($0.005 \text{ m}^3/\text{m}^2$) debido a que se deseaba tener un volumen mayor con respecto al área superficial para que cada cámara sirviera como sedimentador y, además, como cámara de reacción. Esta doble función planteaba la posibilidad de recolectar periódicamente la biomasa formada en las cámaras, de manera sencilla.

La relación de $0.012 \text{ m}^3/\text{m}^2$ y el volumen total de trabajo de 460 litros (valor exacto) requieren un área superficial de 37.77 m^2 .

Tomando en cuenta las características de la cámara y considerando que cada disco debe estar sumergido 40%, se fijó un tamaño y número de discos de tal manera que correspondiera a un diámetro de 50 cm.

El número total de discos de 50 cm equivalentes al área de 37.77 m^2 es de 96, los cuales quedan repartidos en grupos de 24 discos por cámara.

Por razones de diseño y para tener un equipo, con un número total de 100 discos, se instalaron 25 discos por cámara.

Las características y especificaciones finales del reactor de biodiscos de 460 litros se presentan en la Tabla 4-8.

La realización del diseño que lleva a conocer los parámetros más importantes, en este caso del reactor biológico rotatorio, es tan importante como la propia construcción mecánica del reactor. Aquí es donde deben tomarse en cuenta detalles que pueden parecer insignificantes pero que de alguna manera influyen en el funcionamiento del equipo. A continuación se describen los detalles sobre la construcción y ensamble del equipo.

4.3 CONSTRUCCION Y MONTAJE DEL REACTOR.

Para la construcción del reactor se emplearon materiales seleccionados de acuerdo a sus propiedades físicas y químicas, su bajo costo y su disponibilidad en el mercado. Dado que este reactor de biodiscos constituye, por sus características, el prototipo para el escalamiento de sistemas de tratamiento de aguas residuales a nivel industrial, es de primordial importancia conocer cuáles son los materiales adecuados en cuanto a costo y propiedades para construir un equipo rentable.

En la construcción de las cámaras se empleó lámina de acero inoxidable por ser un material inerte y que difícilmente reacciona en condicio--

Tabla 4-8. Especificaciones y características del RBR.

Número de etapas ó módulos	4
Número de discos/módulo	24
Número total de discos	96
Diámetro de discos, m	0.50
Espesor de discos, m	0.005
Area superficial, m ²	9.61
Volumen de cámara, m ³	0.115
Volumen total de trabajo, m ³	0.460
Relación Volumen de trabajo/Area superficial, m ³ /m ²	0.012
% Area sumergida	40
w, min ⁻¹	6, 11, 15
v, ms ⁻¹	0.160, 0.288, 0.393

nes ácidas o alcalinas. Además, comparado con el material de acrílico y cloruro de polivinilo (PVC) usados en los reactores anteriores, el acero inoxidable tiene un costo menor.

Las cámaras son cuadradas de 70 cm por lado y tienen un fondo triangular con un ligero desnivel para que el líquido, contenido en su interior, pueda llegar y fluir por el drene situado a uno de los lados de la cámara (Figura 4-11). Todas las juntas y uniones eran de soldadura en inoxidable y solamente en las partes que se ensamblaron después se empleó sellador de silicón.

La longitud total del reactor es de 284.5 cm e incluye las tres separaciones de 1.5 cm que hay entre una y otra cámara. La altura del equipo es de 150 cm con la particularidad de que puede estar colocado completamente horizontal o con cierto ángulo de inclinación mediante el auxilio de una plataforma que tenga la inclinación deseada. En la Figura 4-9, se presentan las dimensiones del reactor cuando ya se encuentra ensamblado.

El volumen real de cada cámara es de 115 litros que dan un total de 460 litros como volumen de trabajo.

Los discos se fabricaron a partir de lámina de PVC con la superficie completamente lisa y, para que la película biológica pudiera adherirse en forma adecuada, se procedió a efectuar un rayado con el propósito de contar con una superficie rugosa. Para el escalamiento futuro no se reco

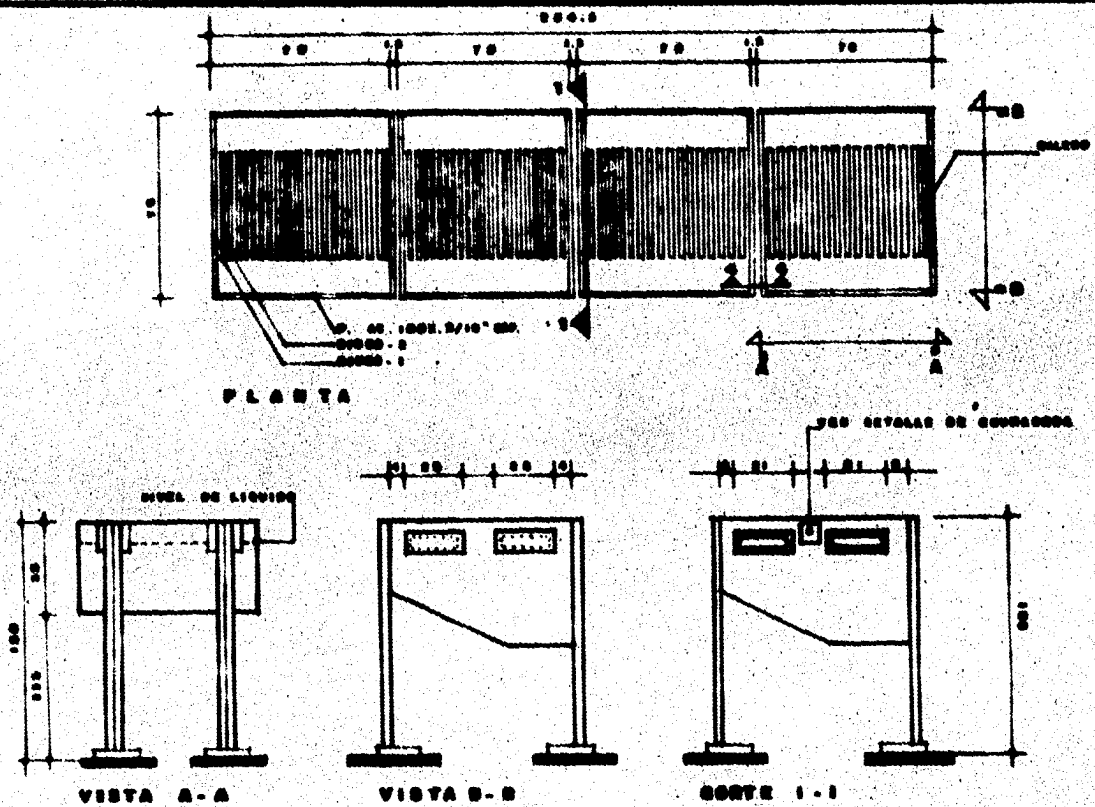


FIG. 4-9. VISTA EN PLANTA DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO

64.

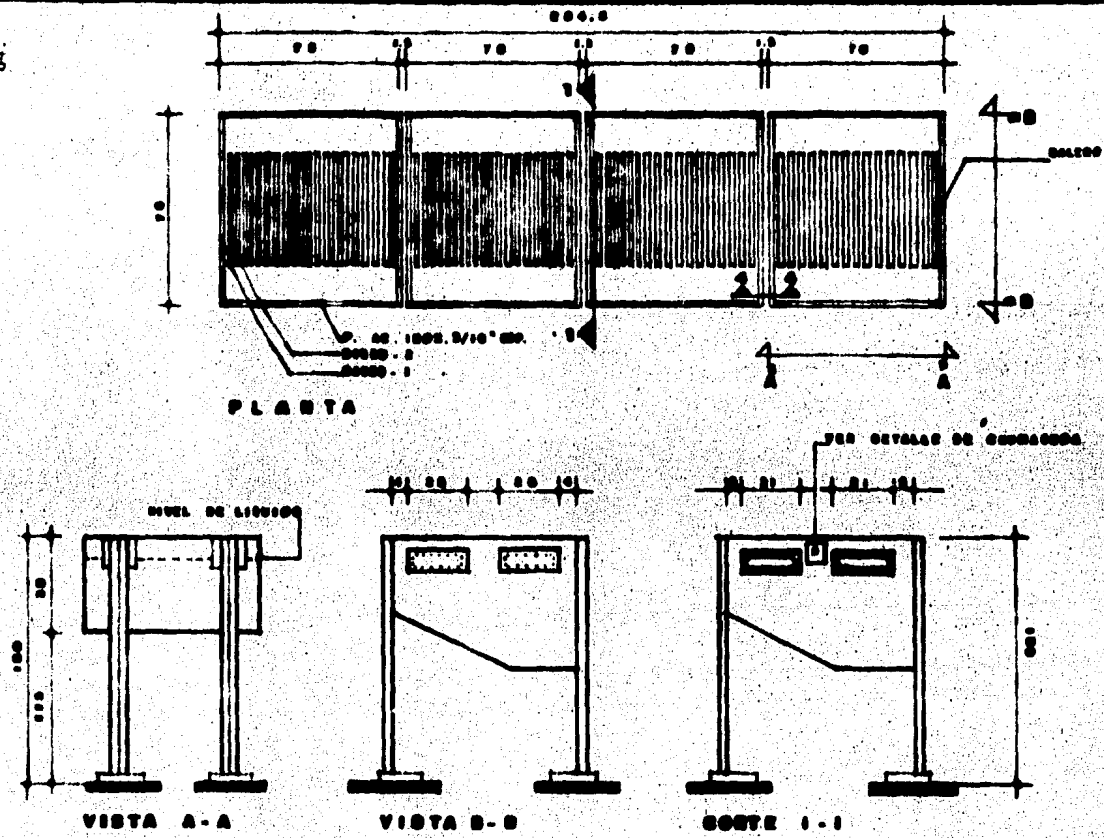


FIG. 4-9. VISTA EN PLANTA DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO

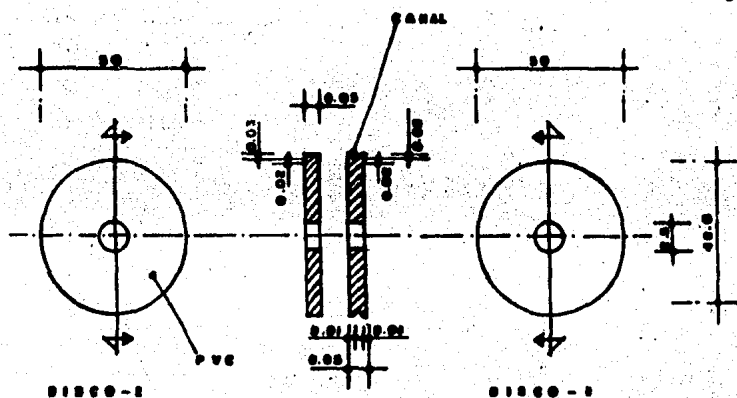


FIG. 4-10 DETALLE DE DISCOS

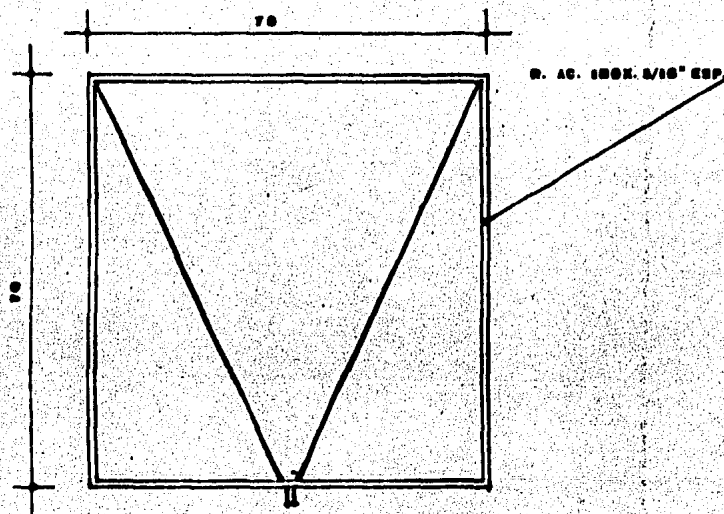


FIG. 4-11. FONDO TRIANGULAR DE LAS CAMARAS

mienda este material debido a que, por su alta densidad, requiere mayor consumo energético que los materiales ligeros. En este caso se eligió con base en su durabilidad.

El último disco de cada cámara tiene una doble función. Sirve como disco donde ha de fijarse la película biológica y como polea. Para esto se fabricó con un canal especial por donde pasa la banda que proviene de una de las poleas del motor el cual, de esta manera, proporciona movimiento rotatorio a los discos cuando se acciona (Figura 4-10).

Para evitar que los discos se junten, cuando están colocados sobre la flecha, el equipo cuenta con tuercas o anillos de PVC de 1.5 cm de ancho los cuales van intercalados con los discos y hacen posible la separación (Figura 4-12).

Cuando se ha ensamblado y formado el tren de discos se colocan en cada extremo de la flecha un balero para facilitar el movimiento giratorio. El montaje del tren de discos en el interior de la cámara se hace apoyando los baleros sobre las chumaceras ubicadas en los lados de la cámara, una a cada lado, como se indica en la Figura 4-13.

Las chumaceras constan de dos partes, superior e inferior. La parte inferior se fija mediante tres tornillos a la pared de la cámara y, de esta manera, sirve como soporte al tren de discos. La parte superior únicamente sirve para asegurar y cubrir el balero. Se fija a la parte inferior mediante dos tornillos que entran en posición vertical. Este a-

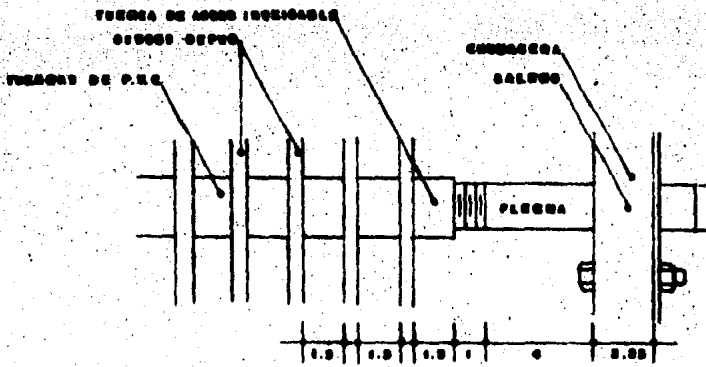


FIG. 4-1E. ENSAMBLADO DE LOS DISCOS SOBRE LA FLECHA, SEPARADOS POR LAS TUERCAS DE P. V. C.

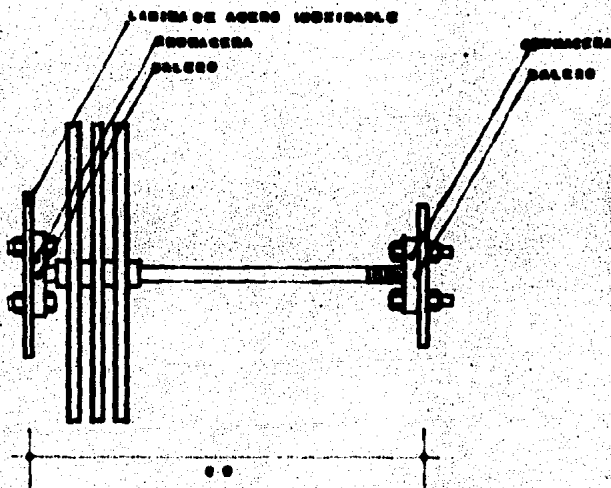


FIG. 4-1B. COLOCACION DEL TREN DE DISCOS

arreglo facilita, cuando es necesario, la revisión del estado de los baleros o el cambio del tren de discos con solo remover la parte superior. En la Figura 4-14, se presentan los detalles de la chumacera.

Cada cámara contiene un par de ranuras horizontales situadas en su parte superior. Estas sirven como medio de comunicación entre las cámaras cuando ya están ensambladas y cuando el nivel del líquido llega a esa altura. El ensamblado se hace uniendo la lámina de acero inoxidable de las cámaras con los empaques de PVC y teflón y las placas también de acero inoxidable de 3/8" de espesor. Las placas de inoxidable y los empaques, así como la lámina de las cámaras contienen perforaciones para tornillos de 1/4" con los cuales se asegura la unión entre una y otra cámara. Los empaques de PVC y de teflón quedan colocados en medio de las dos láminas y las placas de acero inoxidable se fijan una a cada lado de las láminas por la parte de adentro de las cámaras. Este arreglo se observa claramente en la Figura 4-15.

En una de las orillas de cada cámara se encuentra soldada una placa metálica que sirve como base para fijar el motor empleando para esto cuatro tornillos de 1/4".

Los motores empleados son de manufactura alemana. Alcanzan hasta 1 300 rpm con un factor de potencia de 0.85. Además, cuentan con un sistema de tres poleas sobre su flecha, para proporcionar tres diferentes velocidades de rotación a los discos.

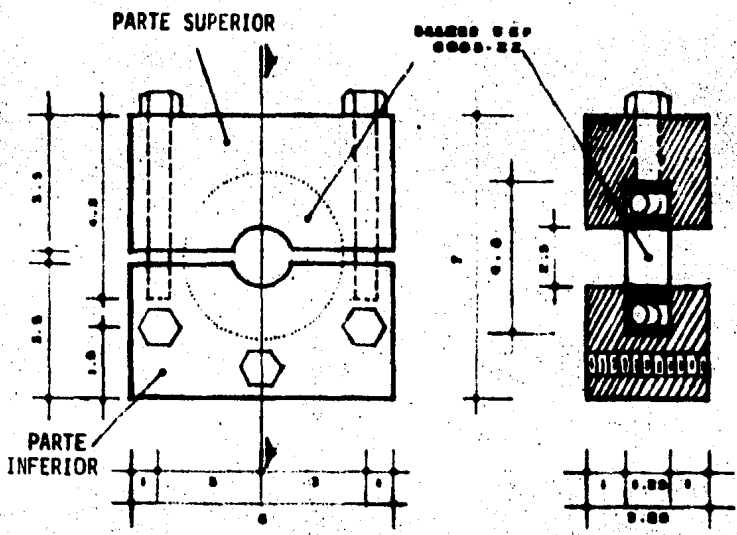


FIG. 4-14. DETALLE DE LA CAMARA

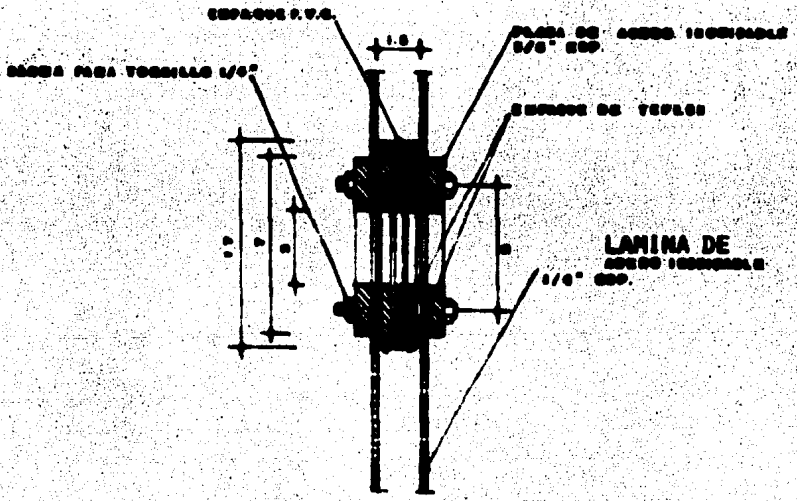


FIG. 4-15. UNION DE LAS CAMARAS

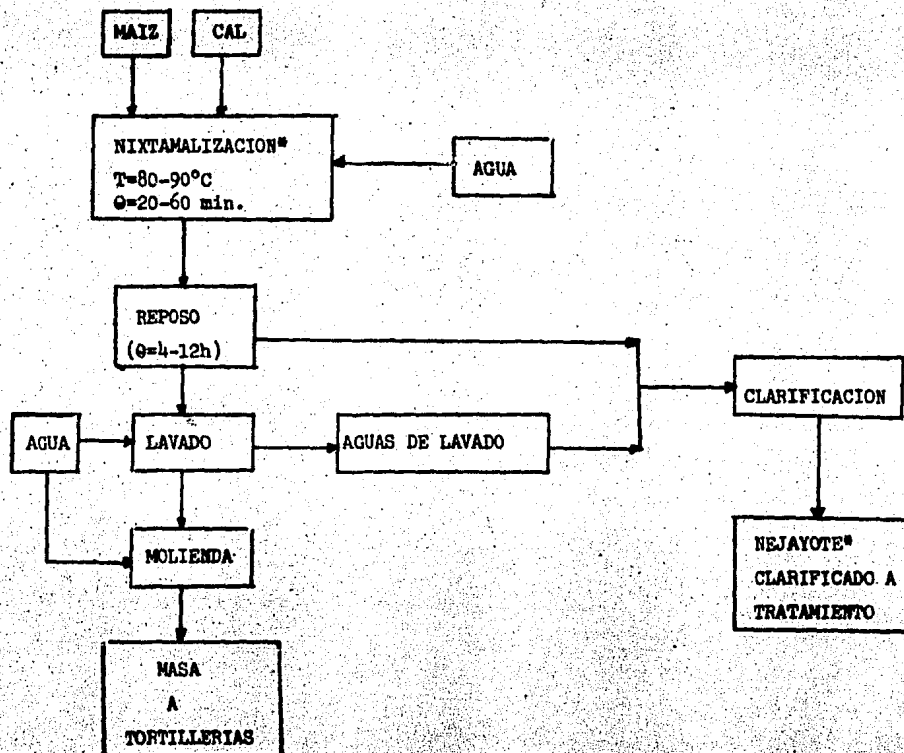
Para la alimentación del influente se cuenta con dos bombas peristálticas Multifix Constant las cuales suministran un flujo variable entre 1.0 y 70 l/h.

Con la colocación de los motores y de las bombas de alimentación se terminó el montaje del reactor. Para la continuación de la siguiente etapa de trabajo, que sería su arranque, se efectuó una revisión de todo el equipo así como del funcionamiento de los motores y de las bombas alimentadoras para evitar retrasos por fallas de tipo mecánico al iniciar su operación. De esto se ocupará el siguiente capítulo.

V. ARRANQUE DEL REACTOR BIOLÓGICO ROTATORIO.

Como se dijo al principio, durante el procesamiento del maíz, tanto en las plantas de producción de harina precocida de maíz para tortillas, como en los molinos de nixtamal, se generan desperdicios sólidos y efluentes líquidos (nejayote) que contienen materia orgánica disuelta y en suspensión, provenientes del material biológico del alimento. Al ser arrojados estos desechos al medio ambiente (agua o tierra) crean problemas de contaminación ya que generan gases cuando se encuentran en condiciones anaerobias o altas demandas bioquímicas de oxígeno cuando se encuentran en fuentes acuíferas. La nixtamalización se definía como una lixiviación empleando una solución alcalina de hidróxido de calcio. Las proporciones varían ligeramente dependiendo del grado de dureza del grano, de la pureza de la cal y de la región de consumo. Esta técnica de lixiviación se lleva a cabo con objeto de eliminar el pericarpio del grano, hidrolizando las hemielulosas. Durante el período de reposo (Figura 5-1) o remojo es cuando se llevan a cabo la mayor parte de las reacciones químicas y el grano absorbe casi el 100% de su peso en agua, haciéndose más suave y facilitando la molienda. Finalmente estas reacciones químicas hidrolizan también parcialmente, las proteínas y carbohidratos presentes en el endospermo y germen del grano, lo que hace que la masa resultante de la molienda del grano cocido sea lo suficientemente manejable como para permitir la producción de tortillas.

Fig. 5-1. Diagrama esquemático de la nixtamalización en un molino tradicional.



*Nixtamalización y nejayote son palabras acuñadas del náhuatl, de las raíces nextli=cenizas de cal, tamalli= masa de maíz cocido, áyoh= caldo o cosa aguada y atl= agua. En centroamérica se conoce a la nixtamalización como nezquizado, una palabra también de origen náhuatl.

Dado que el reactor biológico rotatorio constituye un equipo rentable, tanto por su eficiencia en la purificación de efluentes carbonáceos como por su producción de biomasa, se seleccionaron las aguas provenientes de la nixtamalización del maíz para evaluar su comportamiento.

El diseño del experimento para evaluar el efecto de las diferentes variables de diseño del reactor, tales como la velocidad rotacional y las cargas hidráulica y orgánica sobre la capacidad de purificación de las aguas residuales tratadas y la producción de proteína microbiana, tanto adherida en los discos como suspendida en la solución se basó en el siguiente programa:

1. Efecto de la velocidad rotacional (w) en el grado de purificación de los efluentes (tres niveles). Variables fijas: carga orgánica (S , en gC ó gO_2 (DQO) por litro de solución) y tiempo de residencia (θ , h) (tres niveles).
2. Efecto de la concentración de sustratos en solución o carga orgánica (S) (cuatro niveles). Variables fijas: velocidad rotacional (w) y tiempo de residencia (θ).

3. Control del sistema (análisis rutinarios).

L	M	Mi	J	V
pH	pH	pH	pH	pH
T	T	T	T	T
OD	OD	OD	OD	OD
DQO	Sólidos	DBO ₅	DQO	Sólidos
NK	Manten. Motores	Manten. Bombas	NK	Disponibilidad de nejayote.

5.1 ARRANQUE DEL EQUIPO.

El arranque de los reactores se hizo con agua para detectar posibles fugas en los recipientes o fallas en los motores. También se midió el volumen real de trabajo de cada cámara y las velocidades de rotación de los discos para el sistema lleno con líquido. Estas velocidades son:

	Velocidad rotacional	(Velocidad periférica)
Polea pequeña	6 rpm	(0,16 m/s)
Polea intermedia	11 rpm	(0,28 m/s)
Polea grande	15 rpm	(0,393 m/s)

5.2 CONDICIONES EXPERIMENTALES EN EL ARRANQUE.

Para fijar las condiciones de operación en el arranque, se tomó en cuenta la última etapa experimental del reactor de 50 litros (pedroza, 1985), cuyas condiciones de operación fueron:

$$w = 16 \text{ rpm}, \quad DQO = 6\,406 \text{ mgO}_2/\ell, \quad \theta = 2.5 \text{ d}$$

Bajo estas condiciones el RBR de 50 litros operó eficientemente por lo que se decidió que el nuevo reactor, a manera de continuación, empezara con una carga orgánica mayor. Esta carga fué de $9\,000 \text{ mgO}_2(\text{DQO})/\ell$ (50% mayor).

El flujo total del influente se fijó en $10\ell/\text{h}$. De esta manera, la proporción nejayote-agua en el influente se ajustó de acuerdo al contenido de materia orgánica del nejayote disponible, medido como demanda química de oxígeno. Este valor era de $20\,834 \text{ mgO}_2(\text{DQO})/\ell$.

Las condiciones iniciales, por lo tanto, fueron:

$$Q_{\text{influente total}} = 7\ell \text{ agua/h} + 3\ell \text{ nejayote/h} = 10\ell/\text{h}$$

$$\theta_{\text{residencia}} = 46.7 \text{ h}$$

$$w = 0.28 \text{ m/s (velocidad intermedia)}$$

$$DQO = 8\,929 \text{ mgO}_2/\ell \quad (\text{Ver Tabla 5-1})$$

Tabla 8-1. Composición del nejayote procedente de los molinos de nixtamal.

PARAMETRO	TOTAL	NEJAYOTE SOLUBLE	SUSPENDIDO
pH	11.5	11.5	-
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /l)	2700	2540	180
Conductividad (umho/cm)	1500	-	-
DBO ₅ (mgO ₂ /l)	7875	6750	1125
DQO (mgO ₂ /l)	21280	18560	2720
Nitrógeno Kjeldahl (mg N/l)	291	274	17
Fósforo total (mg P/l)	178	65	113
Relación N:P	1:0.61	1:0.24	-
Relación DQO:N:P	-	103:4:1	-

A los pocos días de iniciada la operación comenzó a formarse la película biológica activa sobre la superficie de los discos y paredes del reactor. Cuando la película había alcanzado un espesor mínimo de 150μ se evaluaron pH, temperatura y oxígeno disuelto (OD) de la solución en cada una de las cámaras. Los valores de OD fueron muy bajos (menos de $1.5 \text{ mgO}_2/\ell$). De acuerdo con lo reportado en la literatura sobre el efecto de la velocidad rotacional sobre la transferencia de oxígeno al sistema, se aumentó la velocidad de rotación a la más alta posible con objeto de mejorar la aeración. El aumento de velocidad rotacional ocasionó que se desprendiera algo de biomasa en algunos discos.

A pesar del aumento en la velocidad de giro de los discos, las nuevas mediciones de OD continuaron proporcionando valores muy bajos. Simultáneamente, empezaron a presentarse fenómenos evidentes de los procesos de anaerobiosis que se estaban llevando a cabo en el reactor. Esto indicaba que el sustrato limitante en este caso era el oxígeno.

5.3 ANALISIS DEL PROBLEMA Y MODIFICACIONES PROPUESTAS.

Uno de los posibles mecanismos de modificación del sistema era aumentar el tiempo de residencia del líquido en el reactor para que, con la misma aeración, la materia orgánica pudiera degradarse.

5.4 CONDICIONES EXPERIMENTALES MODIFICADAS.

Fueron las siguientes:

$$Q_{\text{total}} = 2 \text{ l nejayote/h} + 4 \text{ l agua/h} = 6 \text{ l/h}$$

$$\theta = 77.8 \text{ h}$$

$$DQO = 9\,920 \text{ mgO}_2/\text{l}$$

$$w = 0.393 \text{ m/s} \quad (\text{polea grande})$$

No se planteó la modificación de la carga orgánica que, evidentemente hubiera resuelto el problema, porque esto significaba diluir más los efluentes.

Bajo estas condiciones de operación, se presentaron los siguientes problemas:

- OD muy bajo en las cuatro cámaras (anaerobiosis)
- Demasiada acumulación de biomasa en las cámaras 3 y 4, como consecuencia del desprendimiento de la biomasa de los discos de toda la cascada.
- Alta viscosidad de la solución debido a la anaerobiosis (fenómeno similar al que ocurre en las fermentaciones), que ocasionaba que las bandas patinaran y no proporcionaran la velocidad rotacional adecuada al tren de discos, creando un círculo vicioso.

- Olores desagradables debidos a la generación de metano y ácido sulfhídrico producidos por la metabolización anaerobia del sustrato.
- La alta viscosidad de la solución y la acumulación de biomasa provocaron inclusive que algunos de los motores dejaran de funcionar por el esfuerzo efectuado.

También, durante este tiempo, se hicieron las siguientes pruebas con la biomasa generada:

(a) Secado de la biomasa microbiana

i) Liofilización.

ii) Secado en estufa a 60°C.

(b) Sedimentación.

Las pruebas de secado por liofilización dieron, desde el punto de vista organoléptico, productos altamente aceptables. Esto no ocurrió con la biomasa secada en la estufa, que presentaba un cambio negativo considerable en la coloración.

Respecto a la prueba de velocidad de sedimentación, no fué posible medirla ya que la biomasa generada en condiciones anaerobias formaba flocos hinchados con un índice de sedimentación tal que no permitía su separación por métodos mecánicos o físicos. Inclusive se realizó una prueba

ba de centrifugación del efluente del reactor a 5 000 rpm durante 10 minutos sin que se obtuviera un sobrenadante claro.

Ante estas situaciones se hizo un análisis de los problemas presentados para pensar en posibles modificaciones estructurales al sistema.

5.5 EFECTO DEL SISTEMA MOTORREDUCTOR.

Considerando a la velocidad rotacional como el parámetro que continuaba afectando al sistema por falta de oxígeno, se procedió a buscar una modificación que aumentara substancialmente la velocidad periférica. Esto significaba que las otras variables, como carga orgánica e hidráulica se mantendrían constantes. Una modificación simple consistió en eliminar el último disco, donde estaba retenida la polea y sustituirlo por una polea de menor diámetro y una banda de menor longitud para aumentar las revoluciones por minuto del tren de discos. Con esta modificación las velocidades de rotación fueron ahora de:

Polea pequeña	9 rpm (0.236 m/s)	50% aumento
Polea intermedia	16 rpm (0.419 m/s)	45% aumento
Polea grande	21 rpm (0.550 m/s)	40% aumento.

5.6 NUEVAS CONDICIONES DE OPERACION.

Se reinició el experimento con las siguientes condiciones de operación:

$$Q_{\text{total}} = 2 \text{ l agua/h} + 4 \text{ l nejayote/h} = 6 \text{ l/h}$$

$$\theta = 77.8 \text{ h}$$

$$w = 0.550 \text{ m/s}$$

$$DQO = 9\,500 \text{ mgO}_2/\text{l}$$

Se reajustó la proporción nejayote-agua para mantener una carga orgánica similar a las anteriores ya que el nuevo nejayote tenía menor carga orgánica que el obtenido para los experimentos anteriores (Tabla 5-1). Esta variabilidad se debe principalmente a las características del grano (dureza, proporción de granos rotos, variedad blanca, amarilla o proporción de la mezcla de ambos, etc.), a los tiempos de cocción y de remojo dados, a la proporción de cal y al factor humano.

Después de unos días de operación, una vez que empezó a formarse la biopelícula, los problemas de la etapa anterior volvieron a presentarse:

- El oxígeno disuelto continuaba muy bajo (menos de 1.5 mg/l)
- La solución empezaba a volverse nuevamente viscosa, obstaculizando la adecuada rotación de los discos. Incluso los motores dejaron de fun-

cionar en varias ocasiones por el esfuerzo efectuado.

- Mal olor en todas las cámaras.

Para verificar si la carga orgánica era demasiado alta para el sistema se modificó ésta, así como el tiempo de residencia (carga hidráulica). Aquí era evidente que la aeración no podía ya ser aumentada.

Las condiciones de operación fueron ahora,

$$Q_{\text{total}} = 4 \text{ l agua/h} + 1 \text{ l nejayote/h} = 5 \text{ l/h}$$

$$\theta = 93.4 \text{ h}$$

$$w = 0.550 \text{ m/s}$$

$$DQO = 3\ 130 \text{ mgO}_2/\text{l}$$

Después del período de maduración, la cantidad de oxígeno disuelto era de $1.54 \text{ mgO}_2/\text{l}$. Este valor implicaba todavía condiciones de anaerobiosis. Considerando que la carga orgánica se redujo al 30% de la que se tenía antes y que la carga hidráulica era también un poco menor debía esperarse que la aeración mejorara las condiciones de aerobiosis. Fue claro, sin embargo, que había problemas de mezclado que no habían podido observarse antes con tanta claridad por el aumento de viscosidad de la solución. Específicamente en las esquinas de las cámaras podía verse la acumulación de espuma y biomasa que mantenía poca movilidad. Esto decidió plantear estudios sobre mezclado.

5.7 EFECTO DEL MEZCLADO.

Para verificar el efecto del mezclado dentro de las cámaras se introdujo una corriente de aire en la primera cámara, que es la que recibe la mayor carga orgánica. Este factor mejoró notablemente, no sólo el contenido de oxígeno disuelto (mayor de $5 \text{ mgO}_2/\text{l}$) en la solución sino las características de la biomasa en suspensión, que presentaba propiedades de sedimentación. Para mantener este nivel de aeración, la única alternativa posible era la de reducir el volumen activo de cada cámara para que el sistema de rotación del tren de discos pudiera agitarlo adecuadamente. Originalmente las cámaras se construyeron para servir a un doble propósito: como cámaras de reacción y como sedimentadores. Desafortunadamente, el arreglo triangular del fondo creaba zonas en las que no se tenía turbulencia (zonas anaerobias), especialmente en las esquinas y cerca del drene de la cámara. Por ello, se planteó la introducción de un doble fondo aterrizado que permitiera emplear las cámaras, durante la degradación microbiana, como reactores de fondo semicilíndrico y, posteriormente, como sedimentadores al remover el doble fondo si se deseaba.

Esta modificación conllevó un cambio en la relación entre el área superficial de los discos y el volumen de las cámaras. De acuerdo con el diseño original, la relación volumen-área era de $0.012 \text{ m}^3/\text{m}^2$ y con este cambio se obtuvo un valor de $0.0064 \text{ m}^3/\text{m}^2$. Las Figuras 5-2 y 5-3 corresponden a esta modificación estructural.

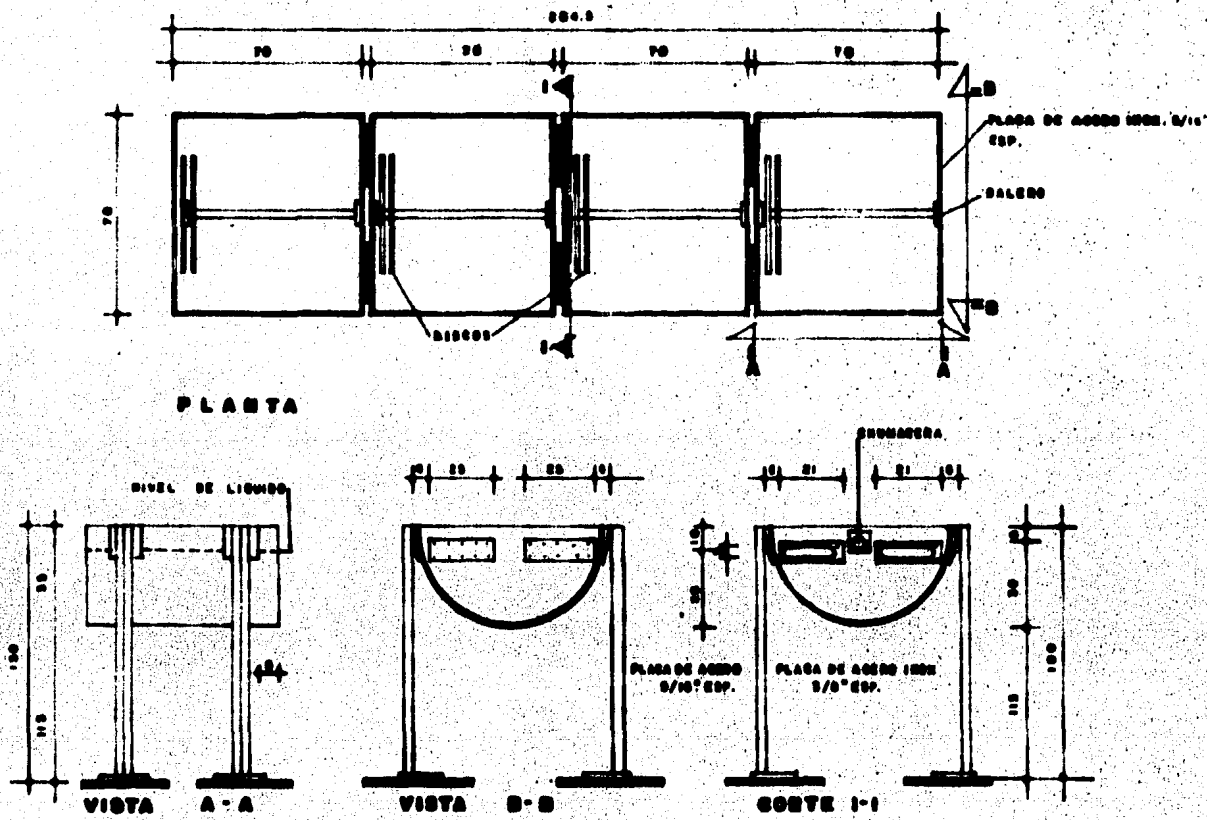
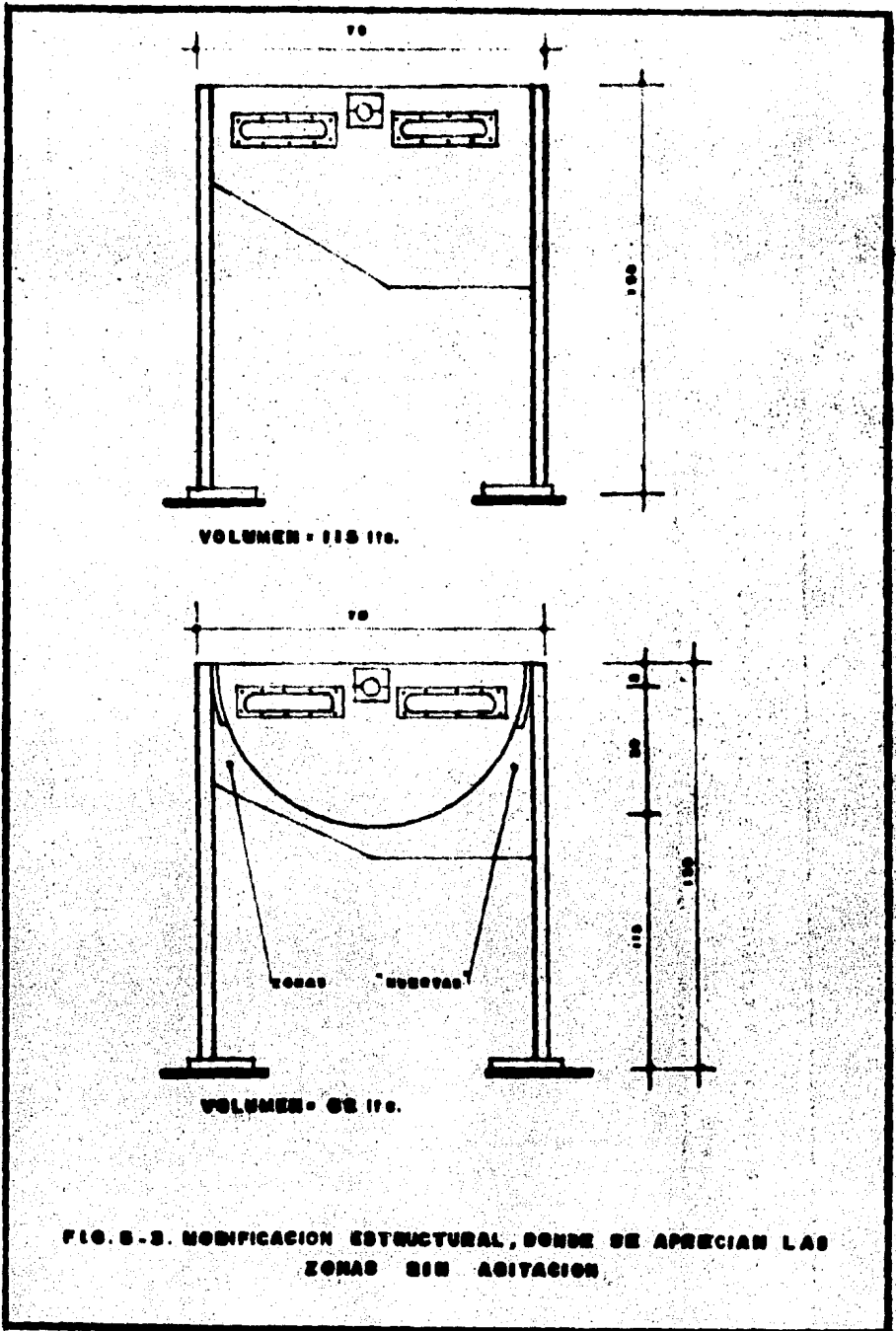


FIG. 3-2. MODIFICACION ESTRUCTURAL A LOS COMPONENTES DEL REACTOR



Las velocidades de rotación se dejaron sin cambio alguno y el nuevo volumen de trabajo del reactor es de 248 litros. Las condiciones de operación, ahora son

$$Q_{\text{total}} = 4 \text{ l agua/h} + 1 \text{ l nejayote/h} = 5 \text{ l/h}$$

$$\theta = 51.49 \text{ h}$$

$$w = 0.550 \text{ m/s}$$

$$DQO = 3\,130 \text{ mgO}_2/\text{l}.$$

Obviamente, la disminución de volumen ocasiona para el mismo gasto hidráulico, una reducción en el tiempo de residencia de los efluentes del reactor. Bajo estas condiciones de operación, cuando la película de biomasa alcanzó un espesor aproximadamente de 150μ , se tomaron mediciones de oxígeno disuelto que dieron valores arriba de $7 \text{ mgO}_2/\text{l}$. Estos valores han permanecido constantes durante el tiempo que lleva funcionando el reactor y no se han presentado ya problemas de desprendimiento de biomasa, ni de aumento de viscosidad en la solución, tampoco malos olores o algún otro síntoma de anaerobiosis. De hecho, las características de la biomasa han mejorado sustancialmente. La velocidad de sedimentación puede ahora calcularse con bastante precisión.

El índice de sedimentación de lodos (SVI) es el volumen en mililitros ocupado por un gramo de biomasa después de haber sedimentado por 30 minutos. Una muestra de un litro es colectada del efluente y se deja

sedimentar por 30 minutos en una probeta graduada de 1 000 ml. El volumen ocupado por la biomasa es reportado como ml sedimentados.

El ISL, índice de sedimentación de lodos (ISL o SVI como se le conoce en inglés, "sludge volume index") sirve para conocer el tipo de partículas o lodos que existen en la solución de acuerdo a su velocidad de sedimentación, y la cual está relacionada con la densidad de la partícula. Un valor de índice de sedimentación alto indica que se tienen lodos hinchados de baja densidad, los cuales son ejemplo claro de un tratamiento biológico inadecuado. Los lodos con velocidades de sedimentación adecuadas tienen valores entre 100 y 150 ml/g (valores empíricos determinados experimentalmente) (Kynch, 1952).

En la Figura 5-4 se presenta la curva de Kynch para la biomasa. El valor del índice de sedimentación es de 136.6 ml/g, calculado como sigue

$$\text{ISL} = \frac{\text{Volumen a 30 min, ml/l}}{\text{g sólidos/l}} = 136.6 \text{ ml/g}$$

El valor de 136.6 ml/g obtenido señala que el tratamiento está siendo adecuado y que puede continuarse con la experimentación propuesta.

En el siguiente capítulo se hace el análisis de los resultados obtenidos durante el tiempo que lleva operando el sistema.

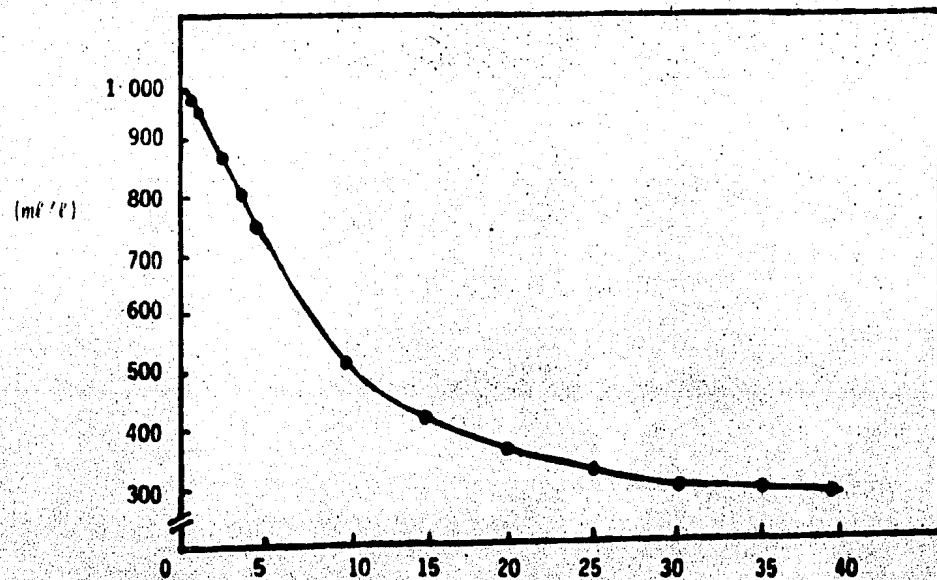


Figura 5-4. Curva de Kynch para la biomasa del nejayote.

VI. RESULTADOS Y DISCUSION.

Para llegar al funcionamiento adecuado del reactor biológico rotatorio, fué necesario hacer diferentes modificaciones al sistema. Por un lado, se modificó la estructura del equipo y, por otro, se variaron y modificaron las distintas variables de operación.

6.1 MODIFICACION ESTRUCTURAL.

Dentro de las modificaciones correspondientes a la estructura del equipo, primeramente, se redujo el diámetro de la polea que funciona como disco y posteriormente, se redujo el volumen de trabajo. En la Tabla 6-1, se presentan las características del reactor después de efectuada la modificación estructural.

La modificación del diámetro de la polea se hizo con la intención de incrementar la velocidad de rotación de los discos, lográndose el siguiente aumento:

POLEA ORIGINAL		POLEA MODIFICADA		INCREMENTO
w. rpm	v. m/s	w. rpm	v. m/s	%
6	0.157	9	0.236	50
11	0.288	16	0.419	45
15	0.393	21	0.550	40

El volumen de trabajo se disminuyó de 460 a 248 litros. La disminución por cámara fué de 115 a 62 litros.

Tabla 6-1. Especificaciones del reactor antes y después de la modificación estructural.

	ESPECIFICACIONES	
	ORIGINALES	FINALES
Número de etapas ó módulos	4	4
Núm. discos/módulo	24	24
Area superficial, m^2	9.61	9.61
Diámetro de discos, m	0.50	0.50
Espesor de discos, m	0.005	0.005
Volumen/cámara, m^3	0.115	0.062
Volumen de trabajo, m^3	0.460	0.248
Relación Volumen/Area superficial, m^3/m^2	0.012	0.0064
w, rpm (min^{-1})	6, 11, 15	9, 16, 21
v, m/s	0.16, 0.29, 0.39	0.24, 0.42, 0.55

6.2 MANEJO DE LAS VARIABLES DE OPERACION.

Aquí están comprendidas las diferentes variaciones que se hicieron a la velocidad rotacional, a las cargas orgánica e hidráulica y a los diferentes parámetros de diseño del reactor, desde su operación con las dimensiones originales hasta llegar al funcionamiento con las características finales. Todas estas experiencias se resumen en la Tabla 6-2.

Analizando las condiciones de operación y valores obtenidos en el arranque puede verse que el reactor, con las dimensiones originales, no funciona con cargas orgánicas e hidráulicas altas, ni aún con aumentos en la velocidad rotacional de hasta casi un 50%. Las diluciones efectuadas no proporcionaron resultados satisfactorios y lo único que se estaba haciendo era aumentar el flujo del reactor y diluir el nejayote. La alternativa de modificación del volumen de las cámaras del reactor se seleccionó como consecuencia obvia de los problemas presentados por efecto del mezclado heterogéneo y ésta sí fué acertada, pues al eliminar las zonas "muertas" del fondo triangular original se logró una mejor agitación, a pesar de que esto también plantea la necesidad de manejar un flujo mayor a través del reactor por la reducción del volumen de trabajo.

Puede observarse también que la relación VOLUMEN DE TRABAJO/AREA SUPERFICIAL TOTAL, de 0.0064, obtenida con la modificación del volumen se acerca más al recomendado de $0.005 \text{ m}^3/\text{m}^2$ y esto explica el por-

Tabla 6-2. Pruebas experimentales donde se manejan las diferentes variables de operación.

PRUEBA VARIABLE	1	2	3	4*	5*	6**
Q_{total}	10	10	6	6	5	5
$\theta_{residencia}, h$	46.7	46.7	77.8	77.8	93.4	51.49
DQO, mgO_2/l	8929	8929	9920	9500	3130	3130
$w, rpm (min^{-1})$	9	15	15	21	21	21
v, ms^{-1}	0.29	0.39	0.39	0.55	0.55	0.55

* Primera modificación estructural donde se redujo el diámetro de la polea.

** Operación con las características finales. Incluye la primera modificación estructural y la reducción del volumen de trabajo.

qué del mejoramiento en el sistema. Más aún, los valores de oxígeno disuelto mayores de $7 \text{ mgO}_2/\text{l}$ y el valor del índice de sedimentación de lodos de 136.6 ml/g , confirman que el sistema está alcanzando su régimen permanente y está listo para continuar con el programa experimental propuesto.

VII. RECOMENDACIONES.

Se considera pertinente llevar a cabo el diseño experimental propuesto modificando las cargas orgánica e hidráulica y la velocidad rotacional para continuar estudiando el comportamiento del reactor biológico rotatorio, ya que se encuentra funcionando de manera adecuada.

Respecto a la biomasa que se está produciendo, cuyas características físicas han mejorado notablemente, sería conveniente probar varios métodos de secado para encontrar el ideal, tanto desde el punto de vista de ingeniería-costos como de calidad nutritiva y organoléptica. Los métodos a evaluar podrían ser el secado por aspersión y el secado en charolas. Asimismo, es conveniente buscar las condiciones óptimas de secado (tiempo de residencia en el secador, temperatura del aire de secado, gasto, etc.) que afecten en forma mínima las características organolépticas y nutritivas de la biomasa microbiana y que no encarezcan el proceso.

BIBLIOGRAFIA.

Benefield L. D. and C. W. Randall (1980). **Biological Process Design for Wastewater Treatment.** Prentice Hall Englewood Cliffs, N. J.

Civit, E.; Durán de Bazúa, C.; Engelmann, G.; González, S. y Hartmann, L. (1984). **Anaerobic treatment of maize processing wastewater (nejayote) in a packed bed reactor cascade.**

Degrémont (1973). **Water treatment Handbook.** Editado por Degrémont Société Générale d'Épuration et d'Assainissement. Francia.

Durán de Bazúa, C. and L. Hartmann (1980). **Intls. Sem. Abschluss.** Karlsruhe, GFR.

Durán de Bazúa, C. and L. Hartmann (1981). **Food Industry Effluents, Conversion from Wastes into Useful Products.** Presented at the 2nd. European Congress on Biotechnol. Eastbourne, G. B. April 6 - 10.

Durán de Bazúa, C. (1982). **Desagües de la industria alimentaria: Fuente de biomasa y biogas para la industria.** Technol. Aliment. México.

Durán de Bazúa, C. (1983). **Biologische Reinigung des Abwassers der Nixtamalisationsprozes.** Disertación Doctoral. Universidad de Karlsruhe, República Federal de Alemania.

Durán de Bazúa, C. (1984). Tratamiento de efluentes en el procesamiento de maíz para consumo humano. En "aplicaciones Industriales de la Biotecnología" PUAL-UNAM. México D. F. agosto 28-30.

Durán de Bazúa, C. (1985). Effluents of the food industry in México: Environmental impacts on soil and water resources and posible solutions using the biotechnological approach. Case problem: The corn industry. En "Biotechnology Applied to Environmental Problems". D.L. Wise, editor. CRC Press Inc. Boca Raton, FA, EE. UU. de A.

Friedman A. A.; Robbins L. E. y Woods R. C. (1979). Effect of disk rotational speed on biological contactor efficiency. Journal of Water Pollution Control Federation.

Harremoës, P. (1978). "Biofilm Kinetics" in water pollution microbiology. Vol. II, Ralph Mitchell. John Wiley and Sons, New York.

Hartmann, L. and C. Durán de Bazúa (1981). Biological treatment of nejayote in batch and continuous laboratory tests. Presented at the 2nd. World Congress of Chemical Engineering. Montreal, Canada. October 4-9.

Kornegay, B.H. and J.F. Andrews (1968). "Kinetics of fixed-film biological reactors". Journal of the Water Pollution Control Federation.

Kynch, G. J. (1952). A theory of sedimentation. Trans. Faraday Soc., 48:166.

- Maier, W. J. (1966). Mass transfer and Growth Kinetics on a Slime Layer. A simulation of the trickling Filter, Ph. D. Thesis, Cornell University, New York.
- Mc Kinney, R. E. (1962). Microbiology for Sanitary Engineers. Mc Graw Hill, New York.
- Metcalf and Eddy Inc. (1972). "Wastewater Engineering". Mc Graw Hill Book Co., New York.
- Norouzian, M. Y. (1982). A performance evaluation and Kinetics determination of an RBC system operating at the C. U. Wastewater treatment plant. October. Instituto de Ingenierfa, UNAM.
- Pedroza de Brenes, R.; González, S. y Durán de Bazúa (1984). Degradación biológica aerobia de las aguas de desecho provenientes de la industria nixtamalizadora en un reactor biológico rotatorio. Informe 3 303 CONASUPO. Instituto de Ingeniería, UNAM. México, D. F.
- Pedroza de Brenes, R. (1985). Estudio de la degradación biológica aerobia de los efluentes de la nixtamalización. Tesis de Maestría en Tecnología de Alimentos. Universidad Iberoamericana, México D. F.
- La Rivière, J. M. M. (1977). Microbial ecology of liquid waste treatment. En "Advances in Microbial Ecology" Vol. 1 Ed. M. Alexander. Plenum Press, New York.

Standard Methods for the Examination of water and wastewater (1965).

American Public Health Association, Inc. 12ve. Ed. New York.

Trulear, M. G. and W. G. Characklis (1982). "Dinamycs of biofilm processes".

Journal of the Water Pollution Control Federation 54 (9).

Williamson, K. y Mc Carty, P. L. (1976). A model of substrate utilization
by bacterial films. J. WPCF, 48(1).

Winkler, M. A. (1981). Biological treatment of Wastewater.

Ellis Horwood Limited.