

119
2ej



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

*ESTUDIO DEL EFECTO DE LA TEMPERATURA
EN LA DEGRADACION DE VINAZAS DILUIDAS
EN UN REACTOR DE BIODISCOS*

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERA QUIMICA

P R E S E N T A

MA. REYNERIA POMPA OSORIO



CIUDAD UNIVERSITARIA, D. F.,

FEBRERO 1993

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

I N D I C E

Capítulo	nombre	página
	RESUMEN	1
1	INTRODUCCION	2
	1.1 Problemática	2
	1.2 Objetivos generales	3
	1.3 Objetivo particular	3
2	FUNDAMENTOS	4
	2.1 Efluentes de la industria azucarera	11
	2.1.1 Aguas crudas o de suministro	15
	2.1.2 Aguas de condensadores y residuales	15
3	GENERALIDADES SOBRE TRATAMIENTOS AEROBIOS DE BIOPELICULA PARA EFLUENTES INDUSTRIALES	19
	3.1 Tratamiento preliminar	19
	3.2 Tratamiento primario	19
	3.3 Tratamiento secundario	20
	3.3.1 Biológico	20
	3.3.2 Químico	23
	3.4 Tratamiento terciario	23

4	MATERIALES Y METODOS	25
4.1	Experimentación previa	25
4.2	Diseño y construcción del reactor biológico rotatorio (RBR)	25
4.2.1	Partes y especificaciones del reactor ...	27
4.2.2	Arranque y operación del reactor	27
4.2.3	Establecimiento de las condiciones de operación del RBR	29
4.3	Estabilización del RBR	29
4.3.1	Experimentación a diferentes temperaturas	30
4.3.2	Análisis fisicoquímicos y bioquímicos del agua a tratar	31
5	RESULTADOS Y DISCUSION	35
5.1	Registros fisicoquímicos y bioquímicos a las temperaturas indicadas	35
5.2	Discusión	46
6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	48
6.1	Conclusiones	48
6.2	Recomendaciones	49

RECONOCIMIENTOS	51
BIBLIOGRAFIA	52
ANEXOS	
Anexo A	54
Anexo B	59
Anexo C	65
Anexo D	67
Anexo E	69

RESUMEN

Las aguas residuales industriales tienen un contenido considerable de sustancias químicas que resultan agresivas al medio ambiente debido a sus características fisicoquímicas. Un ejemplo es la industria azucarera.

El trabajo incluyó la familiarización con el proceso industrial, el estudio de la distribución de las líneas de desague de la planta y la caracterización de una de las corrientes residuales, así como su tratamiento en un reactor de biodiscos.

La industria azucarera es la rama que genera el mayor volumen de aguas residuales del país. Cuando se emplean las melazas de los ingenios azucareros para producir alcohol etílico por fermentación y posterior destilación se genera uno de los desechos líquidos más contaminantes de la industria de proceso. Estas aguas residuales, conocidas como VINAZAS tienen una carga orgánica medida como demanda química de oxígeno (DQO) entre 60 y 90 gramos por litro. En este trabajo de investigación, cuya meta fue estudiar la degradación aerobia de estos efluentes líquidos, se empleó un reactor de biodiscos rotatorios (RBR) a escala de laboratorio de 20 litros de volumen total, con tina de hierro galvanizado recubierta con una capa de pintura para evitar al máximo la corrosión y oxidación del material de construcción. La tina está dividida en diez compartimientos intercomunicados entre sí. Cada compartimiento contiene dos discos de 0.3 m de diámetro unidos a un eje común.

El conjunto es movido mecánicamente por un motor eléctrico, proporcionando a los discos una velocidad de rotación de 38 rpm. Se suministraron de manera constante vinazas diluidas a una carga orgánica de 2 g/L como DQO, con equivalencia de 0.6 g/L como demanda bioquímica de oxígeno última (DBOu). El RBR se operó a 10, 20 y 30°C, respectivamente, manteniéndose un gasto constante de 20 L/día. Durante la fase pseudoestable del RBR se evaluó el porcentaje de remoción como DQO y DBOu, además del pH, oxígeno disuelto, nitrógeno Kjeldahl y sólidos totales, disueltos y suspendidos.

El porcentaje de remoción total en el RBR fué de 80% para 10 y 20°C y de 89% para 30°C. La remoción más elevada, medida como DQO ocurrió en las primeras 5 cámaras. El pH osciló alrededor de 4.5 en la alimentación y 8.5 unidades en el efluente. El oxígeno disuelto alcanzó la saturación en promedio, a partir de la cámara 6.

1. INTRODUCCION

1.1 Problemática

Los problemas de contaminación del medio ambiente no son nuevos en México ni en el mundo. Particularmente, a partir de la revolución industrial estos se han incrementado notablemente por el aumento en el número de compuestos químicos y su concentración en los cuerpos de agua, suelos y, en general, en el entorno.

Desde hace mucho tiempo se han estudiado estos problemas y buscado soluciones viables técnica y económicamente.

La agroindustria azucarera en México es una de las cinco ramas que genera el mayor volumen de aguas residuales del país y que son arrojadas a las principales cuencas hidrológicas. Para la producción de azúcar y alcohol de caña se requiere del uso de cantidades muy considerables de agua que superan a nivel nacional el millón de metros cúbicos por día (Zámano-Pérez, 1991).

Las aguas residuales provienen del lavado de la caña, de la clarificación del jugo, de la limpieza de los evaporadores, calentadores y purgas de calderas, de los sistemas de enfriamiento, de los condensadores, de las tinas de fermentación, de los fondos de ellas, de las torres de destilación y, finalmente, de los servicios de la planta, entre ellos, los sanitarios. La norma técnica ecológica que controla las emisiones líquidas de la industria productora de azúcar de caña es la NTE-CCA-002/88 y marca como límite máximo de materia orgánica medida como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), el de 60 mg por litro como promedio diario y de 72 mg/L como promedio instantáneo. De todas las corrientes líquidas de los complejos industriales azucarero/alcoholeros, las más contaminantes, por su carga orgánica (que está entre 30 y 50 mil mg DBO/L, casi mil veces mayor que la permitida por la normatividad), son las aguas residuales de los fondos de las torres de destilación, que se conocen como VINAZAS.

En los últimos cinco años, la producción anual de alcohol etílico fue de aproximadamente 115 millones de litros. Como generalmente, la solución etílica que entra a las torres de destilación para concentrar el etanol contiene aproximadamente 10% en volumen, se calcula que se generaron 1500 millones de litros de vinazas por año (1.5 millones de metros cúbicos).

Se han hecho estudios a nivel de laboratorio y de planta piloto para evaluar la capacidad depurativa de sistemas aerobios y anaerobios de tratamiento de esta corriente líquida y se ha encontrado un sistema combinado que resulta bastante adecuado para eliminar una cantidad considerable de contaminantes disueltos (Durán y colaboradores, 1991).

Este trabajo se encuentra en el marco de este proyecto general cuyos objetivos se listan a continuación. El objetivo particular involucra los estudios básicos requeridos para obtener los objetivos generales.

1.1 Objetivos generales

- * Establecer los sistemas de tratamiento que permitan obtener efluentes líquidos que cumplan con la normatividad vigente y
- * Obtener la ingeniería conceptual de los diferentes equipos empleados en el sistema idóneo para alcanzar el objetivo anterior.

1.2 Objetivo particular

- * Llevar a cabo experimentos a nivel de laboratorio para encontrar el efecto de la temperatura en la capacidad depurativa de un sistema aerobio de tratamiento.

Consecuentemente, de acuerdo al objetivo particular de este trabajo de investigación, se estudió la degradación biológica de estas aguas residuales en un reactor biológico rotatorio de discos (RBR) que es un sistema de tratamiento aerobio. El estudio se llevó a cabo a tres temperaturas diferentes: 10°C, 20°C y 30°C, con el fin de observar el efecto de esta variable en capacidad de remoción del sistema.

Cabe mencionar que los efluentes salen a temperaturas superiores a los 60°C y en el pretratamiento anaerobio su temperatura de salida generalmente está entre los 25 y los 35°C.

Sin embargo, en invierno en casi todas las zonas cañeras

la temperatura ambiente baja hasta los 10°C por lo que es importante evaluar el comportamiento del sistema a esa temperatura también.

2. FUNDAMENTOS

En la actualidad, el acelerado crecimiento de las áreas urbanas, agrícolas, e industriales, que vierten sus aguas residuales en la red hidrológica, han provocado un incremento en los niveles de contaminación, cuyos efectos acentúan los problemas de aquellas áreas ya afectadas y crean nuevos focos de desequilibrio ecológico.

De acuerdo al tipo de desechos que son vertidos a los cuerpos de agua estos pueden ser clasificados en cuatro grupos generales:

Urbanos

Industriales

Agrícolas

Radioactivos

Los desechos industriales pueden caracterizarse de la siguiente forma:

- * Desechos con un alto contenido de material disuelto biodegradable (DBO) (enlatadoras, ingenios azucareros)
- * Desechos con un alto contenido de material disuelto poco biodegradable, recalcitrante y/o tóxico (refinerías de petróleo, plantas químicas)
- * Desechos térmicos (plantas termoeléctricas).

La industria azucarera genera desechos del primer tipo. Los elevados niveles de materia orgánica que contienen sus desechos consumen altas cantidades de oxígeno disuelto en su degradación por lo que el medio a donde son arrojados puede volverse anaerobio, lo cual crea un profundo desequilibrio en la dinámica de las comunidades acuáticas y terrestres.

La demanda bioquímica de oxígeno de los bioecosistemas que se encuentran en los cuerpos receptores (agua, suelo), se debe

principalmente a la materia orgánica presente, tanto disuelta como en forma coloidal.

Un aumento de la carga orgánica, medida como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), causada por un aumento en los desechos, requiere una mayor cantidad bacteriana y una mayor cantidad de oxígeno. Por esto se han establecido plantas de tratamiento biológico de aguas residuales. En ellas, los microorganismos que purifican los efluentes líquidos se encuentran en unidades o reactores de tratamiento y si se desean usar los mecanismos aerobios de depuración se adiciona el oxígeno en forma artificial mediante aeración y/o mezclado.

Los parámetros que se usan para medir la carga orgánica pueden ser fisicoquímicos y biológicos. En los primeros se tiene la medición del contenido de contaminantes disueltos y suspendidos como demanda química de oxígeno (DQO), como carbono orgánico total (COT), como nitrógeno Kjeldahl, como sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), sólidos fijos (SF) y como conductividad. Las características abióticas del sistema como temperatura, turbiedad, alcalinidad, etc, son otros parámetros importantes para seguir el proceso depurativo. Los parámetros biológicos son más difíciles de medir por lo que, prácticamente, se reduce su evaluación a la del consumo de oxígeno por los organismos presentes y que se conoce como demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y puede medirse a diferentes temperaturas y tiempos.

Los procesos biológicos, en general, pueden dividirse con base en el metabolismo de los microorganismos que en él intervienen.

Los tratamientos biológicos se utilizan para remover del agua material orgánico biodegradable en solución o en estado coloidal e incluso suspendido. En el tratamiento aerobio en el cual se basa esta investigación, intervienen microorganismos que requieren de la presencia de oxígeno molecular libre en solución para su subsistencia y también pueden existir microorganismos facultativos.

Por otra parte, estos procesos pueden originar diferentes formas de crecimiento microbiano, floculados o en una película biológica activa. En esta última, los microorganismos responsables de la conversión de la materia orgánica y otros constituyentes, crecen en forma de capa o película adherida a un material inerte que sirva de soporte.

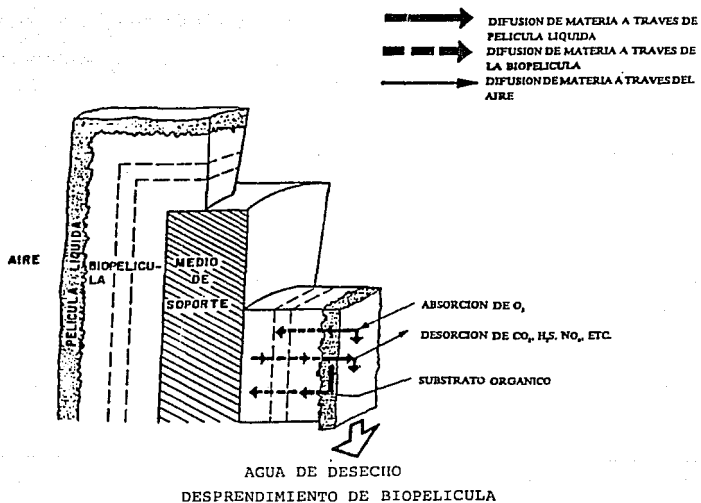


Fig. 1. Esquema de una película biológica activa fija (Escárcega y Pulido, 1986)

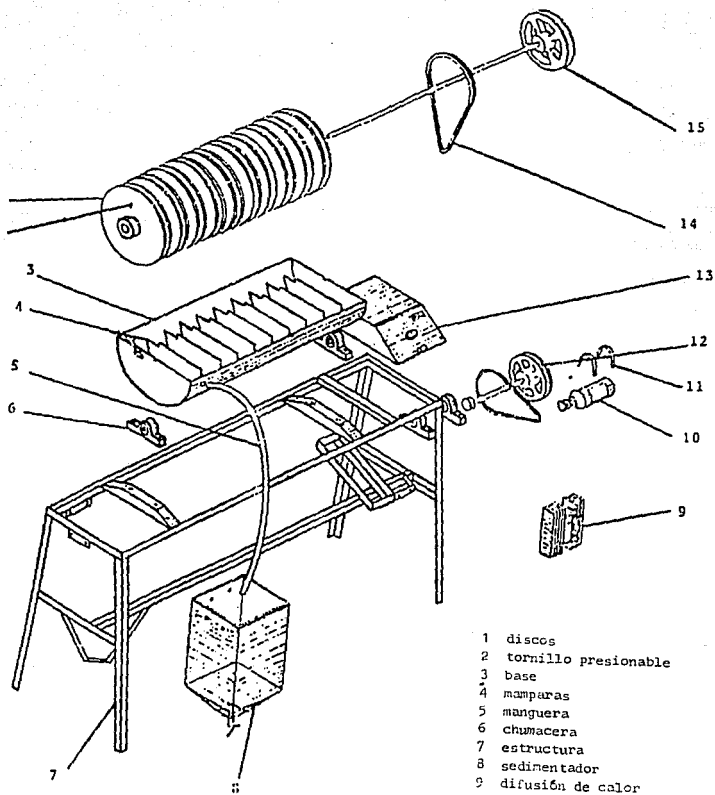


Fig. 2. Partes y especificaciones del RBR
(Luna-Pabello, 1990)

- 1 discos
- 2 tornillo presionable
- 3 base
- 4 mamparas
- 5 manguera
- 6 chumacera
- 7 estructura
- 8 sedimentador
- 9 difusión de calor
- 10 motor
- 11 abrazadera
- 12 polea del motor
- 13 caja de acontrol
- 14 banda
- 15 polea del eje de discos

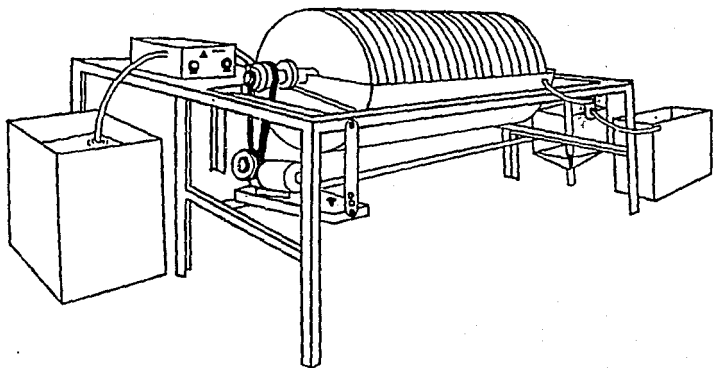


Fig. 3. Reactor biológico rotatorio (RBR) experimental de 20L
(Luna-Pabello, 1990)

La figura 1 presenta el diagrama esquemático del crecimiento microbiano sobre un soporte inerte. El agua de desecho fluye sobre la película biológica en forma de una capa muy delgada. El oxígeno atmosférico o administrado al sistema, en el caso de películas aerobias, se disuelve en el líquido que cubre la biopelícula y es transferido hacia ésta.

La biopelícula se forma con las bacterias como partículas microscópicas cargadas, que son adsorbidas y ancladas en interfases sólida-líquido, para después multiplicarse por varias generaciones.

La biopelícula ya formada empieza a aumentar en espesor al multiplicarse los microorganismos que la construyen, hasta llegar a un punto en que el oxígeno que se difunde en la biomasa, es consumido antes de penetrar al espesor total de la biopelícula.

Este fenómeno hace que se establezca un ambiente anaerobio en la parte cercana al medio inerte de soporte. Conforme aumenta de espesor la biopelícula, los microorganismos cercanos al soporte pasan a una fase de crecimiento endógeno y van perdiendo su anclaje al medio de soporte. Las condiciones anaerobias ocasionan la formación de bolsas de gases de desecho metabólicos en la biomasa, que provocan el desprendimiento de la biopelícula. Aunada al esfuerzo cortante del agua en las zonas donde ocurre esto comienza de nuevo el crecimiento de una nueva capa, por lo que el grosor de la biopelícula se considera autorregulable.

La eficiencia de purificación de la biopelícula alcanza su máximo, cuando existe una biocapa delgada completamente aerobia alcanzando el sistema su estado estable. Aquí es donde se miden los parámetros que se desean registrar, ya que su eficiencia disminuye al aumentar su espesor. El espesor de la capa activa de la biopelícula depende de las características del agua de desecho en tratamiento y de la ecología de la biopelícula. En desechos de la industria alimentaria se ha encontrado el espesor mayor que en otras ramas por su mayor contenido de nutrientes.

En estudios previos se ha encontrado que los sistemas aerobios de biopelícula son muy eficientes para tratar efluentes de desechos carbonosos, como los de la industria azucarera, por lo que se seleccionó el reactor biológico rotatorio (RBR) o también conocido como reactor de discos biológicos para depurar estos efluentes (García-Díaz, 1988; Castro y Villegas, 1988).

Para estudiar su comportamiento, dado que estos reactores están formados por una serie de cámaras intercomunicadas entre sí

por la parte superior, se suponen como una serie de reactores perfectamente mezclados conectados en serie. Cada cámara tiene un conjunto de discos que están rotando y el 40% de su área se encuentra sumergida en las aguas de desecho por tratar. Los discos se encuentran montados en una flecha horizontal y colocados en la serie de cámaras. Los materiales de construcción son inertes para evitar problemas de toxicidad o reactividad con los efluentes y los microorganismos.

Algunas ventajas que presentan los RBRs

- Ocupan un mínimo espacio
- Tienen gran simplicidad en la construcción y operación
- Tienen un consumo de energía bastante menor con respecto de los sistemas floculados como el de lodos activados
- Tienen una mayor estabilidad y "resistencia" a cambios bruscos en las condiciones de operación ya que éstas son amortiguadas en el primero o los primeros reactores de la serie
- No presentan una tendencia tan grande al taponamiento del sistema por la biomasa formada como es el caso de los reactores empacados ya que ésta va fluyendo a través del sistema y sale eventualmente o se metaboliza por otras bacterias o bacteriófagos.

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 par un estudio con la finalidad determinada. Es decir, a través del conocimiento de las variables y del alcance se llega a alcanzar ese objetivo.

El RBR es un reactor que lleva a cabo el tratamiento biológico de las aguas de desecho en forma secuencial y cuyo comportamiento podría simularse con un reactor de flujo pistón. Algunas de las variables que son consideradas de importancia son: temperatura, pH, alcalinidad, salinidad (conductividad), carga orgánica, carga hidráulica, área superficial (o de contacto), velocidad rotacional, sólidos totales, espesor de la película y diámetro de discos, entre otras.

Poniendo en marcha el RBR, los microorganismos que se encuentran en forma natural en el agua de desecho empiezan a adherirse a las caras de los discos, hasta que en un período de aproximadamente 10 a 15 días, toda la superficie de los discos comienza a cubrirse de la biopelícula.

Los esfuerzos cortantes generados al volver a entrar la biopelícula al agua y pasar a través de ella causan que el exceso de biomasa sea arrancada del medio de soporte y pase a formar parte del licor mezclado (Escárcoga y Pulido, 1986), siendo este fenómeno una de las causas para mantener la población microbiana relativamente constante en los discos, además de tener sistemas floculados y de biopelícula de manera simultánea en el reactor.

El líquido una vez tratado en el RBR, se recolecta en un sedimentador secundario donde, por gravedad, son separadas la biomasa producida y el agua tratada.

2.1 Efluentes de la industria azucarera

Adicionalmente, se debe señalar que en la actualidad la industria azucarera es fuente de una alta contaminación. La quema de cañaverales, los humos producidos en la combustión del bagazo (hollín), la cachaza y los efluentes líquidos, por su volumen y agresividad, constituyen un serio problema, del cual todavía no hay la conciencia y, menos aún, una respuesta efectiva. La integración a los procesos de obtención de azúcar de fábricas de derivados como destilerías, papeleras, producción de levadura, etc., complica aún más el problema.

Para tratar de disminuir este problema se han venido desarrollando técnicas que permitan la transformación de residuos y efluentes en productos comercializables, tales como fertilizantes, el biogás, la proteína unicelular, etc.

Durante el proceso de industrialización de la caña de azúcar se genera una cierta cantidad de residuos líquidos, sólidos y gaseos, cuyas características potencialmente contaminantes hacen necesario su tratamiento con el fin de lograr una recirculación parcial de algunos de ellos y de disminuir su impacto negativo en los cuerpo receptores o en las zonas de disposición final.

Los ingenios azucareros utilizan grandes cantidades de agua al llevar a cabo sus procesos por lo que los volúmenes de agua residual son muy altos. La tabla 2.1 presenta algunos de los rubros comúnmente encontrados. La tabla 2.2 ofrece algunas de las opciones para su tratamiento.

Tabla 2.1 Aguas residuales y desechos en un ingenio azucarero (Zámano-Pérez, 1991)

AGUAS RESIDUALES.
Agua de lavado de caña
Agua de enfriamiento de molino
Arrastre líquido de cachaza
Agua condensada
Agua de limpieza de evaporadores
Agua de purga de caldera
Agua de lavado de pisos
Agua residuales doméstica
Agua de lavado de emisiones atmosféricas
Arraste líquido de vinazas

Tabla 2.2 Dispositivo para el control de la contaminación en la industria azucarera (Zámano-Pérez, 1991)

Contaminante	Sistemas y equipo
Agua de lavado de caña	Envío de aguas o equipos clarificadores para separar tierra y arena y sistema de tratamiento biológico secundario para tratar pérdidas de azúcares en el agua (DBO5 > 20 mg/L) y disposición de lodos.
Agua de enfriamiento	Envío de aguas a trampas para separar grasas y aceites.
Agua de condensadores	Instalación de equipos enfriadores y recirculación al proceso.
Aguas de limpieza de evaporadores	Dirigirlas a un tanque de homogeneización-neutralización y separación de sales.
Agua de purga de calderas	Tanque de homogeneización-neutralización y separación de sales
Aguas residuales domésticas	Instalaciones de sistemas de tratamiento por métodos biológicos

Arrastre líquidos de vinazas

Conducción a canales para su riego, concentración para utilización como alimento. Concentración y secado para su uso como alimento animal. Tratamiento anaerobio y aerobio para producir biogás y proteína.

Cachaza

Conducción en forma suspendida por canales para su uso en riego. Manejo en forma semisólida en tolvas y envío al campo. Sedimentación en fosas y posteriormente dragado de ellas.

Aguas de lavado de emisiones atmosféricas

Tratamiento en fosas de sedimentación y disposición de lodos.

Cenizas de calderas

Clarificación de cenizas, similares al del agua de lavado de caña.

Para facilitar los estudios del agua y los efluentes residuales en la industria se debe conocer la fuente de los distintos efluentes parciales que van a formar el efluente total de la fábrica. Al respecto, Kastner (1965) sugiere que las aguas residuales se dividan según sus propiedades fisicoquímicas y biológicas, sean tratadas separadamente y que se construyan diferentes equipos de depuración adecuados a sus características específicas.

En general, las aguas involucradas en el proceso de fabricación de azúcar y que dan origen a las aguas residuales son de dos tipos: aguas crudas o de suministro y aguas de condensadores y residuales.

2.1.1 Aguas crudas o de suministro

Se extraen de pozos, ríos y otros recursos hídricos. Fundamentalmente se utilizan para el enfriamiento de equipos, tales como bombas de vacío, turbo-generadores, chumaceras de tándem, cristalizadores, condensadores, etc.

Las aguas crudas no deben ser utilizadas directamente en la generación de vapor de las calderas. Deben ser tratadas de forma drástica para eliminar sales y otras impurezas, que generan incrustaciones en las superficies de calentamiento. Para minimizar estos costos, se reciclan las aguas de condensadores para volver a generar vapor.

2.1.2 Aguas de condensadores y residuales

Condensados

Son las que proceden de la recolección de los condensadores obtenidas de los diferentes equipos de calentamiento y evaporación de la fábrica. En general, hay un gran desperdicio de estas aguas de alta calidad que provoca pérdidas de recursos económicos e incrementa grandemente el caudal de aguas residuales, por lo que se puede evitar dotando a los ingenios de las instalaciones adecuadas que permitan almacenarlas y desviarlas a donde se requieran usando retornos.

Muchas investigaciones hasta el presente han planteado que, con el máximo uso de los condensados mediante una correcta recirculación se puede lograr la eliminación total de las aguas crudas en los ingenios azucareros. Los condensados pueden ser empleados en la inhibición, lavado de filtros, preparación de la lechada de cal, en las centrifugas para las purgas de las templas y para las diluciones de las mieles (Zámano-Pérez, 1991).

Aguas residuales

En la industria azucarera y sus derivados, los desechos se originan en los procesos de fabricación, por lo que existen diferencia entre los ingenios que fabrican mascabado, azúcar estándar, azúcar refinada y las que tienen destilerías. La

caracterización de sus efluentes es particular para cada ingenio, debido a las diferencias mencionadas previamente. Sin embargo, existen parámetros de gasto y composición dentro de las cuales caen las descargas de muchos ingenios.

Estas aguas contienen millones de microorganismos y gran número de sustancias y compuestos orgánicos que, al acumularse unos y transformarse otros, afectan el medio ambiente. El principal efecto adverso sobre las corrientes receptoras es provocado por la materia orgánica, en particular la disuelta, que disminuye el contenido de oxígeno disuelto en el seno del cuerpo receptor.

Cualquier corriente puede utilizarse para arrastrar los efluentes líquidos residuales, siempre y cuando las materias descargadas en las aguas receptoras no pongan en peligro el sistema ecológico de la región. Cuando las aguas residuales contienen una elevada cantidad de materia orgánica y ésta no puede ser diluida de una manera adecuada para ser vertida, debe ser tratada.

El peligro de las aguas residuales no está solamente en su efecto económico directo, sino en efecto indirecto, ya que cuando se contaminan las aguas superficiales y subterráneas surge una amenaza de alcance impredecible para la salud de la población, así como trastornos en la producción, en la agricultura y la propia economía del agua.

Dentro de las corrientes generadoras en un ingenio azucarero/alcoholero, la más contaminante, como ya se mencionó, es la que proviene de las torres de destilación. A continuación se detallan sus características.

La vinaza constituye el principal residuo de la fabricación de alcohol. Su volumen varía entre 12 y 15 litros por litro de alcohol producido, dependiendo del origen y composición de la materia prima utilizada, del tipo y preparación del mosto y de los procesos de fermentación y destilación que se realicen. Es un subproducto altamente contaminante, tanto por su temperatura y pH como por su contenido de materiales disueltos, coloidales y suspendidos.

Los valores promedio de estos parámetros deben tomarse con la debida reserva. La tabla 2.3 muestra los de un ingenio dado. En ella se observa, que la composición de las vinazas varía dependiendo de si la materia prima utilizada para la fermentación es melaza o jugo de caña.

Debido a que se trata de un efluente con una elevada demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), así como a su bajo pH y temperatura de 95-98°C a la que se descarga, preocupa tanto a autoridades como empresarios, investigadores y técnicos dedicados a obtener opciones de utilización económica, evitando siempre el deterioro del medio ambiente. La vinaza como todo residuo industrial presenta variabilidad en su composición, por lo que se debe hacer su caracterización ya que para llevar a cabo un tratamiento es necesario conocer las características de estas aguas residuales.

Tabla 2.3 Composición de la vinaza en función de la naturaleza del mosto, kg/metro cúbico (Zámano-Pérez, 1991)

Elemento	melaza	mixto	jugo de caña
Nitrógeno (N)	1.18	0.70	0.28
Fósforo (P)	0.15	0.11	0.13
Potasio (K)	7.83	4.57	1.22
Calcio (CaO)	3.64	1.72	0.69
Magnesio (MgO)	0.99	0.66	0.21
Sulfatos (SO ₄)	6.40	3.73	0.62
Carbono (C)	19.20	11.50	5.90
Materia orgánica	63.40	38.00	19.50
Relación C/N	16.27	16.43	21.07

Como el objetivo de este trabajo es establecer los sistemas de tratamiento que permitan obtener efluentes líquidos que cumplan con la normatividad vigente en el siguiente capítulo se hablará de las generalidades sobre los sistemas de tratamiento idóneos para este tipo de residuos líquidos.

3. GENERALIDADES SOBRE TRATAMIENTOS AEROBIOS DE BIOPELICULA PARA EFLUENTES INDUSTRIALES

Son muchos y complejos los métodos y equipos utilizados para el tratamiento de los efluentes líquidos. Un sistema completo de tratamiento puede incluir de forma general los siguientes procesos:

Tratamiento preliminar

Tratamiento primario

Tratamiento secundario (biológico y/o químico)

Tratamiento terciario (químico)

3.1 Tratamiento preliminar

Tiene como objetivo la remoción mecánica de aquellos desechos formados por materiales voluminosos. Pueden usarse uno o varios equipos como son:

Rejas de barras o rejas finas

Desarenadores

Desmenuzadores

Tanques de pre-aeración

Trampas de grasa

3.2 Tratamiento primario

En este tratamiento se separa o elimina la mayor parte de la materia sedimentable o flotante de las aguas residuales. Se separa por medios físicos y mecánicos. El proceso de sedimentación para el material más denso que el agua puede ser acelerado con la ayuda de productos químicos como algunas sales de hierro, alumbre y floculantes sintéticos. El propósito fundamental de los dispositivos usados en este tratamiento es disminuir suficientemente la velocidad de las aguas para que

puedan sedimentar los sólidos. Estos dispositivos son llamados tanques de sedimentación que, por su diversidad de diseños, pueden dividirse en cuatro grupos:

Tanques sépticos

Tanques de doble acción

Tanques de sedimentación simple ascendente con eliminación mecánica de cienos (lodos)

Clarificadores de flujo ascendente con eliminación de cienos (lodos)

3.3 Tratamiento secundario

3.3.1 Biológico

Este tratamiento debe hacerse cuando las aguas residuales surgidas del tratamiento primario, tengan una gran cantidad de sólidos orgánicos en disolución o coloidales tal que no puedan ser asimilados por las aguas receptoras sin afectarlas y que sean biodegradables. El tratamiento secundario depende principalmente de la capacidad de los organismos aerobios o anaerobios para la descomposición de los sólidos orgánicos, hasta su transformación en sólidos inorgánicos u orgánicos más estables y que puedan separarse por métodos físicos y mecánicos y en gases que no creen problemas ambientales en la atmósfera.

El tratamiento biológico de las aguas residuales se basa en un proceso donde una población de microorganismos descompone la materia orgánica para utilizarla como fuente de nutrimentos. Este es el mecanismo por el cual las corrientes de aguas naturales como lagos y ríos se autopurifican. Los productos finales normales, además de la biomasa microbiana, son bióxido de carbono, agua, nitratos y sulfatos. Por ello generalmente a este proceso se le llama mineralización.

Las aguas residuales que contienen solutos contaminantes biodegradables se ponen en contacto con una densa población de microorganismos apropiados, durante un tiempo suficiente que permita a los microorganismos descomponer o eliminar los solutos contaminantes. Por lo general, es a través de la

oxidación del metabolismo microbiano y conversión en materias microbianas celulares. En el tratamiento biológico los organismos que contribuyen a la remoción del sustrato tienden a ser de autoselección por lo que no es necesario tomar estrictas precauciones de operación.

Los microorganismos se pueden dividir en aquellos que necesitan oxígeno para su crecimiento y los que no lo necesitan. Los que lo requieren se describen como aerobios y el oxígeno debe estar disponible en forma de oxígeno libre disuelto. A los organismos que solo pueden crecer en presencia de oxígeno se conocen como aerobios obligados. Los que crecen en ausencia total del oxígeno se les llama anaerobios obligados.

Algunos organismos son capaces de cambiar su metabolismo, de manera que pueden crecer estando o no presente el oxígeno y se llaman facultativos.

El oxígeno libre disuelto es el reactivo esencial para los procesos aerobios y cuando los organismos aerobios utilizan los nutrimentos orgánicos, consumen al mismo tiempo el oxígeno disuelto. Si no se repone el oxígeno disuelto, el crecimiento aerobio se detiene cuando se agota el oxígeno y sólo pueden continuar los procesos anaerobios que son más lentos y malolientes ya que generan metano, amoníaco y ácido sulfhídrico como productos finales.

Otros microorganismos son capaces de utilizar el oxígeno combinado en compuesto químicos disueltos como nitratos y nitritos cuando no está disponible el oxígeno libre disuelto.

Por ello, los procesos de tratamiento pueden ser clasificados como aerobios-anóxicos o anaerobios-anóxicos.

Cuando la materia orgánica se pone en contacto con el lodo o masa biológica, la materia orgánica disuelta, medida como demanda bioquímica de oxígeno se remueve por varios mecanismos. Los sólidos suspendidos y muy finos se eliminan por medio de la adsorción y coagulación. Parte de la materia orgánica soluble se remueve inicialmente por medio de absorción y se almacena en la célula como reserva de alimento. La materia orgánica restante en disolución se remueve progresivamente durante el proceso de aeración resultando en la síntesis de nuevos lodos y la producción de bióxido de carbono y agua.

La facilidad de oxidación de la materia orgánica disminuye a medida que la complejidad de los compuestos aumenta. Las

partículas grandes se subdividen por medio de la hidrólisis antes de oxidarse.

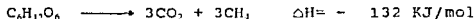
Las reacciones que representan la remoción de la DBO durante la biooxidación se pueden interpretar como:

- La remoción inicial de la materia orgánica al ponerse en contacto los desechos con un lodo biológicamente activo, que la almacena como reserva de alimento.
- La remoción está en proporción directa al crecimiento del lodo biológico.
- La oxidación de la materia celular biológica a través de la respiración endógena..

Los procesos aerobios son bioquímicamente eficientes y rápidos, y generan productos secundarios que casi siempre son químicamente simples y están altamente oxidados, como el anhídrido carbónico y el agua. Los procesos anaerobios son bioquímicamente más lentos y dan origen a productos secundarios químicamente complejos o malolientes. Para ejemplificar esto basta mencionar que la ΔH del proceso aerobio es de:



y las anaerobio es de:



Los dos principales procesos de tratamiento biológico son los sistemas floculados (por ejemplo lagunas de estabilización) y los sistemas de película biológica (por ejemplo RBR). También se han desarrollado procesos de tipo anaerobio floculados (por ejemplo digestores) y de película fija (por ejemplo reactores empacados). Los sólidos microbianos o lodos o biomasa resultante deben ser separados del agua tratada y desecados o digeridos para reducir su volumen y enviados a confinamientos controlados si contienen sustancias tóxicas.

3.3.2 Químico

Las materias orgánicas disueltas no biodegradables, recalcitrantes o tóxicas como detergentes, plaguicidas, compuestos sintéticos, colorantes y otros, así como los iones metálicos, pasan a través de los tratamientos convencionales (primario y secundario), prácticamente sin cambio alguno, por

lo que, cuando los efluentes van a ser utilizados como abastecimiento o son descargados a cuerpos receptores donde pueden "matar" a los bioecosistemas existentes, se requiere de los tratamientos secundarios químicos como recurso para precipitarlas y eliminarlas de la fase líquida.

Los sólidos resultantes deben ser estabilizados químicamente antes de disponer de ellos ya que pueden generar problemas ambientales tanto o más severos que los que originalmente creaba el agua que los contenía.

3.4 Tratamiento terciario

Está orientado a la remoción de sustancias que no son eliminados por los tratamientos secundarios convencionales tales como compuestos solubles orgánicos recalcitrantes o inorgánicos, materiales sólidos particulados y microorganismos patógenos (Murguía, 1981).

Este tipo de tratamiento se lleva a cabo para obtener aguas de mejor calidad que la obtenida por tratamientos biológicos o químicos secundarios. Los procesos que generalmente se utilizan son (Degremont, 1975):

Floculación

Adsorción con carbón activado (granular o empacado)

Intercambio iónico

Electrodiálisis

Osmosis inversa

Destilación

Congelación

Flotación

Cloración

En la depuración de aguas residuales se aplican los procesos anteriores de manera independiente, es decir, no deben seguir necesariamente la secuencia de tratamiento primario, secundario y terciario, sino que puede ser primario y terciario, secundario y terciario y, en fin, el arreglo que mejor resuelva el problema particular de contaminación.

Aplicando todos estos conocimientos al tratamiento de la corriente de vinazas provenientes de los trenes de destilación de las plantas azucareras/alcoholeras se instalaron sistemas de laboratorio y, posteriormente, de nivel planta piloto para estudiar su depuración.

En ellos se emplearon, para estudiar el tratamiento aerobio, reactores biológicos rotatorios (RBR) de tipo aerobio ya que en estudios previos se corroboró que son los más eficientes para degradar la materia orgánica disuelta contenida en las aguas residuales en la industria alimentaria (Durán, 1983).

Para el tratamiento de las aguas residuales de los ingenios azucareros que, generalmente no contienen sustancias tóxicas o recalcitantes, se han utilizados los sistemas de lagunas de oxidación, los filtros biológicos o lechos bacterianos y los procesos de lodos activados. Las lagunas de oxidación tienen bajos costos de inversión y operación a temperatura ambiente, pero se tiene que contar con áreas muy grandes. Se ha visto que con un sistema de biodiscos a nivel laboratorio y planta piloto el resultado ha sido bueno (Durán de Bazúa y colaboradores, 1991). Este sistema ocupa áreas más pequeñas y, dado que será usado en serie con un sistema anaerobio, es importante evaluar el efecto de la temperatura sobre su capacidad depurativa.

Dado que también se ha encontrado que la temperatura ejerce una influencia considerable en la capacidad depurativa del sistema (Luna-Pabello, 1990; Bekris, 1992), se ha planteado el estudio del efecto de la temperatura sobre la depuración de vinazas a nivel de laboratorio.

En el capítulo siguiente se presente el diseño experimental usado en este trabajo.

4 MATERIALES Y METODOS

4.1 Experimentación previa

El objetivo de la primera etapa es diseñar, construir, arrancar, y operar un reactor biológico rotatorio a escala de laboratorio con vinazas diluidas a la concentración esperada en planta. Una vez conseguido esto, se harán estudios para ver el comportamiento del sistema y observar los cambios fisicoquímicos del efluente a tres diferentes temperaturas.

Las aguas residuales a tratar serán suministradas por el ingenio azucarero "Alianza Popular", ubicado en el municipio de Tambaca, en el estado de San Luis Potosí.

4.2 Diseño y construcción del RBR

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 el diseño de los reactores biológicos rotatorios, 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 no han podido ser explicados a profundidad. Los modelos matemáticos han sido desarrollados para definir las relaciones entre las variables dependientes e independientes que intervienen en un proceso (Escárcega y Pulido, 1986; López-Martínez, 1992).

Todos los parámetros de diseño de los RBR han surgido y han sido seleccionados de acuerdo a experiencias previas obtenidas en procesos similares.

En este trabajo se tomó como base, para el diseño del RBR experimental, un volumen total de trabajo de 20 litros. Se contruyeron 10 cámaras conectadas en serie. De acuerdo con los cálculos realizados, en función del área requerida para el volumen de agua seleccionado, se determinó que con dos discos de 0.3 m de diámetro, se obtendría una relación de $141m^2/m^3$, la

cual es cercana a la recomendada, de acuerdo a la tabla 4.1.

Tabla 4.1 Sumario de las dimensiones del reactor biológico rotatorio (RBR) experimental

Parámetro	valor
Número de etapas	10
Número de discos por etapa	2
Diámetro de los discos, cm	30
Espesor de los discos, cm	0.3
Area superficial total por etapa, m ²	0.2827
Volumen de agua por etapa, m ³	0.002
Relación área/volumen, m ² /m ³	141.4
porcentaje sumergido	40
Velocidad de rotación de discos, rpm	38

Una vez conocidas las características básicas del diseño, se eligió el material para su construcción, tomando en cuenta para ello, su reactividad con las vinazas y los microorganismos, su disponibilidad y manejo. El material elegido para la construcción de los discos, las mamparas de separación y del sedimentador secundario fue el acrílico. Cabe hacer mención que tanto para facilitar la formación de la película biológica sobre los discos, como para evitar su desprendimiento prematuro, es recomendable que estos presenten una superficie rugosa, por lo cual se hace un raspado en ambos lados (Escárcega y Pulido, 1986).

Para la construcción de la base del RBR o recipiente del líquido por tratar, el material seleccionado fue lámina galvanizada recubierta con pintura anticorrosiva. Como parte importante del diseño, se estableció que la base tendría forma semicilíndrica, con objeto de evitar al máximo la generación de zonas de mezclado deficiente y consecuente anaerobiosis.

Con el fin de mantener la temperatura a la cual se llevaron los períodos experimentales, se diseñó un sistema de resistencias controlado por medio de un regulador, el cual fué

colocado a lo largo y abajo de la tina del reactor, para mantener el líquido a la temperatura deseada.

Para evitar el retromezclado entre cámaras y favorecer el tratamiento secuencial del líquido suministrado, (Durán de Bazúa, 1981) se le dió al RBR una inclinación negativa de 1.5°, aproximadamente.

4.2.1 Partes y especificaciones del reactor

El RBR se construyó en forma de tina cilíndrica, siendo el recipiente que contiene al líquido residual y los aglomerados microbianos generados durante el proceso de biodegradación. La base se subdividió en diez compartimientos de igual tamaño, separados por mamparas de acrílico. Las cámaras se intercomunican mediante un par de ranuras laterales localizadas en la parte superior extrema de cada mampara. Estas ranuras permiten el paso del líquido hacia la siguiente cámara cuando éste ha llegado al nivel máximo de capacidad.

Cada cámara tiene un volumen aproximado de 2 litros y además, dos discos de 0.3 m de diámetro, sumergidos aproximadamente el 40% de su área total. Los discos están sujetos a un sólo eje de acero inoxidable, el cual es movido a partir de un juego de poleas acopladas a un motor eléctrico, de corriente directa de 1/10 HP de potencia, cuya velocidad de rotación es regulada electrónicamente, permitiendo una rotación de los discos hasta de 33 rpm.

Una vez que el líquido en tratamiento ha pasado por las diez cámaras es colectado en un sedimentador secundario de 20 litros de capacidad, construido en acrílico.

4.2.2 Arranque y operación del RBR

El arranque del reactor se hizo con agua corriente para detectar posibles fugas entre mamparas, medir el volumen real de trabajo de cada cámara y total (con discos inmersos), así como posibles fallas en el motor y en el control de velocidad de rotación de los discos. También se realizaron algunos ajustes en la separación de los discos en cada cámara, con objeto de optimizar el mezclado del licor en el reactor.

Para acortar el tiempo requerido para la formación de la película biológica activa, en su fase estable o de meseta, se aceleraron en lo posible las fases previas de inducción y acumulación, con lo cual se redujo el tiempo empleado, de 90 días a 30 días.

Se incorporó, en todas las cámaras del reactor, líquido residual (vinazas diluidas) a una concentración de materia orgánica constante (2000 mg/L, medida como DQO). El líquido influente se elaboraba a partir de vinazas del ingenio que tenían aproximadamente 80000 mg/L como DQO diluidas convenientemente con agua de la llave. La alimentación se realizó con una bomba peristáltica marca Masterflex.

Se mantuvo la rotación de los discos a 18 rpm durante una semana, con la finalidad de facilitar la adsorción de los compuestos orgánicos y la adhesión de los microorganismos al soporte. Después de haberse formado la biopelícula, se incrementó la velocidad rotacional a 38 rpm, ya que estudios previos revelaron que la rapidez de remoción del sustrato en un sistema RBR, es generalmente controlada por la transferencia de oxígeno y, al incrementar 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.

La rapidez en la renovación de la película líquida aumenta con un incremento en las rpm al eliminarse por esfuerzos cortantes las células adheridas. Este, como ya se dijo, influye en la transferencia de oxígeno y en la rapidez de desaparición del del material orgánico.

Se inocularon las diez cámaras, al inicio de la operación y de manera periódica, con microorganismos obtenidos de otro reactor de biodiscos que trataba nejayote (agua residual de los molinos de nixtamal, maíz cocido con cal).

Durante este período (una semana), solamente se suministró de manera intermitente el líquido necesario para compensar el volumen evaporado, tratando así de evitar un cambio brusco del sistema. Lo anterior favorece la aclimatación más rápida, aunque,

paulatina, de los microorganismos sembrados y consecuentemente su crecimiento y reproducción dentro del sistema. Para aclimatar a los microorganismos al nuevo ambiente se alimentó en un principio primero con 90% de nejayote y 10% de vinazas, así sucesivamente hasta tener el 100% de vinazas.

Una vez lograda la inducción de la película, se suministró al RBR, líquido residual en forma continua, mediante una bomba peristáltica Masterflex, aumentando gradualmente el gasto volumétrico hasta llegar a 20 L/día en las siguientes dos semanas. El líquido sirve como fuente de alimento permanente para los microorganismos establecidos, tanto en la superficie de los discos, como en el líquido contenido de las cámaras (licor mezclado). Lo anterior promueve que se incremente no sólo el área y grosor de la película biológica activa, sino también el número y tamaño de los flóculos suspendidos (grumos microbianos).

4.2.3 Establecimiento de las condiciones de operación del RBR

Para establecer las condiciones de operación del RBR, que garantizaran la biodegradación aerobia de la solución de las vinazas, se hicieron una serie de experimentos previos, relacionados con la velocidad rotacional de los discos y la concentración máxima del influente. Un requisito indispensable para iniciar dichos experimentos es lograr la estabilización del sistema de tratamiento.

Para evaluar el comportamiento fisicoquímico y detectar la estabilidad depurativa del RBR, fue necesario registrar rutinariamente las características de las muestras provenientes de las cámaras del RBR, la temperatura y el pH con un multímetro Poly-Pram modelo PA-22 y el oxígeno disuelto con un medidor Orion modelo 720A. Se realizaron análisis del contenido de material disuelto medido como demanda química de oxígeno, DQO (APHA, 1981). La metodología se basa en el empleo de un fuerte oxidante químico en medio ácido a 150°C durante 2 horas y para su realización se utilizó un digestor de la marca Behr (PFA). La técnica y el equipo utilizado se describen en el anexo A.

4.3 Estabilización del RBR

Para conseguir la estabilización o régimen de equilibrio dinámico (pseudoestable) del reactor de biodiscos, después de obtener la fase meseta en la película biológica activa, se procede de la siguiente forma:

Considerar de manera subjetiva que la película biológica adherida a los discos se encuentra distribuida homogéneamente y con grosor o espesor constante y que, además, presenta resistencia al desprendimiento por contacto.

Realizar análisis periódicos de concentración de materia orgánica disuelta mediante la prueba de DQO. La aplicación sistemática y consuetudinaria de esta prueba permite conocer el porcentaje de remoción logrado en las aguas residuales después de un determinado tiempo de permanencia dentro del sistema de tratamiento.

Mantener constante la concentración del influente suministrado al sistema. Esto permite que las cámaras del RBR reciban permanentemente y de manera secuencial la misma concentración del sustrato. Para verificar que este parámetro no presente variaciones considerables se hace cada tercer día el análisis de DQO, de muestras centrifugadas tanto del tanque de alimentación como de cámaras intercaladas del reactor (1, 3, 5, 7 y 10).

Cuando los valores obtenidos, después de aplicarlos en tres ocasiones continuas, son similares (menos del 10 por ciento de variación), se aumenta a diez el número de muestras provenientes del reactor, es decir, se toma una muestra de todas las cámaras. A estas muestras se les determina DQO soluble y si no se encuentra variación considerable después de tres análisis seguidos, se considera que el sistema ha alcanzado la estabilidad esperada.

4.3.1 Experimentación a diferentes temperaturas

De acuerdo con los objetivos planteados de llevar a cabo experimentos a nivel de laboratorio para encontrar el efecto de la temperatura en la capacidad depurativa de este sistema aerobio de tratamiento, es necesario llevar a cabo dichos experimentos bajo condiciones similares variando solamente el

factor temperatura. Consecuentemente, la metodología de análisis fisicoquímicos y bioquímico, empleada durante la fase de régimen permanente es la misma para las tres temperaturas seleccionadas que fueron de 10, 20 y 30°C. La temperatura se controló con un sistema de resistencias, como ya se había mencionado.

4.3.2 Análisis fisicoquímicos y bioquímicos del agua a tratar

De los diversos parámetros existentes para evaluar la calidad del agua, se seleccionaron tanto aquellos que se consideraron fundamentales para ponderar el funcionamiento del sistema, como la demanda química y bioquímica de oxígeno (DQO y DBO_u respectivamente), como los sólidos totales y disueltos, el nitrógeno Kjeldahl, así como los útiles desde el punto de vista biológico, como el pH y el oxígeno disuelto, que permiten conocer la tolerabilidad del medio acuoso para la actividad microbiana. Para verificar que la temperatura a la que se realizaba cada experimento fuera acorde con la seleccionada, se efectuaron registros diarios tanto de la temperatura ambiente como de la del líquido contenido en el recipiente de alimentación así como en cada una de las cámaras del reactor.

Registros de temperatura, pH y oxígeno disuelto

Se hicieron los registros diarios de temperatura, como ya se mencionó, con un multímetro Poly-Prax modelo PA-22, pH y el oxígeno disuelto con un multímetro Orion modelo 720A, de acuerdo con el manual de operación.

Demanda química de oxígeno (DQO)

Este parámetro se define como: "una medida del equivalente de oxígeno de la fracción orgánica que es susceptible a la oxidación por permanganato (DQO_{Mn}) o dicromato (DQO_{Cr}) en una solución ácida (Durán, 1988).

Este análisis se realizó con una frecuencia de tres veces por semana, previa toma y centrifugación de las muestras. La metodología seguida fue la aprobada por la APHA (1981). La técnica y el equipo utilizados se describen de manera más amplia en el anexo A.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBOu)

Este parámetro da una estimación de la cantidad de oxígeno requerido por una población microbiana heterogénea para oxidar

y estabilizar a través de sus metabolismos la materia orgánica biodegradable presente en el agua residual. Usualmente este parámetro se determina con tiempos de incubación de 5 días (DBO₅) y a 20°C. O bien, incubando durante un tiempo no previamente definido, que concluye al alcanzarse la estabilización de la demanda de oxígeno y se llama DBO última. En este caso fue de aproximadamente 21 días.

Esta prueba consiste en estimar la cantidad de oxígeno requerido, consecuencia de la actividad metabólica de los microorganismos inoculados. A partir de dicho metabolismo, los microorganismos efectúan la transformación de sustrato (material orgánico disuelto utilizable), en energía metabólicamente disponible. El equipo utilizado es un respirómetro Voith-Sapromat B-6, el cual se apega a los requerimientos establecidos por la APHA (1981).

El procedimiento de su uso y una descripción más detallada del equipo se encuentra en el anexo B.

La evaluación de DBOu se efectuó una vez alcanzado el régimen pseudopermanente y se aplicó únicamente a seis cámaras, debido a las limitaciones del modelo empleado.

Sólidos

La definición usual de sólidos se refiere a la materia remanente después de que una solución acuosa ha sido sometida a evaporación y secado. Se efectuaron una vez a la semana (apéndice C).

Se conocen, en la literatura relacionada al tratamiento de aguas residuales, tres tipos de categorías de sólidos que son:

Sólidos totales que están determinados por los sólidos suspendidos y los sólidos disueltos.

En la categoría más amplia, que es la de **sólidos totales**,

debe comprenderse a la cantidad de sustancias disueltas (principalmente sales) y suspendidas (tierra, biomasa, material coloidal, sales insolubles, etc.) que en una muestra de agua residual se encuentren.

Por otra parte, cuando una muestra ha sido filtrada, el material retenido en el medio filtrante puede dividirse en dos partes. La primera, conocida como sólidos suspendidos volátiles está compuesta por el material que se va a volatilizar al colocar los sólidos filtrados en una mufla a 550°C y estará constituida principalmente por sustancias de origen orgánico, como son las células, polímeros extracelulares, fracciones de material orgánico cristalino insoluble, etc.

La segunda fracción es llamada sólidos suspendidos fijos y es el material que queda remanente después de haber colocado los sólidos filtrados en la mufla a la temperatura indicada líneas arriba. Estos sólidos son fundamentalmente sales inorgánicas insolubles (o no disueltas por sobresaturación).

En la porción líquida de la muestra filtrada se encuentran sólidos disueltos que también se dividen en fijos y volátiles, los primeros representan fundamentalmente las sales inorgánicas solubles y los segundos algunas sustancias orgánicas cristalinas solubles en la muestra.

Nitrógeno 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 dos de los nutrientes de mayor importancia. Por ello, se le encuentra en la masa celular y una de las formas de determinar el contenido de microorganismos presentes en los sólidos de la biopelícula es midiendo su contenido de nitrógeno Kjeldahl por unidad de masa de sólidos adheridos a los discos. Se hicieron una vez por semana y por cada disco. Se hizo esta prueba a la biomasa microbiana adherida a una área de cm^2 de una cara de cada disco. Se secó en una estufa marca Precision Scientific modelo 16EG (apéndice D).

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 por lo que es necesario su control.

Oxígeno disuelto

Este parámetro representa la concentración del oxígeno molecular disuelto en el seno de un cuerpo de agua y es la base para distinguir entre un sistema biológico aerobio y un sistema anerobio.

Si la concentración de oxígeno disuelto en el seno del agua residual en proceso de tratamiento es mayor o igual a 2 mg/L, se dice que el sistema es aerobio. Por el contrario, si la concentración es menor a este valor, el sistema opera en condiciones microaerofílicas y/o anaerobias.

pH (potencial hidrógeno)

Es un término empleado internacionalmente para medir la intensidad de la condición ácida o alcalina de una solución. Es una forma de expresar la concentración de iones hidrógeno, o bien, es una expresión de la actividad de los iones hidrógeno. Sin embargo, para el estudio de los microorganismos es uno de los factores más importantes debido que el organismo, si se encuentra en un medio fuertemente ácido o básico, su desarrollo no es satisfactorio.

5. RESULTADOS Y DISCUSION

En las tablas 5.1 a la 5.3 se presentan los valores promedio obtenidos de la evaluación fisicoquímica y bioquímica del líquido contenido en el tanque de alimentación, así como de cada una de las 10 cámaras del RBR y del efluente, durante la fase de régimen permanente o de equilibrio psudoestable, a 10, 20 y 30°C, respectivamente.

5.1 REGISTROS FISICOQUIMICOS Y BIOQUIMICOS A LAS TEMPERATURAS INDICADAS

Como puede observarse, la tabla 5.1 presenta los valores promedio correspondientes a la temperatura de experimentación a 10°C de la evaluación fisicoquímica y bioquímica del líquido de alimentación y de las diez cámaras del RBR, durante la fase de régimen permanente. El pH de la alimentación es ácido pero en la cámara 2 se vuelve neutro debido al amortiguamiento de los propios sistemas microbianos mediante la generación de CO₂. A lo largo del reactor aumenta la alcalinidad, así como el oxígeno disuelto en las cámaras subsecuentes y alcanza la saturación en la cámara 7. La materia orgánica disuelta, medida como DQO, a partir de la cámara 6 casi no tiene variación. Por último, los valores promedio de la DBO_u, presentan una disminución gradual. Para los parámetros de DQO y DBO_u se observa que la remoción mayor ocurre en las primeras 5 cámaras, confirmando lo ya descrito por otros investigadores de que la depuración se realiza en las primeras cuatro cámaras de los RBRs.

Tabla 5.1 Valores promedio de los factores fisicoquímicos del RBR en la etapa de experimentación a 10°C

Cámara	pH unidades	OD mg/L	DQO mg/L	DBOu mg/L	sólidos* mg/L	nitrógeno mgNK/100mgB
A	5.560	0.063	2000	638	2374	-
1	6.570	0.129	1800	418	2135	7.29
2	7.540	1.465	1600	-	2208	5.66
3	7.940	3.064	1500	368	1657	5.66
4	7.970	4.918	1200	-	1663	5.04
5	8.220	6.176	1000	176	1573	5.13
6	8.280	6.219	900	-	1433	5.07
7	8.320	6.219	600	116	1381	5.17
8	8.370	6.676	400	-	1371	5.22
9	8.460	6.967	400	-	1384	5.53
10	8.490	7.191	400	-	1453	4.97
E	8.520	7.216	400	82	1486	-

*Sólidos totales (disueltos + suspendidos)

Para llevar a cabo la experimentación a 20°C se tuvieron problemas para alcanzar el régimen permanente, porque la temperatura fue aumentada súbitamente, sin hacer este cambio en forma gradual, lo que provocó que todos los microorganismos adaptados a 10°C se desprendieran. La estabilización se alcanzó nuevamente cuatro semanas después.

En la tabla 5.2 se anotan los resultados para esta etapa. Los valores de pH, DQO, nitrógeno, así como los sólidos son muy similares a la de 10°C, pero sí hay variación en la DBOu y en el oxígeno disuelto, puesto que se consume más oxígeno al aumentarse el metabolismo microbiano.

Tabla 5.2 Valores promedio de los factores fisicoquímicos del RBR en la etapa de experimentación a 20°C

Cámara	pH unidades	OD mg/L	DQO mg/L	DBOu mg/L	sólidos* mg/L	nitrógeno mgNK/100mgB
A	5.610	0.063	2000	636	2834	-
1	6.910	0.129	1790	450	1839	5.12
2	7.210	0.056	1570	-	1824	5.47
3	7.340	0.129	1330	134	1867	5.12
4	7.450	0.971	930	-	1886	6.25
5	7.980	0.987	800	117	1806	6.92
6	8.210	1.367	600	-	1890	7.18
7	8.230	2.276	400	79	1912	7.23
8	8.340	3.064	400	-	2019	7.18
9	8.490	3.825	400	-	2115	5.68
10	8.490	4.206	400	-	2157	5.12
E	8.520	4.217	400	54	2089	-

*Sólidos totales (disueltos + suspendidos)

En la experimentación a 30°C se tuvieron mayores contratiempos para alcanzar el régimen permanente, ya que como se había estado trabajando durante 8 meses ininterrumpidamente sin dar mantenimiento al equipo, se presentaron fallas mecánicas. La tina de RBR donde estaba contenido el líquido que se trataba se oxidó originando fugas de líquido que, al ponerse en contacto con el sistema de resistencias, provocó un corto circuito e hizo que el sistema fallara en tres ocasiones. Finalmente, se logró que el sistema funcionara adecuadamente, tras un programa de mantenimiento y se continuara con la experimentación.

Puede observarse que en esta última fase hubo mayor remoción de contaminantes disueltos, medidos tanto como DQO como DBOu. Los valores de pH permanecen similares en las tres corridas.

En la tabla 5.3 se presentan los valores promedios para esta corrida.

Tabla 5.3 Valores promedio de los factores fisicoquímicos del RBR en la etapa de experimentación a 30°C

Cámara	pH unidades	OD mg/L	DQO mg/L	DBOu mg/L	sólidos mg/L	nitrógeno mgNK/100mgB
A	5.249	0.049	2000	638	2434	-
1	6.895	0.019	1600	401	1839	5.18
2	7.128	0.016	1400	-	1824	4.30
3	7.248	0.016	1200	273	1867	3.29
4	7.416	0.111	930	-	1886	7.06
5	7.880	0.661	560	98	1806	7.45
6	8.004	0.974	560	-	1890	7.58
7	8.108	1.093	220	53	1912	5.20
8	8.204	1.184	220	-	2019	4.90
9	8.287	1.236	220	-	2115	4.69
10	8.397	2.287	220	-	2157	4.40
E	8.500	4.243	220	31	2089	-

*Sólidos totales (disueltos + suspendidos)

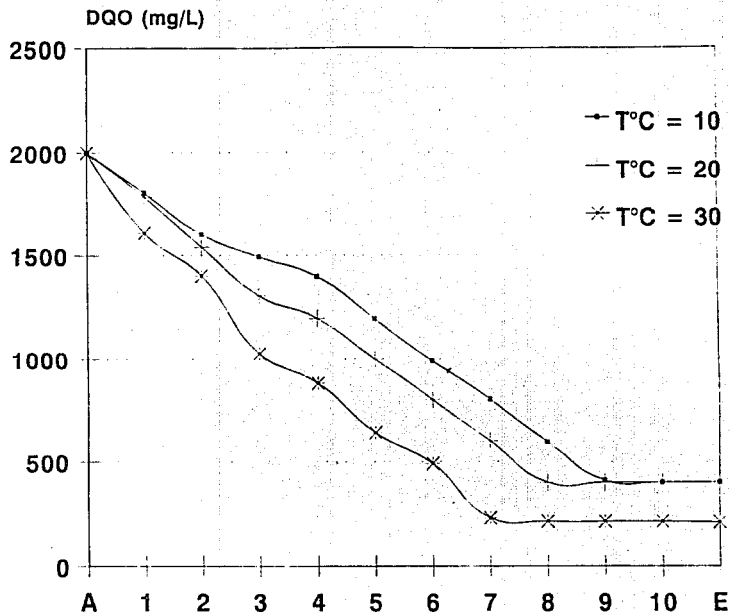


Figura 1. Perfiles de remoción de materia orgánica disuelta medida como DQO en un reactor de biodiscos de 20 L a 10, 20 y 30 °C. $S_0=2000$ mg/L. 638 mg de DBO_u/L ; $TRH=1$ día; $w=38$ rpm; $a:V=141$ m²/m³; 10 cámaras; 20 discos.

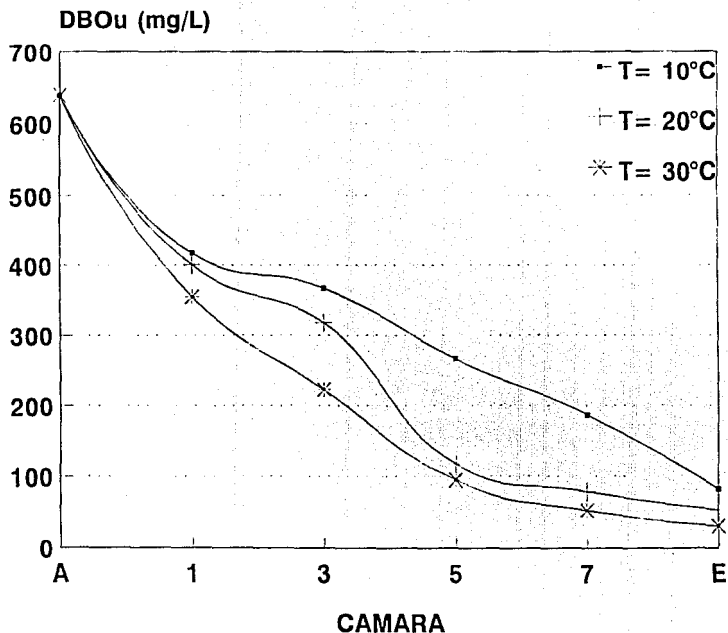


Figura 2. Perfiles de remoción de materia orgánica disuelta medida como DBOu en un reactor de biodiscos de 20 L a 10, 20 y 30°C. $S_o=2000$ mg/L; 638 mg de DBOu/L; TRH=1 día; $w=38$ rpm; $a:V=14$ m²/m³; 10 cámaras, 20 discos.

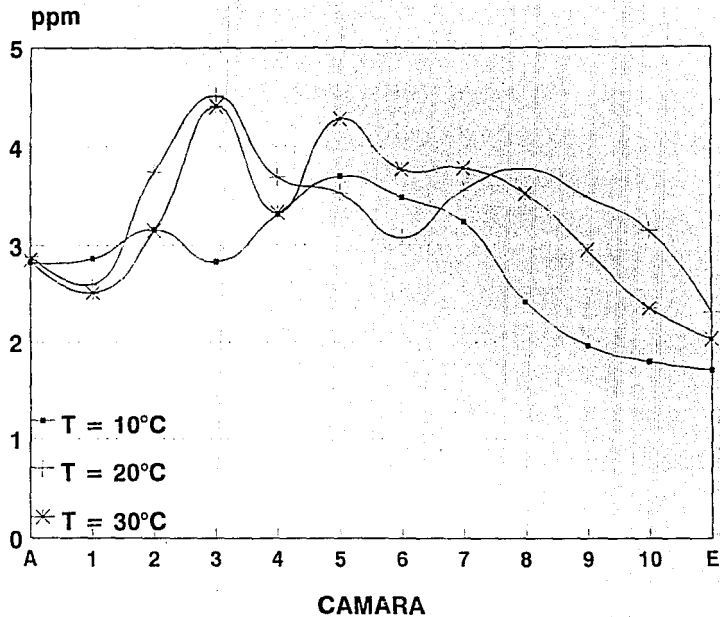


Figura 3. Comportamiento de sólidos totales en el licor mezclado en un reactor de biodiscos (RBR) a 10, 20 y 30°C.

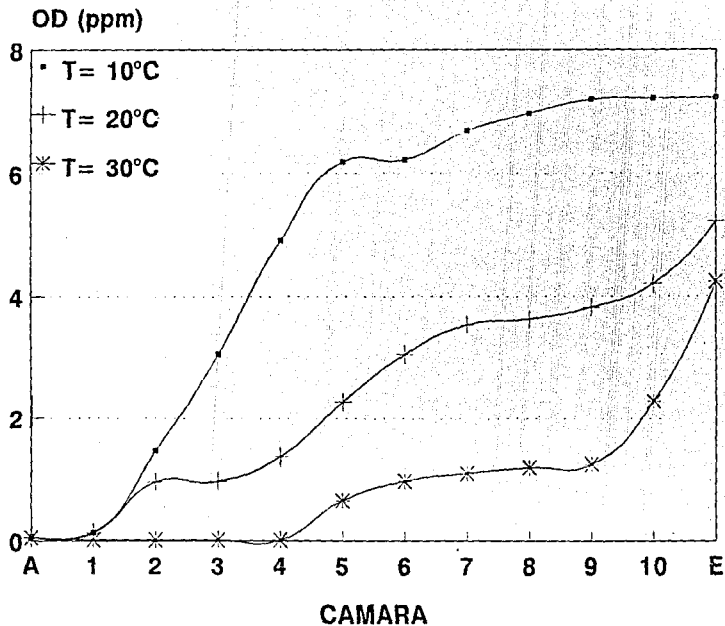


Figura 4. Comportamiento del oxígeno disuelto en el licor mezclado en un reactor de biodiscos (RBR) de 20 L a 10, 20 y 30°C.

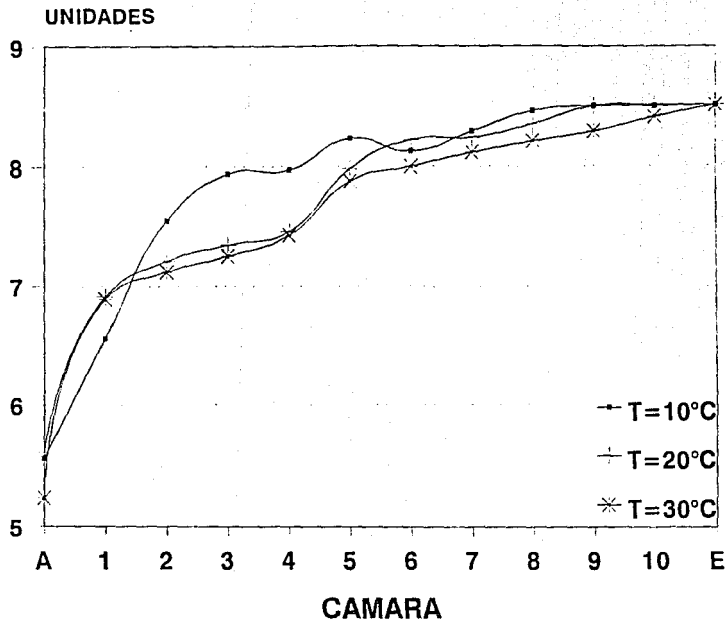


Figura 5. Comportamiento del pH del licor mezclado en un reactor de biodiscos (RBR) a 10, 20 y 30°C.

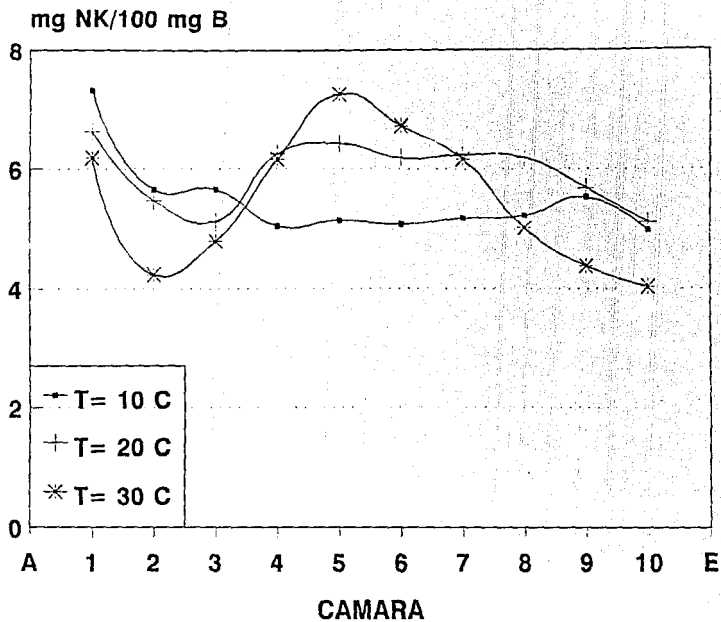


Figura 6. Comportamiento de nitrógeno en la biomasa adherida a los discos en una área de 10.5 cm² en un reactor de biodiscos a 10, 20 y 30°C.

5.2 Discusión

En el primer experimento, a 10°C, la película biológica se formó en 4 semanas. En la fase formación de la película la mínima velocidad rotacional fué de 18 rpm y la máxima de 38, siendo esta última, la velocidad a la cual se realizaron las tres corridas. A partir de la quinta semana se empezó a observar que el contenido de materia orgánica, medida como DQO de las cámaras 1, 3, 5 y 7 tenía variaciones de $\pm 10\%$, por lo que se muestrearon el resto de las cámaras. Siguiendo el mismo procedimiento, esto es, cuando no se tuvieron variaciones de $\pm 10\%$, se repitieron los análisis totales del sistema para verificar reproducibilidad.

Las eficiencias de remoción fueron de 80% para la DQO a 20 y 20°C y de 89% a 30°C y para la DBO₅ de 87, 91.5 y 95% para 10, 20 y 30°C, respectivamente. Esto indica que, para estos efluentes, aunque hay una fracción biodegradable hay otra parte que es recalitrante al tratamiento.

Los valores de pH no tuvieron variaciones estadísticamente significativas considerando las diferencias de temperatura.

El oxígeno disuelto en la primera corrida a 10°C alcanza valores superiores a 2 mg/L a partir de la cámara 3 y la saturación a partir de la cámara 6. Pero en la corrida a 20°C se tienen condiciones microaerofílicas hasta la cámara 7, donde ya se tienen concentraciones arriba de 2 mg/L y la máxima alcanzada en la cámara 10 es de 4.206 mg/L. En la corrida a 30°C se presentaron problemas de anaerobiosis, presentándose olores característicos de generación de metano, ácido sulfhídrico y amoníaco. El oxígeno disuelto alcanzó concentraciones de 2.287 hasta la cámara 10.

Los contenidos de nitrógeno Kjeldahl en la biomasa adherida a los discos de las diferentes cámaras en los experimentos a 20 y 30°C son relativamente similares, alcanzándose el máximo en las cámaras intermedias (donde el pH ya es francamente neutro). Para los experimentos a 10°C la biomasa (tomada como el nitrógeno Kjeldahl) aparentemente va decreciendo conforme se avanza en el tratamiento. Esto indicaría una remoción más lenta de contaminante, que es lo que indican los perfiles de DQO y DBO.

Con respecto de los de sólidos totales (volátiles y fijos) en el licor mezclado de las diferentes cámaras a 20 y 30°C tienen un comportamiento similar, alcanzándose el máximo al igual que el nitrógeno en las cámaras intermedias. A 10°C los

sólidos van decreciendo al avanzar a lo largo del reactor.

La evaporación se midió una vez por semana. A 10°C fué de 10%, a 20°C de 16% y a 30°C 35%. Esto naturalmente afecta los valores de remoción ya que el agua de salida sale mas concentrada de lo que debería. Sin embargo, este efecto se amortigua un poco a medida que el equipo aumenta su tamaño. Además, los equipos a nivel industrial generalmente se encuentran cubierto y, por tanto, la autoevaporación disminuye notablemente (Durán de Bazúa, 1986).

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos, puede concluirse que:

1. La remoción de materia orgánica, medida como DQO y DBOu es directamente proporcional al aumento de la temperatura.
2. A pesar de que la rapidez de disolución del oxígeno disuelto disminuye al aumentar la temperatura y al mayor consumo por parte de los organismos aerobios a mayor temperatura, la eficiencia de remoción no se ve aparentemente afectada, especialmente a 30°C, donde se tienen condiciones microaerofilicas y francamente anaerobias.
3. El pH ácido en la alimentación es neutralizado en la primera cámara y cambiando de neutro a neutro-alcalino a lo largo del RBR.
4. La concentración de oxígeno disuelto, en el licor mezclado, tiende a aumentar a lo largo del RBR.
5. A 10 y 20°C las condiciones de operación son aerobias totalmente, no así a 30°C que presenta anerobiosis.
6. A mayor temperatura, la remoción de contaminantes orgánicos es mayor.
7. El RBR remueve mayor porcentaje de materia orgánica medida como DBOu que como DQO.
8. Con respecto a los sólidos totales en el líquido y el nitrógeno en la biomasa adherida a los discos se observa que éstos si son afectados por la temperatura, ya que a 10°C disminuyen a lo largo del RBR, y a 20 y 30°C en las cámaras intermedias aumentan, para después disminuir en las últimas etapas.

9. Como la producción de biomasa es bastante, este reactor no debe trabajar con concentraciones mayores de 2000 mg/L medida como DQO o de 640 mg/L medida como DBOu, tiempo de residencia hidráulica mayor de 24 horas y la velocidad rotacional no debe ser menor a 14 rmp ni mayor de 38 rpm.

10. En general, el sistema de tratamiento aerobio utilizado para este efluente, a esa concentración y a estas temperaturas, es bueno, ya que se obtuvieron remociones medidas como DQO, de 80% a 10 y 20°C y de 89% a 30°C y medida como DBOu fué de 87, 91 y 95 % a 10, 20 y 30°C, respectivamente.

6.2 Recomendaciones

1. Se recomienda realizar los experimentos nuevamente, no con soluciones diluidas de vinazas, sino con vinazas provenientes del pretratamiento anaerobio, para trabajar con la remoción de las sustancias que no fueron eliminadas por los organismos anaerobios.
2. Es deseable, para evitar disturbios drásticos en la ecología del reactor, que cuando se hagan cambios en cualquiera de las variables de operación, éste se lleve a cabo gradualmente, ya que en estos experimentos se encontraron problemas de desaparición de las comunidades depuradoras y demoras en la reestabilización del reactor.
3. El siguiente paso es el de evaluación de las constantes cinéticas, que permitan predecir el comportamiento de este tipo de reactores con el mínimo de experimentación. Para ello será importante revisar la literatura y verificar la aplicabilidad de los modelos cinéticos estudiados por otros investigadores a los datos obtenidos del diseño experimental realizado.
4. Una vez obtenida la información del punto anterior, se sugiere realizar una investigación económica preliminar, que permita hacer una comparación de este sistema biológico con los otros que se están estudiando en forma paralela.
5. Hacer estudios "in vivo" con la masa microbiana ya que su productividad es elevada y, como en experimentaciones previas se ha corroborado que no contiene sustancias tóxicas y que posee un contenido de proteína y un patrón de aminoácidos adecuados, podría ser empleado como alimento no convencional para especies acuícolas. Se hicieron, además algunas pruebas preliminares de su uso como mejorador de suelos para plantas de ornato dando resultados positivos (la biomasa ocluye los compuestos ricos en potasio que vienen con la vinaza mejorando su relación N:P:K).
6. Investigar el efecto del contenido de azufre presente en el agua a tratar ya sea como sulfitos o sulfatos y su posible metabolización por parte de bacterias sulfatorreductoras en las condiciones microaerofílicas con objeto de minimizar los

problemas de corrosión de los materiales de construcción del reactor.

7. Por último, programar dentro de los diseños experimentales futuros, servicios de mantenimiento periódico al equipo en general (reactores y equipo analítico), para evitar problemas.

RECONOCIMIENTOS

Estos experimentos se realizaron con el apoyo financiero del Proyecto PAPIID de la DGAPA de la UNAM clave PVT/AI/873782.

Los equipos fueron adquiridos por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología clave PCCBBNA-020395.

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente con sede en Nairobi, Kenia, a través del Proyecto FP/2104-82-01(2280) y

Ministerio Federal de Investigación y Tecnología de la República Federal de Alemania a través del Departamento de Proyectos en Tecnología del Agua y de Disposición de Lodos del Centro Nuclear de Karlsruhe con el proyecto 02 WA 146.

BIBLIOGRAFIA

- A.P.H.A., 1981. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14a. Ed. Washington, EE.UU.A
- Bekris, J. 1992. Aplicación de la ecuación de Arrhenius al efecto de la temperatura en la operación de un reactor de biodiscos. Tesis profesional. Facultad de Química, UNM, México, D. F.
- Castro, J. M. y Villegas, R. 1988. Producción de proteína microbiana a partir del tratamiento biológico aerobio de las aguas residuales de un ingenio azucarero Tesis profesional, Fac. de Ciencias Químicas, UASLP, México, D.F.
- Degremont, G. 1975. Manual técnico del agua. Pelletier, S.A. México, D.F.
- Durán de Bazúa, C., 1983. Tratamiento de los efluentes de la industria del maíz en México. Tesis doctoral. Universidad de Karlsruhe, R. F. A. Versión en español. Pub. Facultad de Química, UNAM, México, D.F.
- Durán de Bazúa, C. 1986. Informe final del programa de cooperación MICONSA-UNAM, Pub. Fac. de Química, UNAM, México, D.F.
- Durán de Bazúa, C., y Hartmann, 1981. H. Biological treatment of maize processing effluents (nejayote) in batch and continuous laboratory test. En proc. 2nd World Congress of Chem. Engineering. Oct. 4-9, Montreal, Can.
- Durán de Bazúa, C., Poggi-Varaldo, H. M. y Medellín, P. 1988. Utilización de recursos renovable en la producción de energéticos secundarios y fuentes alternas de alimento. Informe de avance de proyecto. Conacyt-UNAM-IPN-UASLP. México, D.F.
- Durán de Bazúa, C., Noyola, A. Poggi, H. y Zedillo, L. 1991. Biodegradation of process industry wastewater. Case problem: Sugarcane industry. En "Biological Degradation of Wastes", Ed. A.M. Martin Elsevier Sci. Pub. Ltd. Cap. 17 Pp 363-388. Londres, Inglaterra.

- Escárcega, C. y Pulido, R. 1986. Modelo cinético para un reactor biológico rotatorio usado en el tratamiento de aerobico de efluentes. Tesis profesional, Facultad de Química, UNAM, México, D.F.
- García-Díaz, C. y Durán de Bazúa, C. 1988. Producción de proteína microbiana a partir del tratamiento biológico aerobio de las aguas residuales de un ingenio azucarero Informe UNAM-IPN-UASLP-AZUCAR, VIN-01-88 Pub. Facultad de Química, UNAM, México, D.F.
- Kastener, F. 1965. Abril, vol 4 Pub. ICIDCA. La Habana, Cuba.
- López-Martínez, J. L. 1992. Modelamiento matemático de un reactor rotatorio (reactor de biodiscos): Estudio del efecto de la temperatura, la carga orgánica y la velocidad de rotación. Tesis profesional. Facultad de Química, UNAM, México, D.F.
- Luna-Pabelló, V. M., 1990. Efecto de la temperatura en las poblaciones de protozoarios ciliados en un reactor de biodiscos. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
- Murguía, E. 1981. Contaminación de aguas. Dpto. de Ingeniería Sanitaria. Facultad de Ingeniería. UNAM, México, D.F.
- Noyola, A., Briones, R. y Jiménez, C. 1989. Tratamiento anaerobio de vinazas a nivel planta piloto con dos tipos de reactores avanzados. Proyectos No. 8335 y 9341. Instituto de Ingeniería, UNAM, México, D. F.
- Standard methods. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. Ed. AWWA. APHA. WPCF, 16th. Ed. Washington, D. C. EE.UU.A
- Valderrama, S. B., Pedroza, R., Nieto, Z. y Durán de Bazúa, C. 1988. Informe CONACYT-UNAM. NEX-01-88 Pub. Facultad de Química, UNAM, México, D.F.
- Zámano-Pérez, A. H. 1991. Tratamiento biológico de aguas residuales de la industria alcoholera a partir de melazas de caña de azúcar. Tesis profesional. Facultad de Química, UNAM, México, D.F.

ANEXO A

PARAMETROS FISICOQUIMICOS

Prueba química:

Demanda química de oxígeno (DQO)
Método volumétrico de oxígeno con dicromato de potasio (APHA, 1981)

Fundamento:

El método se basa en una oxidación enérgica de la materia orgánica e inorgánica oxidable, que se encuentra en el agua en un medio fuertemente ácido, con una solución valorada de dicromato de potasio. El exceso de agente oxidante después de un período de reflujo a 150°C durante 2 horas, se determina con una solución valorada de sulfato ferroso amoniacal, en presencia de un complejo ferroso de ortofenantrolina (ferroín indicador) como indicador interno. El valor obtenido se introduce a una ecuación, cuyo desarrollo da como resultado la concentración (mg/L) de materia oxidable químicamente.

Interferencias:

Las sustancias inorgánicas como los iones ferroso (Fe^{2+}), sulfato (SO_4^{2-}), sulfitos (SO_3^{2-}) y tiosulfatos ($S_2O_3^{2-}$) se oxidan bajo ciertas condiciones y crean una DQO inorgánica, la cual interfiere cuando se estima el contenido del agua residual.

El ion cloruro (Cl^-) interfiere, pero se elimina al agregar el sulfato mercurico Hg_2SO_4 .

Nota: mediante esta prueba no es posible conocer el tipo de compuestos orgánicos presentes, ni diferenciar entre material biodegradable y sustancias tóxicas, por lo cual sólo constituye un análisis para la determinación de carbono orgánico total.

Reactivos:

- Solución acuosa de dicromato de potasio 0.25 N
- Sulfato de plata (cristales)
- Solución de sulfato de plata en ácido sulfúrico. Esta se prepara:

Disolviendo 22 g de sulfato de plata en 4 kg de ácido sulfúrico. La solución debe protegerse de la luz.

- Acido sulfúrico concentrado
- Solución de sulfato ferroso amoniacal para valoración en un concentración aproximada de 0.05 N
- Sulfato mercurico

El equipo empleado es un Behr (fig.4), el cual, consta de una parrilla de calentamiento, con control de temperatura y tiempo, para 24 muestras, 2 canastillas metálicas con 24 vasos reactores de 200 mL de capacidad, cada uno de ellos con un tubo refrigerante que permite la condensación, mediante enfriamiento por aire, de los vapores generados durante el período de reflujo.

De manera complementaria a lo que es propiamente el equipo para la prueba de DQO, está un recipiente de PVC que contiene agua para el enfriamiento de los vasos de reacción después de haber puesto las muestras a reflujo.

Procedimiento.

Tratamiento de la muestra

1. Centrifugar las muestras por analizar (3,600 rpm a 5°C durante 15 minutos)

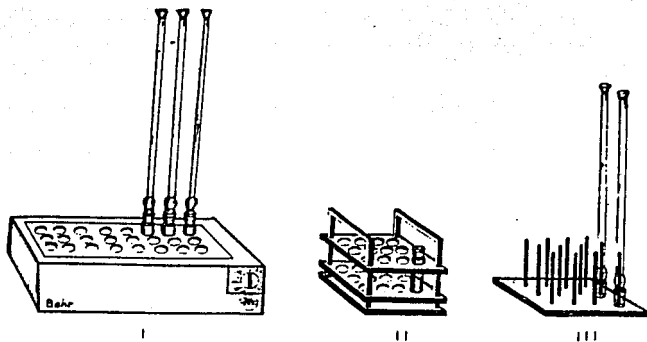


Figura 4. Equipo Behr de 24 unidades para determinaci6n de DOC.

- I: Parrilla para calentamiento
- II: Gradilla con vasos de reacci6n
- III: Soporte con tubos condensadores de gases

2. Poner en el recipiente de reflujo:

- 10 mL de muestra diluida (con agua destilada) en proporciones 1:50 para muestras concentradas y 5:50 para aquellas provenientes del sistema de tratamiento. En la preparación del blanco (testigo) se utilizan 10 mL de agua destilada como muestra
- 0.2 g de sulfato mercúrico.
- 5 mL de dicromato de potasio 0.25 N.

Colocar el refrigerante y añadir lentamente 15 mL de solución de plata en ácido sulfúrico concentrado.

Reflujo:

4. Colocar los matraces de reacción en la parrilla eléctrica, manteniéndolos en reflujo, a 150°C, durante dos horas.

Valoración de la muestra:

Al acabarse el reflujo, una parte del dicromato ya ha reaccionado con la materia orgánica. El dicromato restante se valora de la siguiente forma:

- Agregar al recipiente de reflujo 40 ml de agua destilada y dos gotas de indicador de ferroína, homogeneizar.
- Titular con sulfato ferroso amoniacal 0.05 N. El punto final de la valoración (titulación) es el cambio de coloración de azul verdoso a pardo rojizo.

Obtención de resultados:

La fórmula empleada es:

$$\text{mg DQO/L} = \{(a-b) N 8000 (f)\} / \text{mL de muestra.}$$

donde: a = volumen de sulfato ferroso amoniacal gastado para valorar el blanco (testigo).

b = volumen de sulfato ferroso amoniacal gastado para valorar la muestra.

N = Normalidad del sulfato ferroso amoniacal.

f = fracción volumétrica decimal de la muestra inicial en la solución de la cual se tomó la alicuota de 10 ml para la determinación.

Normalidad del sulfato ferroso amoniacal (SFA)

En un matraz se colocan:

- 10 mL de dicromato de potasio 0.05 N
- 40 mL de agua destilada
- 10 mL de ácido sulfúrico concentrado (enfriando constantemente)

Después de enfriar se le agregan 2 gotas de indicador de ferroína y se agita.

Valoración:

La solución anterior se titula con sulfato ferroso amoniacal con una normalidad aproximada de 0.05 N y se anotan los ml gastados para lograr el cambio de color a café rojizo.

$$N_{FAS} = \frac{\text{mL de dicromato de potasio } 0.05 \text{ N} \times \text{normalidad del mismo}}{\text{mL de FAS empleados en la titulación}}$$

$$N_{FAS} = \frac{10 \times 0.05}{\text{mL de FAS empleado}}$$

$$N_{FAS} = \frac{0.5}{\text{mL FAS empleado}}$$

ANEXO "B"

Parámetros biológicos

Prueba bioquímica

Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días

Fundamento:

Este método se basa en estimar la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para efectuar la oxidación de la materia orgánica presente en aguas naturales y residuales. El consumo de oxígeno disuelto, a partir de la respiración microbiana, constituye una medida indirecta de la cantidad de materia orgánica biodegradada. El oxígeno requerido se determina a partir de la diferencia existente entre el oxígeno disuelto al inicio de la prueba (previa inoculación de la muestra) y el oxígeno disuelto remanente al cabo de 5 días de incubación a 20°C (DBO₅, de acuerdo con lo establecido por la APHA, 1981). El tiempo y la temperatura de incubación, son parámetros fijos, convencionalmente establecidos a nivel internacional, que permiten establecer comparaciones confiables. En el criterio anterior, se supone que 20°C, es la temperatura media idónea para la actividad de los microorganismos, y 5 días, el tiempo aproximado para que se realice la biodegradación aproximadamente del 70% en (en aguas residuales de origen doméstico) del material orgánico disuelto biodegradable (libre de tóxicos). Esta valoración de contaminantes fue adoptada como parámetro de

calidad de agua por la Norma Oficial Mexicana.

Interferencias:

Interfieren con la determinación de DBO, la acidez o alcalinidad presentes en las aguas, el cloro residual, una sobresaturación de oxígeno disuelto, la presencia de sustancias tóxicas para los microorganismos y los procesos de nitrificación.

Estas interferencias pueden removerse si se le da un pretratamiento adecuado a la muestra.

Nota: La extrapolación de los resultados de DBO, a cuerpos de agua es altamente cuestionable debido a que el ambiente de laboratorio no reproduce las condiciones naturales tales como temperatura, luz solar, poblaciones biológicas, movimiento del agua y concentración de oxígeno.

No deben compararse resultados de DBO, obtenidos bajo circunstancias y procedimientos diferentes.

En la determinación de la DBO, se utilizó un respirómetro Voith Sapromat B-6, el cual proporciona los requerimientos especificados por la APHA (1981).

Descripción del aparato VOit-Sapromat B-6, 220 V, 60 Hz.

Este modelo, permite la evaluación simultánea de seis diferentes muestras por un período de 5 o más días, que es el tiempo establecido como Norma Oficial para este tipo de evaluaciones. Suministra de manera continua por electrólisis, el oxígeno requerido por los microorganismos aerobios, a lo largo del proceso de biodegradación, manteniendo las muestras en continua agitación y bajo temperatura controlada.

El Sapromat tipo B-6 (6 unidades), consiste de un medidor directo de curvas de consumo de oxígeno disuelto, una unidad de enfriamiento y un baño de agua con temperatura controlada,

el cual contiene 6 unidades de medición (Fig. 5)

Cada unidad de medición (fig. 6) está formada por un vaso de reacción, con un captador de CO₂ montado en el tapón, un generador de oxígeno, y un indicador de presión, interconectados con mangueras. El vaso del sistema de medición está sellado, así que las fluctuaciones de la presión del aire (barométrica) no afectan los resultados.

La barra magnética en la muestra por analizar, provee de agitación vigorosa continua, resultando así un efectivo intercambio de gases.

La actividad de los microorganismos en la muestra crea un vacío que es registrado por un indicador de presión. Este controla tanto el oxígeno generado electrolíticamente como la indicación y gráfica de los valores medidos.

Cuando el análisis del agua bajo estudio, por determinación de valores de permanganato de potasio (KMnO₄) o de demanda química de oxígeno (DQO) indica que la DBO, puede exceder de 1000 mg O₂/L, entonces se diluye la muestra. En el presente estudio debido a que se trabajó con líquidos cuya DQO fué superior a 1000 mg/L y para no afectar de manera sensible el volumen del agua en tratamiento se emplearon 50 mL por muestra, adicionándole 200 mL de agua corriente, lo cual da un factor de dilución de 5.

Obtención de resultados:

El valor numérico aparecido en el indicador digital o bien el de la línea de puntos graficada de manera adjunta (mg/L de oxígeno disuelto consumido), deben ser multiplicados por el factor de dilución "f", para así obtener, el valor total de consumo de oxígeno por muestra. Este valor corresponde directamente a la cantidad (miligramos) de material orgánico disuelto biodegradable por unidad de volumen (litro), presente en la muestra analizada.

Cálculo del factor de dilución (f):

$$f = \frac{VT}{X} \qquad f = \frac{250}{50} = 5$$

Donde: VT = volumen total (mL)

X = volumen de muestra no diluido (mL)

Procedimiento:

1. Centrifugar las muestras provenientes tanto de la alimentación como de las diez cámaras que forman el sistema de tratamiento (3600 rpm a 5°C durante 15 minutos)
2. Depositar en el vaso de reacción 50 mL de muestra más 200 ml de agua corriente así como una barra de agitación y el inóculo microbiano.
3. Colocar en el tapón del vaso de reacción cal de sodio granulada, para captar el CO₂ producido durante el metabolismo aerobio microbiano, previo calentamiento a 103° C durante una hora y posterior enfriamiento en un desecador.
4. Cerrar y asegurar con el "cinturón" metálico, el tapón al vaso de reacción.
5. En la hoja de papel del suprimida, realizar las anotaciones pertinentes (fecha, hora de inicio de la prueba, procedencia de la muestra y color correspondiente en la gráfica).
6. Ajustar los indicadores digitales (perillas) a cero y de ser necesario activar el sistema de graficación.
7. Introducir el vaso de reacción el baño de agua, previo arranque con media hora de anticipación, para calentamiento del agua.
8. Realizar las interconexiones necesarias de mangueras y electrodos de los diferentes componentes de las seis unidades de medición.
9. Encender el mecanismo de agitación y el suprimida.
10. Ajustar el indicador de presión.

11. A partir de las 24 horas empezar a registrar las lecturas obtenidas, diariamente, en las perillas del graficador (en caso necesario, retirar la gráfica).
12. Después de 5 días, para retirar las muestras, apagar primero el equipo; abrir el tapón del vaso indicador de presión; desconectar la manguera de los vasos de reacción y de manera parcial los electrodos.
13. Retirar las muestras y lavar con agua corriente los vasos de reacción y barra de agitación.

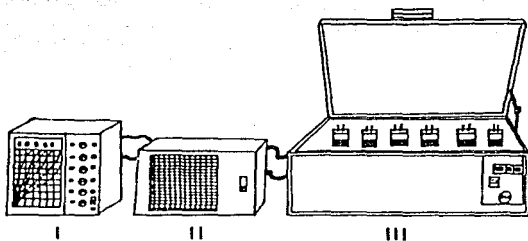


Fig. 5 Voith-Sapromat B6

I Graficador de curvas

II Unidad de enfriamiento

III Baño de agua con temperatura controlada

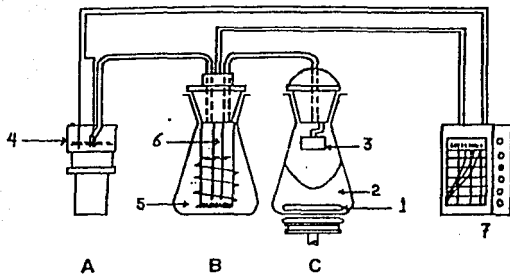


Fig. 6 Diagrama de una unidad de medición

- A. Indicador de presión
- B. Generador de oxígeno
- C. Vaso de reacción
- 1. barra magnética
- 2. muestra (250)ml.)
- 3. coptador de CO₂
- 4. indicador de presión
- 5. electrolito
- 6. electrodos
- 7. registro (graficador)

ANEXO C

SOLIDOS

1. Sólidos totales (ST)

Se limpian los crisoles para eliminar toda la materia adherida a ellos, se dejan en una estufa cuando menos 8 horas a 100°C para eliminar la humedad. Se transfieren a un desecador 15 minutos y después se pesan (peso A)

Utilizando una pipeta volumétrica se agregan a los crisoles muestras homogéneas del licor mezclado. Se colocan los crisoles en la estufa a 103°C por un mínimo de 6 horas. Los crisoles se enfrían durante 15 minutos en un desecador para después ser pesados (peso B). La diferencia de peso entre los crisoles sin muestra y con muestra ya desecada, de la cantidad de materia sólida total contenida en ésta. Con la siguiente fórmula se calculan los sólidos totales:

$$S_T = \frac{(C-A) * 10^6}{V}$$

donde: S_T = sólidos totales (mg/L)

B = peso del crisol con muestra (g)

A = peso del crisol sin muestra (g)

V = volumen de muestra colocado en el crisol (mL)

2. Totales Fijos (STF)

Una vez obtenido el peso B los crisoles se meten a la mufla a 600°C durante 20-30 minutos, se enfrían en un desecador durante 15 minutos y se pesan (peso C). Con la siguiente fórmula se calculan los sólidos totales fijos:

$$(C-A) * 10^6$$

$$S_{TV} = \frac{\quad}{V}$$

Donde: S_{TF} = sólidos totales fijos (mg/L)

C = peso del crisol con muestra (g)

A = peso del crisol sin muestra (g)

3. Totales volátiles (STV)

Se obtienen de la diferencia de los sólidos totales menos los sólidos totales fijos:

$$S_{TV} = S_T - S_{TF} = \text{mg/L}$$

ANEXO D

Nitrógeno Kjeldahl

El nitrógeno orgánico puede ser determinado por digestión de la muestra después de remover amonio libre, con la subsecuente destilación con un ácido standar o como la diferencia entre el valor obtenido para el nitrógeno Kjeldahl total y para el amonio libre.

Principio. El método Kjeldahl, usando sulfato mercurico como catalizador, convierte enlaces de nitrógeno orgánico en el estado trinegativo a bisulfato de amonio por digestión con ácido sulfúrico al cual se ha adicionada sulfato de potasio para elevar el punto de ebullición desde 345 a 370°C. La temperatura no debe de exceder de 382 para que no exista pérdida de nitrógeno. Después de la dilución la solución se hace alcalina con hidróxido de sodio y el amonio se destila en una solución de ácido clorhídrico 0.1 N. El clorato de amonio es tritrado con ácido sulfúrico usando un indicador rojo de metilo.

Interferencias:

En presencia de nitrógeno orgánico libre es necesario añadir una solución adicional de 50 mL de ácido sulfúrico, sulfato mercúrico, sulfato de potasio por cada gramo de material sólido en la muestra.

Equipo

Equipo Kjeldahl compuesto por un hervidor con succionador para remover el contenido. Un equipo de destilación.

Reactivos:

- biomasa deshidratada
- $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$
- K_2SO_4 ó Na_2SO_4

- ácido sulfúrico concentrado

- ácido clorhídrico 0.1N
- solución de NaOH 1:1
- solución NaOH 0.1N
- zinc como catalizador
- rojo de metilo como indicador

Procedimiento:

1. Colocar 0.5 g de biomasa (deshidratada) en un matraz Kjeldahl de 800 mL
2. Agregar 15 mL de ácido sulfúrico concentrado
3. Poner el matraz a reflujo en el equipo Kjeldahl
4. Al tomar una coloración azul-verde, retirarse del reflujo y esperar a que se enfrien.
5. Añadir 200 mL de agua destilada
6. Agregar NaOH 1:1 y el Zinc y poner a destilar en el equipo Kjeldahl
6. En un matraz de 300 agregar 25 mL de HCl 0.1N mas 5 gotas del indicador. En este matraz de recoger el destilado hasta tener 250 mL.

Titulación:

El destilado se titula con NaOH 0.1 N y se obtiene el porcentaje de nitrógeno con la siguiente fórmula:

$$\% N = \frac{(50 - \text{mL gastados de NaOH } 0.1N) * 0.14}{\text{g de muestra}}$$

ANEXO E

DATOS OBTENIDOS DURANTE LAS DIFERENTES FASES EXPERIMENTALES

1. DISEÑO DE EXPERIMENTOS A 10°C

Hasta el día 21 de octubre el reactor trabajó con vinazas del ingenio azucarero "Potrero". Tenían una demanda química de oxígeno de 74000 mg/L.

El día 22 se empezó a alimentar con vinazas del ingenio azucarero "Alianza Popular" ubicado en Tambaca, S.L.P., con una carga orgánica, medida como DQO de 84,000 mg/L. Esta diferencia, ocasionó que los microorganismos existentes se desprendieran en la película, ya que la dilución fué menor y hubo una variación en el pH ocasionando que en las cámaras 1 y 2 se formara espuma.

Datos experimentales en el mes de octubre de 1991

Una vez por semana se midió la evaporación y se obtuvo un 10%

El nitrógeno se tomaba la biomasa de la cara del disco de un área de 3.5 x 4 cm. El día jueves y se dejaba secando hasta el lunes y este día se hacía la determinación.

día 23

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.545	0.74
1	2200	7.225	0.30
2	1900	7.729	1.75
3	1900	7.845	2.24
4	1900	7.862	5.18
5	1700	8.068	6.68
6	1700	8.009	6.63
7	1320	8.246	7.00
8	1320	8.320	7.30
9	-	-	-

día 25

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.459	0.054
1	1850	7.202	0.43
3	1870	7.234	2.24
5	1700	7.576	5.59
7	1500	7.780	6.89
E	980	8.325	7.89

día 28

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.384	0.054
1	2300	5.684	0.94
2	1900	7.497	1.98
3	1700	7.861	2.78
5	1700	7.978	2.48
7	1460	8.348	4.37
E	600	8.532	7.23

día 31

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.261	0.034
1	1800	6.353	0.87
3	1690	7.602	2.34
5	1520	7.862	3.23
7	1100	8.086	5.45

NOVIEMBRE

día 5

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.310	0.042
1	1790	6.789	0.89
3	1600	7.348	2.43
5	1500	7.634	3.89
7	1100	7.898	5.61
E	600	8.498	7.34

día 7

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.278	0.034
1	1800	6.987	0.34
2	1700	7.189	1.21
3	1600	7.359	2.34
5	1400	7.598	4.017
7	870	7.901	5.76
E	400	8.501	8.21

día 9

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.301	0.34
1	1800	6.897	0.89
2	1600	7.212	1.23
3	1500	7.953	2.57
5	1290	7.989	4.23
7	890	8.123	5.78
E	400	8.498	8.39

día 14

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.301	0.054
1	1800	6.890	1.01
2	1600	7.111	1.23
3	1500	7.775	2.37
5	1290	7.989	4.28
7	900	8.123	5.78
E	400	8.508	7.19

día 16

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.301	0.024
1	1800	6.890	0.091
2	1600	7.111	1.23
3	1500	7.775	2.17
5	1200	7.989	4.20
7	960	8.103	5.18
E	400	8.508	7.39

día 19

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.324	0.021
1	1800	6.892	0.016
2	1600	7.142	1.234
3	1590	7.745	2.127
5	1280	7.969	4.220
7	1000	8.002	5.328
E	400	8.488	7.132

día 21

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.211	0.021
1	1800	6.855	0.016
2	1600	7.142	1.234
3	1600	7.745	2.127
5	1200	7.969	4.220
7	1000	8.234	5.328
E	400	8.498	7.132

día 23

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.301	0.024
1	1800	6.890	0.091
2	1600	7.111	1.233
3	1500	7.775	2.172
4	1400	7.845	3.122
5	1200	7.989	4.204
6	1100	8.356	5.021
7	960	8.103	5.184
8	770	8.234	5.762
9	600	8.232	6.752
E	400	8.508	7.39

día 26

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.261	0.024
1	1800	6.823	0.091
2	1600	7.187	1.233
3	1500	7.732	2.172
4	1400	7.925	3.122
5	1200	7.989	4.204
6	1100	8.002	5.481
7	1000	8.103	5.234
8	770	8.234	5.748
9	600	8.323	6.721
10	400	8.328	6.770
E	400	8.498	7.219

día 28

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.361	0.016
1	1800	6.823	0.011
2	1600	7.087	1.233
3	1500	7.332	2.172
4	1400	7.625	3.122
5	1200	7.956	4.204
6	1100	8.102	5.481
7	1000	8.126	5.344
8	880	8.134	5.795
9	600	8.393	6.921
10	400	8.418	6.970
E	400	8.468	8.019

día 30

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.391	0.066
1	1800	6.923	0.016
2	1600	7.185	1.033
3	1500	7.232	2.172
4	1400	7.685	3.122
5	1200	7.956	4.204
6	1100	8.182	5.081
7	1000	8.226	5.314
8	880	8.234	5.495
9	600	8.393	6.321
10	400	8.468	6.980
E	400	8.488	7.019

Diciembre

Se pensaba hacer la primera corrida en esta fecha pero se agotó el ácido sulfúrico. Se estuvo alimentando a 2000 mg/L y sólo se hacía una vez por semana la caracterización de las vinazas.

Enero

día 9

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.211	0.021
1	1800	6.892	0.016
3	1590	7.745	2.127
5	1280	7.969	4.220
7	1000	8.002	5.328
E	400	8.488	7.132

día 11

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.211	0.021
1	1800	6.892	0.016
3	1400	7.745	2.127
5	1300	7.969	4.220
7	1000	8.002	5.328
E	400	8.488	7.132

día 16

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.231	0.021
1	1800	6.992	0.016
2	1600	7.132	1.234
3	1400	7.845	2.127
5	1300	7.969	4.220
7	1000	8.002	5.328
E	400	8.500	7.132

día 18

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.231	0.021
1	1800	6.992	0.016
2	1600	7.132	1.234
3	1400	7.845	2.127
5	1300	7.969	4.220
7	1000	8.002	5.328
E	400	8.500	7.132

día 21

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.231	0.021
1	1800	6.992	0.016
2	1600	7.132	1.234
3	1400	7.845	2.127
5	1300	7.969	4.220
7	1000	8.002	5.328
E	400	8.500	7.132

día 23

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.391	0.036
1	1800	6.823	0.016
2	1600	7.198	1.033
3	1500	7.332	2.100
4	1400	7.662	3.122
5	1200	7.992	4.204
6	1100	8.082	5.281
7	1000	8.326	5.314
8	880	8.334	5.495
9	600	8.393	6.321
10	400	8.458	6.980
E	400	8.488	7.019

día 25

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.291	0.018
1	1800	6.823	0.016
2	1600	7.134	1.033
3	1500	7.432	2.172
4	1400	7.685	3.312
5	1200	7.956	4.184
6	1100	8.012	5.081
7	1000	8.326	5.219
8	880	8.245	5.495
9	600	8.393	6.321
10	400	8.445	6.980
E	400	8.498	7.019

Se inicia la experimentación a 10°C

día 28

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.391	0.026
1	1800	6.923	0.018
2	1600	7.185	1.128
3	1500	7.232	1.926
4	1400	7.685	2.325
5	1200	7.956	3.987
6	1100	8.182	4.326
7	1000	8.226	5.121
8	880	8.234	5.642
9	600	8.393	6.101
10	400	8.468	6.727
E	400	8.488	7.019

día 30

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.323	0.037
1	1800	6.923	0.021
2	1600	7.515	1.321
3	1500	7.589	1.627
4	1400	7.685	2.926
5	1200	7.956	3.785
6	1100	8.182	4.127
7	1000	8.226	4.798
8	880	8.234	5.127
9	600	8.393	5.796
10	400	8.468	6.138
E	400	8.471	8.148

febrero

día 1ro.

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.711	0.053
1	1800	6.783	0.026
2	1600	7.215	0.921
3	1500	7.314	1.328
4	1400	7.423	1.569
5	1200	7.987	2.727
6	1100	8.021	4.121
7	1000	8.211	5.123
8	870	8.314	5.228
9	590	8.416	5.797
10	400	8.418	6.921
E	400	8.501	7.986

día 4

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.113	0.023
1	1800	6.978	0.028
2	1600	7.211	1.133
3	1500	7.318	2.184
4	1400	7.623	2.824
5	1200	7.827	3.240
6	1100	8.021	4.441
7	1000	8.211	5.123
8	880	8.314	6.187
9	590	8.416	6.541
10	400	8.418	7.011
E	400	8.512	7.814

dia 6

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.223	0.061
1	1800	6.978	0.127
2	1600	7.236	0.986
3	1500	7.411	1.184
4	1390	7.323	2.321
5	1195	7.824	3.331
6	1090	7.968	4.211
7	990	8.123	5.786
8	890	8.314	6.187
9	600	8.326	6.711
10	400	8.498	8.011
E	400	8.518	8.231

dia 8

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.596	0.018
1	1800	7.023	0.127
2	1600	7.218	0.786
3	1500	7.696	1.184
4	1390	7.927	2.321
5	1200	8.012	3.331
6	1100	8.124	4.211
7	1000	8.213	5.384
8	900	8.323	6.197
9	610	8.326	5.391
10	400	8.417	7.011
E	400	8.497	8.039

día 11

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.667	0.029
1	1800	6.967	0.167
2	1590	7.136	0.786
3	1500	7.511	1.184
4	1400	7.623	2.821
5	1210	7.724	3.331
6	1100	7.898	4.211
7	1000	8.123	5.326
8	880	8.214	5.997
9	600	8.326	6.923
10	400	8.398	7.128
E	400	8.457	7.234

día 13 este día se pone la DBO

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.426	0.026
1	1800	6.978	0.221
2	1610	7.216	0.623
3	1500	7.511	1.324
4	1400	7.623	2.321
5	1200	7.724	3.371
6	1105	7.898	4.211
7	1000	8.123	5.587
8	880	8.267	6.768
9	600	8.366	5.790
10	400	8.394	7.601
E	400	8.510	7.631

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

día 15.

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.576	0.024
1	1800	6.971	0.016
2	1600	7.322	0.723
3	1490	7.511	1.341
4	1390	7.496	2.921
5	1200	7.913	3.231
6	1010	8.028	4.411
7	1000	8.123	4.623
8	900	8.214	5.727
9	620	8.362	5.976
10	400	8.398	6.984
E	400	8.445	8.041

2. DISEÑO EXPERIMENTAL A 20°C

febrero

El agua residual se cambio por la nueva remesa que acaba de llegar tiene una DQO de 79000 mg/L.

Se colocó la resistencia el día 17 y se puso a 20°C.

día 25

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.310	0.042
1	1690	6.789	0.893
2	1900	7.234	1.232
3	1800	7.348	2.436
5	1500	7.634	3.895
7	400	7.898	5.617
E	900	8.498	7.344

día 29

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.298	0.042
1	2000	6.919	0.013
2	1900	7.231	0.932
3	1800	7.432	0.436
5	1500	7.514	1.895
7	1600	7.798	2.617
E	800	8.098	5.344

marzo

día 7

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.298	0.042
1	1800	6.919	0.013
2	1600	7.231	0.932
3	1800	7.432	0.436
5	1200	7.514	1.895
7	800	7.798	2.617
E	600	8.098	5.344

día 12

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.421	0.042
1	1700	6.919	0.043
2	1600	7.201	0.032
3	1200	7.336	0.436
5	1000	7.414	1.895
7	800	7.792	2.317
E	400	8.498	4.144

día 17

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.345	0.042
1	1700	6.719	0.043
2	1600	7.201	0.032
3	1300	7.336	0.436
5	1000	7.414	1.895
7	700	7.792	2.317
E	400	8.498	4.144

día 19

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.352	0.063
1	1700	6.913	0.040
2	1600	7.019	0.032
3	1300	7.236	0.936
5	1000	7.417	1.395
7	700	7.692	2.117
E	400	8.518	4.147

día 23

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1750	6.910	0.040
2	1600	7.112	0.032
3	1300	7.236	0.936
4	1200	7.398	1.023
5	1040	7.417	1.395
6	870	7.616	1.923
7	670	7.692	2.117
8	400	8.124	2.236
9	400	8.326	2.978
10	400	8.421	3.326
E	400	8.518	4.147

día 25

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.356	0.063
1	1780	6.978	0.040
2	1600	7.215	0.032
3	1300	7.336	0.936
4	1220	7.398	1.023
5	1020	7.417	1.395
6	820	7.916	1.923
7	590	7.992	2.117
8	400	8.124	2.236
9	400	8.326	2.978
10	400	8.448	3.326
E	400	8.491	4.147

día 27

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.552	0.063
1	1800	6.954	0.040
2	1600	7.145	0.032
3	1300	7.236	0.936
4	1200	7.312	1.023
5	1090	7.410	1.395
6	800	7.896	1.923
7	620	7.998	2.117
8	400	8.124	2.236
9	400	8.225	2.978
10	400	8.456	3.326
E	400	8.502	4.147

día 31

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.276	0.063
1	1800	6.987	0.040
2	1600	7.212	0.032
3	1300	7.256	0.936
4	1200	7.368	1.023
5	1000	7.717	1.395
6	800	8.002	1.923
7	600	8.092	2.117
8	400	8.124	2.236
9	400	8.326	2.978
10	400	8.421	3.326
E	400	8.497	4.147

Abril

día 2. Se inicia experimentación a 20°C

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.456	0.038
1	1790	6.990	0.026
2	1590	7.312	0.020
3	1300	7.436	0.718
4	1210	7.698	1.227
5	1020	7.717	1.410
6	800	7.916	1.721
7	590	7.992	2.217
8	400	8.124	2.316
9	400	8.396	2.723
10	400	8.429	3.611
E	400	8.495	4.343

día 4

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.354	0.034
1	1780	6.987	0.025
2	1600	7.312	0.032
3	1320	7.436	0.936
4	1200	7.398	1.327
5	1070	7.417	2.002
6	800	7.916	2.213
7	590	8.092	2.321
8	420	8.124	3.002
9	420	8.396	2.978
10	420	8.429	3.326
E	420	8.506	4.127

día 7

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.396	0.023
1	1775	7.003	0.036
2	1590	7.223	0.032
3	1330	7.386	0.726
4	1290	7.548	1.113
5	1005	7.798	1.395
6	790	7.986	1.328
7	605	8.123	2.117
8	400	8.323	2.336
9	400	8.321	2.496
10	400	8.402	3.118
E	400	8.512	4.023

día 9

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.656	0.063
1	1790	6.910	0.040
2	1590	7.112	0.032
3	1300	7.236	0.936
4	1200	7.398	1.023
5	1000	7.497	1.395
6	790	7.916	1.923
7	605	8.392	2.117
8	400	8.424	2.236
9	400	8.426	2.978
10	400	8.491	3.326
E	400	8.493	4.147

día 11

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.551	0.018
1	1780	6.976	0.036
2	1595	7.224	0.180
3	1320	7.321	0.323
4	1200	7.586	1.189
5	995	7.721	1.436
6	790	7.972	1.821
7	605	8.123	2.423
8	400	8.143	2.927
9	400	8.326	3.018
10	400	8.396	3.501
E	400	8.512	3.612

día 14

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.551	0.041
1	1790	6.876	0.023
2	1590	7.112	0.016
3	1300	7.298	0.928
4	1200	7.398	1.138
5	1000	7.817	1.491
6	790	7.916	2.021
7	600	8.212	2.327
8	400	8.324	3.016
9	400	8.326	3.225
10	400	8.421	3.926
E	400	8.479	4.321

día 16

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.623	0.018
1	1780	6.850	0.023
2	1590	7.227	0.016
3	1290	7.426	0.721
4	1200	7.556	0.921
5	990	7.621	1.217
6	800	7.898	2.019
7	600	8.123	2.121
8	390	8.298	2.237
9	390	8.372	2.421
10	390	8.412	3.386
E	390	8.491	4.126

día 18 esta fecha se puso la DBO

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.354	0.057
1	1800	6.985	0.036
2	1590	7.342	0.036
3	1300	7.436	0.927
4	1200	7.498	0.938
5	1000	7.517	1.395
6	790	7.993	1.321
7	600	8.231	2.021
8	400	8.274	2.321
9	400	8.326	2.846
10	400	8.443	3.329
E	400	8.507	4.326

día 21

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.521	0.029
1	1790	6.927	0.023
2	1590	7.232	0.016
3	1300	7.521	1.118
4	1200	7.586	1.341
5	1000	7.729	1.395
6	790	8.021	1.923
7	590	8.227	2.117
8	400	8.327	2.236
9	400	8.426	2.978
10	400	8.471	3.031
E	400	8.501	3.966

día 23

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.543	0.018
1	1780	6.989	0.024
2	1600	7.212	0.036
3	1300	7.296	0.821
4	1190	7.388	0.976
5	1000	7.817	1.395
6	810	8.116	2.006
7	600	8.292	2.249
8	410	8.324	2.236
9	410	8.326	2.211
10	410	8.491	3.216
E	410	8.498	4.012

día 25

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.023
1	1790	6.910	0.021
2	1590	7.112	0.019
3	1290	7.236	1.016
4	1200	7.398	1.023
5	1000	7.417	1.891
6	790	7.916	1.903
7	600	8.092	2.218
8	400	8.124	2.336
9	400	8.326	2.768
10	400	8.421	3.257
E	400	8.498	4.317

El día 25 se empieza a subir gradualmente la temperatura para llegar a 30°C.

Mayo, junio y julio

Se descompone la bomba, se le da mantenimiento y queda arreglada.

Se conecta la bomba y empieza a fallar el motor.

Se arregla el motor y la banda del mismo no sirven.

Se consigue la banda y no funciona de nuevo el motor

Dicen que son los bujes, se consiguen y el motor no funciona correctamente.

Cabe mencionar que el reactor nunca estuvo parado por más de 24 horas, ya que había un motor y mientras lo reparaban se conectaba al otro.

En julio se terminó el ácido sulfúrico, por lo que sólo se hacía la caracterización de la vinaza fresca. Se informó que ya no había presupuesto.

Cuando ya estaba funcionando perfectamente el motor, la tina donde esta contenido el líquido a tratar se separó de los extremos, este desperfecto lo arreglamos amarrando con un alambre de acero alrededor de la tina, esto originó que la resistencia hiciera un corto circuito.

Días después la resistencia hace de nuevo un corto circuito, creyendo que el problema era de los extremos de la tina, se sella y se coloca de nuevo el sistema de resistencia.

Al siguiente día se vuelve a originarse el mismo problema, quitamos la resistencia y ahora la falla había sido ocasionada por una perforación en el fondo de la tina a causa de una oxidación.

Agosto

A mediados de este mes se resuelven todos los problemas. El reactor no dejó de trabajar a temperatura ambiente y con la alimentación de 2000 mg/L.

3. DISEÑO DE EXPERIMENTOS A 30°C

Agosto 15

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1690	6.910	0.040
2	1300	7.112	0.032
3	1300	7.236	0.936
5	600	7.417	1.395
7	600	8.092	2.117
E	240	8.498	4.147

agosto 18

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1590	6.910	0.040
2	1390	7.112	0.032
3	1150	7.236	0.936
5	800	7.417	1.395
7	330	8.092	2.117
E	240	8.498	4.147

día 20

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1790	6.910	0.040
2	1590	7.112	0.032
3	1300	7.236	0.936
5	700	7.417	1.395
7	320	8.092	2.117
E	290	8.498	4.147

día 22

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1590	6.910	0.040
2	1380	7.112	0.032
3	1120	7.236	0.936
4	1000	7.398	1.023
5	900	7.417	1.395
7	290	8.092	2.117
E	220	8.498	4.147

día 25

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1600	6.910	0.040
2	1400	7.112	0.032
3	1000	7.236	0.936
4	900	7.398	1.023
5	600	7.417	1.395
6	490	7.916	1.923
7	320	8.092	2.117
8	230	8.124	2.236
9	230	8.326	2.978
10	230	8.421	3.326
E	230	8.498	4.147

día 27

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1600	6.910	0.040
2	1400	7.112	0.032
3	1000	7.236	0.936
4	900	7.398	1.023
5	600	7.417	1.395
6	490	7.916	1.923
7	320	8.092	2.117
8	230	8.124	2.236
9	230	8.326	2.978
10	230	8.421	3.326
E	230	8.498	4.147

día 29

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1620	6.910	0.040
2	1400	7.112	0.032
3	1030	7.236	0.936
4	940	7.398	1.023
5	640	7.417	1.395
6	490	7.916	1.923
7	220	8.092	2.117
8	200	8.124	2.236
9	200	8.326	2.978
10	200	8.421	3.326
E	200	8.498	4.147

septiembre

día 1 inicia la experimentación a 30°C

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.586	0.027
1	1620	6.987	0.032
2	1405	7.318	0.026
3	1030	7.326	0.087
4	870	7.415	0.098
5	600	7.699	1.123
6	290	7.998	1.117
7	220	8.095	1.723
8	200	8.327	1.704
9	200	8.419	2.718
10	200	8.421	2.821
E	200	8.513	4.147

día 3

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.459	0.023
1	1610	6.929	0.031
2	1400	7.201	0.021
3	1027	7.328	0.086
4	867	7.431	0.123
5	640	7.571	0.395
6	490	7.996	0.923
7	230	8.112	1.101
8	220	8.231	1.202
9	220	8.326	1.870
10	220	8.412	1.926
E	210	8.490	2.847

día 5

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.356	0.063
1	1610	6.939	0.040
2	1380	7.212	0.032
3	1030	7.236	0.936
4	870	7.398	1.023
5	630	7.417	1.395
6	490	7.916	1.923
7	230	8.092	2.117
8	210	8.124	2.236
9	210	8.326	2.978
10	210	8.421	3.326
E	210	8.498	4.147

día 10

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1620	6.910	0.040
2	1400	7.112	0.032
3	1030	7.236	0.936
4	865	7.398	1.023
5	638	7.417	1.395
6	490	7.916	1.923
7	220	8.092	2.117
8	220	8.124	2.236
9	220	8.326	2.978
10	220	8.421	3.326
E	210	8.498	4.147

día 10

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1620	6.910	0.040
2	1400	7.112	0.032
3	1030	7.236	0.936
4	867	7.398	1.023
5	658	7.417	1.395
6	490	7.916	1.923
7	220	8.092	2.117
8	220	8.124	2.236
9	220	8.326	2.978
10	220	8.421	3.326
E	210	8.498	4.147

día 12

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1610	6.910	0.040
2	1410	7.112	0.032
3	1030	7.236	0.936
4	880	7.398	1.023
5	640	7.417	1.395
6	490	7.916	1.923
7	220	8.092	2.117
8	220	8.124	2.236
9	220	8.326	2.978
10	220	8.421	3.326
E	200	8.498	4.147

día 17

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1600	6.910	0.040
2	1400	7.112	0.032
3	1032	7.236	0.936
4	900	7.398	1.023
5	636	7.417	1.395
6	490	7.916	1.923
7	210	8.092	2.117
8	200	8.124	2.236
9	200	8.326	2.978
10	200	8.421	3.326
E	200	8.498	4.147

dia 19

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1610	6.910	0.040
2	1390	7.112	0.032
3	1025	7.236	0.936
4	870	7.398	1.023
5	640	7.417	1.395
6	490	7.916	1.923
7	220	8.092	2.117
8	200	8.124	2.236
9	200	8.326	2.978
10	200	8.421	3.326
E	200	8.498	4.147

dia 21

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1620	6.910	0.040
2	1400	7.112	0.032
3	1030	7.236	0.936
4	867	7.398	1.023
5	597	7.417	1.395
6	492	7.916	1.923
7	222	8.092	2.117
8	222	8.124	2.236
9	222	8.326	2.978
10	222	8.421	3.326
E	112	8.498	4.147

día 23

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1620	6.910	0.040
2	1400	7.112	0.032
3	1026	7.236	0.936
4	865	7.398	1.023
5	628	7.417	1.395
6	483	7.916	1.923
7	217	8.092	2.117
8	201	8.124	2.236
9	201	8.326	2.978
10	201	8.421	3.326
E	197	8.498	4.147

día 25

C	DQO (mg/L)	pH (unidades)	OD (mg/L)
A	2000	5.256	0.063
1	1620	6.910	0.040
2	1400	7.112	0.032
3	1030	7.236	0.936
4	872	7.398	1.023
5	650	7.417	1.395
6	490	7.916	1.923
7	220	8.092	2.117
8	210	8.124	2.236
9	210	8.326	2.978
10	212	8.421	3.326
E	212	8.498	4.147

MEDIA DE LOS EXPERIMENTOS

DQO

cámara	10°C	20°C	30°C
A	2000	2000	2000
1	1800	1790 ± 6.5	1620 ± 6.1
2	1602 ± 6.6	1540 ± 0	1400 ± 5.6
3	1493 ± 4.3	1300 ± 3.1	1030 ± 2.2
4	1396 ± 4.0	1200 ± 4.9	940 ± 3.4
5	1195 ± 4.3	1000 ± 6.8	640 ± 9.8
6	991 ± 3.7	790 ± 7.4	490 ± 5.3
7	800 ± 4.2	601 ± 5.0	230 ± 7.8
8	596 ± 2.9	400	212 ± 9.8
9	410 ± 8.8	400	212 ± 7.9
10	400	400	212 ± 7.1
E	400	400	208 ± 7.1

% remoción 80 80 89.6

DBO_u

A	638	638	638
1	418	401	356
3	368	318	223
5	267	117	95
7	187	79	53
E	82	54	31

% remoción 87.1 91.4 95.2