



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

EFFECTO DEL HIDRÓXIDO DE MAGNESIO EN
PROCESOS BIOLÓGICOS DE TRATAMIENTO
DE AGUA RESIDUAL

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERA QUÍMICA
P R E S E N T A:
MARTHA ERIKA CRISTIANI HERNÁNDEZ



MÉXICO, D.F.



EXAMENES PROFESIONALES
FAC. DE QUÍMICA

2005

m.348863



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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


Jurado Asignado:

Presidente	Prof. Rodolfo Torres Barrera
Vocal	Prof. Víctor Manuel Luna Pabello
Secretario	Prof. Alfonso Durán Moreno
1er. Suplente	Prof. Pedro Roquero Tejeda
2do. Suplente	Prof. José Sabino Sámano Castillo

Sitio donde se desarrolló el tema:

Programa de Ingeniería Química Ambiental y Química Ambiental, Lab. 301-E, Facultad de Química, UNAM

Asesor del tema:



Dr. Alfonso Durán Moreno

Sustentante:



Martha Erika Cristiani Hernández

ÍNDICE

ÍNDICE	1
RESUMEN	4
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 OBJETIVO	2
1.2 HIPÓTESIS	2
1.3 ALCANCES.....	2
CAPÍTULO 2. FUNDAMENTOS	3
2.1 HIDRÓXIDO DE MAGNESIO.....	3
2.1.1 Propiedades físicas y químicas del hidróxido de magnesio	3
2.1.2 Procesos de producción del hidróxido de magnesio	4
2.1.3 Aplicaciones del hidróxido de magnesio	5
2.1.3.1 Aplicaciones actuales del Hidróxido de Magnesio.....	6
2.1.3.2 Utilización Actual del Hidróxido de Magnesio en Tratamiento de agua:	8
2.1.3.3 Diversas aplicaciones del ión magnesio.....	8
2.1.3.4 Otras posibles aplicaciones del hidróxido de magnesio	12
2.2 PROCESOS BIOLÓGICOS	12
2.2.1 Objetivos del tratamiento biológico.....	12
2.2.2 Lodos activados convencionales.....	13
2.2.2.1 Descripción del proceso	14
2.2.2.2 Microorganismos	16
2.2.2.3 Crecimiento bacteriano	17
2.2.2.4 Cinética del crecimiento biológico	18
2.2.2.5 Necesidades de nutrientes y de factores de crecimiento.	19
2.2.2.6 Metabolismo.....	20
2.3 COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN	22
2.3.1 Objetivo de la coagulación y floculación.....	23
2.3.2 Principios de coagulación y floculación.....	24
2.3.2.1 Coagulación	24

2.3.2.2	Floculación	25
2.3.3	Problemas para la coagulación y floculación	26
2.4	SEDIMENTACIÓN	26
CAPÍTULO 3.	METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.....	28
3.1	DESCRIPCIÓN DE LOS REACTORES EN RÉGIMEN CONTINUO	28
3.2	DESCRIPCIÓN DE LOS REACTORES POR LOTES.....	29
3.3	Metodología de muestreo.....	30
3.3.1	Técnicas analíticas.....	31
CAPÍTULO 4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
4.1	CARACTERIZACIÓN DEL AGUA CRUDA	32
4.2	EXPERIMENTOS EN RÉGIMEN CONTINUO	33
4.2.1	Efecto del hidróxido de magnesio sobre la eliminación de la DQO	33
4.2.2	Efecto del hidróxido de magnesio sobre las características del agua residual tratada.....	35
4.2.2.1	Color.....	36
4.2.2.2	TURBIEDAD.....	37
4.2.2.3	SÓLIDOS SEDIMENTABLES	41
4.3	CONCLUSIONES DE LAS PRUEBAS EN RÉGIMEN CONTINUO ...	43
4.4	RESULTADOS DEL PILOTO 2.....	47
4.4.1	CORRIDAS CON AGUA RESIDUAL SIN LODOS	47
4.4.2	CORRIDAS CON AGUA RESIDUAL CON LODOS	49
4.4.3	CORRIDAS CON LODOS Y SIN LODOS	50
4.4.4	VELOCIDAD ESPECIFICA DE CRECIMIENTO DE LA BIOMASA (μ).....	54
CAPÍTULO 5.	CONCLUSIONES, Y PERSPECTIVAS	56
5.1	CONCLUSIONES.....	56
5.2	PERSPECTIVAS DEL PROYECTO.....	58
BIBLIOGRAFÍA		59
ANEXOS.....		62

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1	Especificaciones del hidróxido de magnesio (producto en polvo).....	4
Tabla 2.2	Especificaciones del hidróxido de magnesio (producto en suspensión)	5
Tabla 2.3	Algunas preparaciones antiácidas comerciales de uso común	7
Tabla 3.1.	Concentraciones de Mg en los reactores por lotes	30
Tabla 3.2.	Relación de métodos utilizados para los diferentes parámetros a determinar	31
Tabla 4.1.	Características del agua cruda que recibe la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria	32
Tabla 4.2.	Eliminación máxima de DQO con purga	47
Tabla 4.3.	SSV PROMEDIO.....	51
Tabla 4.4.	SSV iniciales en los reactores.....	51
Tabla 4.5.	SSV promedio generados en los reactores.....	51
Tabla 4.6.	Crecimiento de la biomasa en la 2ª. Corrida Reactor cuatro.....	54

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar opciones de aplicación de productos de hidróxido de magnesio, en sus presentaciones en polvo y en suspensión, en el área del tratamiento de aguas residuales. El hidróxido de magnesio se utilizó como un aditivo en sistemas de lodos activados. A pequeñas dosis ($< 1\text{ ppm}$) el hidróxido de magnesio usado tuvo efectos significativos sobre la eficiencia de operación de un sistema de lodos activados, en términos de eliminación de DQO, la cual fue mayor con respecto a la obtenida con un sistema testigo. Se verificó además que el lodo biológico sedimenta más rápidamente y puede ser acondicionado (deshidratado) más fácilmente que un lodo que no contenga hidróxido de magnesio. Las pruebas experimentales asociadas se realizaron al nivel de laboratorio. Por razones prácticas, se utilizó el hidróxido de magnesio en suspensión. Es necesario señalar que durante el periodo de operación, el promedio de la concentración de biomasa en los reactores biológicos 1 y 2 fueron de 648 mgSSV/L y de 888 mgSSV/L , respectivamente. Es decir, siempre la concentración de biomasa en el reactor 2 fue ligeramente mayor que en el reactor 1. Conviene mencionar que dichas concentraciones de biomasa son inferiores al intervalo de valores recomendado en la literatura para este tipo de sistemas ($2\text{ a }3\text{ gSSV/L}$) [Metcalf y Eddy, 1996]. Estas concentraciones de biomasa se mantuvieron intencionalmente en niveles bajos para confrontar a la biomasa a altas concentraciones de materia orgánica y así obligarla a maximizar su actividad de degradación, además de que con dichas concentraciones se minimizaba el problema de taponamiento de las tuberías de conducción de los pilotos pues los diámetros de las mangueras utilizadas eran muy pequeños para minimizar los tiempos de retención de la biomasa fuera de los reactores.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Una de las preocupaciones actuales de las empresas fabricantes de hidróxido de magnesio, además de las ventajas comerciales, es el uso del producto, esto motiva el interés por evaluar nuevas aplicaciones para el hidróxido de magnesio para su uso en el tratamiento de aguas residuales.

En este proyecto se planteó utilizar el hidróxido de magnesio para mejorar las condiciones de operación en sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales.

El magnesio, al ser un elemento esencial para algunas reacciones bioquímicas, estimula la actividad biológica del sistema e incrementa la eliminación de materia orgánica.

La eficiencia de la clarificación de agua residual depende de que tan bien se forme el floculo y que tan rápido se asiente llevando materia suspendida con él. Para esto se emplean coagulantes y floculantes.

Estos químicos tienen las siguientes funciones:

- Acelerar la formación del floculo.
- Mejorar el asentamiento del floculo.
- Mejorar la consistencia del floculo.

El hidróxido de magnesio en presentación de suspensión al ser un compuesto insoluble, las partículas de este compuesto son incorporadas a los floculos biológicos, lo cual facilita la separación de éstos del agua tratada resultando en mejores características de color y de turbiedad.

Las partes integrantes de este informe de proyecto consisten de un primer apartado donde se incluye información bibliográfica para situar el contexto del proyecto. Posteriormente se incluye la metodología experimental de todas las pruebas realizadas. Enseguida se presentan los resultados de los experimentos realizados así como la discusión de los mismos. Para terminar, se incluyen las conclusiones del proyecto y los anexos. En estos últimos se incluyen diagramas de flujo de las técnicas analíticas empleadas y reportes fotográficos de todas las etapas del proyecto.

1.1 OBJETIVO

Evaluar experimentalmente la viabilidad de aplicar el hidróxido de magnesio como aditivo en sistemas de lodos activados en el de tratamiento de aguas residuales.

1.2 HIPÓTESIS

Si en un proceso biológico el hidróxido de magnesio actúa como agente de coagulación-floculación y como macro nutriente de la biomasa, la aplicación de este compuesto a un sistema de lodos mejorará la sedimentabilidad de los lodos y las eficiencias de remoción de materia orgánica cuantificada en términos de la DQO.

1.3 ALCANCES

Los alcances de este proyecto fueron:

- Evaluar experimentalmente a nivel de laboratorio del uso del hidróxido de magnesio como un estimulador de la actividad biológica en sistemas de lodos activados.
- Evaluar experimentalmente a nivel de laboratorio del uso del hidróxido de magnesio como agente de coagulación-floculación en sistemas de lodos biológicos.

Esta propuesta no incluyó la evaluación experimental de opciones para el manejo, tratamiento y disposición final de los lodos que se generaron por la precipitación de sales de magnesio.

CAPÍTULO 2. FUNDAMENTOS

2.1 HIDRÓXIDO DE MAGNESIO

2.1.1 Propiedades físicas y químicas del hidróxido de magnesio

El hidróxido de magnesio es un polvo blanco, inodoro, su forma cristalina es hexagonal, es soluble en solución de sales amónicas y ácidos diluidos, pero insoluble en agua y alcohol. Su solubilidad en agua fría a 13°C, es de 0.0009 partes de peso por 100 partes de disolvente (Perry, 1992). Su peso fórmula es de 58.34 y su densidad relativa es de 2.36. Se descompone a temperaturas arriba de los 350°C y no es combustible. Tiene un índice de refracción de 1.5617, para la línea D del sodio ($\lambda=589.3\mu\text{m}$). Se presenta en la naturaleza en forma de brucita (Hawley, 1986, Perry, 1992 y Kirk-Othmer, 1993)

Expuesto a la atmósfera absorbe humedad y dióxido de carbono. Su actividad es determinada por su área superficial específica y a su tamaño de partícula mediano. Al aumentar la reactividad tiende a bajar los costos de operación, como resultado de la disminución del tiempo en los procesos (Kirk-Othmer, 1993).

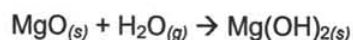
En suspensión acuosa también es llamado hidrato magnésico, lechada de magnesia y magma de magnesia, su número CAS es 1309-42-8 (Hawley, 1986). En cuanto al magnesio, es esencial para la vida animal y vegetal, y los iones Mg^{2+} no son tóxicos. Se calcula que 0.3g de magnesio diario constituyen la ingestión de un adulto (Chang, 1992).

La presentación del hidróxido de magnesio es en polvo y en suspensión entre otras, algunas marcas comerciales tienen las propiedades mostradas en las Tablas 2.1 y 2.2.

2.1.2 Procesos de producción del hidróxido de magnesio

En el laboratorio se obtiene por precipitación de una solución de sal de magnesio con hidróxido de sodio (Hawley, 1986).

El óxido de magnesio reacciona en forma muy lenta con el agua para formar hidróxido de magnesio, una suspensión sólida blanca denominada *leche de magnesia* que se usa para tratar la indigestión ácida. Se verifica la reacción química siguiente:



El hidróxido de magnesio se obtiene a partir de la dolomita, el cual pasa a una calcinación, para entrar a un reactor con cloruro de magnesio. Después de lo cual el producto pasa por etapas de sedimentación y filtración, de donde se obtiene el hidróxido de magnesio.

Tabla 2.1 Especificaciones del hidróxido de magnesio (producto en polvo)

Análisis Químico	
Composición	Análisis
CaO	0.60 % Máx.
SiO ₂	0.10 % Máx.
Al ₂ O ₃	0.08 % Max
Fe	400 ppm Max
H ₂ O	0.50 % Max
Mg(OH) ₂	97.00 % Max
% L.O.I.	30.00% Min
Propiedades físicas	
Granulometría Tyler 100:	0.00 % retenido
Area superficial (BET)	3.5 - 5.5 m ² /g
Tamaño promedio de partícula	4 - 5 micrones
Densidad específica	2.4

Tabla 2.2 Especificaciones del hidróxido de magnesio (producto en suspensión)

<i>Análisis Químico</i>		
<u>Suspensión acuosa</u>	<u>Intervalo</u>	<u>Típico</u>
Sólidos totales, % como Mg(OH) ₂	50-60	55
Agua, %	40-50	45
Densidad a 25 °C	1.42-1.52 g/cm ³	1.48g/cm ³
Viscosidad	<400 cP	200 cP
Apariencia:	Suspensión blanca	

El hidróxido de magnesio se absorbe por la piel. Seco puede irritar los ojos, la piel, las fosas nasales y las vías respiratorias. Arriba de los 1700°C puede volatilizarse el óxido de magnesio. La ingestión generalmente causa la purga de los intestinos, y el tragar una gran cantidad puede obstruir el intestino. No hay datos sobre repercusiones por exposición prolongada. OSHA lo clasifica como polvo molesto. La exposición respirable es de 5 mg/m³ y 15 mg/m³ total.

2.1.3 Aplicaciones del hidróxido de magnesio

La aplicación del hidróxido de magnesio en aguas residuales tiene usos como el control del pH de aguas ácidas y la eliminación de la corrosión en instalaciones y obras hidráulicas. Adicionalmente, el hidróxido de magnesio puede ser utilizado para la realización de otras pruebas que pueden arrojar resultados favorables en la eliminación o disminución de otras especies químicas problemáticas del agua.

2.1.3.1 Aplicaciones actuales del Hidróxido de Magnesio

- El hidróxido de magnesio es utilizado en la refinación de azúcar.
- En la medicina como antiácido y laxante.
- En los dentífricos, como agente alcalino, secante.
- Para la retención de color en alimentos y postres helados.
- Como intermediario para la obtención de sales de magnesio.
- Como aditivo para residuos de combustibles fósiles (Hawley, 1986).

Su principal uso es en la industria de pulpas de papel. También es usado en la producción de óxido, cloruro y sulfato de magnesio. Otras aplicaciones son en cerámicas, químicos, fármacos, plásticos, retardantes de flama/supresores de humo y se está ampliando el mercado en el tratamiento de agua para remover SO_x de gases residuales (Kirk-Othmer, 1993)

El hidróxido de magnesio es utilizado en la refinación de azúcar, en la medicina como antiácido y laxante, se usa en los dentífricos, como agente alcalino, secante y de retención de color en alimentos y postres helados, como intermediario para la obtención de sales de magnesio, como aditivo para residuos de combustibles fósiles, en la pulpa de sulfito y en el proceso de uranio (Hawley, 1986).

Como antiácido reduce temporalmente la concentración del ión H^+ en el estómago. La función principal de los antiácidos, como el hidróxido de magnesio, es neutralizar el exceso de HCl en el jugo gástrico (Chang, 1992). La Tabla 2.3 contiene los ingredientes activos de algunos antiácidos populares. Las reacciones por medio de las cuales neutralizan al ácido estomacal son las siguientes:

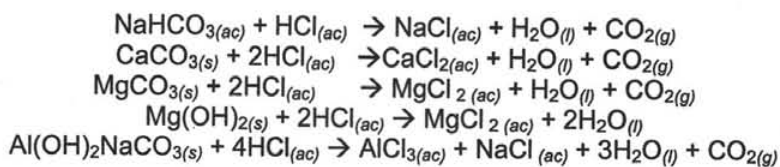


Tabla 2.3 Algunas preparaciones antiácidas comerciales de uso común

Nombre comercial	Ingredientes activos
Alka-2	Carbonato de calcio
Alka-Seltzer	Aspirina, bicarbonato de sodio, ácido cítrico.
Bufferin	Aspirina, carbonato de magnesio, glicinato de aluminio.
Aspirina	Aspirina, carbonato de magnesio, hidróxido de glicina y aluminio.
Leche de magnesia	Hidróxido de magnesio
Roloids	Carbonato de dihidroxialuminio y sodio
Tums	Carbonato de calcio

En cuanto a las aplicaciones existentes en el tratamiento de agua, que son las que interesan en el proyecto, se usa el hidróxido de magnesio en lugar de la sosa cáustica o cal debido a la creciente preocupación de manejar productos seguros de manejar, de tal forma que se reduzcan los costos totales de tratamiento.

El $Mg(OH)_2$ sirve para neutralizar y precipitar metales pesados. Con su utilización se reduce el volumen de lodos generados y se incrementa la filtrabilidad del lodo, lo cual es una ventaja potencial. Comparado con otros compuestos, como la sosa cáustica, reduce las cantidades estequiométricas necesarias para neutralizar el ácido. Dependiendo de su costo puede ofrecer ventajas al reducir el costo de los químicos utilizados (Kirk-Othmer, 1993).

Debido a la baja solubilidad y el efecto de ión común, del hidróxido de magnesio, el tratamiento de las aguas residuales comúnmente está amortiguado alrededor de un pH de 9, reduciéndose la posibilidad de que el pH aumente y los metales pesados vuelvan a solubilizarse, para ser removidos.

Las sales de magnesio producidas en la neutralización son por lo general más solubles que las de calcio, por lo que resulta una menor cantidad de lodos a disposición. La precipitación de hidróxido de magnesio con metales pesados es más lenta comparada con bases más fuertes pero produce mayores cristales disminuyendo el tren de tratamiento de lodos.

Su mayor filtrabilidad puede reducir los costos de operación y de mantenimiento en la parte de filtración y de secado de lodos.

2.1.3.2 Utilización Actual del Hidróxido de Magnesio en Tratamiento de agua:

Algunas aplicaciones comunes del hidróxido de magnesio en el tratamiento de aguas son las siguientes (Tellez-García, 2002):

- Control de olores y corrosión en instalaciones y obras hidráulicas.
- Ajuste de pH.
- Neutralización y precipitación de metales pesados.

Algunas aplicaciones que se encuentran en investigación se detallan a continuación.

2.1.3.3 Diversas aplicaciones del ión magnesio

2.1.3.3.1 Tratamiento de efluentes industriales alcalizados .

La eficiencia de la salmuera líquida enriquecida con magnesio en el tratamiento de agua residuales industriales fue investigada, debido al potencial de formación de masa por la evaporación solar de agua de mar en las áreas costeras. Esta salmuera líquida, fue encontrada como un efectivo y económico coagulante para el tratamiento de aguas residuales industriales.

Recientes muestras de efluentes colectadas de efluentes provenientes de industrias de cerámica, papel y cartón, productos lácteos, piezas de mármol y mezclas de concreto fueron inicialmente ajustados sus niveles de pH de 11.4 ± 0.1 por la adición lenta de cal. Consecutivamente las dosis de la salmuera líquida fue añadida y la técnica de la prueba de jarras fue utilizada para determinar el impacto del proceso en un número de determinados parámetros.

La investigación también incluyó la supresión de población bacteriana y la carbonización involucrando el uso de hielo seco (CO_2) para ajustar el pH del efluente en orden hasta llegar a las normas de la descarga.

La turbiedad y sólidos suspendidos totales fueron removidos por arriba de un 95%, mientras que la demanda química de oxígeno fue removida en un intervalo de 40 al 99%, dependiendo del tipo de industria. Además es reducido el volumen cuando es comparada el agua de mar como la fuente de Mg^{2+} , la salmuera líquida ha tenido avances para inducir el más pequeño incremento en cuanto a sólidos disueltos totales en el efluente de agua tratada. Una fuerte cantidad de coliformes totales y fecales fue removida por el sobrenadante líquido bajo las condiciones experimentales aplicadas.

Por lo que se llegó a la conclusión de que la fuerte concentración de magnesio en las sales presente en la salmuera da muy buenos efectos en la coagulación en el tratamiento de diversas aguas residuales industriales.

Dentro de un pH de 11.4 ± 0.1 el proceso es fuertemente eficiente en la remoción de turbiedad y de sólidos suspendidos totales. Dependiendo del tipo de agua industrial residual, las proporciones de sólidos disueltos y suspendidos y la cantidad de materia orgánica originalmente presente, la remoción de DQO es de un 40 a un 90%.

El Mg que se necesita para una efectiva remoción de turbiedad, DQO y sólidos suspendidos totales con el mínimo incremento de conductividad y sólidos disueltos

totales han sido determinados para tipos específicos de aguas industriales residuales examinadas.

La supresión de población bacteriana en este proceso puede ser atribuida al efecto destructivo del fuerte pH y posiblemente a la adherencia de organismos cargados negativamente a los flóculos cargados positivamente.

2.1.3.3.2 Precipitación biológica inducida de fósforo

En las plantas de tratamiento de agua residual, con una mejora en la remoción biológica de fósforo, una parte de los fósforos pueden ser eliminados por precipitación química. En experimentos con lodos inactivados conteniendo relativamente altas concentraciones de calcio disuelto ($\approx 1.5 \text{ mol m}^{-3}$) y fósforo ($\approx 1 \text{ mol m}^{-3}$), pH sensible y precipitación parcialmente reversible de fosfatos de calcio fueron observados a valores de pH debajo de 8. Un modelo dinámico fue formulado en base a esas observaciones. Esto contiene además de ecuaciones de equilibrio para la desprotonación del ácido fosfórico, ácido carbónico y agua, las siguientes reacciones:

- 1) Precipitación completamente reversible de $(\text{Ca}_2\text{HPO}_4(\text{OH})_2)$ como intermediario.
- 2) Formación de $(\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH})$ se observó que es un producto cinéticamente estable.

El modelo dinámico propuso que se pueden reproducir concentraciones de fósforo soluble en experimentos con lodos inactivados. El intermediario para la precipitación de la hidroxiapatita está de acuerdo con el último encontrado en la literatura. Esto puede enfatizar que las investigaciones fueron hechas con una concentración constante de calcio.

Esto restringe el modelo en términos de orden de reacción de las concentraciones de calcio que fueron usadas.

La formación de apatita en el reactor depende principalmente de la relación del fósforo anaeróbico. La intensidad de esta correlación con el sustrato biodegradable disponible, es por si mismo una de las características del agua residual en el influente. Esto da a la precipitación del fosfato de calcio un fuerte proceso dinámico que es determinado por la composición actual del agua residual y no puede ser estimado por el promedio de de datos experimentales.

2.1.3.3.3 Aumento de la sedimentabilidad de lodos activados

Se han reportado estudios a nivel piloto en las que se han probado diferentes agentes minerales para incrementar la sedimentabilidad de lodos biológicos, entre ellos se encuentran: Carbonato de calcio, fluorofosfato de calcio (apatita) y una mezcla de silicato hidratado de magnesio ($H_2O \ 3MgO_4SiO_2$) y silicato de aluminio con hierro ferroso, magnesio y agua en combinación química ($Ca_4(CaF)(PO_4)$).

La mezcla del silicato hidratado de magnesio ($H_2O \ 3MgO \ 4SiO_2$) y la clorita (Silicato de aluminio con hierro ferroso, Mg y agua) dan al lodo sedimentabilidad y filtrabilidad mientras la adición del carbonato de calcio proporciona sedimentabilidad solamente. La mezcla del silicato hidratado de Mg con clorita tuvo la más alta superficie cargada positivamente e hidroficidad de entre los materiales estudiados. Esto fue solamente el material el cual dio iones metálicos en la floculación. La apatita no pudo mejorar la sedimentabilidad, la filtrabilidad o resistencia de los flóculos de los lodos activados. La resistencia de los flóculos fue deteriorada por el carbonato de calcio y no afectada por la mezcla del silicato y la patita.

El destino del silicato hidratado de magnesio y silicato de aluminio con hierro ferroso, magnesio y agua tuvo la más fuerte carga positiva en la superficie e hidrofobia. Esto fue también únicamente material mineral de iones metálicos de importancia para el mecanismo de floculación.

El objetivo de ambos es mejorar la sedimentabilidad y filtrabilidad. Asumiendo que la misma cantidad de material mineral en el lodo da el mismo índice volumétrico, solamente alrededor de un 50% del carbonato de calcio añadido interactuó con el lodo.

2.1.3.4 Otras posibles aplicaciones del hidróxido de magnesio

Existen otras posibles aplicaciones para el hidróxido de magnesio en el tratamiento de aguas residuales, que sería interesante probar, entre estas se plantean las siguientes:

- Micro-nutrimiento y espesador de lodos en reactores aerobios (es parte del segundo y tercer punto en los objetivos planteados para el proyecto)
- Remoción de colorantes en solución, de manera semejante al $MgCl_2$ (Hai Tan et. Al., 1999).
- Remoción de fósforo (Maurer et. al., 1998)
- Remoción de minerales (Piirtola et. Al., 1999)
- Ayudante de floculación en procesos de coagulación – floculación

2.2 PROCESOS BIOLÓGICOS

2.2.1 Objetivos del tratamiento biológico

En el caso del agua residual doméstica, el principal objetivo es la eliminación de materia orgánica presente y, en muchos casos, la eliminación de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo.

A menudo, la eliminación de compuestos a nivel traza que puedan resultar tóxicos, también constituye un objetivo de tratamiento importante. En el caso de las aguas de retorno agrícolas, el principal objetivo es la eliminación de los nutrientes que puedan favorecer el crecimiento de plantas acuáticas, como el nitrógeno y el fósforo. En el caso

de las aguas industriales, el principal objetivo es la reducción de la concentración de compuestos tanto orgánicos como inorgánicos.

Comúnmente puede ser necesario llevar a cabo un pretratamiento, debido al potencial de toxicidad de algunos compuestos para los microorganismos.

Por lo común las partículas del agua sin tratamiento son demasiado pequeñas para separarse sólo por sedimentación o filtración simple, por lo que se agrega un producto químico para coagular-flocular las partículas pequeñas llamadas coloides. Para esto se utilizan sales metálicas así como también polímeros orgánicos.

El principio que se utiliza en el tratamiento biológico es obtener de los componentes orgánicos de las aguas residuales el alimento para los microorganismos (sustratos) los cuales proporcionan energía para el crecimiento microbiano.

Ciertos microorganismos, transforman el sustrato orgánico en dióxido de carbono, agua y células nuevas, también utilizan el oxígeno combinado del NO_3 para la desnitrificación.

La población microbiana puede mantenerse en el líquido como crecimiento en suspensión, a lo cual se le llama sólidos suspendidos en licor mixto.

La rapidez del crecimiento microbiano varía de manera directa con la cantidad de sustrato disponible.

2.2.2 Lodos activados convencionales

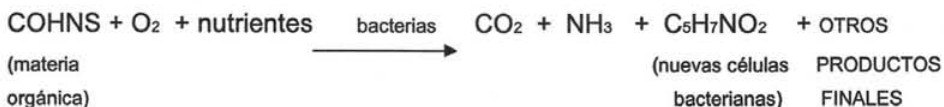
El principal proceso de tratamiento secundario y el más ampliamente utilizado es el de los lodos activados. Este proceso fue desarrollado en Inglaterra en 1914 por Arden y Lockett y su nombre proviene de la producción de una masa activada de microorganismos capaz de estabilizar un residuo por vía aerobia.

2.2.2.1 Descripción del proceso

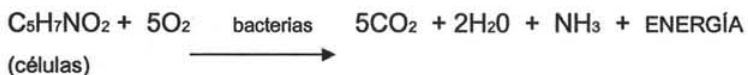
En la actualidad existen muchas versiones del proceso original, pero todas son fundamentalmente iguales. Desde el punto de vista funcionamiento, el tratamiento biológico de aguas residuales mediante el proceso de lodos o fangos activados se suele llevar a cabo utilizando un diagrama de flujo como el de la Figura. 2.1.

El residuo orgánico se introduce en un reactor, en donde se mantiene un cultivo bacteriano aerobio en suspensión. El contenido del reactor se conoce como líquido mezcla. En el reactor, el cultivo bacteriano lleva a cabo la conversión en concordancia general con la estequiometría de las siguientes ecuaciones:

Oxidación y síntesis:



Respiración endógena:



En estas ecuaciones, COHNS representa la materia orgánica del agua residual.

El ambiente aerobio en el reactor se consigue mediante el uso de difusores o de aireadores mecánicos, que también sirven para mantener el líquido mezcla en estado de mezcla completa.

Al cabo de un periodo determinado de tiempo, la mezcla de las nuevas células con las viejas se conduce hasta un tanque de sedimentación para su separación del agua residual tratada.

Una parte de las células sedimentadas se recircula para mantener en el reactor la concentración de células deseadas, mientras la otra parte se purga del sistema.

La fracción purgada corresponde al crecimiento del tejido celular, asociado a un agua residual determinada.

El nivel al que se debe mantener la biomasa depende de la eficiencia deseada en el tratamiento y de otras consideraciones relacionadas con la cinética de crecimiento.

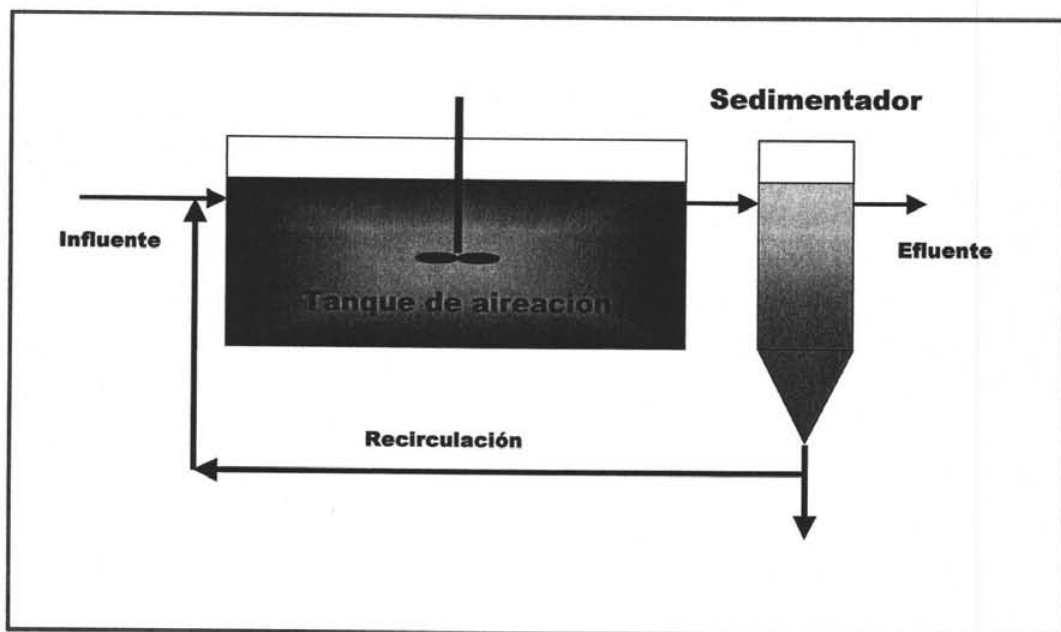


Figura 2.1 Diagrama del proceso de lodos activados

2.2.3 Microbiología del proceso

En el proceso de lodos activados, las bacterias son los microorganismos más importantes, ya que son los causantes de la descomposición de la materia orgánica del afluente.

En la naturaleza, el papel clave de las bacterias es descomponer la materia orgánica producida por otros organismos vivos. En el reactor, o tanque de aireación, las bacterias aerobias o facultativas utilizan parte de la materia orgánica del agua residual con el fin de obtener energía para la síntesis del resto de la materia orgánica en forma de células nuevas. En realidad, sólo una parte del residuo original se oxida a compuestos de bajo contenido energético tales como el NO^{3-} , $\text{SO}^{4=}$ o el CO_2 , el resto se sintetiza en forma de materia celular.

Por otro lado, del mismo modo que es importante que las bacterias descompongan el residuo orgánico tan pronto como sea posible, también lo es el que formen un flóculo adecuado, puesto que este punto constituye un requisito previo para la separación de los sólidos biológicos en lo que es la sedimentación. En ocasiones aunque se tenga una excelente formación de flóculos, el efluente del sistema podría tener un alto contenido de sólidos biológicos, como consecuencia de un mal diseño de la unidad de sedimentación secundaria, mal funcionamiento de los dispositivos de aireación, o por la presencia de organismos filamentosos u hongos.

Para proyectar un sistema de lodos activados correctamente es necesario comprender la importancia de los microorganismos dentro del sistema.

2.2.2.2 Microorganismos

Lo anteriormente mencionado se lleva a cabo gracias a la acción de una variedad de microorganismos, principalmente bacterias. Los microorganismos se utilizan para convertir la materia orgánica carbonosa coloidal y disuelta en diferentes gases y tejido

celular, el cual al tener un peso específico ligeramente superior al del agua, se puede eliminar por decantación.

Los microorganismos para poder reproducirse y funcionar de manera correcta necesitan una fuente de energía y de carbono para la síntesis de materia celular, elementos inorgánicos que serían sus nutrientes (nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, calcio y magnesio) y elementos orgánicos que son los factores de crecimiento y necesarios para la síntesis celular.

2.2.2.3 Crecimiento bacteriano

Las bacterias se reproducen por fisión binaria, sexualmente o por gemación. Por lo general se reproducen por fisión binaria. El tiempo necesario para cada fisión, recibe el nombre de tiempo de generación, puede variar desde menos de 20 minutos hasta días. Las bacterias no se reproducen indefinidamente por causa de diversas limitaciones ambientales, tales como la concentración del substrato, la concentración de nutrientes e incluso el tamaño del sistema.

La población microbiana puede mantenerse en el líquido como crecimiento en suspensión, el cual se designa como sólidos en suspensión en licor mixto o sólidos volátiles en suspensión en licor mixto.

En general los procesos de tratamiento biológico están compuestos por complejas poblaciones biológicas mezcladas e interrelacionadas, en las que cada microorganismo del sistema tiene su propia curva de crecimiento.

La posición y forma de la curva particular de crecimiento dentro del sistema, en función del tiempo, como ya se mencionó depende de la cantidad de alimento y de la cantidad de nutrientes disponibles, así como también de factores ambientales como la temperatura, el pH y del carácter aerobio o anaerobio del sistema.

2.2.2.4 Cinética del crecimiento biológico

Se han mencionado anteriormente los microorganismos de importancia en el tratamiento de aguas residuales junto con sus características metabólicas y sus formas de crecimiento.

Las condiciones ambientales se pueden controlar mediante la regulación del pH, de la temperatura, de la adición de nutrientes o elementos traza, la adición o exclusión de oxígeno.

Para asegurar el crecimiento de los organismos, se les debe permitir un tiempo de permanencia en el sistema suficiente para que se reproduzcan. Este periodo depende de la tasa de crecimiento, la cual está directamente ligada con la velocidad a la que metabolizan o utilizan el residuo.

La cinética de crecimiento poblacional clásica de evolución poblacional establece que la velocidad instantánea de crecimiento es proporcional al número de individuos presentes. Dicho número de individuos puede ser medido como masa celular (X) o concentración celular, ya que la concentración evoluciona con el mismo perfil siempre y cuando el volumen del lote al que nos referimos permanezca constante en el transcurso de dicha cinética. La expresión que describe el comportamiento es:

$$\mu = \frac{1}{x} \frac{dx}{dt}$$

donde:

x = concentración total microbiana en mg/L

μ = es la velocidad específica de crecimiento expresada en h^{-1}

dx/dt = es la variación de la concentración celular respecto al tiempo en mg/L h

En las etapas tempranas de la curva de crecimiento en que la concentración celular es baja y en la concentración del sustrato es suficiente, el crecimiento no tendrá barreras

que lo obstaculicen o limiten, por esto se puede considerar que la velocidad de crecimiento del microorganismo en esta etapa es igual a la máxima. Bajo esta consideración o bajo las circunstancias que impongan que μ sea constante se puede resolver la siguiente ecuación:

$$\ln\left(\frac{x}{x_0}\right) = \mu * t$$

Como es natural, después de un tiempo dado, la velocidad específica se aleja de su forma exponencial y disminuye respecto al tiempo principalmente por:

- La naturaleza del cultivo que va cambiando respecto al tiempo
- Agotamiento de sustrato

En este caso las μ correspondientes a esta etapa del crecimiento ya no son consideradas dentro de la linealización, ya que al ir disminuyendo reducen el coeficiente de correlación y se contraponen al incremento de la biomasa.

2.2.2.5 Necesidades de nutrientes y de factores de crecimiento.

En ocasiones, los nutrientes pueden condicionar y limitar, en mayor medida que el carbono y la energía la síntesis celular y el crecimiento bacteriano. Los principales nutrientes inorgánicos necesarios para los microorganismos son: N, S, P, Mg, Ca, Fe, Na Y Cl, mientras que entre los nutrientes de menor importancia se encuentran el Zn, Mg, Mo, Se, Co, Cu, Ni, V y W.

Aparte de los nutrientes inorgánicos anteriormente mencionados, algunos microorganismos pueden necesitar también algunos nutrientes orgánicos, los cuales son conocidos como factores de crecimiento, son compuestos que necesitan los organismos como precursores para la síntesis de materia celular orgánica que no se puede obtener a partir de otras fuentes de carbono.

Como se había mencionado, el principal objetivo de la mayoría de los procesos de tratamiento biológico es la reducción del contenido de materia orgánica del agua residual. Para lo cual son de gran importancia los organismos quimioheterótrofos, pues además de energía y carbono, también necesitan compuestos orgánicos.

Las aguas residuales municipales suelen contener cantidades de nutrientes tanto orgánicos como inorgánicos adecuadas para el tratamiento biológico. No obstante en aguas residuales industriales, suele ocurrir que no exista suficiente presencia de nutrientes. En tales casos, es necesario añadir nutrientes para permitir el adecuado crecimiento bacteriano y la consiguiente degradación de los residuos orgánicos.

2.2.2.6 Metabolismo.

Dentro de los organismos quimioheterótrofos, se puede realizar una nueva clasificación atendiendo a las características de su metabolismo y a sus necesidades de oxígeno molecular.

Los organismos que generan energía por transporte de electrones mediante enzimas desde un donante de electrones hasta un aceptor de electrones exterior tienen un metabolismo respiratorio.

Cuando el oxígeno molecular actúa como aceptor de los electrones en los metabolismos respiratorios, el proceso recibe el nombre de respiración aerobia. En cambio, la fermentación es un proceso de producción de energía que no incluye la participación de un aceptor exterior y a estos organismos, que sólo pueden existir en un medio en ausencia de oxígeno, se les denominan anaerobios.

También existen microorganismos que pueden utilizar o no oxígenos y estos son llamados facultativos y finalmente existen otros llamados anóxicos que son los que utilizan el oxígeno combinado.

La materia orgánica y el dióxido de carbono son dos de las principales fuentes de carbono celular para los microorganismos.

La energía necesaria para la síntesis celular se obtiene de la luz o bien de las reacciones químicas de oxidación.

Los organismos que utilizan el carbono orgánico para la formación de tejido celular se denominan heterótrofos, los organismos que lo obtienen a partir del dióxido de carbono se llaman organismos autótrofos.

Los organismos capaces de utilizar la luz como fuente de energía reciben el nombre de organismos fotótrofos, estos pueden ser heterótrofos (algunas bacterias sulfurosas) o autótrofos (algas y bacterias fotosintéticas). Los organismos que obtienen energía a partir de reacciones químicas se conocen como organismos quimiótrofos y también pueden ser autótrofos (bacterias nitrificantes) o heterótrofos (protozoos, hongos y la mayoría de las bacterias). Los organismos quimioautótrofos consiguen la energía a partir de la oxidación de compuestos inorgánicos reducidos tales como el amoníaco, el nitrito y el sulfuro y los organismos quimioheterótrofos la obtienen mediante la oxidación de compuestos orgánicos.

En los procesos aerobios las bacterias heterótrofas (las que obtienen carbono de compuestos orgánicos) oxidan alrededor de un tercio de la materia orgánica coloidal y disuelta a productos finales estables ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$) y los otros dos tercios restantes los transforman en células nuevas microbianas susceptibles de eliminarse de las aguas residuales mediante sedimentación.

La conversión biológica global se verifica como una secuencia, con la oxidación del material carbonoso como primera etapa:



En condiciones aeróbicas ininterrumpidas, las bacterias autótrofas (las que obtienen carbono de compuestos inorgánicos) convierten entonces el nitrógeno de los compuestos orgánicos en nitratos de acuerdo con las siguientes reacciones simplificadas:



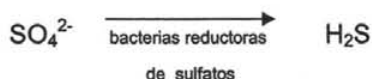
y



No se producen más cambios en los nitratos a menos de que el proceso se torne anóxico (sólo oxígeno combinado). En estas condiciones, las bacterias heterótrofas transforman los nitratos en nitrógeno gaseoso inodoro:



En condiciones anóxicas ininterrumpidas, los sulfatos presentes se reducen a sulfuro de hidrógeno gaseoso, de olor característico, de acuerdo con la siguiente reacción:



2.3 COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN

La coagulación/floculación es un procedimiento químico y físico por el cual las partículas que son demasiado pequeñas para separarse por sedimentación simple se desestabilizan y se aglomeran para acelerar su asentamiento.

2.3.1 Objetivo de la coagulación y floculación

La coagulación es un procedimiento químico que se utiliza para desestabilizar partículas coloidales y convertir los coloides en partículas más grandes para que sedimenten más rápidamente. Esto se logra agregando un producto químico que aporte iones con carga positiva al agua, la cual contiene coloides con carga negativa. Las reacciones que se producen reducen la tendencia de los coloides a repelerse entre sí. En seguida, se lleva a cabo un mezclado suave de la suspensión, llamado floculación, con el fin de favorecer el contacto entre las partículas mediante una colisión inducida, así las partículas coloidales que no se asientan por sedimentación simple se aglomeran para formar sólidos más grandes llamados flóculos.

En cierto modo, la coagulación y la floculación son procesos semejantes por ser básicamente acciones de mezcla.

La eficiencia de la clarificación en la práctica depende de que tan bien se forme el flóculo y que tan rápido se asientan llevando materia suspendida con él. Para esto se emplean coagulantes y floculantes. Estos químicos tienen las siguientes funciones:

- Acelerar la formación del flóculo
- Mejorar el asentamiento del flóculo
- Mejorar la consistencia del flóculo

La coagulación y la floculación son métodos que se emplean para remover de las aguas residuales la materia coloidal y la suspendida (tamaño de 1.0 nm a 0.1 nm). La estabilidad de la materia suspendida se debe a la repulsión entre partículas inducida

por alto potencial zeta (-15 a -21 mv). Esta materia no sedimenta fácilmente y no puede ser removida por métodos físicos convencionales.

2.3.2 Principios de coagulación y floculación

2.3.2.1 Coagulación

La coagulación, se entiende como la desestabilización y agregación inicial de materia coloidal por la adición al agua de productos químicos, tales como el sulfato de aluminio y el sulfato férrico, se realiza en la unidad o cámara de mezcla rápida.

La materia coloidal en el agua tiende a mantenerse suspendida y dispersa (como partículas de humo en el aire). Las partículas tienen grandes áreas de superficie que las mantiene suspendidas. Cada partícula lleva una carga negativa. Ya que las cargas iguales se repelen, las partículas coloidales se repelen entre sí.

Los químicos de coagulación trabajan en dos formas:

- 1ª. Cuando se disuelven en el agua ellos liberan iones positivos que atraen a las partículas coloidales cargadas negativamente.
- 2ª. Ellos forman un floculo tipo jalea que atrapan y recolectan a las partículas.

Los cationes con carga positiva que se necesitan para coagular los coloides con carga negativa pueden ser aportados por sales metálicas, de las cuales las sales de aluminio y hierro son las más comunes.

En este proyecto se utilizó al ión Mg^{2+} proveniente del hidróxido de magnesio ($Mg(OH)_2$) el cual se ioniza con el agua y produce iones Mg^{2+} y $(OH)^-$.

En este caso se considera que la carga negativa de los coloides fue neutralizada con el ión Mg^{2+} , así como también Mg^{2+} que se llegó a mezclar con $(OH)^-$ del agua residual formó $(Mg(OH)_2)$ coloidal, el cual absorbió iones positivos en la solución originando $(Mg(OH)_2)$ en solución con carga positiva dando lugar a un precipitado de Mg y sulfatos adsorbidos.

Cabe mencionar que al originarse un exceso de iones H^+ , se deprime el pH, por lo cual se debe aumentar el pH adicionando cal $(Ca(OH)_2)$, carbonato de calcio (Na_2CO_3) o sosa $(NaOH)$.

2.3.2.2 Floculación

La floculación consiste en la aglomeración por colisión inducida de las partículas, hace que se formen conglomerados de partículas coloidales de mayor tamaño cuando se establecen puentes químicos entre ellas; de esta manera se forman estructuras fácilmente sedimentables que pueden removerse mediante sedimentación, flotación o filtración. Para esto, una vez que el floculo es formado debe tener un buen contacto con los sólidos suspendidos.

Estas colisiones son causadas por el movimiento de las moléculas, debido a la energía térmica, llamado movimiento Browniano así como también por el movimiento del agua. Para lograr esto, el equipo debe tener una circulación del floculo.

La concentración y la naturaleza de las partículas que producen la turbiedad también tienen una notable influencia en el proceso de floculación, la velocidad de formación de los floculos es proporcional a la concentración de las partículas y cuanto mayor es el gradiente de velocidad, más rápida es la velocidad de aglomeración de las partículas. Mientras más grande sea el tamaño de los floculos, crecen también las fuerzas de cizallamiento hidrodinámico que se ejerce sobre ellos.

Los flóculos crecerán hasta un tamaño máximo, encima del cual las fuerzas de cizallamiento alcanzan una intensidad que los rompen en partículas menores.

2.3.3 Problemas para la coagulación y floculación

Cuando a la muestra que se va a sedimentar se adiciona un coagulante en una dosis menor a la óptima, no se forman flóculos o, si se forman, son tan pequeños que dan a la muestra una apariencia turbia. Si es al contrario, si el coagulante añadido es excesivo, se forma un flóculo muy denso pero frágil y esponjoso que se puede romper al agitar, lo que dificulta la sedimentación.

Las variables más importantes en el proceso de floculación son la dosis, la intensidad de agitación y el tiempo de floculación.

El problema para la sedimentación de los lodos biológicos es el abultamiento del fango que se le conoce como "bulking". El término de bulking se aplica a la condición en la que se da una superabundancia de organismos filamentosos en el líquido mezcla de un proceso de fangos activados. La presencia de filamentosos provoca que los flóculos biológicos del reactor sean voluminosos y poco consistentes, por lo que no sedimentan bien, y suelen ser arrastrados, en grandes cantidades, en los efluentes de los tanques de sedimentación.

Un buen flóculo es de apariencia pesada y compacta, además de que inmediatamente después de haberle agregado el coagulante y agitarse comienza a sedimentarse.

La coagulación y, por consiguiente la floculación son extremadamente sensibles a las características fisico-químicas del agua cruda, tales como la alcalinidad, el pH, la turbiedad, etc.

2.4 SEDIMENTACIÓN

Uno de los procesos más ampliamente usados en el tratamiento de agua es la sedimentación. Se entiende por sedimentación a la remoción, por efecto gravitacional de las partículas en suspensión en un fluido y que tengan peso específico mayor que el fluido.

En un determinado intervalo de tiempo no todas las partículas en suspensión sedimentan. Las que sedimentan en un intervalo de tiempo elegido son llamados "sólidos sedimentables".

La sedimentación como tal, es en esencia un fenómeno netamente físico. Está relacionada exclusivamente con las propiedades de caída de las partículas en el agua. Cuando se produce la sedimentación. Cuando se produce sedimentación de una suspensión de partículas, el resultado final será siempre un fluido clarificado y una suspensión concentrada. A menudo se utiliza para designar a la sedimentación los términos de clarificación, cuando hay un especial interés en el fluido clarificado y espesamiento, cuando el interés está en la suspensión concentrada.

En el tratamiento de aguas, la sedimentación es usada después de un proceso de coagulación y floculación. La decantación está generalmente ligada a la floculación debido a que, mientras las partículas se asientan, al ser arrastradas las partículas más pequeñas por las más grandes, se siguen agrandando los "flocs".

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

3.1 DESCRIPCIÓN DE LOS REACTORES EN RÉGIMEN CONTINUO

Se mantuvieron en operación continua dos reactores biológicos aerobios con las siguientes características:

- Flujo constante de alimentación de agua residual proveniente de la Planta de Tratamiento de CU de 1.8 L / seg.
- A uno de los reactores se le adicionó una disolución de hidróxido de magnesio en suspensión con una concentración de 0.0068 ppm y con un flujo permanente de 25 mL/min.
- Capacidad: 18 L
- Tiempo de residencia: 12 h.
- Cada reactor contaba con un sedimentador de forma cilíndrica

Los reactores se situaron dentro de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de CU para facilitar la alimentación de estos, misma que se mantuvo a régimen permanente durante el periodo de experimentación.

Durante dos meses, de lunes a viernes se tomaron muestras para ser analizadas de los siguientes puntos: Alimentación, recirculación de ambos reactores y el efluente de ambos reactores.

3.2 DESCRIPCIÓN DE LOS REACTORES POR LOTES

Se colocaron 6 matraces de 250 mL con un agitador magnético sobre unas parrillas de agitación con aire en cada uno y se adicionaron diferentes concentraciones de hidróxido de magnesio en suspensión a cada matraz.

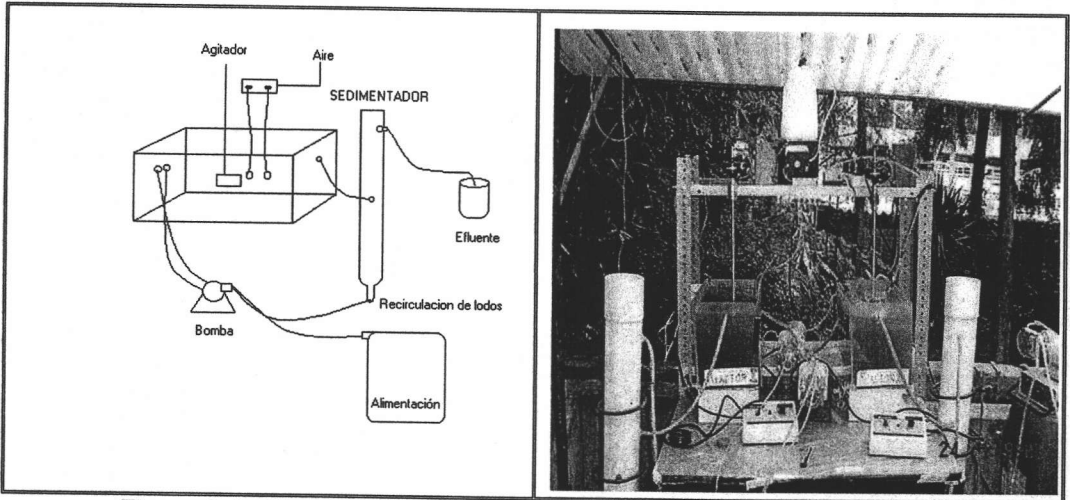


Figura 3.1. Diagrama y foto de los reactores a régimen permanente

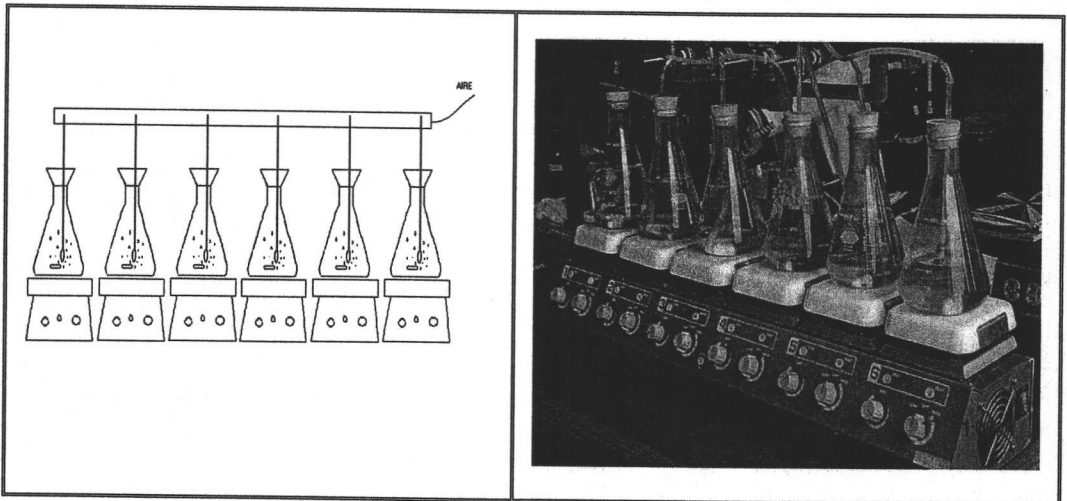


Figura 3.2. Reactores biológicos utilizados para las pruebas por lotes

En la Tabla siguiente se presentan las concentraciones utilizadas en las pruebas por lotes.

Tabla 3.1. Concentraciones de Mg en los reactores por lotes

MATRAZ	ppm de Mg
1	0.000
2	0.005
3	0.01
4	0.05
5	0.1
6	0.5

- Durante todos los días que se realizó la experimentación, cada 24 h se purgaba un mismo volumen de agua de cada reactor para hacer un análisis a cada muestra obtenida.
- Las primeras corridas se hicieron con agua residual cruda y las últimas tres se realizaron con agua residual con lodos.

3.3 Metodología de muestreo

El objetivo del muestreo fue recolectar una porción de material lo suficientemente pequeña en volumen, para ser transportada y manejada convenientemente en el laboratorio.

Estas muestras fueron manejadas de tal forma que no hubo cambios significativos en la composición antes que se realizaran las pruebas.

El muestreo se realizó de acuerdo a la norma mexicana NMX-AA-003 "Aguas residuales - Muestreo" (publicada el 25 de Marzo de 1980, en el DOF). La metodología detallada se presenta en el Anexo 1.

3.3.1 Técnicas analíticas

Los análisis utilizados para el presente estudio, tanto para el caso de las pruebas de jarras, como de la caracterización de las aguas residuales, se emplearon las técnicas a las que se hace referencia en la Tabla 3.2, donde también se muestra la referencia de la técnica utilizada, así como las unidades determinadas, los límites de detección (en los casos donde aplica) y el campo de aplicación de método.

Tabla 3.2. Relación de métodos utilizados para los diferentes parámetros a determinar

PARÁMETRO A DETERMINAR	PROCEDENCIA DEL MÉTODO UTILIZADO	UNIDADES	LÍMITES DE DETECCIÓN DEL MÉTODO	CAMPO DE APLICACIÓN DEL MÉTODO
pH	Método Normalizado	Unidades de pH	0 – 14 unidades de pH	Para aguas residuales y naturales (superficiales y marinas)
Turbiedad	Método Normalizado	UTN	= 0 UTN	Para aguas residuales y naturales (superficiales y marinas)
DQO	Método colorimétrico	mg de DQO/L	10 a 1500 mg de DQO / L	En aguas naturales, industriales y residuales
Absorbancia	Espectrofotometría	Adimensional	= 0	Muestras líquidas
Sólidos Suspendidos Totales	Método Normalizado	mg/L		Para agua potable, natural, tratada, residual y salina.
Sólidos Suspendidos Volátiles	Método Normalizado	mg/L		Para agua potable, natural, tratada, residual y salina.
Fósforo	Método Normalizado	mg/L		
Nitrógeno Kjeldahl	Método Normalizado	mg NH ₄ -N/L	Es aplicable para concentraciones mayores de 1.0 mg de N/ mL.	Se utiliza el método Kjeldahl para la determinación de nitrógeno total en aguas residuales y naturales.

CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 CARACTERIZACIÓN DEL AGUA CRUDA

Los valores promedio de algunas de las características del agua residual cruda que recibe la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria son las siguientes:

Tabla 4.1. Características del agua cruda que recibe la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria

Parámetro/Muestra	Valor
COD (mg/L)	225
Color aparente (Pt-Co)	550
Color real (Pt-Co)	340
DBO ₅ (mg/L)	240
DQO (mg/L)	340
N-NH ₃ (mg/L)	36
N-Tot Kjeldahl (mg/L)	45
pH	7.6
SST (mg/L)	71
Turbiedad (UTN)	44

En las gráficas siguientes se presentan los resultados obtenidos en el seguimiento analítico de los reactores biológicos.

4.2 EXPERIMENTOS EN RÉGIMEN CONTINUO

4.2.1 Efecto del hidróxido de magnesio sobre la eliminación de la DQO

En primera instancia, se presentan los resultados obtenidos en cuanto al efecto que se observó del hidróxido de magnesio respecto a la DQO.

En las figuras 4.1 y 4.2 se presentan los efectos del hidróxido respecto a la DQO. En el primer gráfico se muestra una comparación de los valores del porcentaje de remoción en ambos reactores. Donde la línea punteada representa al reactor I, el cual se operó sin adición de $Mg(OH)_2$ y la otra línea sólida, representa al reactor II, el cual operó con una baja concentración de $Mg(OH)_2$.

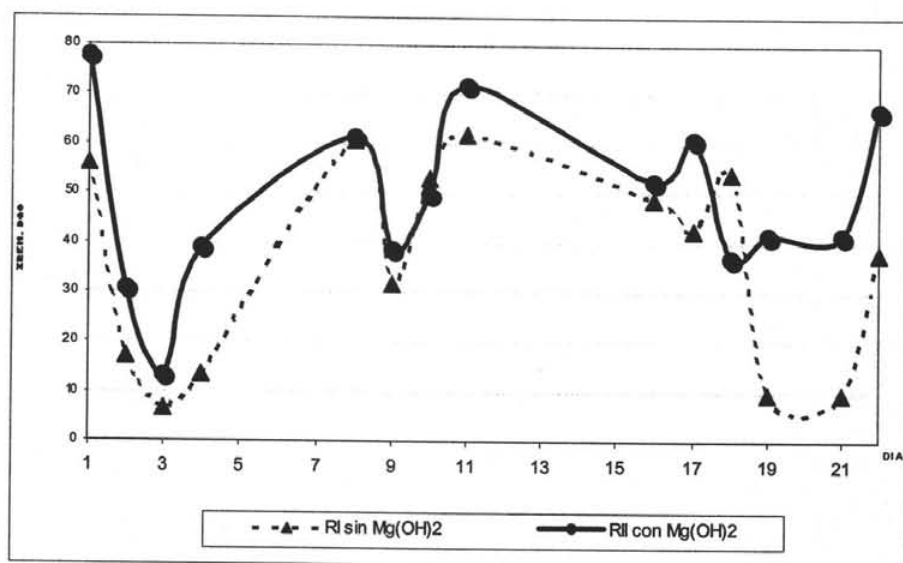


Figura 4.1. Remoción de DQO

En la figura 4.1 se presentan los porcentajes de remoción de la DQO en ambos reactores. Dichos porcentajes se calcularon con base en los valores de DQO del agua residual cruda y de los obtenidos en el agua que salía de los sedimentadores de cada piloto.

También se utilizó el formato de barras para las gráficas, presentándose en todos los casos parejas de resultados correspondiendo la columna de la izquierda al reactor 1 de referencia (sin adición de $Mg(OH)_2$) y la de la derecha al reactor 2 (con adición de $Mg(OH)_2$). En todas las gráficas, en el extremo derecho de ellas se presentan las barras que corresponden a los promedios.

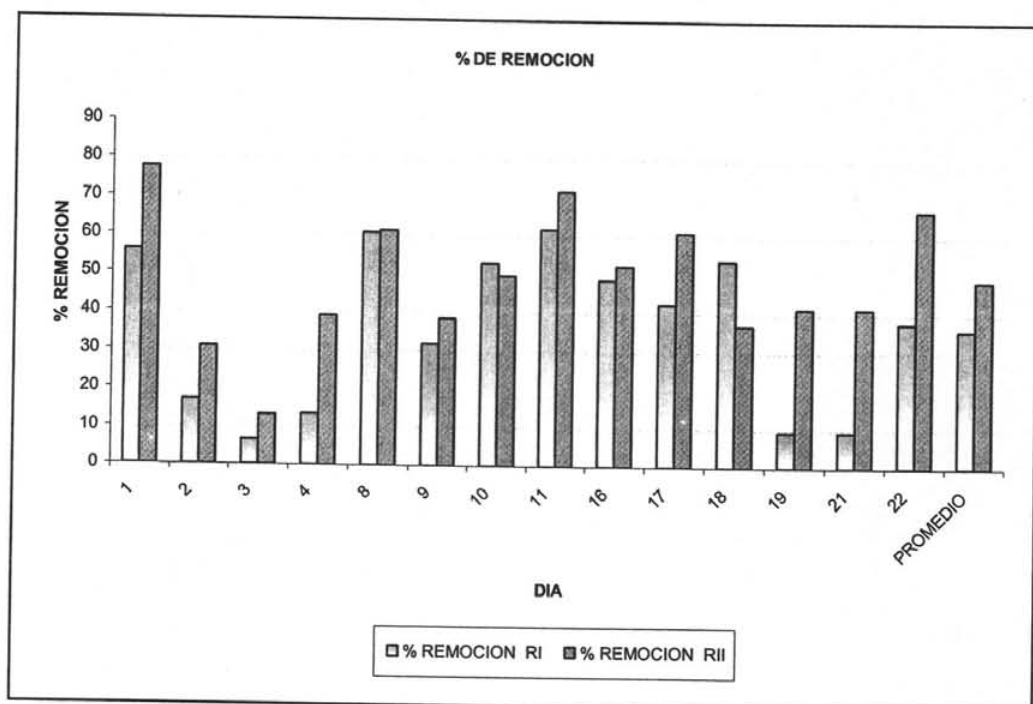


Figura 4.2. Remoción de DQO en los pilotos biológicos

De las figuras 4.1 y 4.2, se puede constatar que en la mayoría de los análisis de DQO efectuados, los valores residuales y por ende la eficiencia de eliminación de este parámetro fue mayor en el reactor 2 con respecto al reactor 1. Lo anterior se hace evidente observando los valores promedio de remoción de DQO en ambos reactores, en el reactor 1 el promedio de remoción fue igual a 36% mientras que para el reactor 2

la eficiencia de remoción fue de 49%, es decir el reactor 2 tuvo una diferencia en la eficiencia de remoción de DQO de 13 unidades porcentuales.

Es necesario señalar que durante el periodo de operación, el promedio de la concentración de biomasa en los reactores biológicos 1 y 2 fueron de 648 mgSSV/L y de 888 mgSSV/L, respectivamente. Es decir, siempre la concentración de biomasa en el reactor 2 fue ligeramente mayor que en el reactor 1.

Conviene mencionar que dichas concentraciones de biomasa son inferiores al intervalo de valores recomendado en la literatura para este tipo de sistemas (2 a 3 gSSV/L) [Metcalf y Eddy, 1996]. Estas concentraciones de biomasa se mantuvieron intencionalmente en niveles bajos para confrontar a la biomasa a altas concentraciones de materia orgánica y así obligarla a maximizar su actividad de degradación, además de que con dichas concentraciones se minimizaba el problema de taponamiento de las tuberías de conducción de los pilotos pues los diámetros de las mangueras utilizadas eran muy pequeños para minimizar los tiempos de retención de la biomasa fuera de los reactores.

4.2.2 Efecto del hidróxido de magnesio sobre las características del agua residual tratada

En las figuras 4.3 y 4.4 se presentan las eficiencias de remoción de color y de turbiedad, respectivamente.

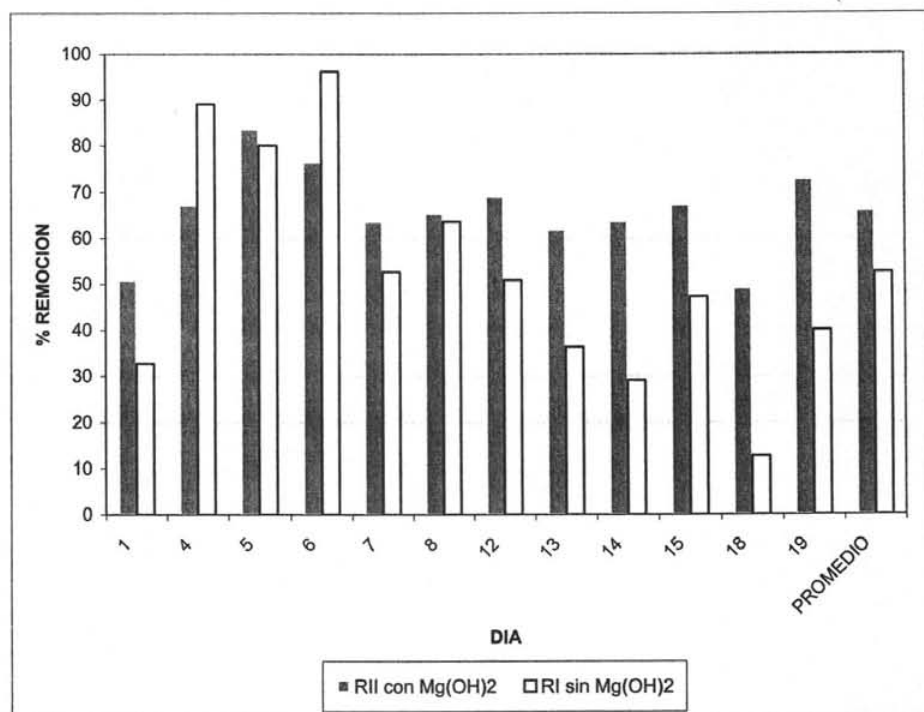


Figura 4.3. Remoción de color en los pilotos biológicos

4.2.2.1 Color

En el caso del color, después del día 23 de agosto, se observa claramente que el efluente del reactor 2 presentaba una eficiencia de remoción (66%) ligeramente menor con respecto al del efluente del reactor 1 (53%). Lo anterior significa que el reactor 2 hubo una mayor eliminación de compuestos que alteran el color del agua como es el caso de los compuestos aromáticos.

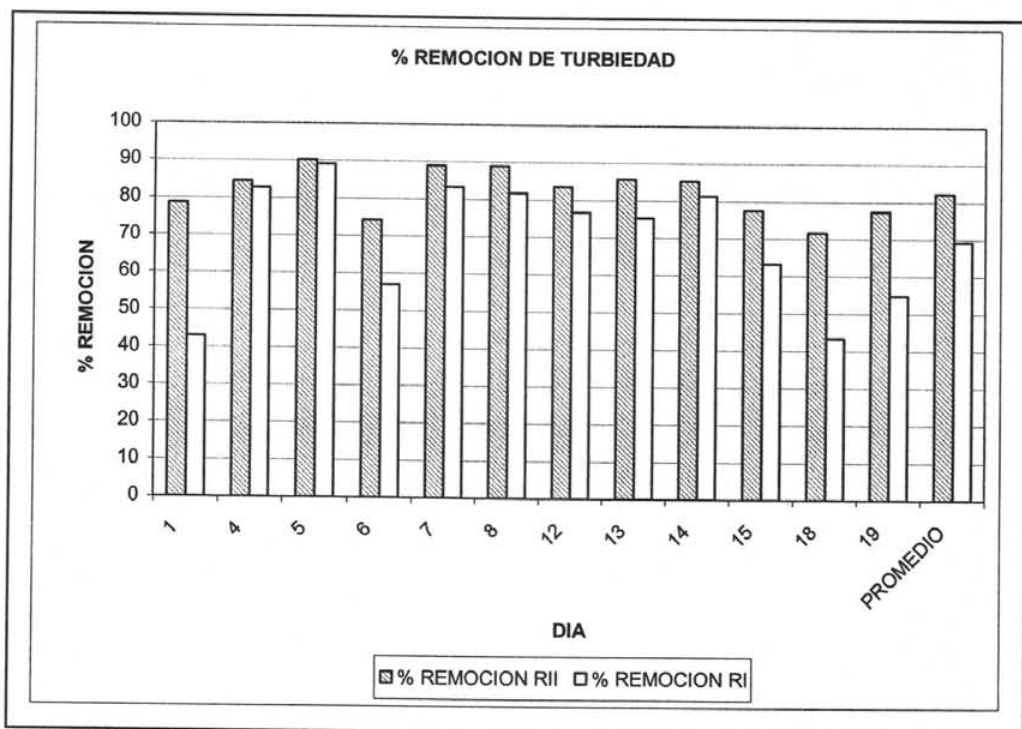


Figura 4.4. Remoción de turbiedad en los reactores biológicos

4.2.2.2 TURBIEDAD

Con respecto a la remoción de la turbiedad, se verificó que también para este parámetro las eficiencias de remoción fueron mayores para el reactor 2. El hecho de que exista una menor turbiedad en el agua tratada en el reactor significa que existen menos partículas en suspensión que dispersan la luz lo cual es atribuido a que la adición de hidróxido de magnesio, al actuar también como un agente floculante permite que los lodos biológicos sedimenten mejor y por tanto que se separen más fácilmente del agua tratada. La diferencia de la remoción de la turbiedad entre los dos reactores es de 13 unidades porcentuales.

4.1.3. SÓLIDOS

4.1.3.1. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

Las observaciones anteriores se ven reforzadas con los resultados obtenidos de concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en los efluentes de ambos reactores. En el efluente del reactor 1, la concentración de SST fue de 50 mg/L contra 34 mg/L en el efluente del reactor 2, es decir se constató una diferencia de 32% entre ambos valores de SST.

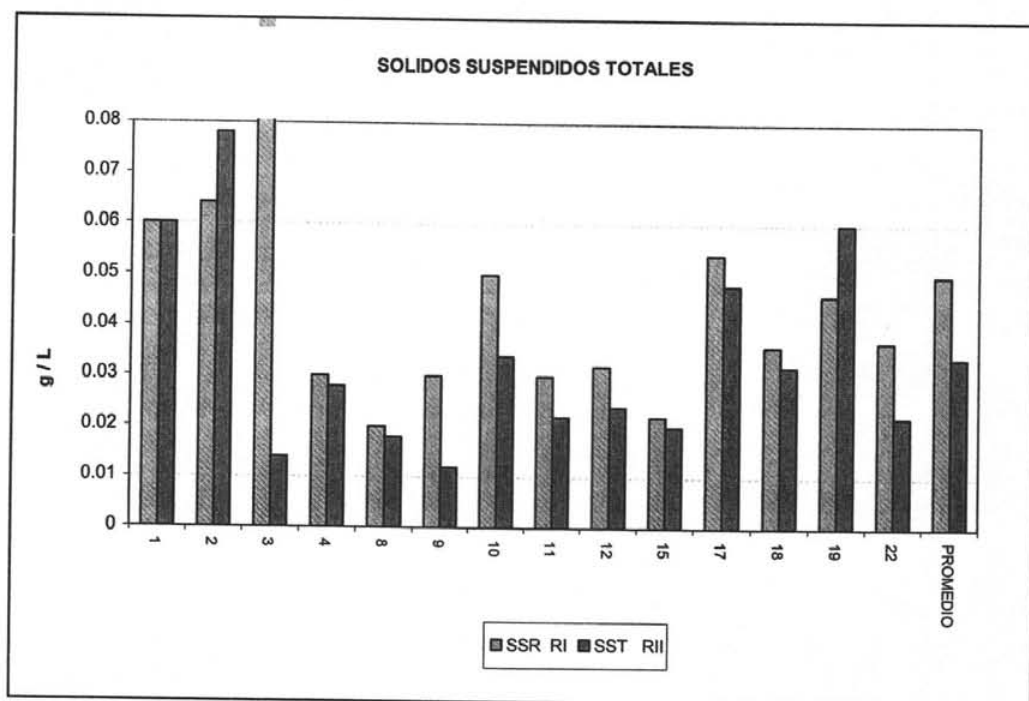


Figura 4.5. Concentración de SST en los efluentes de los reactores biológicos

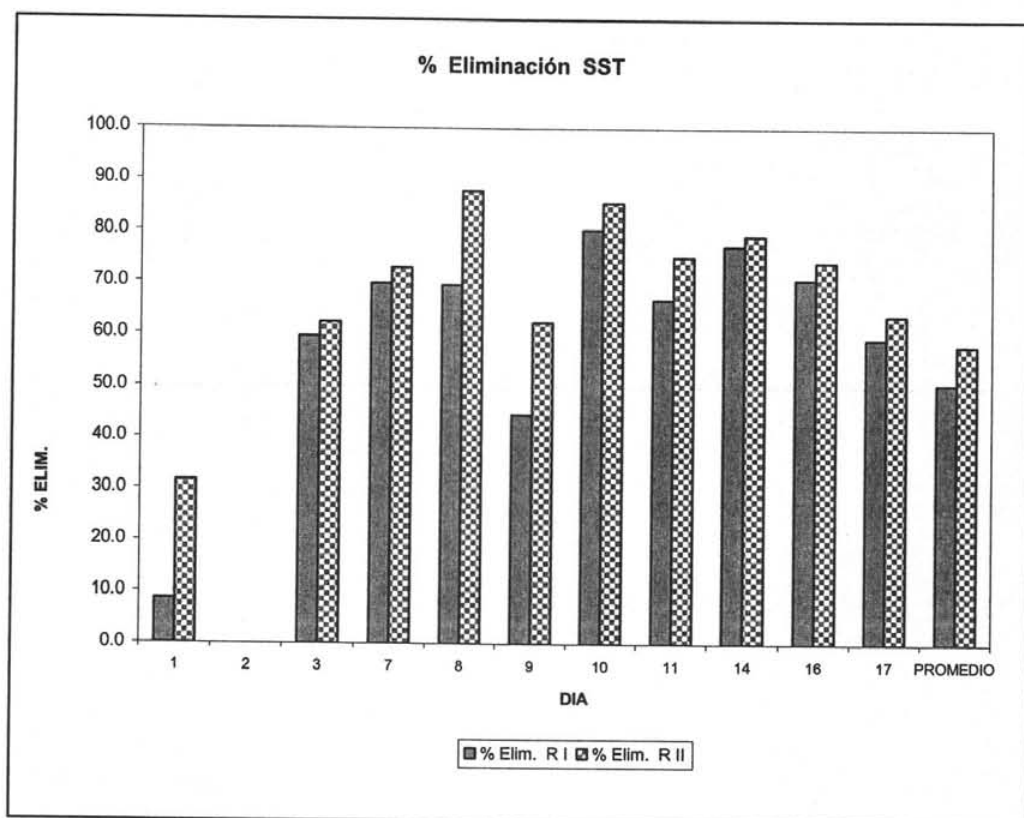


Figura 4.6. Eliminación de sólidos suspendidos totales

4.1.3.2. SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

La concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en la línea de recirculación de ambos reactores ofrece también datos interesantes sobre la influencia de la adición de hidróxido de magnesio en ellos. Este parámetro es comúnmente utilizado para cuantificar la biomasa presente en reactores biológicos.

A pesar de que ambos reactores fueron alimentados con la misma agua residual y que se mantuvieron las mismas condiciones de operación en cuanto a los flujos manejados y a la aireación proporcionada, en el reactor 2 se encontró en promedio una

concentración mayor de SSV, dicha concentración fue de 888 mg/L, mientras que en el reactor 1 ésta fue de 648 mg/L, lo que se traduce en que la adición de hidróxido de magnesio permitió un crecimiento de biomasa 28 % mayor.

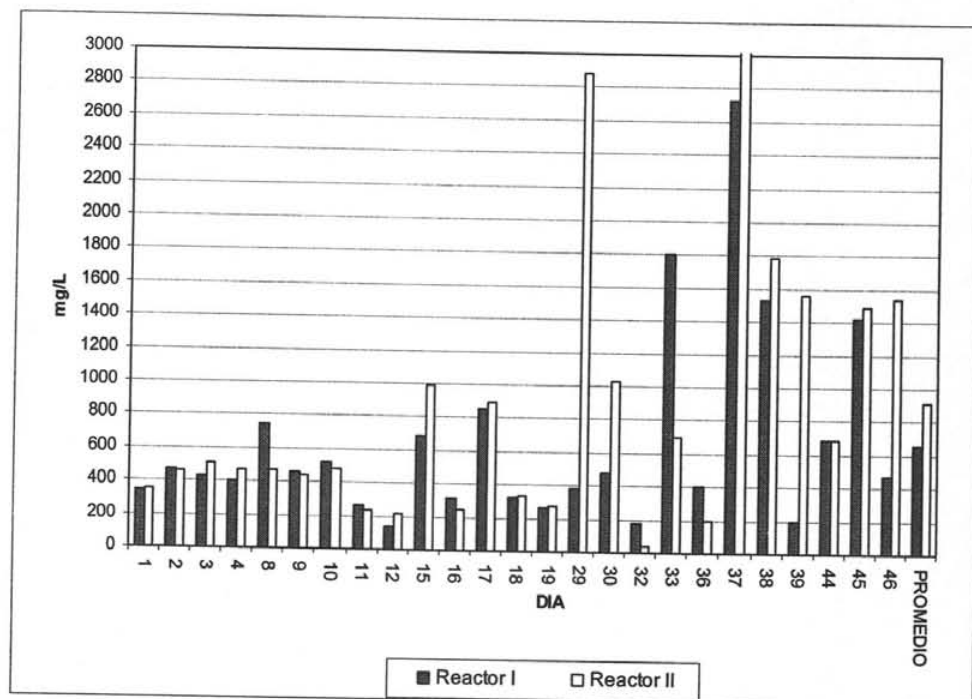


Figura 4.7. Concentración de Sólidos Suspendidos Volátiles en los reactores

Los resultados anteriores de remoción de DQO, color, turbiedad y de concentraciones de sólidos en los efluentes y en los reactores reflejan el efecto del hidróxido de magnesio sobre la actividad biológica.

Como una segunda ventaja de la adición de hidróxido de magnesio se había postulado una influencia positiva sobre las características físicas de los lodos biológicos. Esta segunda ventaja fue demostrada evaluando los flux de sólidos sedimentables y las velocidades de sedimentación de los lodos.

4.2.2.3 SÓLIDOS SEDIMENTABLES

Al lograr mejorar las características físicas de los flocúlos, se logra que los lodos sean más pesados y sedimenten con mayor velocidad.

Básicamente el flux de lodos que sedimentaban era mayor en el reactor II que era al que se le adicionaba hidróxido de magnesio. Además también se observó a simple vista que el aspecto de los lodos era distinto al los del otro reactor, ya que el tamaño de los flocúlos era mucho mayor en este reactor y que estos aquí eran mas abundantes.

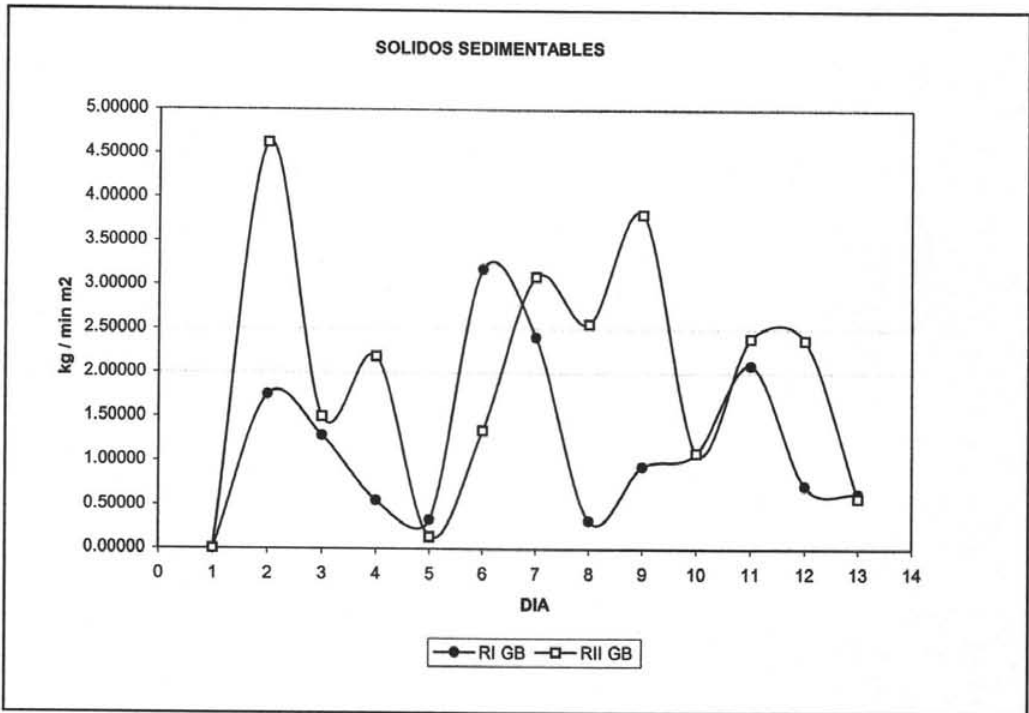


Figura 4.8. Flux de Sólidos Sedimentables

En la figura 4.8 se puede apreciar la cantidad de lodos que sedimentaban respecto al tiempo en cada reactor, lo confirmamos que con la adición de hidróxido de magnesio se logra una mayor sedimentabilidad de lodos.

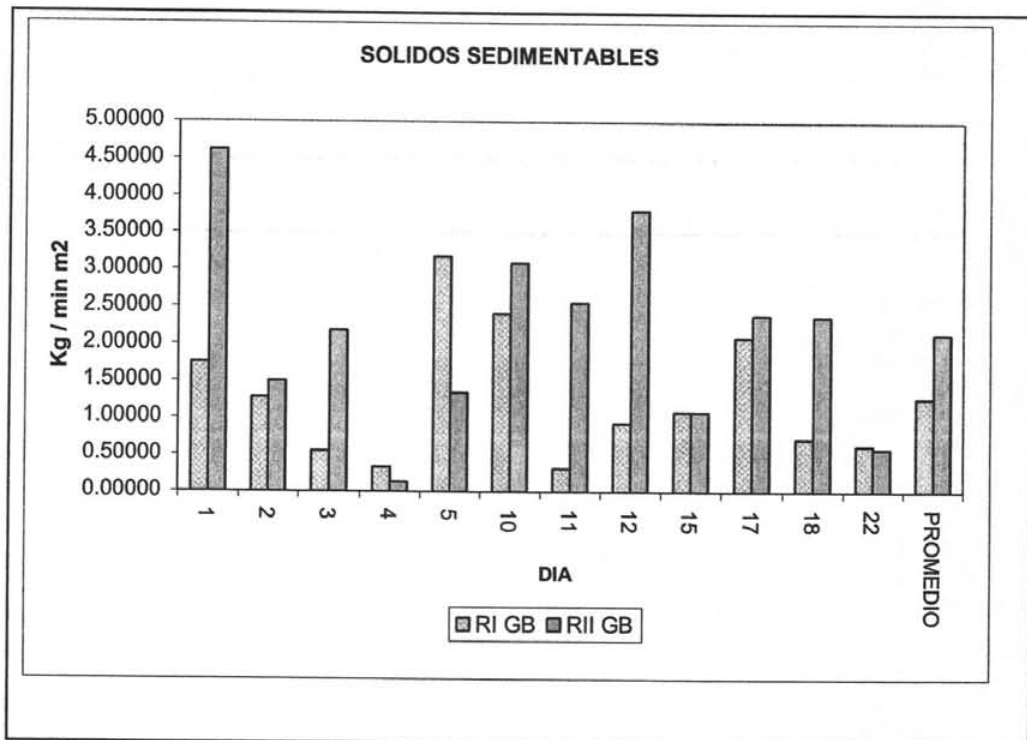


Figura 4.9. Flux de sólidos sedimentables

En la figura 4.9 se puede observar que el flux es mayor en el Reactor II en la mayoría de los casos y en promedio el flux de lodos que sedimentan en dicho Reactor II es mayor en promedio en comparación con el Reactor I.

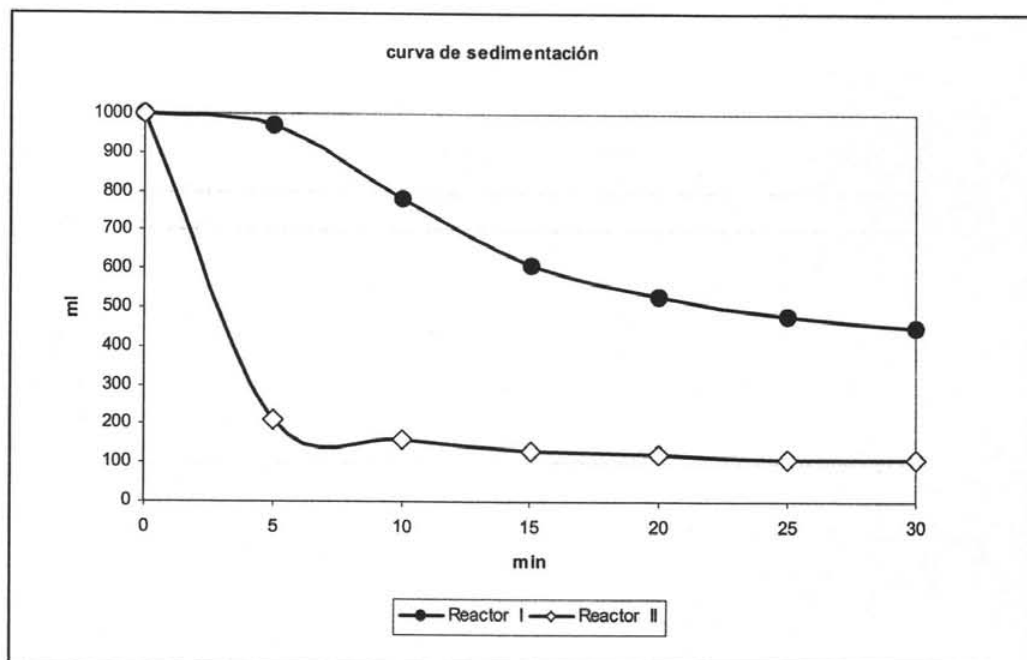


Figura 4.10. Curvas de sedimentabilidad de sólidos

Dichos parámetros fueron evaluados utilizando probetas graduadas donde se coloca un litro de la suspensión de lodos activados y se registra el volumen de lodos que sedimentan en función del tiempo. Con dichas mediciones se logró demostrar que los lodos provenientes del reactor II sedimentaban más rápidamente que los del reactor I, además de que los primeros eran más abundantes

Las curvas de sedimentabilidad de los lodos que se muestran en las figuras anteriores ejemplifican claramente lo mencionado anteriormente.

4.3 CONCLUSIONES DE LAS PRUEBAS EN RÉGIMEN CONTINUO

Buenos tipos de organismos para la floculación van a ser más numerosos cuando existen condiciones óptimas. Estas condiciones óptimas incluyen: un valor de pH casi

neutral entre 6 y 8.5, ya que es cuando ocurre una mejor actividad metabólica. El pH es uno de los factores ambientales mas importante, así como también el oxígeno y la temperatura.

Es necesario señalar que durante el periodo de operación, el promedio de la concentración de biomasa en los reactores biológicos 1 y 2 fueron de 648 mgSSV/L y de 888 mgSSV/L, respectivamente. Es decir, siempre la concentración de biomasa en el reactor 2 fue ligeramente mayor que en el reactor 1. Conviene mencionar que dichas concentraciones de biomasa son inferiores al intervalo de valores recomendado en la literatura para este tipo de sistemas (2 a 3 gSSV/L) [Metcalf y Eddy, 1996]. Estas concentraciones de biomasa se mantuvieron intencionalmente en niveles bajos para confrontar a la biomasa a altas concentraciones de materia orgánica y así obligarla a maximizar su actividad de degradación, además de que con dichas concentraciones se minimizaba el problema de taponamiento de las tuberías de conducción de los pilotos pues los diámetros de las mangueras utilizadas eran muy pequeños para minimizar los tiempos de retención de la biomasa fuera de los reactores.

De la figura 4.1 y 4.2 , se puede constatar que en la mayoría de los análisis de DQO efectuados, los valores residuales y por ende la eficiencia de eliminación de este parámetro fue mayor en el reactor 2 con respecto al reactor 1. Lo anterior se hace evidente observando los valores promedio de remoción de DQO en ambos reactores, en el reactor1 el promedio de remoción fue igual a 36% mientras que para el reactor 2 la eficiencia de remoción fue de 49%, es decir el reactor 2 tuvo una diferencia en la eficiencia de remoción de DQO de 13 unidades porcentuales.

En las figuras 4.3 y 4.4, se presentan las eficiencias de remoción de color y de turbiedad, respectivamente.

En el caso del color, después del día 23 de agosto, se observa claramente que el efluente del reactor 2 presentaba una eficiencia de remoción (66%) ligeramente menor con respecto al del efluente del reactor 1 (53%). Lo anterior significa que el reactor 2

hubo una mayor eliminación de compuestos que alteran el color del agua como es el caso de los compuestos aromáticos.

Con respecto a la remoción de la turbiedad, se verificó que también para este parámetro las eficiencias de remoción fueron mayores para el reactor 2. El hecho de que exista una menor turbiedad en el agua tratada en el reactor significa que existen menos partículas en suspensión que dispersan la luz lo cual es atribuido a que la adición de hidróxido de magnesio, al actuar también como un agente floculante permite que los lodos biológicos sedimenten mejor y por tanto que se separen más fácilmente del agua tratada. La diferencia de la remoción de la turbiedad entre los dos reactores es de 13 unidades porcentuales.

Las observaciones anteriores se ven reforzadas con los resultados obtenidos de concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en los efluentes de ambos reactores (figuras 4.5 y 4.6).

En el efluente del reactor 1, la concentración de SST fue de 50 mg/L contra 34 mg/L en el efluente del reactor 2, es decir se constató una diferencia de 32% entre ambos valores de SST.

La concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en la línea de recirculación de ambos reactores ofrece también datos interesantes sobre la influencia de la adición de hidróxido de magnesio en ellos (figuras 4.7 y 4.8).

Este parámetro es comúnmente utilizado para cuantificar la biomasa presente en reactores biológicos. A pesar de que ambos reactores fueron alimentados con la misma agua residual y que se mantuvieron las mismas condiciones de operación en cuanto a los flujos manejados y a la aireación proporcionada, en el reactor 2 se encontró en promedio una concentración mayor de SSV, dicha concentración fue de 888 mg/L mientras que en el reactor 1 ésta fue de 648 mg/L, lo que se traduce en que la adición de hidróxido de magnesio permitió un crecimiento de biomasa 28 % mayor.

Los resultados anteriores de remoción de DQO, color, turbiedad y de concentraciones de sólidos en los efluentes y en los reactores reflejan el efecto del hidróxido de magnesio sobre la actividad biológica.

Como una segunda ventaja de la adición de hidróxido de magnesio se había postulado una influencia positiva sobre las características físicas de los lodos biológicos. Esta segunda ventaja fue demostrada evaluando los flux de sólidos sedimentables y las velocidades de sedimentación de los lodos (figuras 4.9 y 4.10).

Dichos parámetros fueron evaluados utilizando probetas graduadas donde se coloca un litro de la suspensión de lodos activados y se iba registrando el volumen de lodos que sedimentaba en función del tiempo. Con dichas mediciones se logró demostrar que los lodos provenientes del reactor 2 sedimentaban más rápidamente que los del reactor 1, además de que los primeros eran más abundantes. Las curvas de sedimentabilidad de los lodos que se muestran en la Figura 4.11 ejemplifican claramente lo mencionado anteriormente.

En la Tabla 4.1 se han resumido los valores promedio de los parámetros evaluados durante la operación de los reactores biológicos, todos ellos son coincidentes en que la adición de hidróxido de magnesio tiene efectos positivos importantes sobre la operación de los reactores biológicos estudiados.

Tabla 4.1. Resumen de resultados obtenidos en los reactores biológicos

Valores promedio	Reactor 1	Reactor 2
Remoción de DQO (%)	35	47
Remoción de color (%)	53	66
Remoción de turbiedad (%)	69	82
Sólidos suspendidos totales en los efluentes (mg/L)	50	34
Sólidos suspendidos volátiles en los reactores (mg/L)	648	888
Flux de sólidos sedimentables (kg/m ² .h)	1.168	2.271

4.4 RESULTADOS DEL PILOTO 2

4.4.1 CORRIDAS CON AGUA RESIDUAL SIN LODOS

En las primeras tres corridas del piloto 2, se alimentaron los reactores con agua residual cruda, es decir, agua residual con ausencia de lodos esta para poder observar la generación de biomasa y la remoción de DQO. Teniendo como variable la concentración de hidróxido de magnesio agregado.

En estas corridas aparte de utilizar agua residual cruda, a diario se purgaba a cada uno de los reactores un mismo volumen, el cual era nuevamente alimentado con más agua residual cruda.

Los resultados obtenidos fueron los siguientes:

Tabla 4.2. Eliminación máxima de DQO con purga

No. Reactor	ppm de Mg	% Eliminación	% Eliminación	% Eliminación	% Eliminación
		1ª. Corrida	2ª. Corrida	3ª. corrida	PROMEDIO
1	0.000	44.44	64.54	53.80	54.26
2	0.005	66.15	64.60	57.06	62.60
3	0.01	67.50	68.42	54.35	63.42
4	0.05	65.96	70.97	54.35	63.76
5	0.1	50.00	34.64	44.57	43.07
6	0.5	40.49	45.80	53.26	46.52

En la tabla se presenta el porcentaje de eliminación promedio de DQO que se obtuvo en cada corrida y en cada reactor, para finalmente hacer un promedio del porcentaje de eliminación de DQO en cada reactor.

Se puede ver que durante las corridas la mayor eliminación de DQO varía de un reactor a otro, sin embargo esta resulta mayor casi en los mismos reactores.

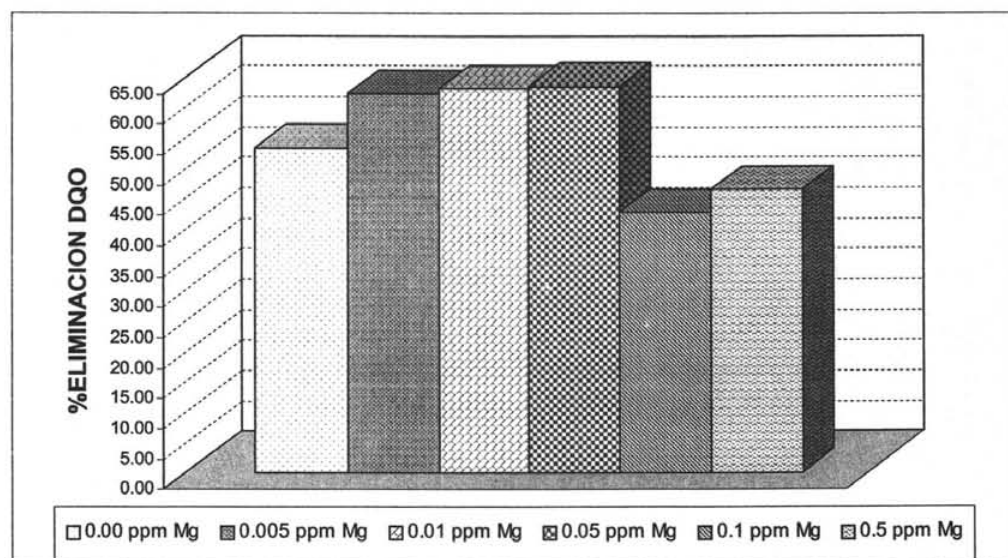


Figura 4.11. % ELIM. MAX. DE DQO PROM. CON AGUA RESIDUAL CRUDA CON PURGA

Por lo que se puede observar en la figura 4.11, la concentración de hidróxido de magnesio donde se logró la mayor remoción de DQO se encontraba en los reactores 3 y 4, es decir a una concentración de hidróxido de magnesio de 0.01 a 0.05 ppm del ión Mg, pasando este rango de concentraciones la remoción de este parámetro tiende a disminuir.

4.4.2 CORRIDAS CON AGUA RESIDUAL CON LODOS

En las siguientes corridas se utilizaron las mismas concentraciones del ión hidróxido en los reactores, se utilizó agua residual con lodos y se realizaron purgas, esto para poder observar el crecimiento de la biomasa presente y verificar la eliminación de DQO en estas condiciones.

Los datos obtenidos se encuentran en la tabla 4.3

TABLA 4.3. Porcentaje de eliminación de DQO sin purga y utilizando agua residual con lodos

No. Reactor	Ppm de Mg	% Eliminación	% Eliminación	% Eliminación
		4ª. Corrida	5ª. Corrida	PROMEDIO
1	0.000	46.01	49.57	47.79
2	0.005	47.85	60.42	54.14
3	0.01	72.54	63.64	68.09
4	0.05	63.56	76.39	69.98
5	0.1	51.04	65.97	58.51
6	0.5	41.35	47.92	44.64

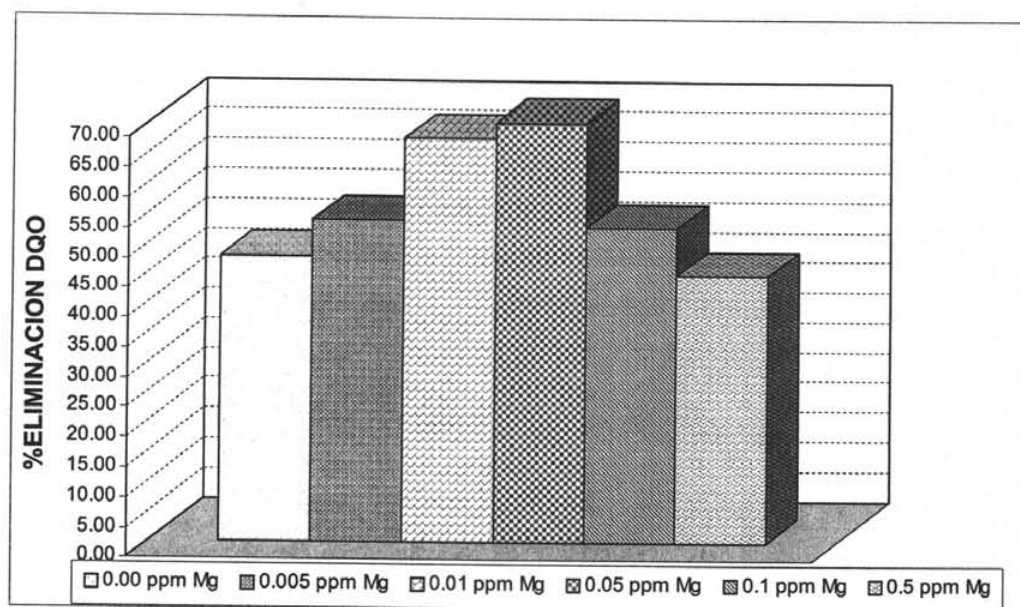


Figura 4.12. DQO sin purga y con lodos

La mayor remoción de DQO en cada corrida se dio en los reactores 3 y 4 nuevamente, es decir, a la concentración de 0.01 y 0.05 ppm de Mg, por lo que podemos suponer que el mayor crecimiento de biomasa se da en estas concentraciones lo que nos origina una mejor remoción de DQO.

4.4.3 CORRIDAS CON LODOS Y SIN LODOS

Ahora se realiza el mismo experimento que los anteriores: Corridas con agua residual con lodos y otras con agua residual con ausencia de lodos. Tomando en cuenta las corridas más representativas se obtuvieron los siguientes resultados en cuanto a la concentración sólidos suspendidos volátiles dentro de cada reactor.

Tabla 4.3. SSV PROMEDIO

No. Reactor	Sin lodos	Sin lodos	Con lodos	Con lodos
	2ª. Corrida	4ª. Corrida	5ª. Corrida	6ª. Corrida
	mg / L	mg / L	mg / L	mg / L
1	39	30	1057	734
2	49	16	1027	738
3	52	48	1132	754
4	55	39	1202	764
5	35	28	1102	718
6	24	26	1037	711

Los SSV iniciales en cada corrida eran los siguientes:

Tabla 4.4. SSV iniciales en los reactores

Sin lodos	Sin lodos	Con lodos	Con lodos
2ª. Corrida	4ª. Corrida	5ª. Corrida	6ª. Corrida
mg / L	mg / L	mg / L	mg / L
36	27	998	698

Tabla 4.5. SSV promedio generados en los reactores

	Sin lodos	Sin lodos	Con lodos	Con lodos
No.	2a. Corrida	4a. Corrida	5a. Corrida	6a. Corrida
Reactor	mg / L	mg / L	mg / L	mg / L
1	3	3	59	36
2	13	0	29	40
3	16	21	134	56
4	19	12	204	66
5	0	1	104	20
6	0	0	39	13

En la tabla 4.5 se puede observar nuevamente que la concentración a la que se genera mayor cantidad de sólidos suspendidos volátiles es la del reactor 3 y el reactor 4, los cuales contenían respectivamente 0.01 y 0.05 ppm de Mg.

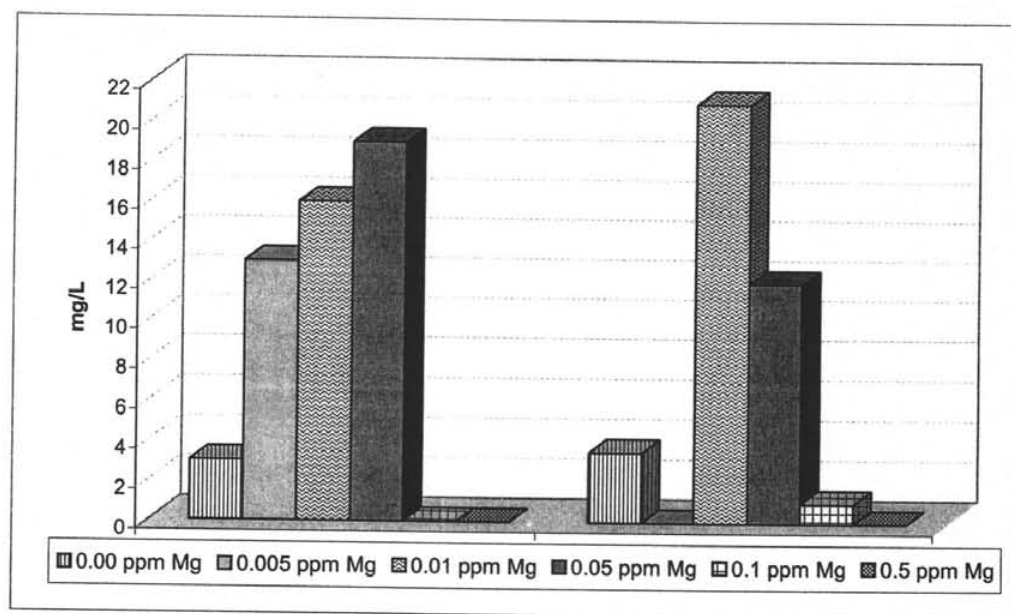


Figura 4.13. SSV GENERADOS EN LA 1ª. Y 2ª. CORRIDA

En la Figura 4.16 se muestra que la mayor generación de biomasa a partir de agua residual sin lodos se da a las concentraciones de 0.01 y .0 5 ppm del ión Mg

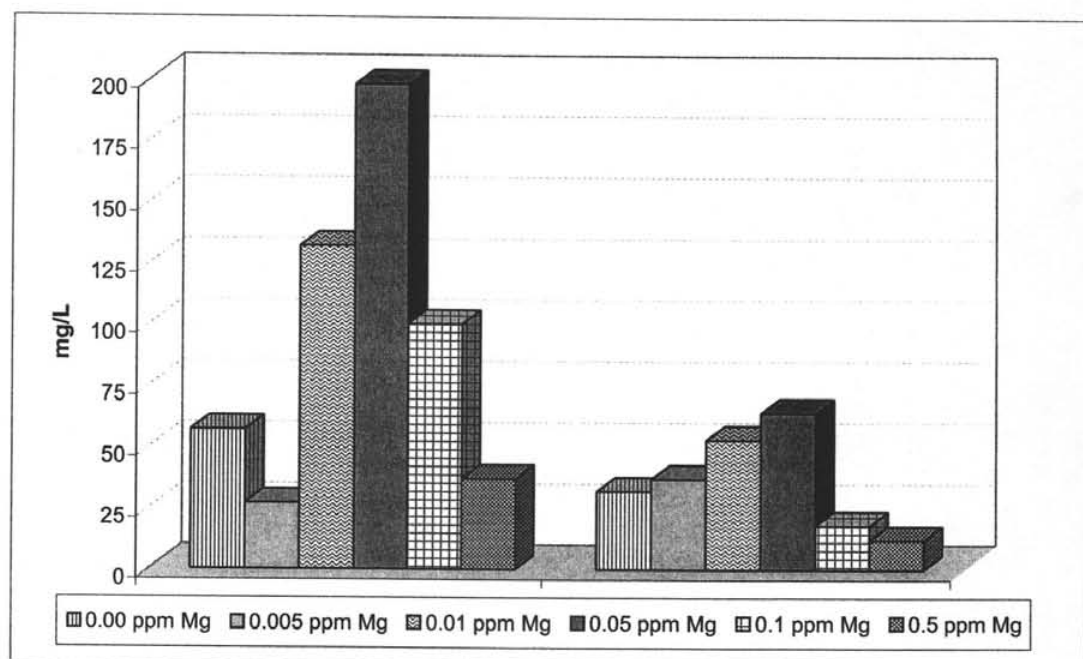


Figura 4.14. SSV GENERADOS EN LA 5ª. Y 6ª. CORRIDA

También en agua residual con lodos el crecimiento de biomasa resulta mayor en las concentraciones del reactor 3 y 4.

Lo anterior permite concluir que las concentraciones del ión Mg óptimas para generar o incrementar la biomasa del agua residual así como lograr la mayor remoción de DQO es de 0.01 y 0.05 ppm de Mg.

Esta cantidad puede variar en relación a la naturaleza del agua residual a tratar, por lo que es importante mencionar que dichas concentraciones del ión Mg fueron obtenidas para agua residual doméstica, ya que los resultados fueron obtenidos en base al agua residual de la planta de tratamiento de agua de CU.

4.4.4 VELOCIDAD ESPECIFICA DE CRECIMIENTO DE LA BIOMASA (μ)

Para graficar la cinética de consumo se escogió en la 2ª corrida el reactor 4 por que es el que muestra una mayor eficiencia en la remoción de DQO y en base a esta corrida se muestran los siguientes resultados:

Tabla 4.6. Crecimiento de la biomasa en la 2ª. Corrida Reactor cuatro

	X	S			μ
tiempo (h)	SSV (mg L)	DQO (mg / L)	X2 / X1	ln X2 / X1	crecim. Biom.
0	36	218			
24	40	66	1.11	0.10536052	0.0044
48	62	55	1.55	0.43825493	0.0091
72	70	40	1.13	0.12	0.0017

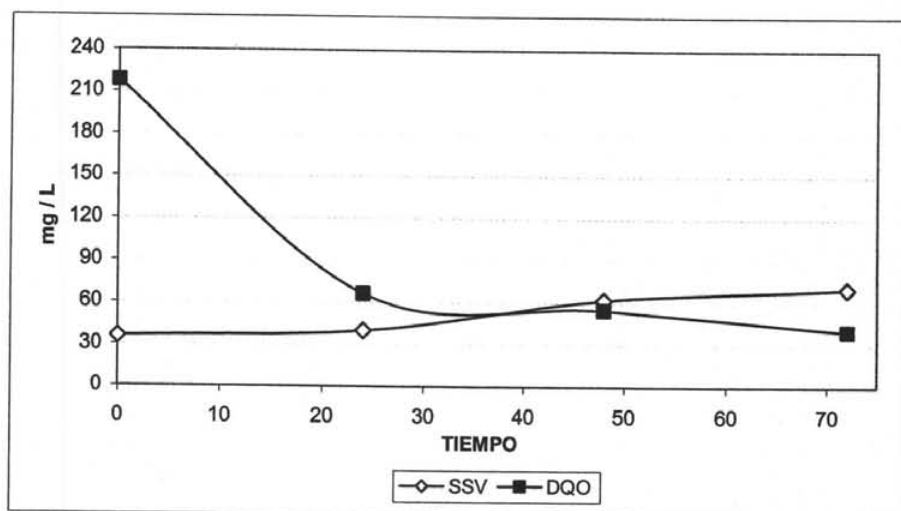


Figura 4.15. Crecimiento de la biomasa en la 2ª. Corrida Reactor cuatro

Para asegurar el crecimiento de la biomasa se debe de dar un tiempo de permanencia en el sistema suficiente para que se genere y este tiempo dependerá de la velocidad a la que se metaboliza el residuo. Por lo que se buscó obtener en este experimento el tiempo en el cual se logra obtener el máximo crecimiento de biomasa dentro del sistema que se ha estudiado.

En la figura 4.15 se puede observar que al inicio de la curva de crecimiento la concentración DQO es muy alta y la concentración de SSV es baja, pero en las primeras etapas el crecimiento de la biomasa no tendrá limitaciones, por lo que se puede considerar que en esta etapa se alcanza un máximo y después de un tiempo determinado, la velocidad de crecimiento exponencial se va volviendo casi constante respecto al tiempo.

En cuanto a las características metabólicas y formas de crecimiento de los microorganismos son de gran importancia en el tratamiento de agua residual y para asegurar que estos crezcan se le debe permitir un tiempo óptimo en el sistema y en este caso se encontró que el tiempo donde se genera el mayor crecimiento de biomasa es a las 48 h. Posteriormente el sistema se encuentra casi constante en cuanto a eliminación de DQO y generación de biomasa.

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES, Y PERSPECTIVAS

5.1 CONCLUSIONES

En este estudio se planteó como objetivo estudiar el efecto de agregar hidróxido de magnesio a reactores biológicos del tipo lodos activados. Con la adición del hidróxido de magnesio se pretendió demostrar que se lograría una mayor eficiencia de remoción de materia oxidable (DQO) debido a un efecto combinado de incremento de sedimentabilidad de los lodos biológicos y de incremento de la actividad biológica ocasionado por la presencia del magnesio. El objetivo fijado fue alcanzado y se demostró la validez de la hipótesis planteada.

Como resultado del trabajo experimental realizado, se pudo constatar que en la mayoría de los análisis de DQO efectuados, los valores residuales, y por ende la eficiencia de eliminación de este parámetro, fue mayor en el reactor 2 (con adición de hidróxido de magnesio) con respecto al reactor 1. Lo anterior se hace evidente observando los valores promedio de remoción de DQO en ambos reactores, en el reactor 1 el promedio de remoción fue igual a 36% mientras que para el reactor 2 la eficiencia de remoción fue de 49%, es decir el reactor 2 tuvo una diferencia en la eficiencia de remoción de DQO de 13 unidades porcentuales.

En el caso del color, después del día 23 de agosto, se observa claramente que el efluente del reactor 2 presentaba una eficiencia de remoción (66%) ligeramente mayor con respecto al del efluente del reactor 1 (53%). Lo anterior significa que el reactor 2 hubo una mayor eliminación de compuestos que alteran el color del agua como es el caso de los compuestos aromáticos.

Con respecto a la remoción de la turbiedad, se verificó que también para este parámetro las eficiencias de remoción fueron mayores para el reactor 2. El hecho de que exista una menor turbiedad en el agua tratada en el reactor significa que existen menos partículas en suspensión que dispersan la luz lo cual es atribuido a que la adición de hidróxido de magnesio, al actuar también como un agente floculante permite que los lodos biológicos sedimenten mejor y por tanto que se separen más fácilmente del agua tratada. La diferencia de la remoción de la turbiedad entre los dos reactores es de 13 unidades porcentuales.

Las observaciones anteriores se ven reforzadas con los resultados obtenidos de concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en los efluentes de ambos reactores. En el efluente del reactor 1, la concentración de SST fue de 50 mg/L contra 34 mg/L en el efluente del reactor 2, es decir se constató una diferencia de 32% entre ambos valores de SST.

La concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en la línea de recirculación de ambos reactores ofrece también datos interesantes sobre la influencia de la adición de hidróxido de magnesio en ellos. Este parámetro es comúnmente utilizado para cuantificar la biomasa presente en reactores biológicos. A pesar de que ambos reactores fueron alimentados con la misma agua residual y que se mantuvieron las mismas condiciones de operación en cuanto a los flujos manejados y a la aireación proporcionada, en el reactor 2 se encontró en promedio una concentración mayor de SSV, dicha concentración fue de 888 mg/L mientras que en el reactor 1 ésta fue de 648 mg/L, lo que se traduce en que la adición de hidróxido de magnesio permitió un crecimiento de biomasa 28 % mayor. Los resultados obtenidos en la remoción de DQO, color, turbiedad y de concentraciones de sólidos en los efluentes y en los reactores reflejan el efecto del hidróxido de magnesio sobre la actividad biológica. Como una segunda ventaja de la adición de hidróxido de magnesio se había postulado una influencia positiva sobre las características físicas de los lodos biológicos. Esta segunda ventaja fue demostrada evaluando los flux de sólidos sedimentables y las velocidades de sedimentación de los lodos.

5.2 PERSPECTIVAS DEL PROYECTO

Las perspectivas que emanan de este trabajo son las siguientes:

1. Realizar estudios básicos para demostrar un efecto benéfico del hidróxido de magnesio en el arranque de sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales
2. Realizar pruebas en plantas de tratamiento de aguas residuales cuyos sistemas biológicos presenten problemas de baja eficiencia de operación y de sedimentabilidad de los flóculos biológicos
3. Realizar pruebas a escala real en plantas de tratamiento de aguas residuales.

BIBLIOGRAFÍA

1. APHA-AWWA-WPCF *Métodos Normalizados, para el análisis de aguas potables y residuales*. Díaz de Santos, Madrid, 1992.
2. Aranda, Hernández, Luis Alberto (2001). *Evaluación de la aplicación del reactivo de Fenton como un proceso de depuración y desinfección de aguas residuales*. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química, UNAM, Facultad de Química, México.
3. Castro González, Alejandra (1994). *Diseño, construcción, arranque y puesta en marcha para la estabilización, manejo y disposición de los lodos biológicos generados en una planta de tratamiento de aguas residuales*. Tesis de licenciatura. ITO. Orizaba, Veracruz
4. Chang, Raymond (1992) *Química*. 4ta. Ed. (1ra en español) McGraw-Hill México
5. Eckenfelder, W. (1995) *Industrial Water Pollution Control*. McGraw-Hill, E.U.
6. González Lorenzo, Ernesto (2001). *Selección de un pretratamiento fisicoquímico de aguas residuales con fines de recarga artificial del acuífero del Valle de México*. Tesis Maestría en Ciencias Químicas, UNAM, Facultad de Química, México.
7. Gostelow, Parsons S. Stuetz. (2001) Odor measurements for sewage treatment works. *Water Research*, vol. 35, N° 3, pp. 579-597.
8. Hai Tan, Boon; Tow Teng, Tjoon y Ornar, Mohd. (2000) *Removal of dyes and industrial dye wastes by magnesium*. *Water Research*, vol. 34, N° 2, pp. 597-601,
9. Harris, Daniel C. (1991) *Análisis Químico Cuantitativo*. Grupo Editorial Iberoamérica, México.
10. Hawley, Gessner Goodrich. (1993). *Diccionario de Química y productos químicos*. Barcelona, Omega

11. Inane, B.; Ciner, F. Y Ozturk, I. (1999) Colour removal from fermentation industry effluents. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 40, ND 1, pp. 331-338,.
12. Kirk - Othmer (1993) *Encyclopedia of Chemical Technology*. Volume 15. 4th edition, Wiley-Interscience, E.U.
13. Malpica de la Torre, Jessica (2002). Evaluación del método Fenton para producir aguas y lodos con fines de reúso. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química, UNAM, Facultad de Química, México.
14. Martínez Delgadillo, Sergio. (1999) *Parámetros de diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales*. UAM, México,.
15. Maurer, M.; Abramovich, H. y Siegrist, H. (1999) *Kinetics biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment*. *Water Research*, Vol. 33, N°2, pp. 484-493,.
16. Metcalf & Eddy. (1996) *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Tomo 1. México, McGraw-Hill,.
17. Montgomery, James. (1985) *Water Treatment Principles and Design*. Wiley - Interscience Publication, John Wiley & Sons, E.U.
18. Mora Tovar, Sergio. Godínez y Soriano Arroyo, Alejandra Catalina (1994). *Programa de seguridad e higiene para la Planta de Tratamiento de Ciudad Universitaria*. Tesis mancomunada. UNAM. México.
19. NALCO Chemical Company (1989). *Manual del Agua, su naturaleza, tratamiento y aplicaciones*. McGraw-Hill, México,
20. Perry, Robert H.; Creen, Don W. Y Maloney, James O. Perry (1992). *Manual del Ingeniero Químico*. Ed McGraw-Hill E. U.
21. Pirtola, L; Uusitalo, R. Y Vesilind, A. (1999) Effect of mineral materials and cations on activated and alum sludge settling. *Water Research*, Vol. 34, N° 1, pp. 191-195.
22. Ríos Enríquez, Miguel Ángel y Campos González, Taíña. (1995). Tratamiento de vinazas en una planta piloto en México en un reactor de biodiscos. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química, UNAM, Facultad de Química, México.
23. Rudolpg, Karl-Ulrich. (1999) A low-cost approach to tackling odours. *WQI*, January/February, pp. 28-31.

24. Skoker, H. Stephen y Seager, Spencer L. (1981) *Química Ambiental. Contaminación del aire y del agua*. Blume, Barcelona, España,.
25. Téllez García Ileana Berenice (2002). Aplicación del hidróxido de magnesio en el tratamiento de aguas residuales. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Química, Facultad de Química, UNAM.

ANEXOS

A.1 TÉCNICAS ANALÍTICAS UTILIZADAS

Las técnicas analíticas empleadas fueron las siguientes:

TURBIEDAD

Este es un parámetro que permite tener una idea acerca del material suspendido, tanto orgánico como inorgánico esto debido al efecto Tyndall en las partículas coloidales que es cuando la luz pasa a través del agua que las contiene, se refleja y este efecto es lo que conocemos como turbiedad.

El equipo que se utilizó para realizar las mediciones fue un turbidímetro Orbeco-Hellige 966.

La metodología que se llevó a cabo consistió en llenar la celda incluida en el equipo, se agito la muestra manualmente teniendo la precaución de no ensuciar la celda para después introducirla en el turbidímetro, el cual ya se encuentra previamente calibrado y ajustado a cero. Se selecciona la escala con la cual se va a hacer las mediciones y los resultados se obtienen en UTN (unidades de turbiedad nefelométricas).

Para realizar la lectura de distintas muestras es necesario enjuagar la celda con agua destilada en cada medición.

COLOR

El material orgánico e inorgánico disuelto en el agua puede darle color al agua. Esto no significa necesariamente que dichas sustancias sean dañinas para la salud humana

pero, estéticamente, son indeseables y por ello es necesario eliminarlas por medio de tratamientos fisicoquímicos. En este caso también, como en el anterior, la presencia de sustancias coloridas en fuentes hídricas naturales puede afectar la fotosíntesis.

Para las mediciones se contó con un colorímetro de ión específico HANNA HI93727. En estas mediciones se llenaron las celdas que venían con el colorímetro con 10 mL de la muestra y antes de realizar la medición se calibraba a cero el aparato con una celda con agua destilada y posteriormente se hizo la medición de la muestra. La lectura obtenida se da en Pt-Co (unidades de color platino-cobalto). Teniendo como máximo de lectura 550 Pt-Co.

SÓLIDOS

SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

En la determinación de sólidos se utilizaron unos papeles filtro 25 mm, los cuales antes de utilizarse se ponían a peso constante metiéndolos 30 min. a la mufla a 550°C, después se colocaban en un desecador a temperatura ambiente y se dejaban enfriar para después poder pesarlos.

Una vez que se tomaba el peso inicial, se colocaban los papeles filtro con la parte corrugada hacia arriba sobre un embudo que estaba sobre un matraz Kitazato conectado al vacío, se agregó agua destilada al filtro y se dejó filtrar toda, asegurando que el papel quedara pegado al filtro.

Empleando una pipeta volumétrica o una probeta para cada muestra dependiendo de la cantidad de sólidos probables se transfirió un volumen conocido al sistema de filtración. En este caso se utilizaron 10 mL en las muestras de recirculación y 50 mL en las demás muestras.

Después se colocó el papel en la estufa a 103°C durante una hora. Al retirar el papel de la estufa, se dejó enfriar en el desecador a temperatura ambiente y luego se procedió al pesado de este.

Finalmente se utilizó la siguiente ecuación para conocer los sólidos suspendidos totales:

$$SST = \frac{(P1 - P0)}{Vol.Agr.}$$

Donde:

SST = sólidos suspendidos totales (mg/ L)

Po = peso inicial del papel filtro (mg)

P1 = peso final del filtro (mg)

Vol. Agr. = volumen de la muestra agregado (L)

SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLÁTILES

Después de pesar el papel seco de los sólidos suspendidos totales, se calcino durante 20 min. en una mufla a 550°C. Se dejó enfriar en el desecador a temperatura ambiente y se pesó el papel.

La ecuación empleada en este caso fue:

$$SSV = \frac{P2 - P0}{Vol.Agr.}$$

Donde:

SSV = Sólidos suspendidos volátiles (mg/ L)

Po = Peso inicial del papel filtro (mg)

P2 = peso final del filtro después de la calcinación en la mufla (mg)

Vol. Agr. = volumen de la muestra agregado (L)

SÓLIDOS SEDIMENTABLES

Esta prueba se basa en la sedimentación, que es un proceso que se utiliza para clarificar el agua. El proceso consiste en separar sólidos en suspensión mediante fuerzas gravitacionales.

Para esta prueba se llenaron dos probetas de 1 L graduadas con agua de cada reactor, se agitaron para homogenizar la mezcla y al detenerse el mezclado se considero un tiempo igual a cero y cada 5 minutos se observó como descendía la interfase y se anoto la distancia que recorría de la probeta. Esto se hacía durante 30 minutos.

Con los datos obtenidos se grafico la altura de la interfase vs. Tiempo de sedimentación en minutos y se obtuvo una pendiente que es la velocidad de sedimentación zonal.

NITRÓGENO KJELDAHL

Se tomó un volumen de la muestra a partir de la información de la siguiente tabla:

Tabla A1. Selección del volumen de la muestra (APHA, 1992)

Nitrógeno orgánico en la muestra (mg/L)	Tamaño de la muestra (mL)
4 -40	50
8-80	25
20-200	10
40-400	5

Esperando obtener una concentración de nitrógeno orgánico entre 8-80 mg/L se toman 25 mL de la muestra problema. Se vierten en matraces Kjeldahl de 250 mL y se agrega 10 mL del reactivo de digestión y se deja a 410°C durante 30 minutos en el digestor rápido LABCONCO 23080 que se encuentra en la campana de extracción el sistema de 4 bulbos de vidrio son tapados con campanas especiales de vidrio, ya que se producen gases tóxicos.

Después de la digestión de la muestra, se deja enfriar y se transfieren 20 mL de la muestra, empezando con el blanco, al aparato de destilación rápida LABCONCO 65000. La muestra se destila desde un medio alcalino, añadiendo 10 mL de la solución hidróxido-tiosulfato y se absorbe en ácido bórico. La recuperación total de nitrógeno amoniacal se lleva a cabo de 3 a 5 minutos de tiempo de destilación, se recolecta 40mL aproximadamente y finalmente se titula con un ácido mineral patrón, en esta caso se utilizó H₂SO₄ a una concentración de 0.01 M.

Para obtener el Nitrógeno total se utiliza la siguiente expresión:

$$NT = \frac{(A - B) * N * 14 * 1000}{V}$$

Donde:

NT = nitrógeno total Kjeldahl (mg / L).

A = volumen de solución de H₂SO₄ empleado para titular la muestra (mL).

B = volumen de solución de H₂SO₄ empleado para el blanco (mL).

V = volumen de la muestra (mL).

Para el caso del nitrógeno total se lleva a cabo el mismo procedimiento, sólo que no se hace una digestión previa a las muestras.

FÓSFORO

Se utilizó el método del ácido vanadomolibdofosfórico, el fósforo en presencia del vanadio forma un complejo de fosfovanadomolibdato, lo que origina una coloración amarillenta y mediante espectrofotometría se determina la intensidad de este color. Se toman 35 mL de muestra y un blanco de agua destilada. Se transfieren a un matraz aforado de 50 mL y se adiciona 10 mL de reactivo vanado-molibdato y se afora con agua destilada agitando para homogenizar, se deja reposar 10 minutos. Posteriormente se mide la absorbancia del blanco y de las muestras usando un espectrofotómetro a una longitud de onda de 420 nm.

pH

Para realizar las mediciones de pH de las muestras se utilizó un potenciómetro ORION 720-A, que se calibró cada semana con dos soluciones buffer, una de 4 y otra de 7. Se determinó el pH por inmersión directa del electrodo del potenciómetro en cada muestra y después de hacer la lectura se enjuagó el electrodo con agua destilada, se secó y se procedió a medir la siguiente muestra.

DEMANDA QUÍMICA DE OXIGENO (DQO)

Es una medida de toda la materia presente en disolución y/o suspendida que puede ser químicamente oxidada en un medio ácido por un fuerte oxidante como el permanganato o el dicromato y se mide como miligramos de oxígeno equivalentes a la fracción orgánica disuelta y/o suspendida por litro de disolución (agua residual).

Para los dos reactores biológicos que operaban en la PTAR de CU se hicieron los análisis con la técnica de MERCK que consiste en adicionar en las celdas que vienen con el espectrofotómetro 1.3 mL de una solución A, 2.6 mL de una solución B y 3 mL de la muestra. Se agitó manualmente cada celda y se introdujeron al termo reactor MERCK durante 2 horas a una temperatura de 145 °C. Después se dejan enfriar y una vez

estando las celdas a temperatura ambiente y teniendo cuidado de no ensuciarlas y no agitarlas se introducen en el espectrofotómetro y se realiza la lectura. El espectrofotómetro utilizado fue el SPECTROQUANT 4600 de MERCK.

Técnica Alternativa para la determinación de la DQO

La técnica utilizada en estos análisis fue la de reflujo cerrado (APHA, 1992 y 1998), utilizando dicromato de potasio como oxidante.

La técnica consistió en coleccionar 2 mL de cada muestra y un blanco y colocarla en un tubo de cultivo y agregar 3 mL de solución de ácido sulfúrico (H_2SO_4) / sulfato de plata (Ag_2SO_4) y 1 mL de solución de digestión. Se tapa y se agita manualmente para mezclar y se introduce al horno a una temperatura de $165^{\circ}C$ durante media hora. Se dejó enfriar a temperatura ambiente y después se centrifugaron las muestras y finalmente se realizaron las lecturas de absorbancia en un espectrofotómetro MERCK a 620 nm y para obtener los resultados de DQO se tenía una curva de calibración de este equipo la cual se hizo previamente con muestras estándares de concentración conocida, en este caso se utilizó $C_8H_5KO_4$ (hidrogenoftalato de potasio).

De esta manera al tener la absorbancia medida de la muestra, la DQO se obtiene mediante la interpolación de la absorbancia en la siguiente curva de calibración.

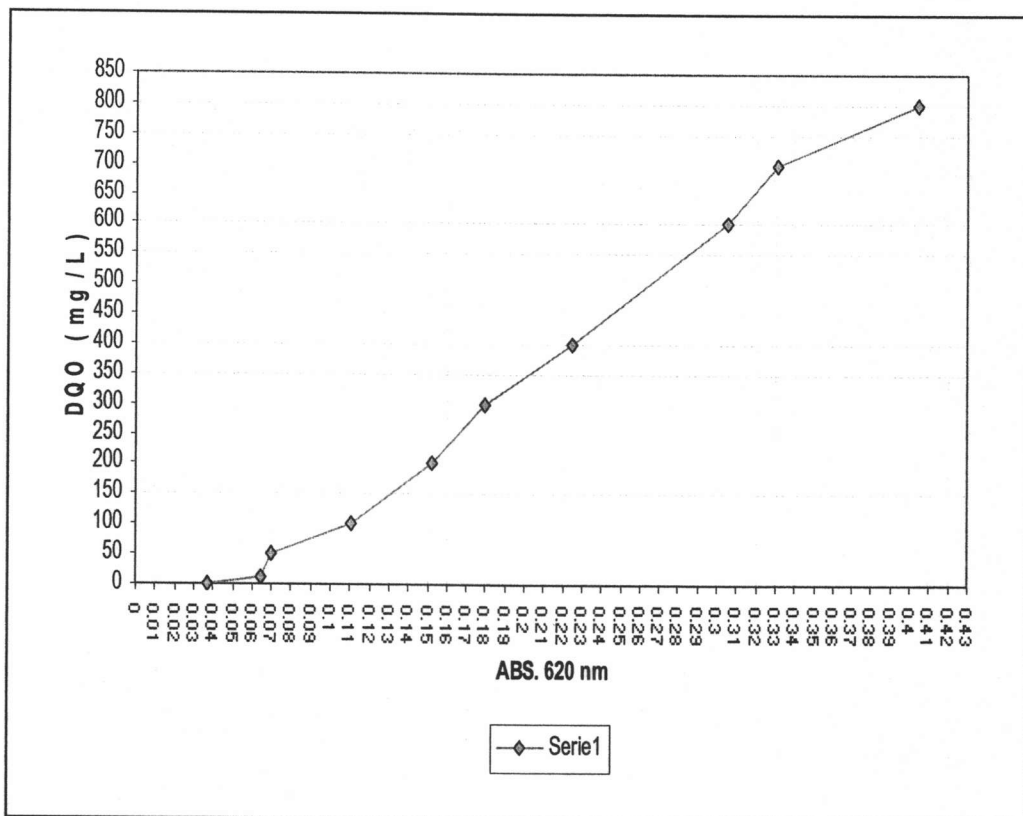


Figura. A1. CURVA DE CALIBRACIÓN

Los datos de la concentración de la DQO también se obtienen, linealizando los datos obtenidos de la absorbancia y concentración teórica, obteniendo una ecuación de la forma:

$$y = m * x + b$$

Donde:

m = pendiente de la línea

x = absorbancia de la muestra y

b = constante de la ecuación

**ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA**

NORMAS TÉCNICAS DE REFERENCIA

1. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-OOS-1S30 Análisis de Agua -
Determinación del pH. (Esta Norma cancela a la NMX-AA-008-1973).
2. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-020-1980 Análisis de Agua -
Determinación de Sólidos Disueltos Totales.
3. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-026-1980 Análisis de Agua -
Determinación de Nitrógeno total. Waters.
4. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-030-1981 Análisis de Agua -
Determinación de la demanda química de oxígeno.
5. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-003-1980 Análisis de Agua – Muestreo.
6. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-034-19S1 Análisis de Agua -
Determinación de sólidos.
7. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-036-1981 Análisis de Agua -
Determinación de Acidez Total y Alcalinidad Total.
8. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-038-1981 Análisis de Agua -
Determinación de Turbiedad.
9. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-072-19S1 Análisis de Agua -
Determinación de Dureza - Método del E.D.T.A.
10. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-083-1982 Análisis de Agua -
Determinación de olor.
11. D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-QB4-19S2 Análisis de Agua -
Determinación de sulfuros.