



**Lo Humano ojo de
Nuestra Reflexión**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA**



**“NITRIFICACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN
UN REACTOR DE LECHO MÓVIL”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

INGENIERO QUÍMICO

P R E S E N T A:

ERNESTO ALEJANDRO ROSAS MEDINA

ASESOR: DR. SIMÓN GONZÁLEZ MARTÍNEZ

MÉXICO, D.F.

Junio de 2004



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



**FACULTAD DE ESTUDIOS
SUPERIORES ZARAGOZA**

**JEFATURA DE LA CARRERA
DE INGENIERIA QUIMICA**

OFICIO: FESZ/JCIQ/002/04

ASUNTO: Asignación de Jurado

ALUMNO: ROSAS MEDINA ERNESTO ALEJANDRO

P r e s e n t e .

En respuesta a su solicitud de asignación de jurado, la jefatura a mi cargo, ha propuesto a los siguientes sinodales:

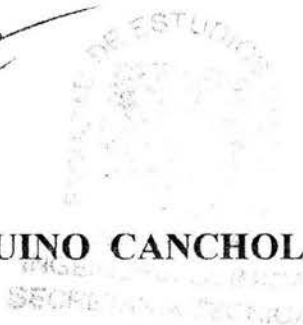
Presidente:	I.Q. Arturo E. Méndez Gutiérrez
Vocal:	Dr. Simón González Martínez
Secretario:	Biol. Roberto King Díaz
Suplente:	M. en C. José Núñez Flores
Suplente:	I.Q. María del Rocío Luja Hernández

Sin más por el momento, reciba un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E
“POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU”

México, D. F., 13 de Enero de 2004

EL JEFE DE LA CARRERA



M. en C. ANDRÉS AQUINO CANCHOLA



Dedicatoria:

A Dios por darnos esta oportunidad.

A mis padres (Silverio y Margarita) por darme el apoyo y soportarme tanto tiempo.

A mis hermanos ya que fueron parte crucial entre el si y el no de este logro. (David, Edith, Elida, Ernestina, Eugenia, Fabián, Imelda, Julieta, Laura, Raimundo, ...)

A mis tíos, Juana y Anastasio por haberme apoyado en el momento que más lo necesitaba.

A Adriana por su cariño y apoyo, que espero sea por mucho tiempo...

Agradecimientos.

Nombres son muchos...

Vidas son tantas...

Pero solo en el convivir se expresa, la necesidad de ser libres

*Solo los amigos se quedan en la vida como una columna en tiempo imperecedero,
y la vida continua...*

Gracias hermanos, amigos por el tiempo compartido,

Por la esperanza aportada... por el consejo no dicho...

Por esos pequeños momentos que han sido los mejores de mi vida

A la UNAM, por ser una gran casa de estudio y desarrollo para muchos.

Al Instituto de Ingeniería, y a todo el personal que ahí labora por todo lo aportado para mi formación académica, con especial mención al Dr. Simón González y al Dr. Oscar González.

Al Profesor José Núñez Por su paciencia, tiempo y valiosas aportaciones para culminar mi trabajo (mil gracias)

A todos aquellos que me animaron a seguir...

Alejandra, Alejandro, Oswaldo, Rocio, Daniel, Pedro, Irene, Tere, Ildefonso, Carlos, Gaby, Alberto, Isabel, ... y los que olvide inconscientemente.

	Contenido	Página
Índice		IV
Abreviaturas utilizadas		VI
Índice de figuras		VII
Índice de tablas		VIII
1. Introducción		1
1.1. Problemática		2
1.2. Justificación y Objetivos		4
2. Generalidades		5
2.1. El Agua		6
2.1.1. Usos del agua		7
2.1.2. Calidad del agua		8
2.1.3. Reparto mundial del agua		9
2.1.4. Recursos hídricos		10
2.1.5. extracción del agua		10
2.2. Aguas Residuales		12
2.2.1. Definición		12
2.2.2. Características de las aguas residuales		13
2.3. Tratamiento de las aguas residuales		19
2.3.1. Tratamiento primario o preliminar		20
2.3.2. Tratamiento secundario		23
2.3.2.1. Lodos activados		27
2.3.2.2. Filtro percolador		28
2.3.2.3. Biodiscos		29
2.3.2.4. Desinfección		30
2.3.2.5. Tratamiento del lodo		30
2.3.3. Tratamiento terciario o avanzado		31
2.3.3.1. Ósmosis inversa		32
2.3.3.2. Ultrafiltración		32
2.3.3.3. Absorción con carbón activado		32
2.3.3.4. Electrodialisis		32
2.3.3.5. Coagulación-sedimentación		32
2.3.3.6. Microatomizado		33
2.3.3.7. Cloración a punto de quiebre		33
2.3.3.8. Desorción de amoníaco		33
2.4. Procesos Biológicos		33
2.4.1. Metabolismo		34
2.4.2. Fuentes de carbono y de energía para la vida celular		34
2.4.2.1. El ciclo del carbono y el oxígeno		36
2.4.2.2. El ciclo del nitrógeno		36
2.4.3. Procesos anaerobios		37
2.4.4. Procesos aerobios		38
2.4.5. Proceso de eliminación biológica de nitrógeno		39
2.4.5.1. Nitrificación		40
2.4.5.2. Desnitrificación		41
2.4.5.3. Reducción desasimilativa de nitrato a amonio (RDNA)		43

2.4.5.4. Biotecnologías para la eliminación del nitrógeno	43
2.5. Biología de las aguas residuales (indicadores biológicos)	45
2.5.1. Estructura del ecosistema	45
2.5.2. Estructura de la microfauna	46
2.5.3. Funcionamiento del ecosistema	49
2.6. La Biopelícula	51
2.6.1. Formación de la biopelícula	51
2.6.2. Factor limitante del crecimiento en películas biológicas	53
2.6.3. Crecimiento de película biológica	53
2.6.4. Coexistencia de actividad aerobia y anaerobia	54
3. Metodología	55
3.1. Experimentación	56
3.2. Método experimental	56
3.3. Operación	57
3.4. Descripción del sistema	57
3.4.1. Construcción del reactor	57
3.4.2. Medio de soporte	59
3.4.3. Variables de operación	61
3.4.4. Muestreo y análisis	62
3.5. Parámetros medidos y métodos analíticos	63
4. Resultados	64
4.1. Variables analizadas	65
4.1.1. Temperatura	65
4.1.2. Potencial hidrógeno	66
4.1.3. Oxígeno disuelto	67
4.1.4. Caudal de alimentación	68
4.2. Resultados de variables analizadas	69
4.2.1. Demanda química de oxígeno	69
4.2.2. Carga orgánica	73
4.2.3. Remoción de amonio	74
4.2.4. Sólidos suspendidos totales	74
4.2.5. Nitrógeno como amoníaco	76
4.2.6. Nitratos	78
4.2.7. Crecimiento de la biopelícula	80
4.2.8. Sólidos totales en la biopelícula	83
5. Conclusiones	85
6. Bibliografía	88

Abreviaturas utilizadas

AR	Agua residual
ARC	Agua residual cruda
CNA	Comisión Nacional del Agua
CO	Carga orgánica
DBO	Demanda biológica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
F	Fósforo
N₂	Nitrógeno
N-NH₄⁺	Nitrógeno como amoníaco
N-NO₃⁻	Nitrógeno como nitratos
OD	Oxígeno disuelto
pH	Potencial de hidrógeno
P-PO₄	Fósforo como ortofosfatos
RHIR	Recursos hídricos internos renovables anuales
SST	Sólidos suspendidos totales
TPA	Tratamiento primario avanzado
TRH	Tiempo de retención hidráulico
SST	Sólidos suspendidos totales

Índice de figuras

	Página
2.1. Volumen del agua sobre la tierra	6
2.2. Evolución reciente y perspectivas futuras de extracción del agua para usos	11
2.3. Rejilla de barras de limpieza automática	20
2.4. Cribas finas	20
2.5. Triturador	20
2.6. Canal parshall	21
2.7. Desarenador	21
2.8. Caja de distribución de gasto	21
2.9. Tanque circular de sedimentación	22
2.10. Tanque de flotación	23
2.11. Sistema de lodos activados	27
2.12. Proceso de filtro percolador	29
2.13. Esquema de un filtro percolador	29
2.14. Esquema de un biodisco	30
2.15. Ciclo del carbono y del oxígeno en la biosfera	36
2.16. Ciclo del nitrógeno	37
2.17. Proceso de digestión anaerobia	38
2.18. Alternativas convencionales para eliminación de C y N de las aguas residuales	43
2.19. Proceso bach para eliminación de nitrógeno	45
2.20. Flagelados	46
2.21. Amebas	47
2.22. Ciliado	47
2.23. Ciliado asociado al floculo	47
2.24. Ciliado no asociado al floculo	48
2.25. Nematodo	48
2.26. Rotífero	49
2.27. Ecosistemas de la fauna microbiana en los lodos activados	49
2.28. Diagrama esquemático de una película biológica	53
3.1. Representación esquemática de un reactor aerobio de lecho móvil	58
3.2. Vista del reactor piloto	59
3.3. Material de soporte limpio	60
3.4. Bombas peristálticas de cabezal dieciséis	62
3.5. Conservación de las muestras a lo largo de un día	62
4.1. Potencial hidrógeno contra días de experimentación	67
4.2. Oxígeno disuelto contra días de experimentación	68
4.3. Caudal contra días de experimentación	69
4.4. DQO sobrenadante contra días de experimentación	70
4.5. DQO soluble contra días de experimentación	71
4.6. Remoción DQO sobrenadante y soluble	72
4.7. Carga orgánica contra días de experimentación	73
4.8. Remoción de N-NH ₄ ⁺ contra carga orgánica	74
4.9. SST contra días de experimentación	76
4.10. Concentración de amonio contra días de experimentación	77
4.11. Concentración de nitratos contra días de experimentación	78
4.12. Biopelícula en agua para la carga orgánica de 3 g _{DQO} /m ² *d	80
4.13. Muestra de la biopelícula para la carga orgánica de 3.6 g _{DQO} /m ² *d	81

4.14.	Biopelícula en agua para la carga orgánica de 5 g _{DQO} /m ² *d	81
4.15.	Muestra de biopelícula para la carga orgánica de 5.4 g _{DQO} /m ² *d	82
4.16.	Muestra de biopelícula en la etapa final con carga orgánica de 6 g _{DQO} /m ² *d	82
4.17.	Comportamiento de los sólidos totales en el medio de soporte durante la	83

Índice de tablas

	Página	
2.1.	Agua dulce repartida en el planeta	6
2.2.	Extracción, consumo y descarga del agua en el país por diferentes usos	7
2.3.	Estimación de diversos consumos del agua	7
2.4.	Consumo del agua en la industria	8
2.5.	Contaminantes convencionales	8
2.6.	Estimación de profundidad y tiempo de estancia de las reservas de agua	9
2.7.	Contaminantes mas usuales de las aguas residuales	14
2.8.	Principales características físicas de las aguas residuales	15
2.9.	Principales características químicas de las aguas residuales	16
2.10.	Principales características biológicas de las aguas residuales	17
2.11.	Concentración típica de las AR municipales contra AR del D. F.	18
2.12.	Clasificación de los procesos biológicos para el tratamiento de AR	24
2.13.	Principales variantes del proceso de lodos activados	28
2.14.	Clasificación de los microorganismos según el origen de los nutrientes	35
2.15.	Características distintivas de los procesos de nitrificación y desnitrificación	44
3.1.	Técnicas analíticas utilizadas	63
4.1.	Factores ambientales en cada carga orgánica	65
4.2.	Valores promedio de la DQO en las diferentes etapas del experimento	69
4.3.	Comportamiento de la DQO sedimentada	71
4.4.	Comportamiento de la DQO soluble	72
4.5.	SST a lo largo de la experimentación y en relación a las diferentes CO	75
4.6.	Comportamiento del amoníaco, periodo de experimentación	77
4.7.	Algunos sistemas biológicos de nitrificación y desnitrificación	78
4.8.	Comportamiento de nitratos durante la experimentación	79
4.9.	Comportamiento de la biopelícula en el sistema durante la experimentación	83



Sin agua, la vida no es posible

El agua es múltiple por sus formas y se relaciona íntimamente a nuestras vidas

Ella abreva, irriga, alimenta...

Ella transporta, disuelve, desgasta...

Ella inunda, destruye y devasta...

Ella trasmite enfermedades de las cuales es contaminada

Ella es manantial de inspiración para los poetas, escritores, pintores y cantantes

Ella a sido objeto de culto de las civilizaciones antiguas

Ella reúne y unifica poblaciones

Ella marca límites entre países pero igualmente es objeto de conflicto.

Resumen

El trabajo desarrollado fue de tipo experimental y principalmente analiza el desempeño que tiene un reactor aerobio de reciente desarrollo, la influencia de la superficie expuesta al tratamiento de A. R. de tipo urbano y el establecimiento del proceso de nitrificación de las A. R. al igual que la eliminación completa del nitrógeno presente en el agua por medio del proceso de desnitrificación, (conversión de nitrógeno en forma de nitratos a nitrógeno molecular inerte, el cual no causa daño al medio ambiente).

Pretende también, introducir al lector en el amplio ámbito de las aguas residuales, mostrando las generalidades de los procesos biológicos mas comunes que intervienen en su tratamiento y los trenes de tratamientos comúnmente utilizados a nivel industrial.

En las aguas residuales urbanas existen dos principales contaminantes a eliminar, el nitrógeno y el fósforo, llamados comúnmente macro nutrientes, por la influencia que tienen el desarrollo y crecimiento de las plantas. Son contaminantes que tienden a acumularse en los lechos de ríos de poca corriente, en lagos y lagunas. El nitrógeno es el contaminante que mas difícilmente se elimina y el que en concentraciones altas ocasiona la eutrofización de las aguas.

El reactor utiliza el principio de biopelículas para la degradación de materia disuelta en las aguas residuales, las biopelículas son conjuntos de microorganismos adheridos a un medio que los soporta y permite su crecimiento. El material de soporte utilizado es hule espuma (poliuretano de alta densidad) mismo que por ser un poco mas densos que el agua permitieron su inmersión en la misma y por medio de la alimentación de aire al sistema permitía la agitación y un mezclado completo.

El reactor se caracteriza por ser un reactor aerobio continuo de lecho móvil de tipo tubular con un volumen de 60L, que contenía un medio de soporte que permitía una mayor área de contacto para tratar agua residual urbana con altas concentraciones de Nitrógeno en forma de amoniaco, el reactor tenia un caudal de 288 L/día y hasta 500 L/día. en la ultima etapa del experimento. Alcanzando una eficiencia de remoción promedio del 50%. Y una remoción de nitrógeno del 26% eliminando 26 ml/L de nitrógeno por cada 100 mg/L que ingresaban al sistema. Con respecto a los sólidos suspendidos sé logro una remoción de 44%.

1. Introducción

1.1. Problemática

En nuestro país, la mayoría de la población tiene un concepto equivocado del uso del agua, falta cultura de la misma. Aunado a esto se cree que este recurso "renovable" siempre se tendrá a disposición de la población en cantidades altas. Sin embargo este recurso está sufriendo grandes mermas por el uso desmedido y a causa de la contaminación realizada por nuestras descargas residuales a los mantos acuíferos superficiales o subterráneos.

Actualmente la comisión nacional del agua (CNA) se encuentra en un gran dilema, puesto que la demanda del recurso es cada vez es mayor, y tanto más es el costo de abastecimiento como su demanda de las grandes ciudades de nuestro país. En la actualidad tan solo en el Distrito Federal se descargan aproximadamente 45 m³/s de agua residual que en su mayoría contiene materia orgánica, metales traza y detergentes, provocando con ello la eutrofización de las aguas y el deterioro del entorno.

El proceso de eutrofización por mano del hombre se provoca por el enriquecimiento de las aguas con nutrientes derivados de sus actividades que propician el crecimiento de algas o plantas. Los principales nutrientes implicados son compuestos de fósforo y nitrógeno y las principales fuentes son las aguas residuales municipales y en menor grado, los trabajos agrícolas y de ganadería. (Jonh Vallentyne, 1978)

Por esta razón, el nitrógeno es uno de los contaminantes más importantes en el agua, pues las actividades agrícolas e industriales han aumentado casi al doble la concentración de nitrógeno fijado anualmente en la biosfera. Parte importante de este nitrógeno llega a los diferentes cuerpos de agua en la forma de amonio, nitrato y nitrito, creando problemas de toxicidad para los organismos acuáticos, además de cambios ambientales como la eutrofización de lagos. Es necesario, entonces encontrar sistemas que mantengan la concentración de compuestos nitrogenados dentro de niveles que no causen el deterioro de los ríos, lagos y mares.

Existen métodos fisicoquímicos y biológicos para la eliminación de nitrógeno del agua. Los primeros, en la mayoría de los casos, no resuelven el problema ya que trasladan el contaminante de un ambiente a otro. Los métodos biológicos si eliminan al contaminante y, en condiciones idóneas, sus productos finales son CO₂ y N₂. (Cervantes, UAM-I, 2000)

En el pasado, la mayoría de los efluentes tratados simplemente se descargaban al lecho de la corriente más cercana, donde creaban corrientes en canales efímeros o se mezclaban con el flujo de las corrientes naturales. Si se reúsa, el efluente de las plantas de tratamiento puede generar ingresos para el municipio que trata el agua y también conservar los disminuidos recursos acuáticos. El agua tratada también se utiliza para la recarga artificial de mantos acuíferos, por medio de los lechos de las corrientes o por infiltración lenta mediante filtros de arena.

La aplicación al suelo de las aguas residuales tratadas es el método más común de uso del agua residual. Esto puede afectar la calidad del agua subterránea si las concentraciones de contaminantes como nitratos o metales pesados en el efluente exceden los requerimientos de nitrógeno de los cultivos irrigados o la capacidad de absorción de las capas subyacentes del suelo. Si la calidad del efluente es tal. Los cultivos regados remueven completamente los contaminantes contenidos en el agua residual y un porcentaje del agua recarga el manto acuífero con agua limpia. En otras partes del mundo, por las carencias de este recurso y su poca disponibilidad, la mayoría del agua superficial y subterránea disponible ha sido explotada y es probable que no existan más fuentes de abastecimiento de agua dulce adicionales disponibles para las nuevas o crecientes demandas. Dado que las nuevas fuentes de agua pueden ser prohibitivamente caras o no estar disponibles, se deben considerar otras alternativas, como la del uso de agua residual tratada.

En las plantas de tratamiento municipales, existen grandes volúmenes de agua disponible para reuso. El concesionar el uso de esta agua, ya sea para riego y otros usos relacionados, puede permitir a los municipios recuperar algunos de los costos de tratamiento mediante pagos directos por la concesión o indirectamente a través de empleos creados por el reuso de efluente. Si un efluente se utiliza para el riego de cultivos, la calidad del mismo puede ser menor que la requerida si descargara a un cuerpo de agua. Por lo tanto, si el reuso del agua permite un tratamiento con estándares más bajos, los costos de tratamiento disminuirían, mientras se acumulan otros beneficios financieros para la comunidad.

1.2. Justificación y Objetivos

La contaminación¹ de un cuerpo de agua por un fuerte crecimiento de organismos, estimulado por nutrientes inorgánicos se conoce como eutroficación. Los organismos de los que se habla son principalmente los microorganismos llamados algas, las cuales se les puede considerar como plantas microscópicas que utilizan la energía de la luz para sintetizar materias orgánicas complejas a partir del anhídrido carbónico, agua y otros materiales de los cuales los más significativos son los compuestos de nitrógeno y fósforo. (Winkler, 1996)

El nitrógeno es el más difícil de eliminar y el que plantea efectos más negativos sobre el medio ambiente, para su eliminación de las aguas residuales (AR) se recurre al proceso de nitrificación y desnitrificación.

La nitrificación es la transformación de iones amonio a nitritos y nitratos, lo cual viene siendo la primera parte de un proceso de eliminación de nitrógeno dentro del agua residual, en cuanto mayor y mejor sea la producción de nitratos y nitritos dentro de un tratamiento, mayor es en una segunda fase (anóxica) la eliminación del nitrógeno por la acción de bacterias desnitrificadoras.

Desnitrificación es el nombre que se le da al proceso por el cual los nitratos y nitritos son reducidos a, gas nitrógeno, óxidos nitrosos y nítricos, y se efectúa por microorganismos que usan nitratos en su mecanismo respiratorio a fin de sustituir el oxígeno en condiciones de baja disponibilidad de oxígeno. (Winkler, 1996)

Objetivo principal:

Estudiar el desempeño de los procesos de nitrificación y desnitrificación en un reactor de lecho móvil utilizando material poroso (hule espuma) para fijar microorganismos dentro del material.

De aquí que se crean objetivos secundarios los cuales son:

- Conocer el comportamiento de un reactor aerobio de lecho móvil.
- Conocer la influencia que tiene el área superficial, en relación al tamaño del material utilizado .
- Formación de una película biológica capaz de ayudar en el proceso de nitrificación, del cual se desprende la posibilidad de desnitrificar las aguas residuales

¹ Contaminación es el término utilizado comúnmente para designar al exceso de materia o energía que provocan daños a los humanos, animales, plantas y bienes. Ya sea aire agua o tierra, pero lo más correcto sería polución refiriéndonos al ensuciamiento de las aguas por agentes externos

2. Generalidades

2.1. El Agua

El agua dulce representa menos del 5 % del volumen de agua terrestre, Figura 2.1. siendo 7,013,700 km³ esta agua dulce no es fácilmente accesible y se presenta mayormente en forma de aguas subterráneas o de masas de hielo y glaciares. Tabla 2.1.

Figura 2.1. Volumen total de agua sobre la tierra la tierra (1,420,240,000 km³)

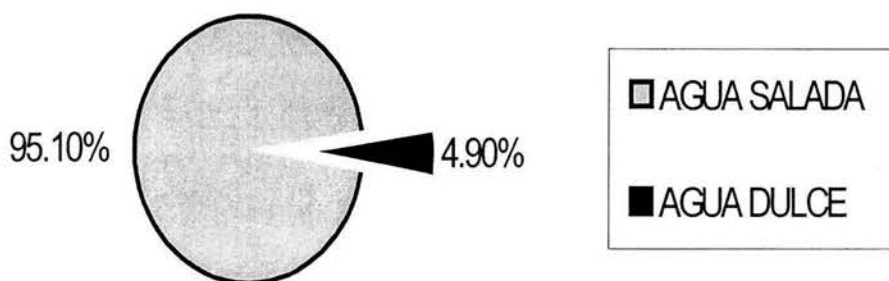


Tabla 2.1. Agua dulce repartida en el planeta

Tipo de agua dulce	Volumen en km ³	Porcentaje del volumen total de agua dulce
Agua subterránea	48000176	68.44 %
Masa de hielo y glaciár	22000197	31.37 %
Humedad del suelo	5000	0.07 %
Agua (planta y animales)	701	0.01 %
Lagos y ríos	7715	0.11 %
Atmósfera	150	Menos de 0.01%

Referencia: Jiménez Cisneros, 2001

Por esta razón se hace de suma importancia el tratamiento del agua residual, puesto que existe en cantidades suficientes pero no accesibles económicamente hablando y todo permanece por un tiempo determinado. Solamente su administración y cuidado, pueden procurar una mayor estancia de las acuíferos disponibles y la calidad de la misma.

2.1.1. Usos del agua

Los usos que se le pueden dar al agua son variados y se pueden clasificar en:

1. Consumo humano (bebida, comida y procesamiento de alimentos)
2. Limpieza personal
3. Agricultura
4. Industria
5. Municipales (riego de jardines, lavado de coches, fuentes de ornato, lavado de calles e instalaciones publicas)
6. Recreativos
7. Transporte de desechos

La extracción del agua en México alcanza cerca de 186.4 km³ por año (5920 m³/s), esto representa el 45% de la precipitación del país. La generación hidroeléctrica demanda el mayor volumen de extracción (60%), mientras que la irrigación es el 80% del consumo. La tabla 2.2. muestra, de acuerdo a la Comisión Nacional del Agua, la extracción y uso sin considerar la generación de energía. Cabe mencionar que México ocupa el 7° lugar mundial en áreas irrigadas (6 de las 21 millones de hectáreas son de riego)

Tabla 2.2. Extracción, consumo y descarga del agua en el país por diferentes usos

USO	EXTRACCIÓN		CONSUMO		DESCARGA	
	m ³ /s	%	m ³ /s	%	m ³ /s	%
Riego	1760	77	1478	88	282	46
Industria	295	13	117	7	178	29
Usos municipales	235	10	86	5	149	25
Total	2290	100	1681	100	609	100

Referencia: Jiménez Cisneros, 2001

Refiriéndonos al consumo realizado por el sector urbano e industrial, en la tabla 2.3. se muestra algunas estimaciones de diversos consumos de agua por servicio en casa habitación.

Tabla 2.3. Estimación de diversos consumos de agua

Unidad	Consumo normal de agua
Retrete	15-25 L/descarga
Pileta de lavado	6 L/uso
Bañera	115 L/uso
Ducha	95-115 L/uso
Manguera de jardín: $\frac{5}{8}$ y $\frac{3}{4}$ de pulgada	760 y 1150 L/hora
Manguera de incendios, 1½ pulgadas	9100 L/hora
Aspersor para riego de prados	455 L/hora
Lavadora automática doméstica	115-190 L/carga
Lava trastos automático doméstico	23 L/carga

Referencia: Jiménez Cisneros, 2001

En el ámbito industrial, el uso y la cantidad utilizada es variable, en la Tabla 2.4. se muestran algunos de los consumos promedio de agua para la manufactura de algunos productos de uso común.

Tabla 2.4. Consumo de aguas en industria

Proceso	Consumo
Fabrica de conservas:	
Judías verdes, L/Ton.	75700
Melocotones y peras, L/Ton.	2000
Otros frutos y vegetales, L/Ton.	7570-37850
Industrias químicas:	
Amoniaco, L/Ton.	142000
Anhidrido carbónico, L/Ton.	92750
Gasolina, L/1000 L	7000-34000
Lactosa, L/Ton.	89000
Sulfuro, L/Ton.	11400
Industrias alimenticias y de la bebida:	
Cerveza, L/1000 L	15000
Pan, L/Ton.	2270
Productos lácteos, L/Ton.	15000-19000
Whisky, L/1000 L	80000
Pulpa y papel:	
Pulpa, L/Ton.	310000-870000
Papel, L/Ton.	178000
Textiles:	
Blanqueo, L/Ton. de algodón	275000-365000
Tintura, L/Ton. de algodón	36000-72000

2.1.2. Calidad del agua

En general se considera como “contaminante” al exceso de materia o energía (calor) que provoque daño a los humanos, animales, plantas y bienes, o bien, que perturbe negativamente las actividades que normalmente se desarrollan cerca o dentro del agua. De esta forma no existe una división precisa para las aguas contaminadas y las no contaminadas, este calificativo se atribuye en función del uso, las exigencias higiénicas y del grado de avance de la ciencia y tecnología para determinar los efectos y medir los contaminantes. A pesar de la dificultad para definir la contaminación, es claro que esta provoca el abatimiento o muerte de la flora y fauna, impide el uso de agua en industrias o ciudades y deteriora el medio ambiente, e incluso, el paisaje. En la Tabla 2.5. se enlistan los primeros contaminantes que fueron atendidos por la ingeniería ambiental.

Tabla 2.5. Contaminantes convencionales

CONTAMINANTES CONVENCIONALES	PARÁMETRO
Físicos	Color Olor Sabor Temperatura Turbiedad Sólidos Conductividad
Químicos	Alcalinidad Oxígeno disuelto PH No metales Metales Nutrientes (N y P) Dureza Cloro residual
Materia orgánica	Demanda química de oxígeno (DQO) Demanda biológica de oxígeno (DBO) Carbono orgánico total (COT) Extractables con cloroformo Sustancias activas al azul de metileno (SAAM) Grasas y aceites Fenoles
Bacteriológicos	Coliformes fecales Vibrio Cholerae Shigella Salmonella Giardia Lamblia

Referencia: Jiménez Cisneros, 2001

2.1.3. Reparto mundial del agua

El reparto del agua en el mundo es desigual, tanto como el reparto de la población mundial, sin embargo aunque exista suficiente agua para todos los habitantes de la tierra, ciertas partes del mundo, particularmente en África, padecen cruelmente de agua. En la tabla 2.6. se muestra un estimado de la cantidad de agua existente en el planeta, así como del lugar que la abastece.

TABLA 2.6. Estimación de la profundidad y tiempo de estancia de las reservas del agua en el planeta

PARÁMETRO	PROFUNDIDAD EQUIVALENTE EN (m*)	TIEMPO DE ESTANCIA
Océanos y mares	2500	Alrededor de 4000 años
Lagos y reservas	0.25	Alrededor de 10 años
Pantanos	0.007	1 a 10 años
Canales fluviales	0.0003	Alrededor de 2 semanas
Humedad del suelo	0.13	2 semanas – 1 año
Agua subterránea	120	2 semanas – 10000 años
Glaciales y hielos	60	10 a 1000 años
Agua atmosférica	0.025	Alrededor de 1 día
Agua en biosfera	0.0101	Alrededor de 1 semana

* Calculado como si el almacenamiento fuese repartido uniformemente sobre toda la superficie terrestre, (Organization International de l'Eau, Francia, 2004)

La distribución y abundancia de agua en el mundo depende de la geología, orografía, tipo de suelo y cubierta vegetal. Estos factores imponen por sí mismos variaciones espaciales y temporales en la abundancia del recurso. En especial para la disponibilidad del agua subterránea (principal fuente de agua para consumo humano debido a que generalmente tiene una mejor calidad) influye el tipo de suelo, su permeabilidad, grado de drenaje y relación entre erosión e infiltración. Como resultado, la distribución mundial del agua útil es muy desigual, a tal grado que ocho países (Canadá, Noruega, Brasil, Venezuela, Suecia, Australia, la Comunidad de Estados Independientes y los EUA) concentran prácticamente el 90% del recurso, mientras que otros (Egipto, Sudáfrica, y Suazilandia en especial) deben complementar su abastecimiento con la importación de los excedentes de otros países. En efecto, mientras 3,400 millones de personas cuentan con una dotación de apenas 50 l/d, en países desarrollados este valor sobrepasa los 400 l/hab·d (Orates, 2001)

2.1.4. Recursos Hídricos

La precipitación media anual en México es de 772 mm (serie 1941-1998, CNA), que suponen un volumen de agua en todo el territorio de 1 512 km³. De este volumen total, cerca del 73 por ciento se pierde en evapotranspiración y evaporación directa de las masas de agua, por lo que los recursos hídricos internos renovables anuales (RHIR) son de 409 km³.

La recarga natural de los acuíferos se estima en 48 km³/año. Los RHTR son por tanto, cercanos a los 458 km³/año. Las estimaciones de la recarga total en los acuíferos, natural e inducida en las zonas de riego, era cercana a los 67 km³/año (CNA, 1998).

Estos recursos hídricos se encuentran repartidos de una forma desigual en el territorio mexicano, lo que da lugar a variaciones significativas de las disponibilidades de agua según regiones. El 50 por ciento del escurrimiento superficial se genera en el sureste, en tan sólo el 20 por ciento del territorio, mientras que el norte, que abarca el 30 por ciento del territorio, genera sólo el 4 por ciento de dicho escurrimiento.

2.1.5. Extracción del Agua

Se estima que en 1998 la extracción total fue de 198 km³. De estos, 79,4 km³ se destinaron a usos de consumo, distribuidos de la siguiente manera: agrícola 76 por ciento, doméstico 17 por ciento industrial 5 por ciento y otros usos, en los que se incluye la acuicultura intensiva, 2 por ciento. Los

119 km³ restantes se utilizaron con fines hidroeléctricos. La figura 2.8. presenta la evolución reciente y predicciones futuras en las extracciones del agua.

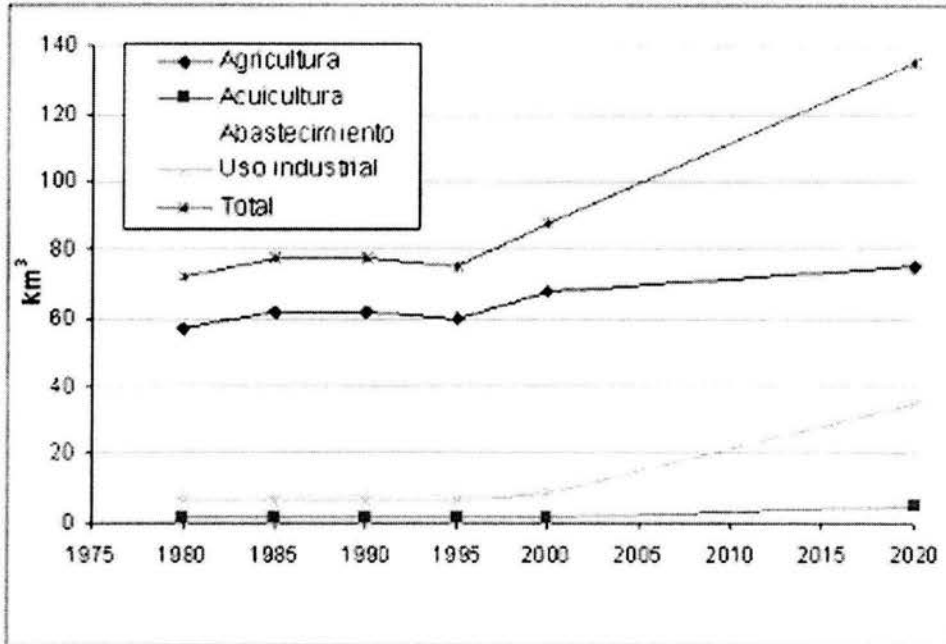


Figura 2.2. Evolución reciente y perspectivas futuras de la extracción del agua para consumo en México, CNA 2000.

Aunque la extracción anual de agua para usos consuntivos representa sólo el 20 por ciento de los RHIR, esta cifra no revela los problemas de escasez y contaminación que afectan a una porción importante de las cuencas y acuíferos nacionales y causan conflictos entre usuarios. En el norte y en el altiplano, en una superficie que ocupa las dos terceras partes del territorio y donde ocurre la tercera parte del escurrimiento medio anual, se asienta el 70 por ciento de la población y la actividad industrial, así como la mayor parte de las áreas habilitadas con riego, mientras tanto, en el sur y el sureste, con apenas la tercera parte del territorio y dos terceras partes del agua disponible, la densidad demográfica y la actividad económica son bajas.

Respecto a las descargas de aguas residuales que se generaron en 1995, se estima que fue un volumen de 9,4 km³/año, de los que 7,3 km³ correspondieron al uso doméstico y 2,1 km³ a la industria. Del volumen generado por el sector doméstico, se recolectaron 5,5 km³/año en el alcantarillado y se contó con instalaciones para tratamiento con una capacidad de 1,7 km³/año. Si embargo, en dicho año sólo se trataron adecuadamente 0,53 km³/año. En 1995, se estima que en la agricultura se utilizó un volumen aproximado de 1,6 km³/año de aguas residuales, del que sólo una parte reducida recibió tratamiento.

2.2. Aguas residuales.

La actividad humana genera, en mayor o menor cantidad, contaminación en el agua que utiliza para diversos servicios, que en lo general se pueden agrupar como usos de tipo doméstico, industrial y agrícola.

Las aguas residuales son generadas por las actividades del sector social que incluyen las descargas de residuos de origen doméstico y público; las del sector agropecuario que incluyen los efluentes de instalaciones dedicadas a la crianza y engorda de ganado mayor y menor, así como por las aguas de retorno agrícola; las del sector industrial representado por las descargas originadas por las actividades correspondientes a la extracción y transformación de recursos naturales en bienes de consumo y satisfactores para la población. Las principales industrias responsables de la generación de mayores descargas de aguas residuales son: azucarera, química, papel y celulosa, petróleo, bebidas, textil, siderúrgica, eléctrica y alimentos.

2.2.1. Definición

De los recursos naturales el agua es el más utilizado y el que más interviene en las actividades humanas, debido a ello, el abastecimiento, uso, descarga y reúso del agua han adquirido un papel relevante en el desarrollo de la sociedad.

Se entiende como aguas residuales a la combinación de los desechos líquidos, o aguas portadoras de residuos, procedentes tanto de residencias como de instituciones públicas y establecimientos industriales y comerciales, mezcladas eventualmente con aguas subterráneas, superficiales y pluviales (Metcalf & Eddy, 1991).

México es un país en el que la actividad económica y la población están ubicadas de manera inversa a la distribución natural del agua y, en consecuencia, a la disponibilidad de este recurso, lo extenso del territorio y la contaminación de las fuentes de abastecimiento de agua potable han provocado que en nuestro país el suministro sea cada vez más complicado y costoso. Bajo estas circunstancias es que el tratamiento de aguas residuales cobra importancia, ya que representa una solución para conservar y recuperar este importante recurso natural.

Cualquiera que sea la técnica utilizada para disponer los residuos líquidos, deberán tratarse antes de su disposición final por las razones siguientes: la alteración de la calidad del agua modifica adversamente los sistemas biológicos que dependen del agua; por otro lado, las actividades productivas que realiza el hombre también dependen de la existencia del agua en suficiente cantidad y calidad. El vertido de aguas residuales deberá estar sustentado en la protección de los ecosistemas y de las actividades productivas del hombre.

2.2.2. Características de las aguas residuales

Al inicio del siglo XX, las aguas residuales procedentes del uso doméstico contenían básicamente desechos de origen orgánico, por lo que la contaminación consistía en sólidos suspendidos, materia orgánica, acidez, grasas y aceites, restos de comida y jabón. Con el avance de la civilización, las aguas residuales domésticas han variado en su composición por la gran variedad de productos químicos arrojados en las casas hacia los drenajes (cloro, amoníaco, detergentes), lo que provoca que se tengan que desarrollar nuevos métodos de tratamiento.

Los problemas en este sentido son muchos y reciben especial atención de los gobiernos en países industrializados, en tanto que en México apenas se está iniciando la construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales tanto municipales como industriales.

De hecho, sólo 17% de las aguas nacionales recibe tratamiento; de los 200 metros cúbicos por segundo de agua que se generan en el país, únicamente reciben tratamiento 34 metros cúbicos por segundo, por lo que aún hay mucho que hacer en esta rama de la ciencia.

La contaminación de agua genera problemas técnicos, sociales y de salud; por un lado, se agotan las cada vez más escasas fuentes de agua potable (sólo 1.7% de la que hay en el mundo es potable en su estado natural, y de este porcentaje 0.7% está congelada en los polos); por el otro, se contaminan cuerpos de agua que pueden ser utilizados por otras comunidades (ríos, lagos, mantos freáticos, océanos) y se generan padecimientos principalmente gastrointestinales.

Resolver esto no es sencillo, pero se puede desarrollar la tecnología adecuada para tratar y reutilizar en caso necesario agua con cualquier tipo de contaminación.

El agua residual doméstica recién generada tiene olor a aceite o a jabón, es turbia y contiene sólidos de naturaleza reconocible. El agua en estado séptico tiene olor a ácido sulfhídrico, es de color gris oscuro y contiene sólidos suspendidos de menor tamaño, que pocas veces son de naturaleza

reconocible. A temperaturas del orden de 20°C el agua residual pasa de su condición de fresca a séptica en un tiempo variable de 2 a 6 horas, dependiendo principalmente de la concentración de materia orgánica.

El agua residual contiene compuestos químicos de naturaleza orgánica e inorgánica. Los compuestos inorgánicos se encuentran presentes, asimismo, en el agua de suministro, pero su utilización en las diversas actividades tiene como consecuencia un incremento de la concentración. Debido a su origen, el agua residual doméstica contiene grandes cantidades de microorganismos, tales como: bacterias, protozoos, virus, gusanos y otros. En función del tiempo que tiene el agua residual a partir de su generación y de la dilución, el número de bacterias presentes en el agua residual cruda suele oscilar entre 500,000/ml a 5000,000/ml. Las bacterias son capaces de solubilizar los elementos nutritivos del exterior de la célula por medio de enzimas celulares, por lo que pueden eliminar la materia orgánica presente en el agua residual en forma soluble, coloidal y sólidos suspendidos. La tabla 2.7. resume los contaminantes más usuales de las A. R.

Tabla 2.7. Contaminantes más usuales de las aguas residuales (Metcalf & Eddy, 1991)

TIPO DE CONTAMINANTE	FUENTE	IMPORTANCIA AMBIENTAL
Sólidos Suspendidos	Sector municipal Sector industrial	Lodo en el fondo del cuerpo receptor en condiciones anaerobias. Impiden el paso de la luz solar, inhibiendo la fotosíntesis. Impiden la reaeración.
Compuestos orgánicos biodegradables	Sector municipal Sector industrial (Industria alimenticia)	Reducción de oxígeno disuelto en el cuerpo receptor, desaparición de la vida acuática.
Microorganismos patógenos	Sector municipal Sector industrial (Industria Pecuaria)	Enfermedades de transmisión por el agua.
Nutrientes (Fósforo, Nitrógeno, etc.)	Sector municipal Sector industrial (Industria agrícola, Industria de los fertilizantes)	Enriquecimiento de nutrientes (eutroficación).
Metales Pesados	Sector Industrial	Bioacumulación que genera efectos tóxicos, carcinógenos, mutagénicos o teratogénicos.
Compuestos orgánicos refractarios	Sector Industrial	Al no poder degradarse fácilmente, se acumularán en el agua. Algunos de ellos son tóxicos.
Inorgánicos disueltos (Calcio, Magnesio, etc.)	Sector municipal Sector industrial	Limita el reuso por el alto contenido de sales.

Debido a la gran diversidad de elementos y compuestos, tanto orgánicos como inorgánicos, que pueden estar presentes en las aguas residuales y por las cualidades que éstas pueden presentar, ha sido necesario caracterizar las aguas residuales con sus propiedades físicas, químicas y biológicas.

Estas características influirán en la selección y aplicación de la tecnología de tratamiento. Las tablas 2.8, 2.9 y 2.10 resumen las características físicas, químicas y biológicas más importantes de las aguas residuales.

Tabla 2.8. Principales características físicas de las aguas residuales (Adaptado de Metcalf & Eddy, 1991 y Sawyer *et al* , 1994

CARACTERÍSTICA	DESCRIPCIÓN	IMPORTANCIA EN EL TRATAMIENTO
Sólidos Totales (ST) (mg/l)	Contenido de sólidos totales que queda como residuo en la evaporación del agua entre 103 y 105°	Poca importancia si se hace una interpretación aislada. Útil al relacionarlo con otros parámetros. Sirve para detectar sales inorgánicas disueltas.
Sólidos Suspendedos (SS)* (mg/l)	Sólidos retenidos en un filtro de fibra de vidrio o de membrana de policarbonato.	Están sujetos a una rápida degradación y son un factor importante en el tratamiento y disposición de las aguas residuales.
Sólidos Sedimentables (mg/l)	Sólidos removidos por sedimentación en un cono Imhoff en 60 min a temperatura ambiente. Son parte de los sólidos suspendidos.	Medida de la cantidad de lodos que se obtendrá en la sedimentación primaria.
Sólidos Disueltos (SD)* (mg/l)	Sólidos capaces de filtrarse por poros como los mencionados en SS. Sólidos coloidales: materia particulada con un intervalo de tamaño de 0.001 a 1µm.	La fracción coloidal no puede removerse por sedimentación, sino por reacciones biológicas o coagulación seguida de una sedimentación.
* A su vez se pueden subdividir en:		
Volátiles (SSV y SDV) (mg/l)	Sólidos orgánicos que se oxidan y volatilizan a 550 ± 50°C.	Contenido orgánico de los sólidos
Fijos (SSF y SDF) (mg/l)	Sólidos inorgánicos que quedan como cenizas al calentarlos a 550 ± 50°C.	Contenido inorgánico de los sólidos
Olor	Causado por gases desprendidos de la descomposición de materia orgánica y/o sustancias adicionadas al agua residual.	Factor importante en el diseño, ubicación y operación de una planta de tratamiento, por afectar directamente a la población cercana.
Temperatura (°C)	En general, la temperatura del agua residual es mayor que la temperatura de la fuente y mayor que la temperatura del aire del ambiente. (Excepción climas muy cálidos)	Afecta otras propiedades, por ejemplo, acelera reacciones químicas y bioquímicas, reducción en la solubilidad de los gases, etc. Determinante en la operación y diseño de procesos biológicos por su influencia en el crecimiento y actividad de los microorganismos.
Densidad (kg/m ³)	Se define como la masa por unidad de volumen.	Importante por la formación de corrientes por diferencias de densidades en tanques de sedimentación y otras unidades.
Color	Agua residual fresca: varía de gris a café claro. Agua residual séptica: de gris a gris oscuro/negro. Las aguas residuales industriales pueden tener coloración especial.	Parámetro importante, ya que los consumidores rechazan el agua por razones estéticas cuando esta muy coloreada y para ciertos usos industriales puede ser inaceptable.
Turbiedad	Medida basada en la intensidad de la luz	Parámetro que indica la calidad de las

(UTN)	dispersada por una muestra en comparación con la luz dispersada por una suspensión de referencia. La materia coloidal dispersa se caracteriza porque absorbe la luz.	aguas en relación con la materia coloidal y suspendida en descarga de aguas residuales o naturales
-------	--	--

Tabla 2.9. Principales características químicas de las aguas residuales

CARACTERÍSTICA	DESCRIPCIÓN	IMPORTANCIA EN EL TRATAMIENTO
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) (mg/l)	Medida de la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos para oxidar biológicamente la materia orgánica. Las muestras se incuban por 5 días a 20°C para determinar el O ₂ consumido en este período por los microorganismos. Esto representa del 60 al 70% de la oxidación bioquímica completa.	Parámetro útil para determinar la cantidad de oxígeno requerido para estabilizar la materia orgánica del agua residual, seleccionar el método de tratamiento, dimensionar las instalaciones de tratamiento y evaluar la eficiencia de los métodos de tratamiento.
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/l)	Medida de la cantidad de oxígeno requerido para la oxidación química de la materia orgánica. La DQO > DBO ₅ ya que existe más materia que es oxidable químicamente que biológicamente.	Parámetro útil para medir la materia orgánica del agua residual que contenga compuestos tóxicos para la vida biológica. Se puede obtener rápidamente (3 horas) por lo que sirve para controlar el funcionamiento de las plantas de tratamiento.
pH	Medición indirecta de la concentración de iones hidrógeno (acidez o basicidad de una muestra) pH = -log ₁₀ [H ⁺]	Es importante en los tratamientos biológicos, ya que los microorganismos se desarrollan en un intervalo de pH definido. Sirve para controlar algunas reacciones químicas en el tratamiento de las aguas.
Alcalinidad (mg CaCO ₃ /l)	Medida de la capacidad de neutralizar ácidos, debida a la presencia de bicarbonatos, carbonatos o hidróxidos.	Es importante para el tratamiento químico y como parámetro de control de los procesos biológicos de tratamiento.
Nitrógeno y Fósforo	Nutrientes básicos para el crecimiento y desarrollo de los microorganismos. Nitrógeno Total = orgánico, amoníaco, nitrito y nitrato. Fósforo = orgánico, ortofosfato y polifosfato.	Nitrógeno: parámetro para evaluar la tratabilidad biológica del agua residual. Fósforo: Esencial para el crecimiento de algas y otros organismos biológicos.
Metales Pesados	Destacan: níquel (Ni), manganeso (Mn), plomo (Pb), cromo (Cr), cadmio (Cd), zinc (Zn), cobre (Cu), hierro (Fe) y mercurio (Hg).	Algunos de ellos son necesarios para el desarrollo de los microorganismos, sin embargo el exceso de estos es tóxico.
Dureza	Debida a los iones metálicos de calcio y manganeso.	Propiedad del agua que evita que el jabón haga espuma y produce incrustaciones en tuberías.
Cloruros	Provenientes de sales del suelo, desechos industriales y domésticos. En concentración mayor a 250 mg/l provoca sabor salado.	Los métodos convencionales de tratamiento no remueven significativamente los cloruros.
Oxígeno Disuelto	Elemento importante en el control de la calidad del agua.	Es conveniente disponer de cantidades suficientes de oxígeno disuelto para evitar la formación de olores desagradables en las aguas y mantener formas superiores de vida biológica.
Sulfuro de hidrógeno	Se forma durante el proceso de descomposición de la materia orgánica que	Produce un olor desagradable y en presencia de oxígeno se oxida y tiene

	contiene azufre.	efectos corrosivos.
Proteína	Es el principal componente del organismo animal y menos relevante en organismos vegetales.	En gran cantidad puede causar olor desagradable debido a su descomposición. Responsable de la presencia de nitrógeno en las aguas residuales.
Carbohidratos	Compuestos formados por carbono, oxígeno e hidrógeno. Se encuentra como azúcares, almidones, celulosa y fibra de madera.	La celulosa es el carbohidrato más importante por su volumen y resistencia a la descomposición.
Grasas y Aceites (mg/l)	Formado por alcohol, glicerina y ácido graso. Por su estado a temperatura ambiente son: Grasas: se encuentran en estado sólido Aceites: se encuentran en estado líquido	Interfieren en el desarrollo de la actividad biológica y causan problemas de mantenimiento en las plantas de tratamiento.
Sustancias activas al azul de metileno (S.A.A.M.) (mg/l)	Formados por moléculas orgánicas de gran tamaño y ligeramente solubles en agua, provenientes de detergentes sintéticos.	Causan la formación de espumas en distintos equipos de la planta de tratamiento.
Contaminantes prioritarios	Compuestos orgánicos e inorgánicos con características de alta toxicidad.	Ejemplos: arsénico (As), selenio (Se), bario (Ba), cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb), mercurio (Hg), plata (Ag), benceno, etc.
Plaguicidas y productos agroquímicos	Formados por productos químicos de uso agrícola. No comunes en aguas residuales municipales.	Tóxicos para la mayor parte de las formas de vida. Pueden matar a los microorganismos de una unidad de tratamiento.

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy, 1991 y Sawyer *et al*, 1994.

Tabla 2.10. Principales características biológicas de las aguas residuales

CARACTERÍSTICA	DESCRIPCIÓN	IMPORTANCIA EN EL TRATAMIENTO
Organismos eucariontes multicelulares	Organismos con distinciones en células y tejidos (con núcleo real). Muchos son patógenos (Helminths: <i>Taenia saginata</i> , <i>Taenia solium</i>)	Son importantes para determinar la toxicidad de las aguas residuales y para evaluar la eficiencia de los procesos biológicos de tratamiento secundario.
Organismos eucariontes unicelulares multicelulares	Organismos sin diferencias de tejidos (con núcleo real). Ejemplo: algas, hongos y protozoarios aerobios y anaerobios. Muchos son patógenos por lo que es necesario eliminarlos por desinfección.	Algas: son necesarias ya que producen oxígeno mediante la fotosíntesis. Hongos: descomponen el carbono orgánico, soportan pH bajos y bajas concentraciones de nitrógeno. Protozoarios: son esenciales para la operación de los procesos de tratamiento biológico y purificación de los efluentes.
Eubacterias archaeobacterias	Procariontes unicelulares (sin membrana nuclear). Las aguas residuales contienen cerca de un millón de bacterias por mililitro. Algunas bacterias son patógenas como la <i>Salmonella</i> y el <i>Vibrio cholerae</i> .	Muchas bacterias cumplen con la función de descomposición y estabilización de materia orgánica, constituyendo el fundamento de los procesos de tratamiento biológico.
Virus	Organismos parásitos constituidos por cadenas de material genético (ADN, ARN) y una cubierta proteica.	Por ser patógenos requieren de su eliminación por desinfección.

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy, 1991 y Sawyer *et al*, 1994.

La tabla 2.11 presenta las concentraciones típicas promedio de aguas residuales municipales y las específicas del Distrito Federal. Estos son datos promedio y no representan valores constantes ya que la composición de las aguas residuales puede variar a lo largo de un día. Sin embargo, su composición se mantiene en un intervalo de valores determinado, sin registrarse variaciones sustanciales sostenidas.

Tabla 2.11. Concentraciones típicas de las aguas residuales urbanas en el Distrito Federal

CONSTITUYENTE (mg/l)	CONCENTRACION TÍPICA			DISTRITO FEDERAL
	Fuerte	Media	Débil	
Sólidos totales	1200	720	350	1015
Disueltos totales	850	500	250	858
Fijos	525	300	145	472
Volátiles	325	200	105	386
Suspendidos totales	350	220	100	159
Fijos	75	55	20	64
Volátiles	275	165	80	95
Sedimentables (ml/l)	20	10	5	1.82
DBO ₅₋₂₀	400	220	110	245
COT	290	160	80	---
DQO	1000	500	250	587
Nitrógeno (Total como N)	85	40	20	20
Orgánico	35	15	8	11
Amoniacal	50	25	12	9
Nitritos	0	0	0	---
Nitratos	0	0	0	---
Fósforo (Total como P)	15	8	4	9
Orgánico	5	3	1	---
Inorgánico	10	5	3	---
Cloruros	100	50	30	---
Sulfatos	50	30	20	---
pH (adimensional)	---	---	---	7.4
Alcalinidad (CaCO ₃)	200	100	50	---
Grasas y aceites	150	100	50	97
SAAM	---	---	---	10.2
Coliformes				
totales	107-109	107-108	106-107	---
(No/100ml)				

Todas las unidades en mg/l excepto donde se indique.

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy, 1991 y Romero, 1985

En el caso de las aguas residuales de origen industrial, su contenido físico y químico varía en buena medida de acuerdo con el tipo de industria que se trate, pero en general presentan el problema de acidez o alcalinidad, alta temperatura, grandes niveles de grasa y aceite, metales pesados, una gran demanda de oxígeno para la oxidación de materia química, sólidos disueltos y suspendidos, de ahí

que los métodos para tratar este tipo de agua sean muy diversos y se tenga una continua investigación para desarrollar formas más avanzadas, especialmente dirigidas al menor consumo de energía y productos químicos, así como al ahorro de espacios en las instalaciones.

2.3. Tratamiento de las aguas residuales

Los métodos más comunes se agrupan de la siguiente forma:

- Tratamiento primario o preliminar
- Tratamiento secundario
- Tratamiento terciario
- Manejo y disposición de lodos

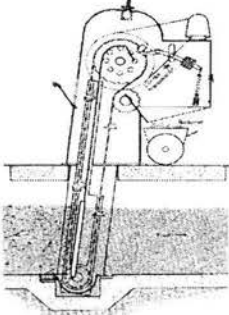
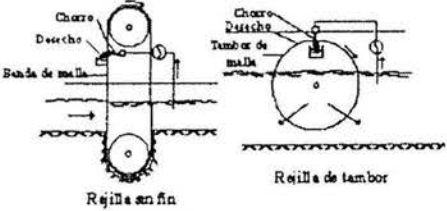
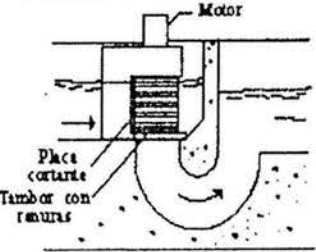
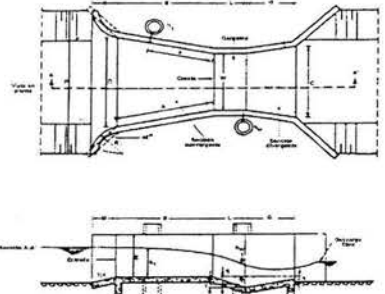
A medida que los sistemas y procedimientos son más complejos y completos, el costo se eleva, por lo que depende del uso y destino que tendrá el agua residual tratada para determinar la extensión del tratamiento.

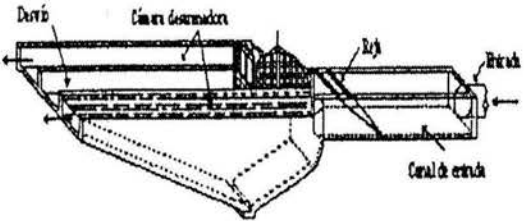
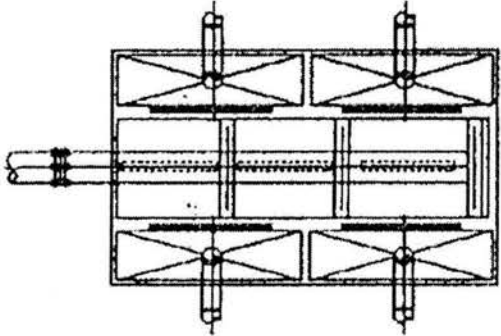
La normativa gubernamental o normas ecológicas vigentes determinan la calidad que debe tener el agua residual tratada en función del uso que se le dará, así como de su origen (doméstica, industrial o pecuaria); con base en ellas se diseñan las instalaciones depuradoras partiendo de la caracterización del efluente (determinación de la calidad y cantidad); esto lleva a establecer la ingeniería conceptual, es decir, la propuesta de secuencia de etapas de tratamiento, que se confirma con pruebas de tratabilidad realizadas en laboratorio y en planta piloto.

El diseño formal de una instalación depuradora de aguas residuales se basa en un procedimiento científico-técnico y no en una estimación aleatoria, y sólo después de que se cumplieron las etapas de diseño preliminar se puede establecer con certeza el tipo de tratamiento y el monto de la inversión; el ingeniero ambiental no debe hacer estimaciones preliminares fundamentadas en apreciaciones puramente empíricas o en su experiencia personal.

2.3.1. Tratamiento primario o preliminar

El objetivo del tratamiento primario es separar del agua residual aquellos constituyentes que pudieran provocar problemas de funcionamiento en los procesos, operaciones y sistemas posteriores. Por lo tanto, los dispositivos del tratamiento preliminar se diseñan para separar los sólidos inorgánicos pesados (grava y arena), disminuir el tamaño de los sólidos orgánicos suspendidos, así como separar cantidades excesivas de grasas y aceites. Para lograr los objetivos del tratamiento preliminar se emplean comúnmente los siguientes dispositivos:

<p>Rejillas y Cribas de barras</p>  <p>Figura 2.3. Rejilla de barras de limpieza automática</p>	<p>Son cernidores compuestos de barras paralelas, colocadas verticalmente o inclinadas en dirección del flujo, que captan los desechos del agua residual para proteger las bombas, válvulas, conducciones y otros elementos. Pueden consistir básicamente en la instalación de rejillas separadas media pulgada entre sí o bien ser cribas de tipo automático con retiro de sólidos mecánicos. Su función principal es eliminar los sólidos gruesos presentes en el agua (plásticos, basura, palos, hojas, etcétera)</p>
<p>Cribas finas</p>  <p>Figura 2.4. Cribas finas</p>	<p>Son rejas con aberturas hasta de 3 mm (1/8") que sirven para separar sólidos relativamente pequeños. Se clasifican en cribas de banda, de disco y de tambor.</p>
<p>Desmenzadores</p>  <p>Figura 2.5. Triturador</p>	<p>Consisten en dispositivos que se emplean para cortar los sólidos hasta un tamaño tal que puedan ser reintegrados a las aguas residuales sin peligro de obstruir bombas o tuberías o afectar sistemas de tratamiento posteriores. Se recomienda colocarlos precedidos de desarenadores para alargar la vida del equipo.</p>
<p>Medidores de gasto</p>  <p>Figura 2.6. Canal Parshall</p>	<p>El medidor de gasto permite llevar un control y seguimiento de los procesos. El dispositivo más utilizado para la medición del gasto en canales es el aforador Parshall. En conducciones cerradas, los dispositivos más empleados son los tubos de flujo, los tubos Pitot, rotámetros, venturís, medidores magnéticos y ultrasónicos, dispositivos de vórtice y medidores de turbina o de hélice.</p>

<p>Tanque de igualación (homogeneización)</p>	<p>La homogeneización consiste en amortiguar las variaciones de gasto que, por lo general, no son continuos y de calidad para mejorar la eficiencia del tratamiento biológico. El tanque de igualación se diseña con el gasto máximo extraordinario.</p>
<p>Desarenadores</p> 	<p>Su funcionamiento consiste en disminuir la velocidad del flujo para que los sólidos se depositen. Los desarenadores pueden limpiarse manual o mecánicamente. Pueden ser tipo canal o tanque.</p>
<p>Distribuidor de gasto</p>  <p>Figura 2.7. Desarenador</p> <p>Figura 2.8. Caja de distribución de gasto</p>	<p>Se emplea para dividir el gasto en varias unidades similares o para descargar el gasto que sobrepasa la capacidad de diseño. Los dispositivos más empleados son las cajas de distribución o los vertedores de caída libre.</p>

Neutralización

La neutralización es un paso fundamental para los procesos biológicos secundarios, ya que las bacterias que efectúan el trabajo de biodegradación no subsisten en ambientes cuyo pH es menor que seis o mayor que nueve, es decir, si el agua es muy ácida o alcalina, se tiene que usar un producto neutralizante, además de que todas las instalaciones podrán construirse con materiales menos resistentes a la corrosión, que por lo regular incluye un costo agregado, ya sea por recubrimiento o por tener que emplear algún material especial. Se realiza en tanques con tiempos de retención hidráulica del orden de los cinco minutos, equipados con agitador-mezclador y un dosificador de ácido o álcali, controlados por un medidor del potencial hidrógeno. Se puede realizar en el mismo tanque de homogeneización antes de suministrar el agua al proceso

Sedimentación

Estos tanques separan los sólidos suspendidos del agua residual mediante sedimentación y los concentran en un volumen menor. Además, se remueven grasas, aceites y materiales flotantes. Los sólidos se acumulan por gravedad o con equipo mecánico (rastras) en una tolva para después ser sustraídos, evitando su descomposición en el tanque. Los tanques pueden ser rectangulares o circulares. Se suelen alcanzar reducciones de la DBO de hasta 30%. La DBO es un parámetro que indica la cantidad de oxígeno que es necesario añadir al agua para oxidar la materia orgánica presente. Figura 2.9.

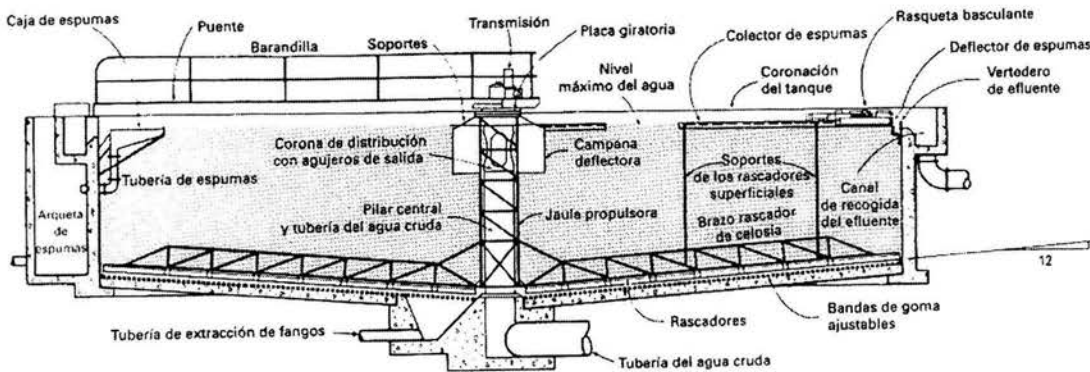


Figura 2.9. Tanque circular de sedimentación primaria

Flotación

La flotación es un proceso físico y químico que se emplea para la separación de partículas sólidas o líquidas de una fase líquida, el caso más común es el de las grasas y aceites insolubles que se encuentran en casi todo tipo de aguas residuales, especialmente las industriales. El equipo consiste en un tanque de geometría rectangular o cilíndrica equipado con un brazo desnatador mecánico y una línea de alimentación de aire en forma de burbujas finas, el aire actúa como agente de flotación en el que se asocian las partículas suspendidas y proporciona el medio de flotación necesario para transportarlas a la superficie del tanque y removerlas en forma de nata. Este proceso se aplica específicamente para separar partículas pequeñas, con densidad cercana a la del agua. Se deben adicionar reactivos que ayuden a las burbujas a adherirse a las partículas por separar. Además, al añadir aire en forma de microburbujas se logran altos niveles de reducción de la DBO y de sólidos suspendidos. Figura 2.10.

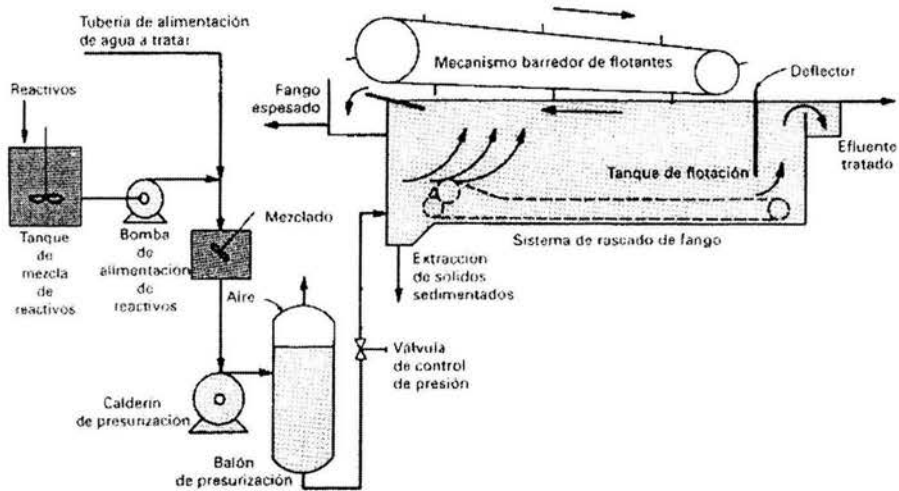


Figura 2.10. Tanque de flotación

Coagulación

La coagulación ayuda a la sedimentación y a la flotación: mediante el agregado de productos químicos como el sulfato de aluminio, la cal (CaOH) y los polímeros se logra aglomerar los sólidos suspendidos en el agua dándoles más peso, lo que favorece su sedimentación. Para esta operación basta un equipo dosificador del coagulante y un elemento mezclador en un tanque de dos a tres minutos de tiempo de retención hidráulica, y aunque el proceso es caro, es muy eficiente para separar sólidos suspendidos y disminuir la DBO y la demanda química de oxígeno (DBO), muy usual en aguas industriales.

2.3.2. Tratamiento secundario

El tratamiento secundario es un proceso de tipo biológico en el cual se busca eliminar principalmente sustancias disueltas y compuestos orgánicos biodegradables. Este nivel de tratamiento depende principalmente de los microorganismos para la descomposición de sustancias orgánicas en microorganismos o en otras sustancias orgánicas estables. Existen varias formas de tratamiento biológico como se muestra en la tabla 2.12. sin embargo las principales son: los procesos aerobios, que se realizan en presencia y con consumo de oxígeno; y los procesos anaerobios, que se llevan a cabo en ausencia de oxígeno. Adicionalmente existe otro proceso denominado anóxico, en donde las principales reacciones están encaminadas a la desnitrificación, que se vera mas adelante, Capitulo. 2.4.5.

Aerobios	Biomasa Suspendida	Lodos activados Lagunas aereadas Lagunas de oxidación de alta tasa
	Biomasa Fija	Filtro percolador Biodisco Filtro sumergido Lecho fluidizado
Anóxicos	Biomasa Suspendida	Lodos Activados
	Biomasa Fija	Filtro sumergido Lecho fluidificado UASB (floculada)
Anaerobios	Biomasa Suspendida	Laguna anaerobia Proceso anaerobio de contacto
	Biomasa Fija	Filtro anaerobio Lecho fluidificado UASB
Facultativos		Lagunas facultativas Lagunas de maduración

Tabla 2.12. Clasificación de los procesos biológicos para el tratamiento de aguas residuales. Adaptado de Noyola. **INSTITUTO DE INGENIERÍA UNAM**, (1996)

Nota: El proceso UASB se basa en la retención de biomasa por medio de una floculación compacta natural, conocida como granulación. No es estrictamente un reactor de biomasa fija

Los sistemas biológicos para tratamiento de AR que se han desarrollado se consideran en términos de las dos clases principales: sistemas de crecimiento en suspensión, como los procesos de lodos activados, y los sistemas de crecimiento adherido, como son los biofiltros, con su más reciente avance en el uso de oxígeno de alta pureza y los lechos fluidificados.

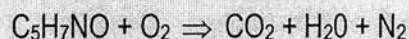
El proceso más popular de tratamiento, sobre todo en plantas municipales, es el aerobio, que tiene a su vez una serie de variantes: lodos activados convencionales, lodos activados de mezcla completa, lodos activados de alta tasa, aeración extendida, aeración por pasos, proceso Kraus, oxígeno puro, lagunas aeradas, lagunas facultativas, zanjas de oxidación, biodiscos y reactor de cargas secuenciales.

Para agua residual con una mayor carga orgánica se utilizan los anaerobios, los más comunes: fosa séptica, tanque Imhoff, manto de lodos de flujo ascendente y biofiltros. Es frecuente encontrar agua residual industrial cuya magnitud de concentración de material orgánico es tan alta que se hace necesario combinar procesos anaerobios con aerobios para economizar espacio y energía.

Los principios básicos de operación del más común de los métodos de tratamiento, el proceso aerobio de lodos activados de mezcla completa. Éste basa su funcionamiento hidráulico en el modelo de reactor continuo de mezcla completa (CSTR por sus siglas en inglés), muy común en trabajos de ingeniería química, en el que se supone un régimen ideal de mezcla completa, es decir, que todos los puntos del reactor tienen el mismo grado de mezcla, y que su balance hidráulico se basa en la continuidad de flujo.

Desde el punto de vista biológico, el reactor trabaja utilizando la capacidad de degradación de las bacterias aerobias sobre la materia orgánica, a partir de una ecuación química de oxidación que se puede ejemplificar de la siguiente manera:

Bacterias



El término $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}$ representa la composición típica de la materia orgánica, la cual degradan (reducen) las bacterias en presencia de oxígeno a moléculas más simples, que, además, se reintegran a la atmósfera, como el bióxido de carbono y el nitrógeno, o simplemente se agregan al cuerpo de agua como H_2O .

Para que este tipo de reacción biológica pueda ejecutarse se necesita que las condiciones ambientales sean propicias, y que el pH sea mayor que seis y menor que nueve, así como mantener la relación adecuada entre alimento (materia orgánica) y microorganismos (bacterias) Esta relación cambia según el proceso; por ejemplo, para el reactor de mezcla completa se mantiene alrededor de 0.4 y la vida de las bacterias en la masa de líquido (licor mezclado) se conserva entre cinco y diez días, término conocido como edad del lodo.

Este es el fundamento de la operación de un reactor biológico, y es lo que un operador experimentado realiza: cuida que sus parámetros de operación se mantengan dentro de las

especificaciones de diseño de acuerdo con el tipo de reactor. Para mantener el nivel adecuado de bacterias en el licor mezclado, se recicla el lodo (biomasa) que se colecta en el sedimentador secundario, hasta que la edad del lodo o el nivel de sólidos suspendidos en el licor mezclado no exceda al valor de diseño (usualmente para la mezcla completa se especifican 3 500 miligramos por litro). Al conjunto de elementos reactor-sedimentador se le conoce como tratamiento secundario, y el tiempo de retención hidráulico en el reactor se mantiene alrededor de ocho horas para el proceso de mezcla completa (este valor oscila desde tres horas en el proceso de alta tasa hasta veinticuatro horas en el de aeración extendida); mientras que un sedimentador secundario tiene un tiempo de detención hidráulico de dos a tres horas; en ambos casos es muy recomendable que la profundidad del líquido en los tanques no sea menor que tres metros.

En los procesos anaerobios, en lugar de inyectar aire en el reactor, se mantiene sin este elemento y sólo se requiere cuidar el nivel de pH, que primero se conserva ácido entre tres y cinco para el proceso de acidogénesis y posteriormente se eleva a seis para la generación de metano (metanogénesis) en reactores con tiempos de retención hidráulica de quince a cincuenta horas y profundidades de cuatro a siete metros, con un régimen hidráulico laminar para obtener el manto de lodos ascendente.

Este tipo de reactor se utiliza en combinación con el aerobio para tratar agua con altos niveles de contaminación, como es el caso de las vinazas del tequila.

Tanto en los procesos aerobios como anaerobios es necesario disponer de los lodos en exceso que se generan; en este apartado es donde el proceso anaerobio aventaja al aerobio, ya que produce sólo diez por ciento del volumen de lodos que produce el aerobio.

Dentro de los procesos biológicos, se encuentran además los lodos activados, los filtros rociadores, los discos biológicos, y suspensión de biopelícula. Figura 2.11. Muestra un diagrama del proceso de lodos activados

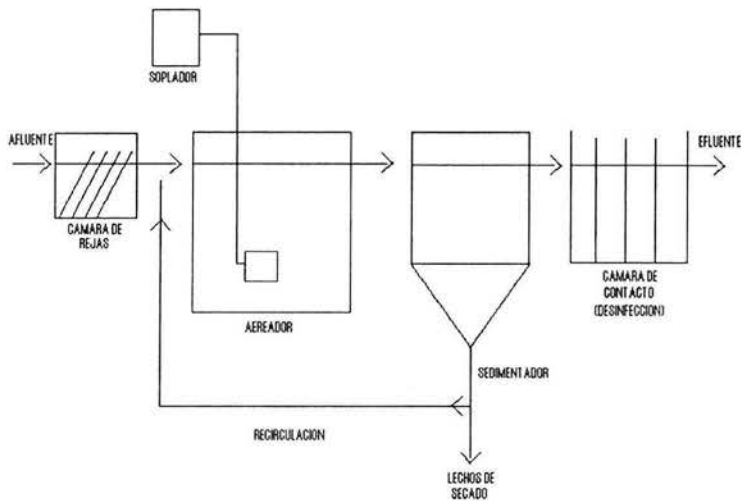


Figura 2.11. Sistema biológico de Lodos activados.

El tratamiento biológico de aguas residuales es un ejemplo clásico de procesos en gran escala que han tenido éxito, y es un área vital de la biotecnología, resultante de la aplicación coordinada de la ingeniería y la microbiología. Existe un vasto campo de sistemas biológicos de tratamiento de uso corriente en la purificación de aguas residuales industriales y domésticas. Las investigaciones microbiológicas han descubierto los mecanismos de dichos procesos, los cuales se han intensificado y acelerado por la aplicación de las técnicas de ingeniería química.

2.3.2.1. Lodos Activados

Este proceso fue desarrollado en Inglaterra en 1914 y su nombre proviene de la producción de una masa activada de microorganismos capaz de estabilizar el agua residual por vía aerobia (Metcalf & Eddy, 1991). Consiste en un tanque de aireación que contiene el cultivo bacteriano aerobio en suspensión mezclado con agua residual y aire. El aire se suministra al tanque con difusores o aireadores mecánicos para llevar a cabo la degradación de la materia en condiciones aerobias, y proporcionar una velocidad de flujo suficiente que mantenga los sólidos en suspensión.

Se han desarrollado algunas variantes de lodos activados con la finalidad de mejorar el tratamiento, disminuir los costos y producir un lodo más estable. En la tabla 2.13. se muestra un resumen de las variantes más utilizadas.

Tabla 2.13. Principales variantes del proceso de lodos activados

Fuente: Adaptado de Metcalf & Eddy (1991)

VARIANTE	DESCRIPCIÓN
Convencional	El agua residual y el lodo de recirculación entran al tanque de aireación en un extremo y son aireados con difusores o aireadores mecánicos. En la aireación se realiza la adsorción, floculación y oxidación de la materia orgánica. La salida se encuentra en el extremo opuesto al que entra.
Completamente mezclado	El influente se dispersa uniformemente en todo el tanque de aireación, de manera que se produce una demanda de oxígeno y carga uniforme en el tanque.
Aireación extendida	Funciona en la fase de crecimiento endógeno, requiriendo de una carga orgánica relativamente baja y un largo período de aireación. Produce pocos lodos y se emplea mucho en plantas prefabricadas para pequeñas comunidades.
Estabilización por contacto	Este proceso usa la capacidad de adsorción que tienen los lodos activados para quitar materia orgánica en solución en un tanque pequeño.
Sistema de oxígeno puro	Se emplea oxígeno puro como sustituto del aire. El oxígeno se distribuye con difusores en tanques de aireación cubiertos y se recicla.
Zanjas de oxidación	Consiste en un canal en forma de anillo, óvalo o carrusel, equipado con aireadores mecánicos que proporcionan el oxígeno requerido y ayuda a circular el licor mezclado. Son una forma de aireación extendida, con largos tiempos de retención hidráulica y celular.
Reactor intermitente o secuencial	Consiste en sistemas de llenado-vaciado en un reactor de mezcla completa. El licor mezclado es retirado del reactor al final de cada ciclo, eliminando el sedimentador secundario.
Proceso Kraus	Se usa en aguas residuales con bajos niveles de nitrógeno. La nata y una porción de lodos son llevados a un tanque de aireación diseñado para nitrificar.

2.3.2.2. Filtro Percolador

Es un tanque que contiene un lecho permeable en donde se adhieren los microorganismos responsables de la degradación de la materia orgánica y a través del cual se filtra continuamente agua residual. Cuando el espesor de la película de microorganismos aumenta, la biomasa se

desprende del lecho de forma natural. Una vez que el agua residual ha pasado por el lecho filtrante fluye junto con los sólidos biológicos, hacia un sedimentador secundario. Las figuras 2.12. y 2.13. muestran el proceso de filtro percolador y un filtro percolador respectivamente.

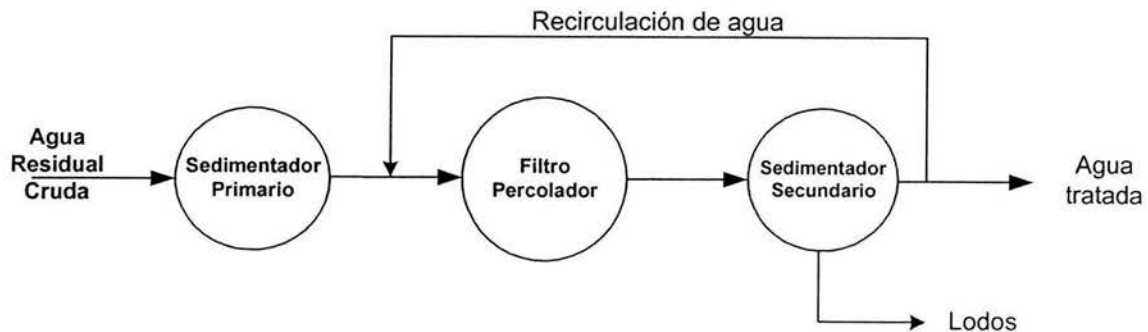


Figura 2.12. Proceso de filtro percolador

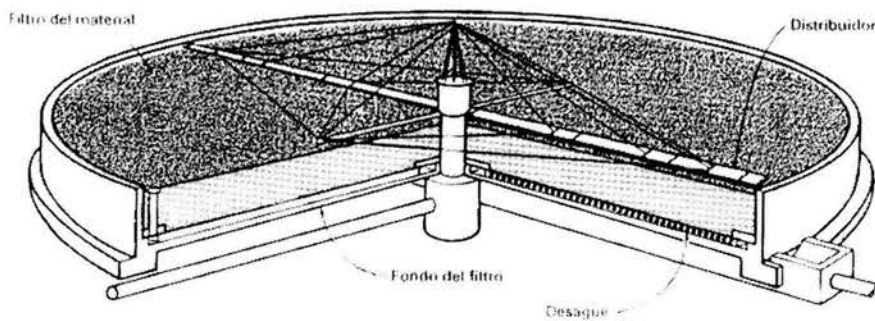


Figura 2.13. Esquema de un filtro percolador

2.3.2.3. Biodiscos

Consiste en una serie de discos circulares de poliestireno o polietileno de alta densidad parcialmente sumergidos en agua residual, en donde la biomasa se adhiere. La rotación de los discos pone alternativamente en contacto la biomasa con la materia orgánica presente en el agua residual y con la atmósfera para la absorción de oxígeno. La rotación es así mismo, el mecanismo de eliminación de exceso de sólidos, de manera que los sólidos que se desprenden son transportados al sedimentador secundario junto con el agua tratada. La figura 2.14. muestra el proceso de biodisco.

NITRIFICACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN UN REACTOR DE LECHO MÓVIL

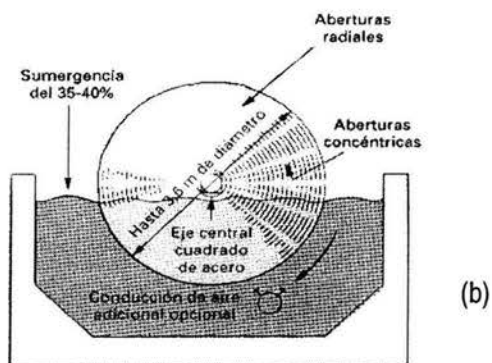
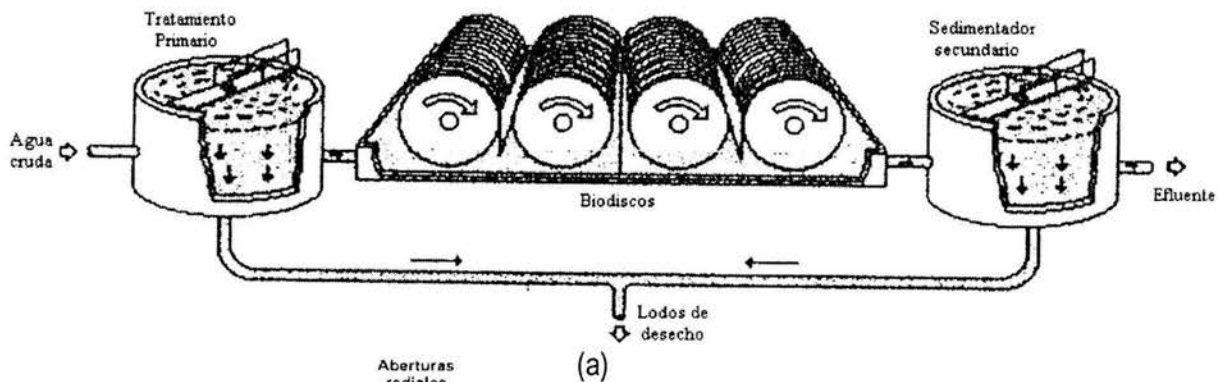


Figura 2.14. Esquema de un biodisco

- (a) Proceso general,
- (b) Vista lateral de un biodisco

2.3.2.4. Desinfección

La desinfección es la destrucción de los organismos patógenos y tiene como finalidad proteger los cuerpos receptores de aguas residuales para evitar la propagación de enfermedades. La desinfección se puede realizar mediante agentes químicos: cloro y sus compuestos, bromo y ozono; agentes físicos: filtración, calor y luz; y mediante radiación: ultravioleta y gamma, siendo ésta última la que tiene mayor fuerza de penetración.

En la actualidad, el desinfectante mayormente empleado es el cloro y sus compuestos (dióxido de cloro, hipoclorito de calcio y de sodio) debido a su eficiencia y bajo costo. Además de la desinfección, estos compuestos se emplean para impedir malos olores, y evitar la formación de espumas, sin embargo, tienen el inconveniente de formar productos orgánicos clorados, potencialmente tóxicos como los trihalometanos.

2.3.2.5. Tratamiento del lodo

Los lodos son el conjunto de microorganismos presentes en el medio agrupados en colonias que se alimenta con los nutrientes disueltos presentes en el agua.

Una vez que se alcanza en el agua, el grado de tratamiento deseado, la masa microbiana floculenta conocida como lodo, es separada del agua residual por asentamiento y concentrada en una etapa llamada clarificación o sedimentación.

El tratamiento de lodos tiene por objetivo disminuir su volumen y degradar la materia orgánica y los microorganismos a compuestos relativamente estables o inertes. El lodo tiene bajo contenido de sólidos (1 a 6%) y por eso es necesario manejar grandes volúmenes de lodos para obtener una masa de sólidos relativamente pequeña.

Los métodos más comunes de manejo de lodos consisten en deshidratación por exposición al sol, o manejo en filtro prensa de banda o de placas y marcos.

La digestión anaeróbica es usada comúnmente para la estabilización de lodos, en la que aproximadamente la mitad del contenido orgánico de los lodos (35 a 40 % de los sólidos totales) se fermenta para formar biogás que consiste principalmente de metano (por cada kg de materia orgánica consumida, se produce cerca de 1 m³ de metano) y en menor proporción de anhídrido carbónico

Los lodos digeridos anaerobicamente son negros con un ligero olor a alquitrán, que se considera generalmente como inofensivo y es suficientemente estable para poder ser utilizado como mejorador de suelos.

2.3.3. Tratamiento terciario o avanzado

Los tratamientos terciarios consideran operaciones más caras y sofisticadas, como filtración por carbón activado, desmineralización por osmosis inversa o resinas, coagulación-sedimentación-filtración y métodos electroquímicos. Éstos se recomiendan cuando el costo del agua es muy alto y conviene su reciclado al cien por ciento.

Se recurre a este nivel de tratamiento cuando se requiere mejor calidad en el agua tratada que la que proporciona el tratamiento secundario, los procesos más comunes de tratamiento avanzado son los siguientes:

2.3.3.1. Ósmosis inversa

En este proceso se separan las sales disueltas en el agua, por medio de la filtración a través de una membrana semipermeable a una presión superior a la presión osmótica provocada por las sales disueltas en el agua residual.

2.3.3.2. Ultrafiltración

Es un proceso semejante a la ósmosis inversa, ya que emplea membranas porosas para la eliminación de materia disuelta (proteínas, polímeros, almidones, enzimas), coloidal (arcilla, pigmentos, minerales, microorganismos) y emulsiones (grasa, detergente y aceite), pero lo realiza a presiones relativamente bajas.

2.3.3.3. Adsorción con carbón activado

proceso que tiene la capacidad de remover sustancias orgánicas resistentes a la descomposición biológica. El agua residual fluye a través de una columna que contiene el carbón activado para que las sustancias sean adsorbidas por las partículas de carbón. El sistema es lavado periódicamente en contracorriente y el carbón activo es regenerado constantemente.

2.3.3.4. Electrodiálisis

En este proceso los componentes iónicos del agua residual se separan por medio de membranas semipermeables selectivas de iones, a las cuales se aplica un potencial eléctrico.

2.3.3.5. Coagulación-sedimentación

es un proceso en el cual se remueven los sólidos remanentes de los procesos biológicos; así como el fósforo, metales pesados, bacterias y virus. Consiste en suministrar al agua agentes coagulantes como cal, alumbre o cloruro férrico que aceleran la sedimentación de los sólidos. La acción se mejora al agregar un polímero, como ayuda a la sedimentación y por agitación lenta para favorecer la floculación. Después el agua pasa a un sedimentador donde se depositan los sólidos en el fondo.

Este procedimiento se puede utilizar también como tratamiento primario y se conoce como tratamiento primario avanzado (TPA).

2.3.3.6. Microtamizado

Es un proceso que consta de un tambor giratorio a baja velocidad, en donde el agua entra por el extremo abierto del tambor y sale a través de los tejidos filtrantes que se disponen en el perímetro del mismo. Los sólidos separados se lavan a contracorriente mediante inyectores de agua a presión y se conducen a un recipiente situado dentro del tambor.

2.3.3.7. Cloración al punto de quiebre

Proceso que consiste en remover nitrógeno amoniacal al formar cloraminas. Para lograr esta transformación deben agregarse 10 mg de cloro por cada mg de nitrógeno amoniacal. El resultado de esto es que se requieren de 40 a 50 veces más que el cloro necesario para la desinfección.

2.3.3.8. Desorción de amoniaco

Es un proceso de transferencia de masa, que consiste en alcalinizar el agua residual para aumentar el pH y así convertir el amonio a amoniaco. El efluente con amoniaco se pasa a través de una torre desorbedora, empacada o de platos, en la que el amoniaco es transferido a una corriente de aire que fluye a contracorriente del agua.

2.4. Procesos biológicos

Las aguas residuales son materiales derivados de residuos domésticos o de procesos industriales, los cuales por razones de salud pública y por consideraciones de recreación económica y estética, no deben desecharse vertiéndolas sin tratamiento en lagos o corrientes convencionales. Los materiales inorgánicos como la arcilla, sedimentos y otros residuos se pueden eliminar por métodos mecánicos y químicos; pero, si el material que debe ser eliminado es de naturaleza orgánica, el tratamiento implica usualmente actividades de microorganismos que oxidan y convierten la materia orgánica en CO_2 , por esto, los tratamientos de las aguas de desecho son procesos en los cuales los microorganismos juegan papeles cruciales.

Específicamente el tratamiento biológico de las aguas residuales es considerado un tratamiento secundario ya que está ligado íntimamente a dos procesos microbiológicos, los cuales pueden ser aerobios y anaerobios.

La depuración de las aguas residuales es realizada por medio biológico, esto ocurre sólo cuando dentro del reactor biológico es suministrada una cantidad de nutrientes por unidad de tiempo (contaminantes disueltos en el agua), a los organismos presentes (carga orgánica) dichos nutrientes al entrar en contacto con los organismos presentes son transformados por medio del metabolismo de los organismos presentes en el agua residual.

2.4.1. Metabolismo

El metabolismo puede definirse como la suma total de todas las reacciones bioquímicas que realizan los seres vivos para mantenerse vivos. El metabolismo es una actividad muy coordinada y llena de sentido, en la que participan muchos conjuntos de sistemas enzimáticos mutuamente relacionados intercambiando materia y energía entre la célula y su entorno. Las funciones específicas del metabolismo son:

- ◆ Catabolismo: conjunto de reacciones a través de las cuales la célula obtiene energía y material para la reproducción.
- ◆ Anabolismo: son los procesos a través de los cuales la célula utiliza los productos del catabolismo para llevar a cabo la síntesis de material celular.

Estos dos procesos son independientes entre sí, al mismo tiempo que una sola célula requiere de los nutrientes ofrecidos por el catabolismo y del anabolismo para poder reproducirse.

2.4.2. Fuentes de carbono y de energía para la vida celular

Las células pueden dividirse en dos grandes grupos según el origen de los nutrientes que precisan tomar del entorno: las células autótrofas (autoalimentadas), que pueden utilizar el dióxido de carbono como fuente única de carbono y construir a partir de él los esqueletos carbonados de todas sus biomoléculas orgánicas y las células heterótrofas (alimentadas de otros) que no pueden emplear el

CO₂ de su entorno en una forma reducida relativamente compleja, tal como la glucosa. Las células autótrofas son relativamente autosuficientes, mientras que las bacterias heterótrofas son dependientes de los productos formados por otras células.

El segundo criterio se basa en su fuente de energía. Las células que emplean la luz como fuente de energía son fotótrofas; las que emplean la energía que procede de las reacciones de oxido-reducción son quimiótrofas. Recuérdese que las reacciones de oxido-reducción son aquellas en las que los electrones se transfieren desde un dador de electrones (agente reductor) hasta un aceptor de electrones (agente oxidante) Los quimiótrofos que necesitan moléculas orgánicas complejas como dadores de electrónicos, tales como la glucosa, se designan como quimio-organótrofos. Los organismos que pueden emplear dadores de electrónicos inorgánicos sencillos, tales como el hidrógeno, el sulfuro de hidrógeno, el amoniaco o el azufre, reciben el nombre de quimi-litótrofos. En la Tabla 2.14. se resume estas clasificaciones.

Tabla 2.14. Clasificación de los microorganismos según el origen de los nutrientes

Fuente de energía:

Fotótrofos: son los organismos que obtienen energía de la luz.

Quimiótrofos: son los organismos que obtienen energía de la ruptura de uniones químicas

Fuente de protones:

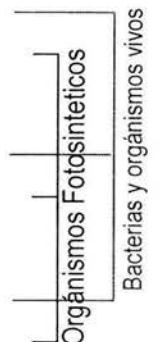
Litrótrofos: utilizan protones de uniones inorgánicas (utilizan el agua como fuente de protones)

Organótrofos: utilizan protones de uniones orgánicas (utilizan el agua como medio de transporte)

Fuente de carbono:

Autótrofos: obtienen carbono de compuestos inorgánicos

Heterótrofos: obtienen carbono de moléculas orgánicas



Los organismos heterótrofos pueden dividirse en dos clases principales, los aerobios, que emplean al oxígeno molecular como último aceptor de electrones de sus dadores electrónicos orgánicos, y los anaerobios, que emplean como aceptor electrónico alguna otra molécula en lugar del oxígeno. Muchas células pueden vivir o bien aeróbicamente, o bien anaeróbicamente, y a estos organismos se les llama facultativos, los cuales pueden emplear el oxígeno cuando disponen de él, y en caso contrario pueden emplear algunos compuestos orgánicos como aceptores de electrónicos. Los organismos que no pueden emplear el oxígeno en ninguna circunstancia son los anaerobios, de echo muchos de ellos son intoxicados por el oxígeno.

2.4.2.1. El ciclo del carbono y del oxígeno

Los organismos vivos existentes en la naturaleza son independientes en el aspecto nutritivo y de varias maneras. Las más fundamentales son los ciclos de carbono y del oxígeno en la biosfera, en la cual las células fotosintéticas y las células heterótrofas aerobias se alimentan literalmente unas de otras en una relación llamada sintropía. Las células fotosintéticas producen compuestos orgánicos producidos por las células fotosintéticas como combustibles y sillares de construcción; el CO_2 formado como producto final de su metabolismo vuelve a la atmósfera para ser utilizado de nuevo por las células fotosintéticas figura 2.15, acompaña al ciclo del carbono el intercambio de oxígeno entre los organismos fotosintéticos y heterótrofos. La mayor parte de los organismos fotosintéticos producen O_2 , que es utilizado, a su vez, por los heterótrofos para oxidar los combustibles. La interdependencia nutritiva entre los organismos vivos de la naturaleza, ejemplificada aquí mediante el ciclo de carbono, se produce a muchos niveles en la biosfera, desde el global hasta el microscópico y es característica de todos los sistemas ecológicos.

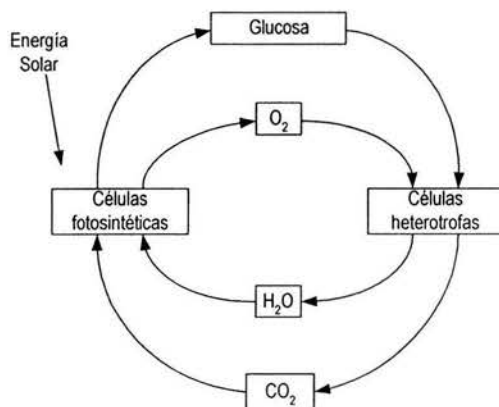


Figura 2.15. Ciclo del carbono y del oxígeno en la biosfera.

2.4.2.2. El ciclo de nitrógeno

El nitrógeno, componente elemental de las proteínas, los ácidos nucleicos y de otras biomoléculas importantes, se cicla también a través de los organismos vivos de la biosfera. Al igual que en el ciclo del carbono, encontramos en este una interdependencia metabólica y nutritiva de los diferentes tipos de organismos. La gran mayoría de los organismos vivos obtienen su nitrógeno de alguna forma combinada; por ejemplo, nitrato, amoníaco o compuestos más complejos como los aminoácidos. Sin embargo, tales formas combinadas de nitrógeno son muy escasas en las aguas superficiales y en el suelo, y experimentan un recambio continuo Figura 2.16. La mayor parte de los vegetales obtienen su nitrógeno del suelo en forma de nitrato, al que reducen para formar amoníaco, aminoácidos y otros productos reducidos. Todos estos productos son elaborados para formar los componentes nitrogenados de la célula, tales como las proteínas. Los organismos heterotróficos utilizan, a

continuación, las proteínas de las plantas como elementos nutritivos y devuelven el nitrógeno al suelo en forma de productos finales de excreción o como productos de la putrefacción después de su muerte, generalmente en forma de amoníaco. Los microorganismos del suelo, a su vez, oxidan el amoníaco para formar nitrito y nitrato, que pueden ser utilizados de nuevo por los vegetales. Solamente unas pocas formas de vida pueden reducir el nitrógeno atmosférico y suplementar de este modo el suministro biológicamente asequible de nitrógeno combinado de la biosfera.

Las células más autosuficientes que se conocen son las algas cianofíceas fotosintéticas, fijadoras de nitrógeno, que se encuentran en el suelo, en el agua corriente y en los océanos. Estos organismos obtienen su energía de la luz solar, su carbono del dióxido de carbono, y el nitrógeno procede del nitrógeno atmosférico; los electrones para la reducción del dióxido de carbono proceden del agua.

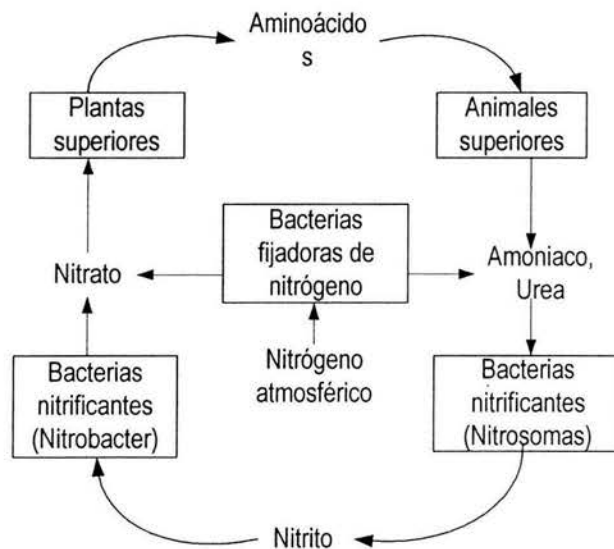


Figura 2.16. Ciclo del Nitrógeno

2.4.3. Procesos Anaerobios

El proceso anaeróbico depende de reacciones de transferencia de H_2 Inter-especies como:

- Digestión inicial de las sustancias macromoleculares por *Proteasas*, *polisacaridasas* y *lipasas* extracelulares hasta sustancias solubles.
- Fermentación de los materiales solubles a ácidos grasos.
- Fermentación de los ácidos grasos a acetato, CO_2 e H_2 .
- Conversión de H_2 mas CO_2 y acetato en CH_4 (metano) por las bacterias metanogénicas.

La Figura 2.17. representa este proceso.

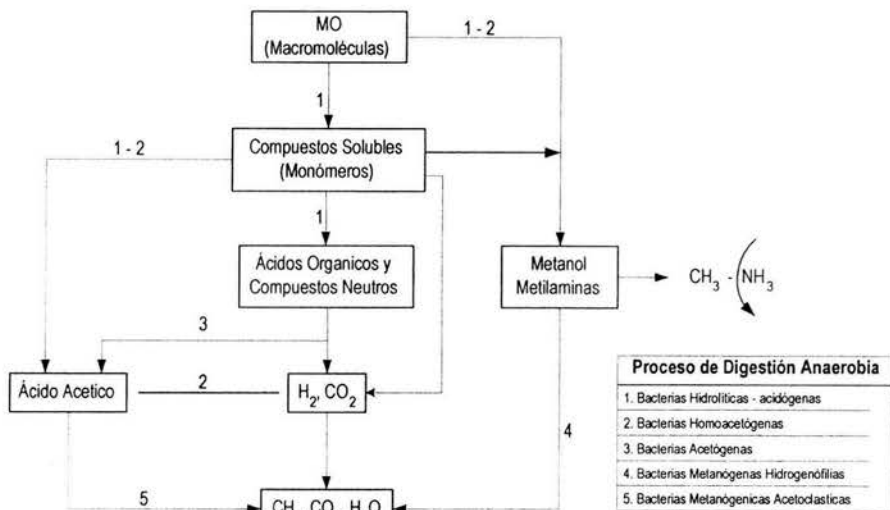


Figura 2.17. Proceso de Digestión Anaerobia

Las bacterias *metanogénicas*, *homoacetogénicas* o reductoras de sulfatos, consumen inmediatamente cualquier H₂ producido en procesos fermentativos primarios. Los organismos claves en la conversión de sustancias orgánicas complejas en metano, son bacterias productoras de H₂ y oxidantes de ácidos grasos, por ejemplo *Syntrophomonas* y *Syntrophobacter*, las primeras oxidan los ácidos grasos produciendo acetato y CO₂ y las últimas se especializan en la oxidación de propionato y generan CO₂ y H₂. En muchos ambientes anaerobios los precursores inmediatos del metano son el H₂ y CO₂ por parte de las bacterias metanogénicas: *Metanosphaera*, *Stadtmanae*, *Metanopinillum*, *Metanogenium*, *Metanosarcina*, *Metanosaeta* y *Metanococcus*.

2.4.4. Procesos Aerobios

En el tratamiento aerobio de las aguas residuales se incrementa fuertemente el aporte de oxígeno por riego de superficies sólidas, por agitación o por agitación y aireación sumergida simultáneas. El crecimiento de los microorganismos y su actividad degradativa crecen proporcionalmente a la tasa de aireación. Las sustancias orgánicas e inorgánicas acompañantes productoras de enturbiamiento son el punto de partida para el desarrollo de colonias mixtas de bacterias y hongos de las aguas residuales, los flóculos que, con una intensidad de agitación decreciente, pueden alcanzar un diámetro de unos milímetros que después se dividen o se hunden. La formación de flóculos se ve posibilitada por sustancias mucilaginosas extracelulares y también por las microfibrillas de la pared bacteriana que unen las bacterias unas con otras. El 40 – 50% de las sustancias orgánicas disueltas

se incorporan a la biomasa bacteriana y el 50 – 60% de las mismas se degrada. La acción degradativa o depuradora de los microorganismos en un proceso se mide por el porcentaje de disminución de la demanda biológica de oxígeno (DBO), en las aguas residuales tratadas. Dicha disminución depende de la capacidad de aireación del proceso, del tipo de residuos, de la carga de contaminantes y de las aguas residuales, se expresa así mismo en unidades de DBO.

En las aguas residuales con una composición heterogénea, la microflora se reparte equitativamente entre muchos grupos bacterianos. En la selección de bacterias y en la circulación y formación de flóculos juegan un importante papel los numerosos protozoos existentes, la mayoría de ellos ciliados coloniales y pedunculados de los géneros *Vorticela*, *Epystilis* y *Carchesium*, aunque también puedan nadar libremente como los *Colpidium* que aparecen a la par de ellos, alimentándose de las bacterias de vida libre que se encuentran tanto sobre la superficie como fuera de las colonias. Su función es esencial en la consecución de aguas claras y bien depuradas.

La salida de los lodos activados sintéticos libres de ciliados se ve contaminada y enturbada por la presencia de bacterias aisladas. Se realiza una inoculación de ciliados que crecen rápidamente, que favorecen con su actividad depredadora el crecimiento y la circulación de las bacterias de los lodos, con lo que posibilitan un efluente más limpio. Además en los lodos activados aparecen regularmente hongos edáficos y levaduras, siendo las mas frecuentes las especies de *Geotrichum*, *Trichosporum*, *Penicillium*, *Cladosporium*, *Alternaria*, *Candida* y *Cephalosporium*.

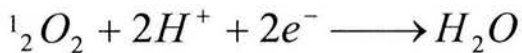
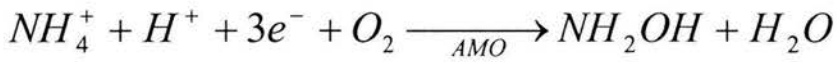
2.4.5. Proceso de eliminación biológica de nitrógeno

Los compuestos nitrogenados constituyen nutrimentos clave para el crecimiento de los seres vivos, así que el nitrógeno puede ser eliminado del agua si es asimilado por microorganismos, pero el manejo de la biomasa producida de este modo resulta en sí un problema. Por ello, los procesos biológicos no asimilativos, como la nitrificación y la desnitrificación, han constituido la forma más efectiva, sostenible y económicamente factible de eliminación de nitrógeno de las aguas residuales.

2.4.5.1 Nitrificación

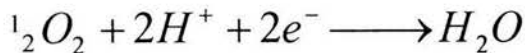
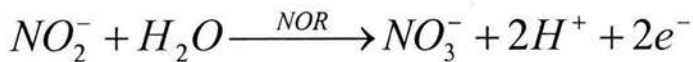
La nitrificación es un proceso aerobio realizado por microorganismos litoautotróficos que pertenecen a la familia Nitrobacteriaceae. Los cultivos nitrificantes generalmente tienden a formar estructuras denominadas flóculos, cuya estabilidad parece depender de la formación de sustancias exopoliméricas. El proceso respiratorio nitrificante se lleva a cabo en dos etapas: 1) oxidación de amonio a nitrito y 2) oxidación de nitrito a nitrato.

La oxidación del amonio se realiza por bacterias de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrosolobus*, entre otros. En un primer paso, la enzima amonio mono-oxigenasa (AMO) transforma al amonio en hidroxilamina, que posteriormente se convierte en nitrito, mediante la hidroxilamina óxido reductasa.



Durante esta etapa ocurre el mayor consumo de oxígeno (4.33 mg O₂ / mg N-NH₄⁺ oxidado), además de que se generan iones hidrógeno, propiciando en el medio un descenso del pH.

La oxidación del nitrito a nitrato la pueden realizar bacterias del género *Nitrobacter* y *Nitrosococcus*, mediante la acción de la nitrito óxido-reductasa (NOR).



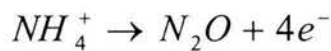
Esta enzima es un complejo enzimático. Esta reacción implica la generación de un potencial redox de +430 mV el cual se emplea en la fosforilación oxidativa y para la reducción del NAD. De esta forma, el rendimiento celular es alrededor de 0.08 g células/g N-NH₄⁺ para las oxidantes de amonio y 0.05 g células/g N-NO₂⁻ para las oxidantes de nitrito.

Algunos de los factores ambientales que controlan la nitrificación y el crecimiento microbiano son la temperatura, el oxígeno y el pH. Se sabe que la velocidad específica de crecimiento se modifica con la temperatura. El intervalo de temperatura óptimo para que las reacciones biológicas se realicen

satisfactoriamente es de 15 a 32°C. En una planta de tratamiento el intervalo de velocidades puede ser más amplio. El oxígeno parece ser la variable más importante en la nitrificación. Los resultados son variables y suponen que la concentración de oxígeno disuelto sigue una relación tipo Monod:

Como bien se sabe, la saturación del O₂ depende de otras variables, destacando la temperatura y la concentración de los demás solutos presentes.

De algún modo, esto ya sugiere que los microorganismos nitrificantes pueden ser de respiración facultativa. El rendimiento energético para las bacterias nitrificantes es menor cuando se forman los óxidos nítrico y nitroso, que cuando se forma nitrato por la oxidación del amonio, dado el siguiente flujo de electrones:



Por lo tanto, el crecimiento de las bacterias nitrificantes será aún menor. De hecho, en función de la concentración de O₂ el proceso nitrificante se puede volver desnitrificante. De esta manera, se puede pensar que la formación de NO y N₂O es una ruta de emergencia para la obtención de energía cuando el oxígeno está limitado.

En relación al pH, se ha observado que la K_s de *Nitrosomonas* para la fuente nitrogenada aumenta a valores ácidos, por lo que se ha concluido que el sustrato para la oxidación es el amoniaco y no el ión amonio. Podría generalizarse que los nitrificantes se ven favorecidos por un ambiente alcalino próximo a un pH de 8. La nitrificación se detiene por completo a valores por debajo de 5,49 aunque no es claro si el agente causal es el pH o la acumulación de ácido nitroso, el cual inhibe la oxidación de amonio.

2.4.5.2. Desnitrificación

Una vez que se ha oxidado el amonio a nitrato, este último puede ser reducido a N₂ mediante la desnitrificación biológica. La desnitrificación es un proceso respiratorio anaerobio heterotrófico del tipo anóxico donde la reducción del nitrato hasta N₂ sigue una serie de pasos que involucran la

actividad de enzimas diferentes. Los géneros desnitrificantes más citados incluyen, *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* y *Thiosphaera*, entre otros.

El primer paso de la desnitrificación es la reducción de NO_3^- a NO_2^- , catalizado por la nitrato reductasa. En general, se asume que la reducción de nitrato a nitrito ocurre a través de molibdeno como centro.^{40,60} El segundo paso es la reducción de NO_2^- a NO por medio de la nitrito reductasa.

La última etapa de la desnitrificación es la reducción de N_2O a N_2 . Es llevada a cabo por la óxido nitroso reductasa, localizada en el periplasma. Evidencias recientes han mostrado que la concentración de cobre en el influente de un reactor continuo desnitrificante juega un papel importante para evitar la acumulación de N_2O durante la eliminación de concentraciones altas de nitrato.

Al respecto Betlach y Tiedje propusieron que la acumulación de intermediarios durante el proceso desnitrificante podría ser explicado por la siguiente secuencia de reacciones:



De hecho, se ha visto que la reducción del óxido nitroso es la etapa más lenta durante la reducción de nitrato a N_2 , por lo tanto, hay acumulación de N_2O .

Una variable ambiental que también puede influir en la acumulación de intermediarios indeseables en un proceso desnitrificante es el pH. Se ha descrito que en condiciones ácidas (pH 6 o menor) se acumula ácido nitroso, muy tóxico para las bacterias. A valores de pH ligeramente alcalinos, el nitrato es convertido en N_2 .

Considerando lo anterior, puede establecerse que la acumulación de intermediarios indeseables en un proceso desnitrificante no sólo es resultado de la inhibición de una enzima de la secuencia respiratoria, sino también a las condiciones de cultivo, tales como una relación C/N baja, la insuficiencia de iones cobre o molibdeno, tiempo de retención hidráulica corto respecto de la velocidad desnitrificante, el valor de pH y la presencia de oxígeno, entre otras.

Uno de los factores ambientales que determinan considerablemente el tipo de ruta que seguirá el nitrato en su reducción, es la relación C/N. A valores bajos, se favorece la desnitrificación, y en estas condiciones se obtiene el mayor cambio de energía libre.

No obstante, hay resultados que muestran una actividad desnitrificante hasta con relaciones C/N de 25 con una eficiencia del 85%, empleando glucosa o acetato como fuentes reductoras.

2.4.5.4. Biotecnologías para la eliminación del nitrógeno

Los procesos convencionales para la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales pueden ser muy diferentes, con configuraciones diversas de procesos de etapas separadas y combinadas, y con la nitrificación, desnitrificación y eliminación de materia orgánica en diferentes secuencias, Fig. 2.18. Una opción es el sistema de tres etapas separadas: digestión de materia orgánica, nitrificación y desnitrificación, con una fuente de electrones externa.

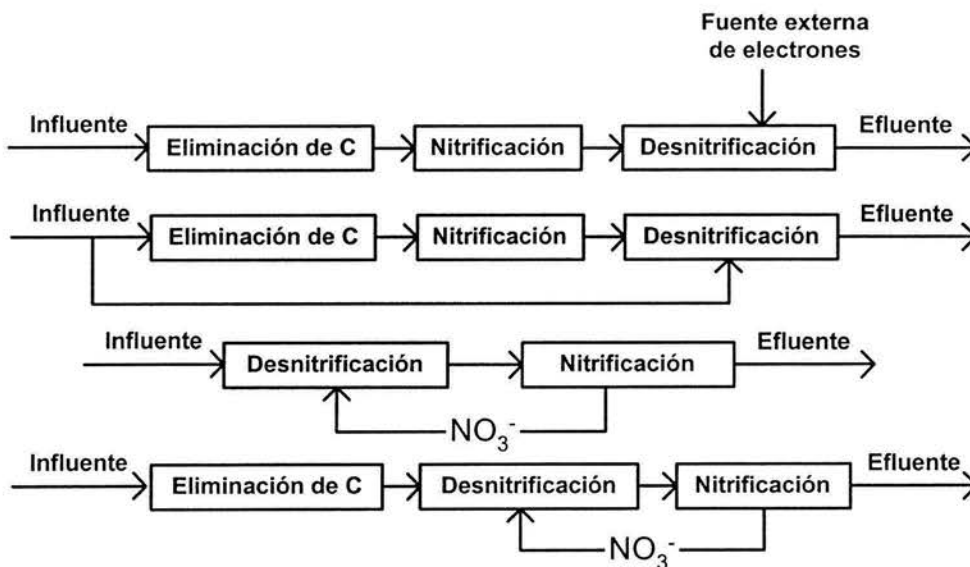


Figura 2.18. Alternativas convencionales para la eliminación de C y N de las aguas residuales.

Otra alternativa es el sistema ya mencionado, pero con aguas residuales crudas como fuente de electrones externa. De hecho, en muchos casos el primer reactor que tiene contacto con el influente es el desnitrificante, que requerirá de una corriente de nitrato. Si el agua residual presenta un contenido alto de materia orgánica, será necesario un reactor metanogénico previo al desnitrificante, para disminuir biológicamente la C/N y obtener una eficiencia mayor de eliminación de carbono y nitrógeno.

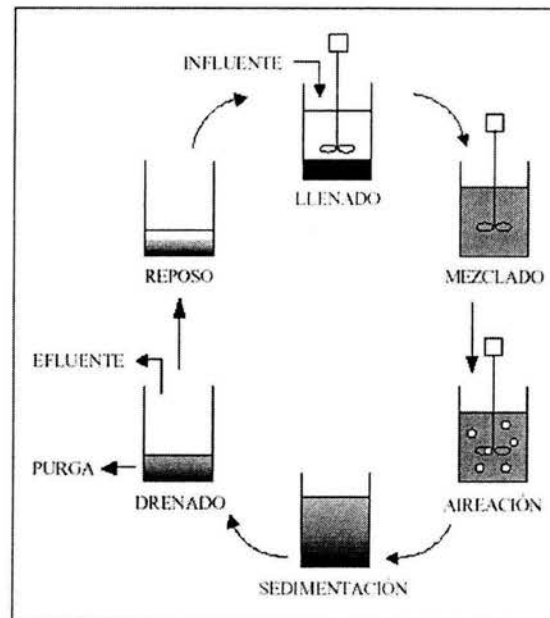
A pesar de que las características fisiológicas y bioquímicas de las bacterias nitrificantes son muy distintas a las que presentan las bacterias desnitrificantes (Tabla 2.15), se han realizando estudios para tratar de acoplar los dos procesos en un sólo reactor.

Tabla 2.15. Características distintivas de los procesos de nitrificación v desnitrificación

Características	Nitrificación	Desnitrificación
Tipos de microorganismos	Autotróficos	Generalmente heterotróficos
Velocidad de crecimiento	Días ⁻¹	Horas ⁻¹
Tipo de respiración	Aerobia	Anóxica
Cambio de pH durante el proceso	Tendencia a la acidificación	Tendencia a la alcalinidad
Factores limitantes en el proceso	Baja concentración de O ₂ disuelto, presencia de materia orgánica	Presencia de O ₂ en el medio, baja concentración de materia orgánica (fuente de electrones)

Este fenómeno fue atribuido a las zonas diferenciadas que se forman en los gránulos del reactor. Se cree que en las capas más internas de los gránulos se llevaba a cabo la desnitrificación, mientras que en la capa más externa se llevaba a cabo la nitrificación. También se ha mencionado al proceso simultáneo de nitrificación-desnitrificación en un reactor de contacto rotatorio, con aceptable eliminación de carbono y nitrógeno, pero el influente debe de estar muy diluido. Algunos autores suponen que el proceso podría ser debido a la presencia de *Thiosphaera pantotropha*, bacteria capaz de efectuar la nitrificación heterotróficamente y la desnitrificación bajo aerobiosis. Asimismo, para llevar a cabo los dos procesos en un sólo reactor, se han creado pequeñas zonas anaerobias en reactores aireados, por ejemplo, un reactor de lecho fluidificado con inyección de aire en la zona central del mismo, crea una zona aerobia en la parte superior y una anaerobia en la parte inferior. En este reactor el influente se alimenta en forma ascendente y hay recirculación de la parte superior a la parte inferior del reactor, para proporcionar el nitrato a la fracción desnitrificante. Otro caso son los tanques de oxidación, en donde es posible formar zonas anaerobias pequeñas en las que puedan actuar las bacterias desnitrificantes.

Otro sistema es el de los reactores en lote secuenciados, que son operados a intervalos regulares de tiempo, variando la agitación, la aireación e incluso el volumen de operación para mejorar el proceso de eliminación de nitrógeno, en un solo reactor, vía nitrificación-desnitrificación (Fig. 2.19.). El empleo de estos tipos de reactores deberá considerar la posible formación de intermediarios en la desnitrificación, especialmente NO y N₂O, que pueden liberarse cuando existen condiciones aireadas en el reactor. En casi todos los casos se ha observado una eficiencia desnitrificante aceptable y siempre con aguas residuales muy diluidas.



2.19. Proceso batch para eliminación de nitrógeno.

2.5. Biología de las aguas residuales (Indicadores Biológicos)

El sistema de depuración por lodos activos es en realidad un ecosistema artificial en donde los organismos vivos (biocenosis) están representados con mayor o menor abundancia, por grupos de microorganismos que constituyen comunidades biológicas complejas interrelacionadas entre sí y con el medio físico que les rodea en la planta depuradora.

2.5.1. Estructura del ecosistema

Componentes

Abióticos: constituidos por el medio físico es decir la planta depuradora y las características tecnológicas de la misma

Bióticos: representados por las comunidades de microorganismos descomponedores (bacterias, hongos y algunos *protozoos flagelados*) y consumidores (*protozoos* y *metazoos*), organismos estos últimos que constituyen la microfauna.

Factores

Abióticos: son todas aquellas características del medio (composición del agua residual, concentración del oxígeno disuelto en el reactor, temperatura, carga orgánica que llega a la planta) que pueden afectar a la distribución de los microorganismos en el sistema.

Bióticos : el ambiente físico-químico determina los límites entre los que los microorganismos pueden desarrollarse y los cambios que esto puede causar en el agua residual que está siendo tratada. Dentro de los límites fijados por el ambiente las comunidades biológicas son además controladas por las interrelaciones de los microorganismos que las forman. La competencia por los nutrientes y el oxígeno junto con la depredación son los ejemplos más representativos de estas interrelaciones.

2.5.2. Estructura de la microfauna

Protozoos

Los protozoos son los microorganismos más abundantes de la microfauna en los lodos activos, y pueden llegar a alcanzar valores medios de 50.000 ind/ml en los reactores biológicos constituyendo aproximadamente el 5% del peso seco de los sólidos en suspensión del licor mezcla.

Los protozoos están representados en el licor mezcla por flagelados, amebas y sobre todo ciliados. Cada uno de estos grupos desempeña una función concreta en el sistema y su aparición y abundancia reflejan las distintas condiciones físico-químicas existentes en los tanques de aeración, lo que resulta ser un índice muy útil para valorar la eficiencia del proceso de depuración.

Flagelados

Los flagelados no son abundantes cuando el proceso de depuración funciona adecuadamente. Su elevada densidad en los reactores se relaciona con las primeras etapas de la puesta en marcha de la instalación, cuando las poblaciones estables de protozoos ciliados no se han desarrollado todavía. La presencia excesiva en un fango estable indica una baja oxigenación del mismo o un exceso de carga orgánica.

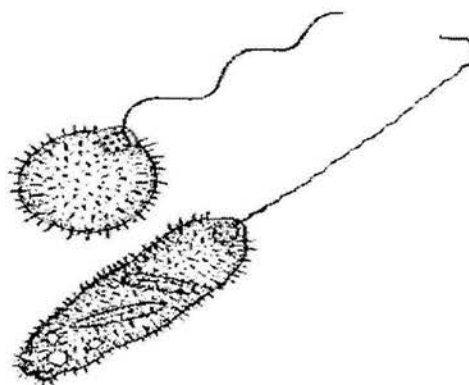


Figura 2.20. Flagelados

Amebas

Dentro de las amebas podemos distinguir las amebas desnudas, que suelen estar relacionadas con cargas de entrada alta en el sistema biológico, y las *amebas testáceas* que pueden aparecer en instalaciones con buena nitrificación y carga orgánica baja

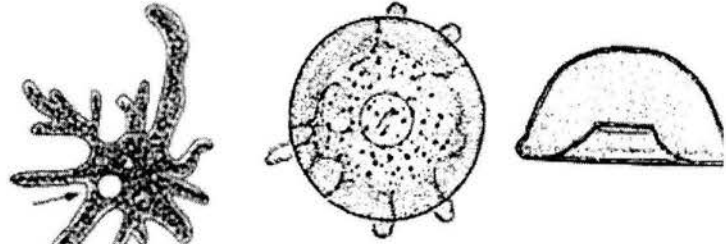


Figura 2.21. Amebas

Ciliados

La presencia de protozoos ciliados en los fangos activos es de gran importancia en el proceso, ya que contribuyen directamente a la clarificación del efluente a través de dos actividades: la floculación y la depredación, siendo ésta última la más importante. Existen diversos estudios que han demostrado experimentalmente que la presencia de protozoos ciliados dentro del sistema biológico, mejora la calidad del efluente. Los ciliados se alimentan también de bacterias patógenas, por lo que contribuyen a la reducción de sus niveles. Los ciliados presentes en el licor mezcla se pueden clasificar en dos grandes categorías en función de su relación con el flóculo biológico:

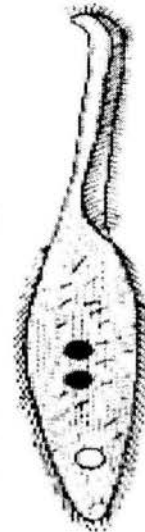


Figura 2.22. Ciliado

1.- Ciliados asociados al flóculo

Se distinguen dos grupos: los *pedunculados* y los *reptantes*. Los pedunculados guardan una estrecha relación con el flóculo por la presencia de un pedúnculo que les sirve de órgano de fijación. Van continuamente asociados a él, incluso en la recirculación y la purga del lodo.

Entre los pedunculados nos encontramos con los *suctores*, que van a alimentarse de otros protozoos ciliados y con los *peritricos*, que se alimentan de bacterias libres.

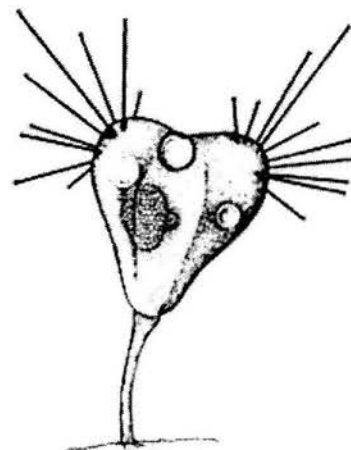


Figura 2.23. Ciliado asociado

Los ciliados reptantes utilizan estructuras de movimiento (cilios o cirros) para moverse en el entorno del flóculo donde se alimentan de las bacterias de la superficie del flóculo.

2.- Ciliados no asociados al flóculo

Son los ciliados *nadadores* que se encuentran libres en el licor entre los flóculos. Lo habitual es que salgan con el efluente tratado.

Los ciliados pedunculados y reptantes son los más frecuentes cuando el tratamiento funciona correctamente, ya que el sistema está especialmente diseñado para la creación de flóculos, que son utilizados como sustrato de fijación por estos microorganismos. Su capacidad de fijación o relación con el flóculo supone una ventaja adaptativa en este sistema y los que no la poseen son eliminados en el efluente

Por contra los ciliados nadadores no son constituyentes típicos de las comunidades estables, sino que aparecen durante la fase de colonización del miso, cuando los flóculos están en vías de formación y no se han establecido aún los ciliados pedunculados y reptantes. En consecuencia la presencia dominante de ciliados nadadores en un lodo bien formado es indicio de anomalías en el proceso, como son una carga excesiva o un lodo poco oxigenado. En ocasiones, también puede estar relacionado con la entrada de vertidos tóxicos, ya que se eliminan las comunidades estables del proceso, presentando los reactores una situación semejante a la puesta en marcha

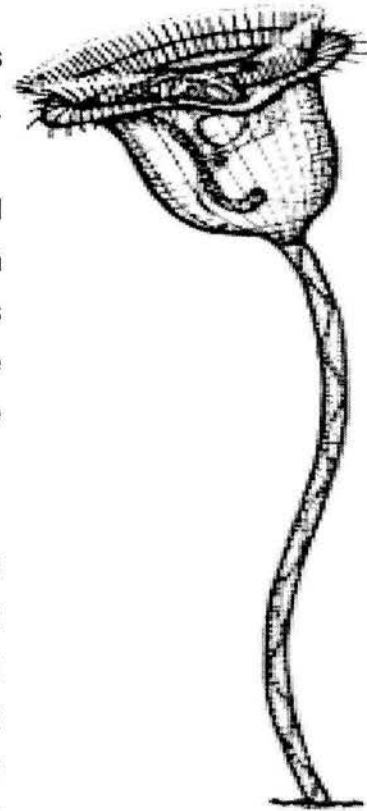


Figura 2.24. Ciliado no asociado al floculo

Metazoos

Su presencia en los lodos activos es menor que la de los protozoos

Nematodos

La mayor parte de los que aparecen son predadores de bacterias dispersas y protozoos, pero también pueden aparecer algunas formas saprozoicas capaces de alimentarse de la materia orgánica disuelta e incluso de la materia de los flóculos

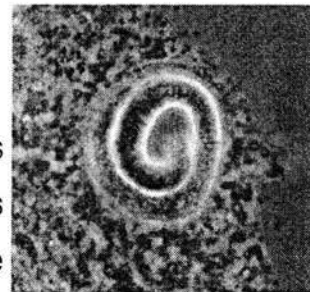


Figura 2.25. Nematodo

Rotíferos

Los rotíferos eliminan bacterias dispersas y protozoos. Algunas especies contribuyen a la formación del flóculo por secreción de mucus

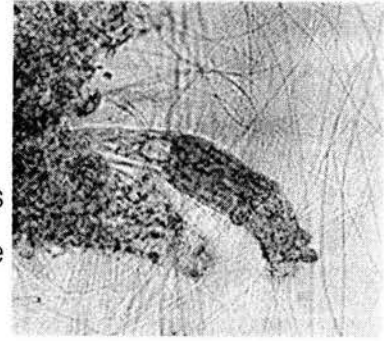


Figura 2.26. Rotifero

2.5.3. Funcionamiento del ecosistema

El funcionamiento del ecosistema tiene lugar a través de la dinámica de las comunidades microbianas que lo integran, y se refleja en la evolución de dichas comunidades en el espacio y en el tiempo.

En el espacio

Los microorganismos presentes en los lodos activados se organizan formando una cadena alimenticia según se refleja en la figura 2.20.

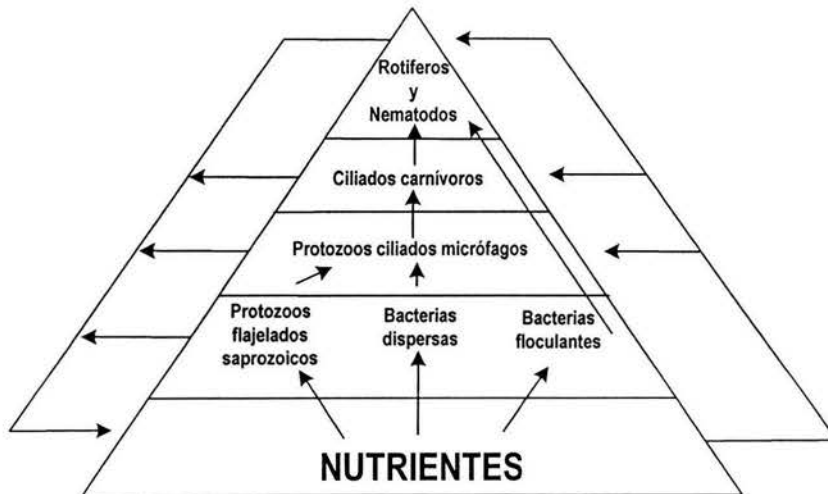


Figura 2.27. Ecosistema de la fauna microbiana en los lodos activados

Bacterias, Hongos, amebas y otros protozoos saprozoicos son los consumidores iniciales de la materia orgánica biodegradable del sistema, por lo que entran en competencia en este primer nivel trófico. Las bacterias salen ventajosas de esta competencia, ya que la naturaleza del agua residual y

las concentraciones habituales de carbono, nitrógeno y fósforo favorecen el mejor desarrollo de estas. No podemos tampoco olvidar que la velocidad de crecimiento de las bacterias es muy rápida.

Los consumidores de primer orden están representados por los *flagelados heterótrofos* y fundamentalmente por *ciliados macrófagos*, principales responsables de la eliminación de bacterias dispersas y flagelados. La materia en forma de biomasa y la energía, fluyen hacia niveles tróficos superiores, donde aparecen los carnívoros (otros ciliados) y que constituyen los consumidores de segundo orden. El último nivel de la cadena alimentaría lo forman los pequeños *metazoos*, que para su aparición necesitan de los microorganismos de niveles tróficos inferiores y de un tiempo de retención acorde a su velocidad de reproducción.

Parte de la materia orgánica procedente de las células muertas se incorpora de nuevo al ecosistema en forma de nutrientes.

En el tiempo

Los lodos activos son ecosistemas sujetos a una entrada continua de materia orgánica, por lo que el desarrollo normal de la sucesión ecológica no se lleva a cabo. La sucesión se mantiene en una etapa concreta en la que el rendimiento de depuración sea máximo y exista un equilibrio entre el fango producido, purgado y recirculado acorde con los consumos energéticos demandados por los sistemas de aeración.

Entre la puesta en marcha y la estabilización del sistema depurador, se producen sucesiones en las poblaciones de microorganismos.

En la fase inicial dominan las bacterias dispersas y los protozoos flagelados que entran con el influente. Aumenta el número de bacterias.

Aparecen los ciliados libre nadadores *bacterívoros* aumenta ya que tienen mucha cantidad de alimento. Los flóculos se van formando y disminuye el número de bacterias libres y de *protozoos flagelados*.

Se desarrollan los *ciliados pedunculados* y *reptantes* con estructuras bucales eficaces para la captura de alimento, éstos acaban por desplazar a los ciliados nadadores. Los metazoos aparecen tardíamente por encontrarse en el final de la cadena.

No obstante, las sucesiones de microorganismos que tienen lugar en el sistema de lodos activos no sólo ocurren como resultado de relaciones tróficas, sino que pueden ser debidas también a alteraciones ocasionales pero significativas del proceso de depuración, provocadas a veces para mejorar el rendimiento como es la actuación sobre el tiempo de retención celular.

2.6. La biopelícula

El desarrollo de la biopelícula data del año 1885, fue ignorado por 50 años, posteriormente Poeppel (estudioso alemán) retomo los estudios de la biopelícula creando con ello el primer biodisco.

La eliminación de contaminantes de aguas residuales por procesos biológicos, no es una alternativa reciente. Es conocido que la capacidad de depuración, está en función de la cantidad de microorganismos que intervienen y de la capacidad del sistema para mantenerlos dentro del reactor, para ello se utilizan los siguientes métodos:

- a) Recirculación de biomasa.
- b) Inducción de formación de flóculos bacterianos largos (1-1.5 mm) para ser detenidos por su alta sedimentabilidad.
- c) Inducción de la formación de biopelículas biológicas sobre la superficie de algún material sólido para evitar el lavado de la biomasa (Anderson & Sanderson, 1985)

Otra ventaja que proporciona el empleo de biopelículas, además de la retención de altas concentraciones de biomasa dentro del reactor, es que se evitan problemas relacionados con la separación de los microorganismos del sistema.

2.6.1. Formación de las biopelículas

La formación de las biopelículas es dependiendo de las características del material que sea utilizado y que corresponden principalmente de factores físicos y químicos que afectan la adhesión de los microorganismos al material de soporte:

- 1) Cargas electrostáticas. La carga eléctrica en la superficie de un microorganismo, esta dada por la disociación de radicales amino, fosfato y por el pH del medio. Se considera que una célula microbiana en agua cercana a la neutralidad tiene una carga eléctrica negativa. Por lo tanto una fuerza electrostática actuará entre dicha célula y una superficie con carga positiva permitiendo una fácil adhesión.
- 2) Afinidad por el agua (Hidrofilia). Por regla general, dos sustancias hidrófobas o dos sustancias hidrófilas se atraen. De forma que materiales con superficie altamente hidrófoba, tales como polietileno, poliamida y poliestireno absorben fácilmente microorganismos hidrófobos. Los plásticos que no compiten sobre su gusto al agua atraen eficazmente organismos hidrofobicos.
- 3) Otros factores que también influyen en la adhesión de los microorganismos son la rugosidad, la porosidad del material y la velocidad de flujo. Esta última, puede retrasar la adhesión primaria de los microorganismos colonizadores (Orates, 2001). Los poros en el material permiten a los microorganismos el establecimiento de las poblaciones microbianas y la protección de los bacteriófagos.

El establecimiento de las biopelículas es gracias a la auto protección que se establece dentro del conglomerado de una población microbiana. Por naturaleza los microorganismos prefieren vivir adheridos como forma de protección al medio circundante.

Se sabe que los nutrientes orgánicos y sales minerales deben ser adsorbidos por el material de soporte antes de que los microorganismos puedan colonizar la superficie de este. Posteriormente dichos microorganismos forman una matriz gelatinosa que permite la adhesión de otros organismos y partículas.

Al respecto Characklis (Orates, 2001) menciona que existen dos tipos de adhesión: la adhesión reversible la cual estaría determinada por los factores fisicoquímicos expuestos anteriormente, y la adhesión irreversible, que es obtenida a través de la excreción de polímeros extracelulares (polisacaridos y glicoproteínas) que fijan con mayor fuerza los microorganismos a la superficie.

Como se muestra en la figura 2.28. la biopelícula que crece sobre el material de soporte toma de la fase líquida sustancias contaminantes tales como Materia Orgánica, nitrógeno, fósforo, Oxígeno disuelto y trazas de elementos que sirven como nutrimentos. Estas sustancias reaccionan con la

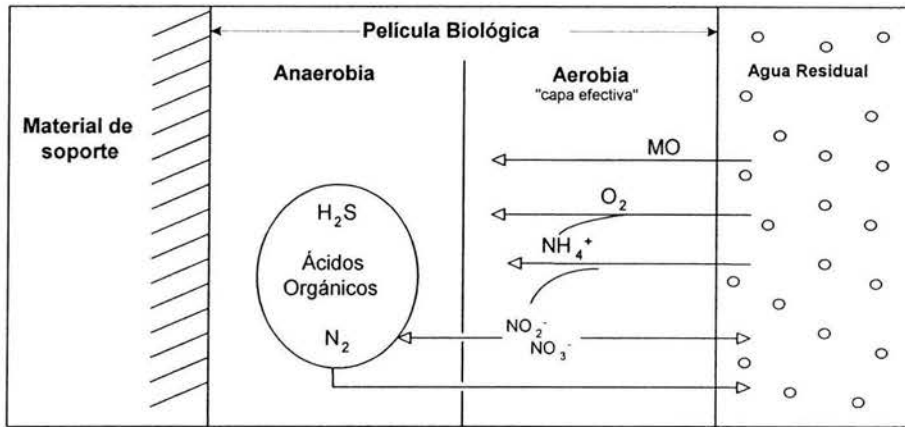


Figura 2.28. Diagrama esquemático de una película biológica (Tomado de Iwai y Kiato, 1994)

superficie de la biopelícula y luego viajan hacia adentro de la misma por difusión, donde son ingeridas y finalmente metabolizadas. Las sustancias orgánicas de gran tamaño como materia coloidal o materia en suspensión no pueden pasar directamente por difusión al interior de la biopelícula. Sino que primero deben ser hidrolizadas a moléculas pequeñas en la superficie de la biopelícula y luego pueden tomar un curso similar al de las sustancias orgánicas de bajo peso molecular.

2.6.2. Factor limitante del crecimiento en películas biológicas

Si alguno de los nutrientes se agota al interior de la biopelícula el metabolismo de los microorganismos se detiene de ese nivel hacia la base de la película. Entonces, la sustancia que se agota primero determina la "profundidad efectiva" de la película y dicha sustancia se llama "factor limitante". Los nutrientes tales como N, P y metales traza son el factor limitante en aguas residuales de tipo municipal. En películas aerobias el factor limitante puede ser el oxígeno disuelto o la materia orgánica. Sin embargo, ya que la concentración de oxígeno disuelto en el líquido que está en contacto con la superficie de la película es menor que la concentración de materia orgánica. Entonces, es más común que el oxígeno disuelto sea el factor limitante. Mientras que en las películas anaerobias al factor limitante más común es la materia orgánica.

2.6.3. Crecimiento de película biológica

El crecimiento de una biopelícula ocurre en tres fases llamadas inducción, acumulación y equilibrio. Recientemente, describen una fase de desaceleración del crecimiento logarítmico. Al complementar dichas propuestas el proceso de crecimiento queda de la siguiente manera (Orates, 2001):

1. Colonización o inducción: las bacterias u organismos presentes en el agua residual, deben entrar en contacto con la superficie y adherirse a ella para realizar una colonización incipiente. La primera adhesión puede darse por la secreción de polímero o por fijación de flágelos.
2. Adherencia: Una vez que los organismos logran adherirse se inicia el desarrollo de las primeras capas de bacterias que utilizan diversos mecanismos para garantizar su adhesión y la de generaciones siguientes. Por lo general es una especie de rápido crecimiento que forma una película delgada que cubre toda la superficie.
3. Oportunismo: Al existir una primera película y la consecuente matriz gelatinosa, otros organismos de más lento crecimiento que puedan o no producir sustancias que permitan su adhesión, tienen la oportunidad de tener acomodo, aprovechando la primer biopelícula o utilizarla como soporte para sus actividades de depredación.
4. Estabilización: Se alcanza esta fase cuando están presentes todas las especies (equilibrio trófico). Desde el punto de vista ecológico, el tiempo de maduración es el que el sistema biológico o biocenosis requiere para que se establezcan las relaciones entre los diferentes microorganismos y el número de individuos de cada grupo, no cambie con respecto al tiempo.

2.6.4. Coexistencia de actividad aerobia y anaerobia

En las películas aerobias, cuando el factor limitante es el oxígeno, generalmente la capa exterior es aerobia y la del interior es anaerobia. En este caso, aún por debajo de la profundidad efectiva existe actividad metabólica, ya que en la capa anaerobia ocurren procesos de liquefacción y/o fermentación ácida, formación de sulfuro por procesos de reducción y aún más, oxidación de materia orgánica y reducción de los iones nitrito y nitrato (desnitrificación) que se produce en la capa aerobia.

En los sistemas aerobios que emplean películas biológicas, el espesor de la capa aerobia es constante bajo condiciones de operación constantes, ya que si aumenta el grosor de la capa aerobia por crecimiento celular, una porción igual a la capa aerobia más profunda se transforma en anaerobia por falta de OD. Por lo tanto, el grosor total de la biopelícula y el de la capa anaerobia pueden crecer pero no el de la capa aerobia.

El hecho de que coexista actividad anaerobia y aerobia en un mismo ecosistema es una de las principales características y ventajas de los sistemas de biopelícula. En los cuales el proceso de desnitrificación es de gran importancia en la capa anaerobia de la misma (Orates, 2001).

3. Metodología

3.1. Experimentación

Se llevo a cabo en dos etapas, las cuales comprenden:

1. Se planteó el plan de trabajo para el experimento, buscando para ello el trabajo de nitrificación de las bacterias presentes en el medio de soporte, dándole las condiciones mas adecuadas para su desarrollo.
2. Se estabilizo el reactor a condiciones ambiente con el agua cruda proveniente, del desarenador, con lo cual se buscó poblar el medio de soporte con las bacterias que se encargaran de la degradación de la materia orgánica presente en el agua residual. Esto se llevó a cabo hasta poder comprobar la presencia física y visible de la biopelícula en la superficie del hule espuma. El conocimiento del reactor, construcción y caracterización del mismo se llevó mucho antes de la estabilización, para conocer los parámetros más significativos del mismo.

3.2. Método experimental

El método experimental empleado para alcanzar los objetivos de ambas etapas, fue básicamente el siguiente:

- 1) Se arrancó el reactor biológico de lecho móvil bajo las condiciones que se describen en la sección 3.4. La biopelícula se hizo crecer mediante suministro de agua residual cruda (ARC), inyectando aire a presión.
- 2) Una vez que se formó la película biológica y creció hasta ser visible, se comenzó a monitorear el tratamiento del AR por medio de análisis de laboratorio. Los resultados que se obtenían se relacionaban con la actividad microbiana dentro del reactor.
- 3) Con base en los resultados de los primeros análisis, se continuó experimentando hasta su estabilización, y posteriormente se cambiaron las condiciones del sistema, aumentando la concentración de amonio dentro del sistema buscando con ello aumentar la cantidad de nutrientes al sistema y aumentar la tasa de consumo de los microorganismos, con lo cual se pretendía:

- a. El establecimiento de las bacterias encargadas de la nitrificación presentes en la biopelícula dentro de la superficie del cubo.
- b. Buscar el equilibrio de las relaciones que se presentan en los diferentes grupos bacterianos con el fin de optimizar su convivencia y por ende la eficiencia de eliminación de los contaminantes en el sistema.
- c. Proporcionar las condiciones necesarias para que el proceso de nitrificación se llevara a cabo, siguiendo con lo planteado como programa de experimentación.

Los parámetros que se utilizaron para la operación y que fueron variados se enlistan a continuación:

- ◆ Carga orgánica
- ◆ Concentración inicial de amonio
- ◆ Tiempo de retención hidráulico (θ_H)
- ◆ Flujo hidráulico o caudal

3.3. Operación

El reactor aerobio utilizado, es un reactor continuo, tubular de 4.10 m de altura, completamente mezclado, fabricado en PVC industrial y montado en una estructura metálica. La alimentación al sistema fue de agua residual diluida y altas concentraciones de amonio, proveniente de la planta de tratamiento de AR de Ciudad Universitaria y adicionada con una solución de cloruro de amonio. El sistema se controló con base en la carga orgánica (CO) alimentada al mismo y controlada por medio del caudal de la bomba de alimentación (bomba centrífuga sumergible de 1/8 HP). La aeración suministrada se mantuvo controlada buscando que el oxígeno disuelto dentro del reactor se mantuviera dentro del rango de 2 mg/l a 4 mg/L de O₂ en el sistema, con lo cual se aseguran condiciones adecuadas para la nitrificación dentro del sistema.

3.4. Descripción del sistema

3.4.1. Construcción del reactor:

El reactor fue construido con materiales de uso comercial con el fin de facilitar su adquisición y construcción.

NITRIFICACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN UN REACTOR DE LECHO MÓVIL

Consta de un tubo de PVC industrial de 6 pulgadas de diámetro (15.24 cm) cédula 60, montado en una estructura metálica y fijada por medio de una brida de PVC, en la parte inferior se colocó una placa de acero al carbón que contiene tres perforaciones de ½ pulgada donde se colocaron la alimentación del agua residual al sistema y la alimentación de aire. La capacidad del reactor es de 60 litros, con una altura útil de líquido de 3.60 m y un diámetro de 14.5 cm. Figura 3.1.

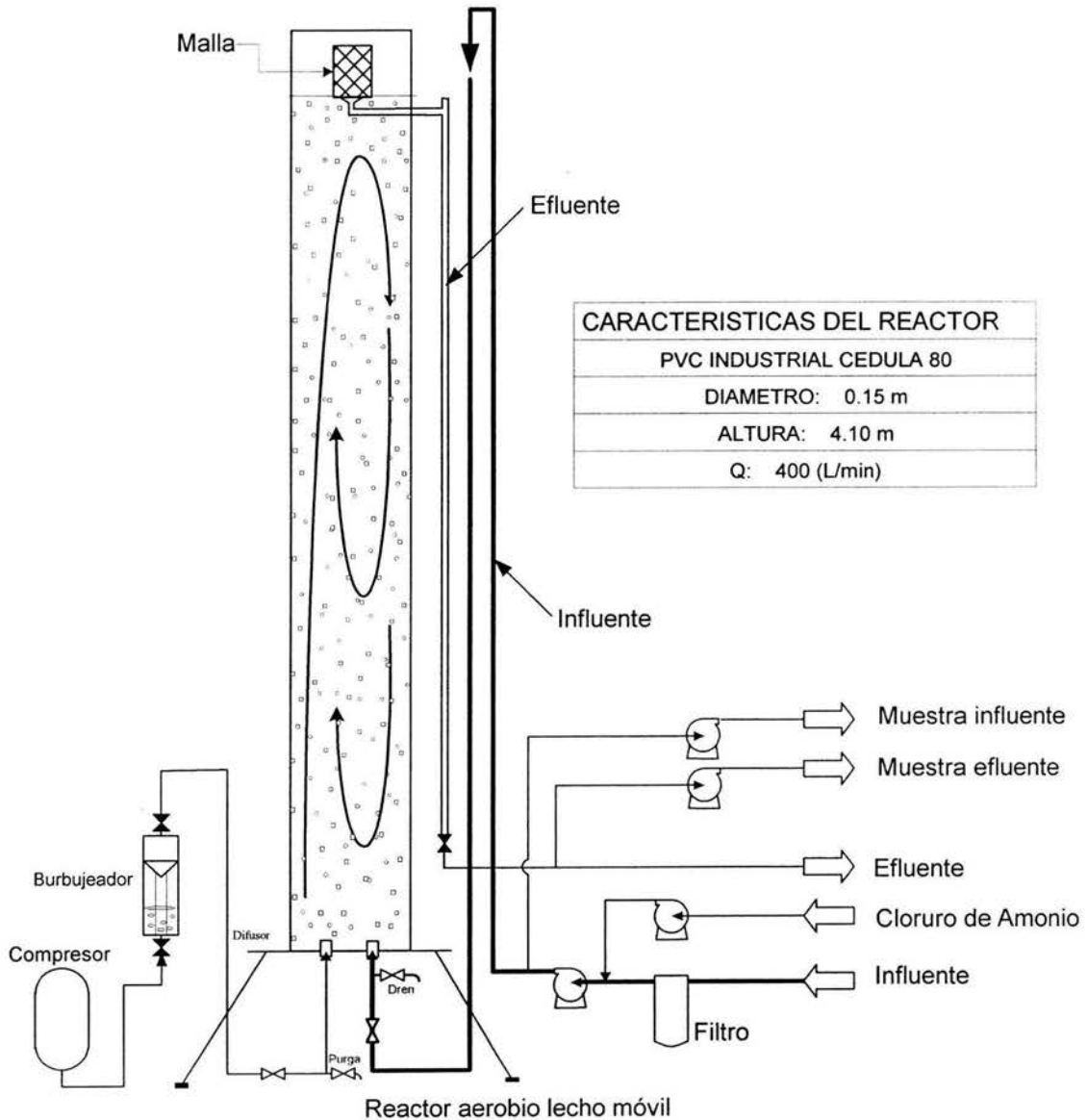


Figura 3.1. Representación esquemática del reactor aerobio de

En el fondo del reactor se colocó un tapón de PVC de ½" con tres perforaciones, con el fin de permitir el burbujeo al sistema, a un costado se colocó la alimentación de agua residual. La alimentación del agua residual se realiza por el sistema de vasos comunicantes, mismo que permite controlar caudales bajos al sistema (Figura 3.2.) Arriba de la placa base se colocó a 10 cm, una malla de 0.25 cm de diámetro.

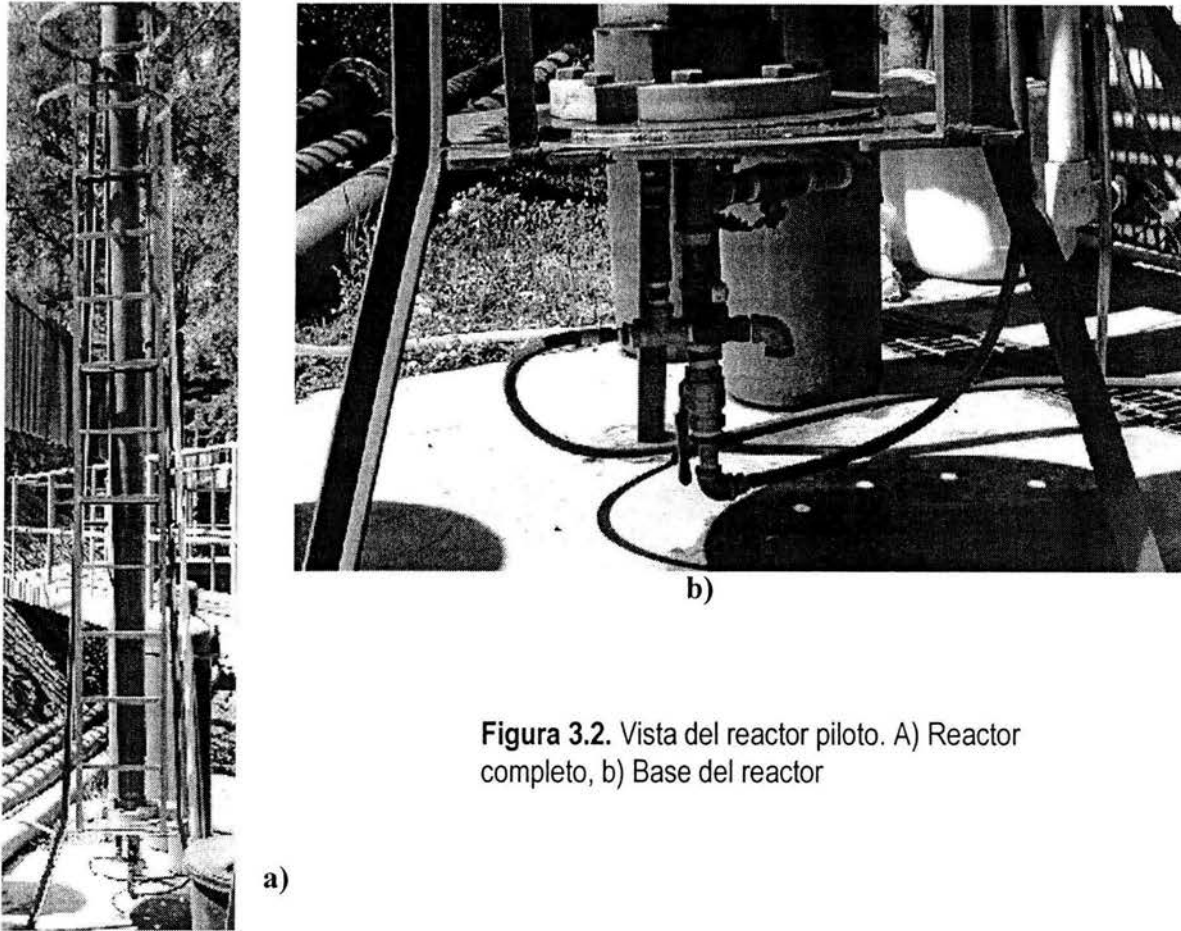


Figura 3.2. Vista del reactor piloto. A) Reactor completo, b) Base del reactor

El material de soporte es hule espuma (poliuretano de alta densidad) recortado en cubos, con una densidad de 30 kg/m^3 , los cubos se distribuyen homogéneamente por medio de la aeración dentro del reactor. Los cubos fueron cortados en cuadrados de 0.5 cm de lado, y ocupan el 20% del volumen total del reactor equivalente a 12 litros, y una cantidad de 96000 cubos que representan 14.4 m^2 de área expuesta a la biopelícula.

3.4.2. Medio de soporte

El material utilizado como soporte (cubos de hule espuma), fue seleccionado por su baja densidad (30 kg/m^3) y su gran porosidad, (que fue considerando que la densidad del plástico es de 1 kg/L), entonces el material ocupa 30 L/m^3 , por lo que se deduce que la porosidad del material crudo es de 97%. El área superficial de cada cubo es de 1.5 cm^2 y en conjunto representan un área superficial expuesta a la biopelícula de 14.4 m^2 (para adhesión de los microorganismos), Figura 3.3.

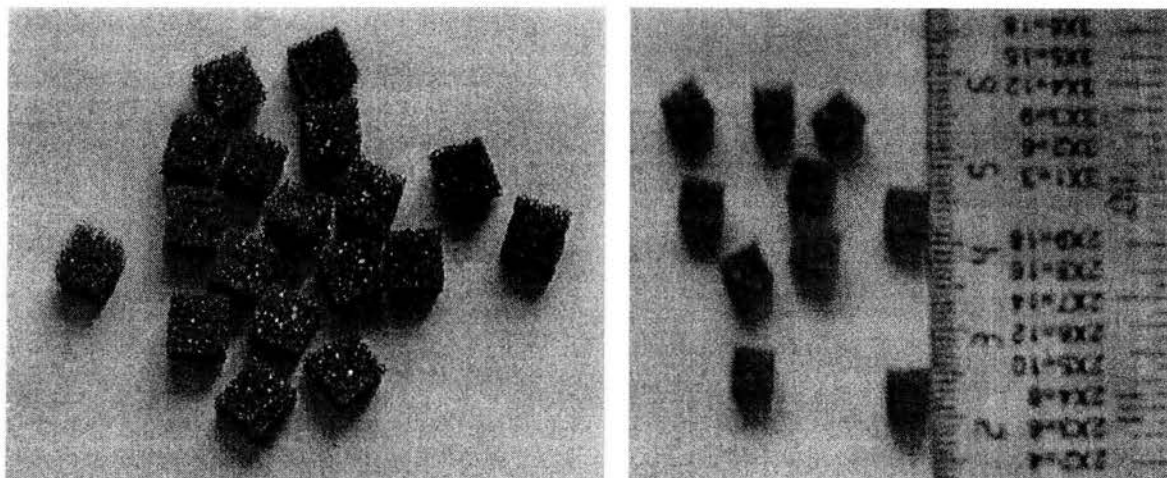


Figura 3.3. Material de soporte limpio.

Los cubos se introdujeron al reactor previamente remojados, ya que el material saturado es ligeramente más denso que el agua. Estos fueron sumergiéndose e integrándose a la corriente creada por el burbujeo figura 3.1.

Se buscó mantener un flujo de aire adecuado permitiendo con ello la circulación de los cubos haciendo un sistema completamente mezclado.

La porosidad del medio se realizó tomando una muestra aleatoria de cubos del interior del reactor equivalente a 1 litro, posteriormente se hizo el conteo de los cubos dando un total de 4675 piezas por litro. Tomando en cuenta que los cubos son sólidos, se tiene que la cantidad de cubos da un volumen de 585 ml/lit de agua. Por lo tanto 415 ml/lit son de agua, dando una porosidad del medio de 41.5 %.

Al contener 4675 piezas por litro esto es equivalente a un área superficial de 712 cm² en un litro dando 0.7 m²/l de agua y una densidad de área superficial (ρ_A) igual a 300 m²/m³ acomodados al azar.

$$\rho_A = \frac{\text{Área superficial}}{\text{Volúmen útil}} = \frac{14.4 \text{ m}^2}{0.048 \text{ m}^3} = 300 \text{ m}^2 / \text{m}^3$$

El agua residual que llega a la planta de tratamiento de ciudad universitaria se caracteriza por tener bajas concentraciones de materia orgánica. Con la finalidad de trabajar a concentraciones mayores de amonio se alimento después de la estabilización, una solución de cloruro de amonio.

La colonización del medio de soporte se realizó en el primer mes de operación y sólo transcurrido el segundo mes se logró ver a simple vista el crecimiento de la biopelícula en forma de pequeñas protuberancias gelatinosas y, en algunas partes, de filamentos que sobresalían del medio. Nicolella et al (2000) señalan como una desventaja de los RLM su largo periodo de colonización. Transcurrido el primer mes de operación, se comenzó a realizar los análisis de nitrógeno, fósforo y sólidos suspendido totales, con el objeto de conocer el comportamiento del reactor.

3.4.3. Variables de operación

La operación del reactor se llevo a cabo por medio de la definición de variables y constantes que se manejarían;

Constantes: la DQO, la concentración de NH_4^+ , SST, ortofosfatos.

Variable: Carga orgánica es la variable que se controla a lo largo de la experimentación. La CO esta definida como la cantidad de alimento que se suministra a los microorganismos por unidad de tiempo, por unidad de área.

$$CO = \frac{Q(\text{m}^3/\text{d}) * DQO(\frac{\text{g}}{\text{m}^3})}{A_S(\text{m}^2)}$$

CO = Carga orgánica
 Q = Caudal
 DQO = Demanda Química de oxígeno
 A_S = Área superficial expuesta a la biopelícula

Por medio de estos parámetros se buscó ver como reaccionan los procesos de nitrificación ante diferentes cargas orgánicas, por consecuencia diferentes tiempos de retención celular y de la concentración de microorganismos en el reactor. La variación de CO fue de 2 $\text{g}_{\text{DQO}}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, 3.3, 4, 5 y 6 respectivamente.

La concentración de NH_4^+ se varió para estudiar el comportamiento de los microorganismos, la adición del cloruro de amonio fue después de comprobar el inicio de población de los cubos por los microorganismos, esta comenzó por una carga alta de NH_4^+ que fue bajándose posteriormente.

3.4.4. Muestreo y análisis

La toma de muestras se realizó en forma continua por medio de una bomba peristáltica a la descarga de la bomba de alimentación del agua residual al sistema y a la salida del sistema como se muestra en la figura 3.1.

Todas las muestras fueron muestras compuestas, es decir, la muestra se tomo a lo largo de un periodo de 24 h en forma continua, por medio de bombas peristálticas de cabezal 16 figura 3.4.

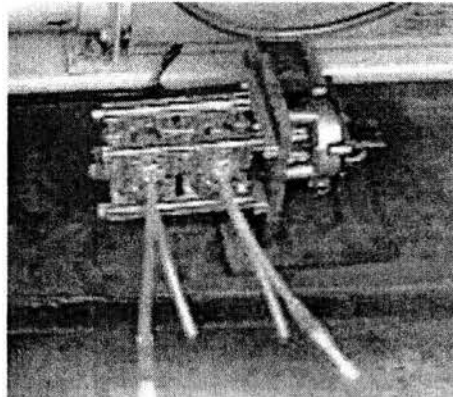


Figura 3.4. Bombas peristálticas de cabezal 16

Dichas muestras fueron preservadas y almacenadas en dos bidones de 20 L cada uno, colocados dentro de un refrigerador. Las muestras se homogenizaba antes de obtener una porción para análisis de laboratorio figura 3.5.

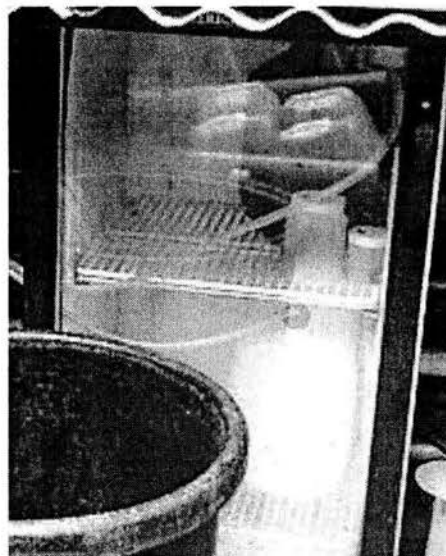


Figura 3.5. Conservación de las muestras a lo largo del día.

Durante el inicio de la investigación, el sistema se monitorea para seguir el establecimiento y activación de la biopelícula en el sistema.

3.5. Parámetros medidos y métodos analíticos

Para cada muestra se determinaron los siguientes parámetros de análisis que se representan en la Tabla 3.1. Las determinaciones analíticas fueron hechas de acuerdo con los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (APHA, AWW & WPCF, 1992)

Tabla 3.1. Técnicas analíticas utilizadas.

Parámetro	Técnica
DQO _T	Reflujo Cerrado por fotometría
DQO _S	Reflujo Cerrado por fotometría
P-PO ₄ ⁻	Por fotometría del fosfomolibdeno azul (PMB)
N-NH ₄ ⁺	Fotometría (Reacción de Berthelot)
N-NO ₃ ^{-k}	Fotometría con ácido sulfúrico y nitrospectral
pH	Titulador electrométrico (Potenciómetro ORION modelo 520-A)
T°C	Termómetro in situ (Oxímetro YSI Modelo 57)
OD	Método de electrodo de membrana (in situ)
SST	Sólidos suspendidos totales secados a 103-105°C

Las determinaciones fotométricas de DQO, P-PO₄⁻, N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺ se realizaron en un espectrofotómetro marca Perkin Elmer modelo Lambda 3B de doble rayo. Para la DQO se empleó un termoreactor COD marca Hach modelo 45 600-00. Las mediciones de pH, OD, y T°C se realizaron in situ.

4. Resultados

4. Resultados

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos correspondientes al análisis de los factores ambientales y los resultados de las variables analizadas durante el proceso.

4.1. Variables Físicas

Dentro de los parámetros determinados, los más importantes son: oxígeno disuelto, potencial hidrógeno y temperatura. En la tabla 4.1. se presentan los valores promedio de los parámetros medidos durante la experimentación en cada una de las diferentes etapas.

Tabla 4.1. Factores ambientales en cada carga orgánica.

Etapa	CO(gDQO/m ² *d)	Temp. (°C)	PH		Oxígeno disuelto (mg/l)		
			Influente	Efluente	Promedio	Máximo	Mínimo
I	3.2	22.1	7.9	7.2	3.0	4.0	0.9
II	3.0	22.4	7.9	7.2	4.6	6.0	3.5
III	3.6	22.7	7.6	7.4	3.3	4.5	1.8
IV	5.0	21.5	7.7	7.6	3.0	4.1	2.1
V	5.4	20.5	7.8	7.6	2.9	4.5	1.5
VI	6.4	19.2	8.2	7.6	4.0	6.0	2.8

4.1.1. Temperatura

La temperatura fue medida diariamente alrededor del medio día durante el periodo de experimentación, y no presentó una variación considerable, se mantiene en un promedio de 22°C. Durante el día en promedio aumenta, en invierno la T del agua disminuye hasta 15°C

Para los reactores de lecho móvil, las variaciones causadas por cambios climáticos son mínimas, puesto que su temperatura esta determinada por la temperatura del agua que se alimenta al reactor. Durante la experimentación se observaron temperaturas ambientales que oscilaban entre los 15 y 20 °C, como valores mínimos y máximos, 20°C como valor promedio, temperatura aceptable para los procesos biológicos dentro del reactor. La temperatura afecta las reacciones y la tasa de transferencia de oxígeno. El incremento de la temperatura generalmente favorece la actividad biológica ya que aumenta la rapidez de las reacciones bioquímicas y la tasa de difusión, pero disminuye la solubilidad del oxígeno. En este caso se considera que las variaciones no influyen en el

comportamiento general del sistema, ya que se encontraron en un intervalo en el que no afectan la degradación de materia orgánica ni la nitrificación de manera significativa.

4.1.2. Potencial de Hidrógeno

El pH del influente varía en un intervalo de 7.6 a 8.1. El pH del efluente mostró siempre una tendencia a disminuir independientemente de la carga orgánica, hasta valores entre 7.24 y 7.62, incrementándose conforme aumentaba la carga orgánica. La reacción de nitrificación indica que un gramo de nitrógeno amoniacal necesita 4.57g de O_2 para su oxidación, y libera 0.14g de H^+ provocando una disminución en el pH del medio (Wang et al, 1992; González – Oliveros, 2000). Esto puede explicar el pH casi neutro a lo largo de la experimentación, ya que la mayor parte del tiempo se realizó nitrificación.

En la figura 4.1. se observa que el influente es más alcalino al comenzar la experimentación, permitiendo con ello condiciones propicias para la nitrificación durante los dos primeros meses, esto debido a condiciones de trabajo en la universidad. A partir del tercer mes las condiciones cambiaron por el periodo vacacional. En este mismo periodo se procedió a agregar cloruro de amonio, creando condiciones variables en el influente del reactor y por tanto en el efluente se presentaron variaciones. Sin embargo, el pH del efluente bajó con respecto al influente, debido a la nitrificación realizada por las bacterias.

La Figura 4.1. muestra las fluctuaciones y las áreas encerradas en un círculo representan los periodos vacacionales que no se ven afectados a pesar de las bajas concentraciones de materia orgánica que entra al sistema. Se observan, además, valores de pH cercanos a la neutralidad. Las características cercanas a la neutralidad del efluente se toman como las más deseables en un sistema de tratamiento de agua residual. La neutralidad del pH en el agua residual indica estabilidad del sistema. Los valores de pH llegaron a ser cercanos entre el valor de influente y el valor de efluente, por esta razón se habla de estabilidad del sistema.

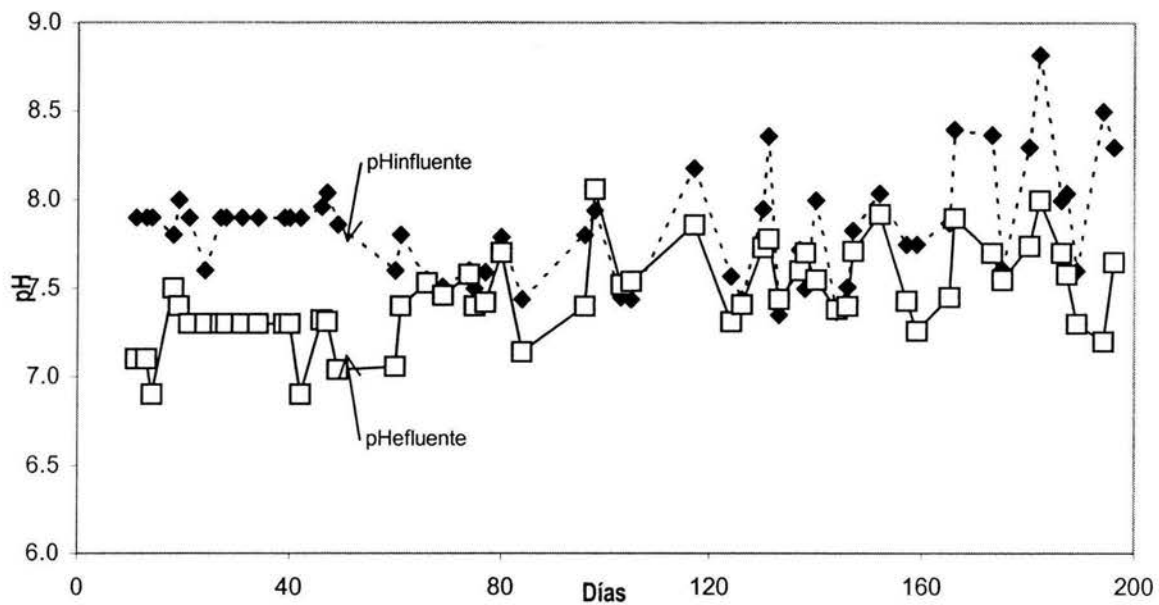


Figura 4.1. Potencial hidrógeno contra días de experimentación.

El pH regula muchas de las reacciones químicas y la actividad biológica normalmente se restringe a una escala estrecha de pH entre 6 y 8. Las aguas ácidas o alcalinas son indeseables debido a que son corrosivas o presentan dificultades en su tratamiento (Tebbutt, 1995)

Según Carpenter (Orates, 2001) el pH mínimo para el crecimiento de *Nitrosomonas*, es de 7.6 y el óptimo es de 8.5 a 8.8. en el caso de *Nitrobacter spp*, el pH mínimo es de 5.7 y el óptimo esta entre 8.4 y 9.2. Las bacterias nitrificantes son sensibles a las variaciones de pH y la nitrificación disminuye con pH inferiores a 8.5 (Winkler, 1996). El sistema mantuvo un pH entre 7.2 y 7.9. esta condición no afecta negativamente la nitrificación dentro del sistema, aunque no se encuentra dentro del intervalo óptimo para el desarrollo de las bacterias nitrificantes. Por otro lado un pH neutro o ligeramente alcalino favorece la desnitrificación (Winkler, 1996).

4.1.3. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto (OD) fue administrado por medio de un sistema de burbujeo (aire comprimido), mismo que permitía la transferencia del oxígeno al sistema (transferencia de masa) por medio de disolución del oxígeno en el medio acuoso. Por medio del sistema de burbujeo, se busca agitar el sistema (hacerlo completamente mezclado) y proveer de OD suficiente, en un principio por las condiciones de aireación se tenían variaciones, después del segundo mes se busco mantener el

sistema en un valor mayor o igual a 2 mg/l de OD, valor suficiente que permitía la nitrificación en el interior del reactor.

En la tabla 4.2. se presentan las concentraciones promedio de OD para cada CO. La concentración de OD en el sistema mostró el promedio de 2.9 mg O₂/l. Se muestra además, el comportamiento del OD a lo largo del periodo de experimentación. Las muestras fueron tomadas cada tercer día, se observa que se obtuvo un valor promedio de 3 mg/l de OD en el sistema, esta condición fue suficiente para que la nitrificación se realizara dentro del reactor.

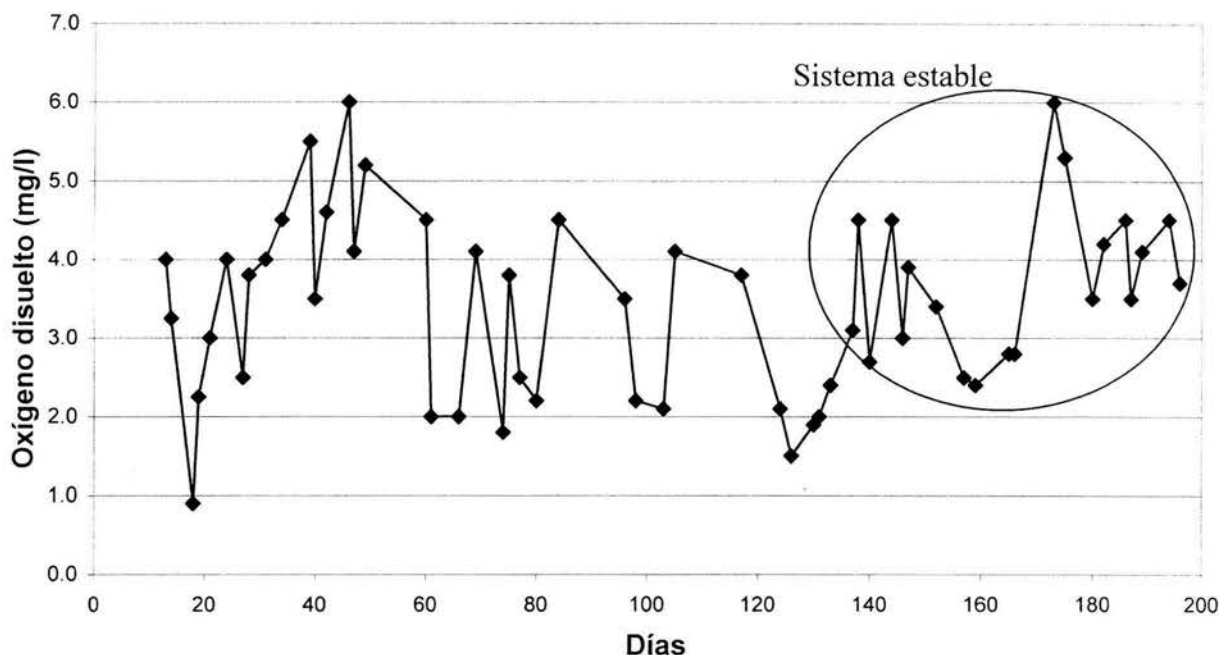


Figura 4.2. Oxígeno disuelto contra días de experimentación

4.1.4. Caudal de alimentación

El caudal fue una variable importante y determinante en el periodo de experimentación, por medio del caudal se logra controlar y suministrar la cantidad de agua a tratar dentro del reactor, se encuentra incluida en el cálculo de Carga orgánica (aunado con la DQO) y es el parámetro físico de control de alimentación de nutrientes dentro del reactor.

A lo largo de la experimentación se llevaron a cabo cálculos para estimar la cantidad necesaria de agua alimentada. A la muestra de agua se le determina la DQO y se hicieron los cálculos para obtener la cantidad de materia orgánica por unidad de tiempo suministrada (CO), como se ve en la figura 4.3.; el caudal se mantuvo controlado en casi todas las etapas.

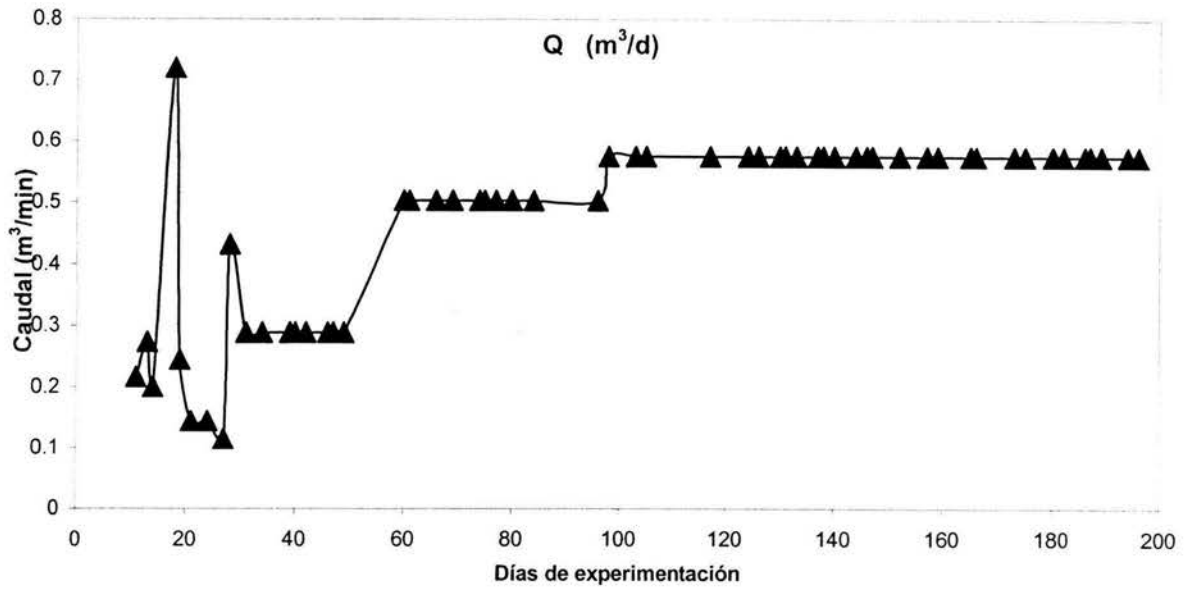


Figura 4.3. Caudal contra días de experimentación.

4.2. Resultados de variables analizadas

4.2.1. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Por medio de la DQO se determina el contenido de materia orgánica oxidable presente en el agua residual. Durante el periodo de arranque se dio seguimiento a la colonización del medio de soporte y al análisis de la DQO_{inf} para poder ajustar la carga orgánica y calcular los caudales necesarios de alimentación.

En la tabla 4.2. se presenta el comportamiento de la demanda química de oxígeno a lo largo de la experimentación en los diferentes periodos y cargas orgánicas.

Tabla 4.2 Valores promedio de la DQO en las diferentes etapas de experimento

Etapa	CO	TRH (min)	DQO influente (mg/l)		DQO efluente (mg/l)		% Remoción de DQO		Desviación estandar	
			Sed.	Sol.	Sed.	Sed.	Sol.	Sed.	$\sigma_{INF.}$	$\sigma_{EFL.}$
I	3.2	05:06	151	108	38	38	41	38	16.1	13.4
II	3.0	04:55	151	100	56	56	47	56	19.6	10.8
III	3.6	02:59	103	70	43	43	44	43	16.6	16.4
IV	5.0	02:33	129	115	37	37	29	37	16.1	9.74
V	5.4	02:28	135	98	50	50	55	50	16.2	17.4
VI	6.4	02:28	159	107	48	48	55	48	16.8	15.3

En las figuras 4.4. y 4.5. se muestra el comportamiento de la demanda química de oxígeno (efluente e influente, sobrenadante y soluble) durante el tiempo que duró la experimentación. De una DQO sobrenadante promedio de entrada de 138.5 mg/L, se obtenía una DQO promedio de efluente de 73.5 mg/L, obteniéndose con así un 46% de remoción de la DQO, esto es valuando el proceso a lo largo del periodo de experimentación. En el caso de la DQO soluble, entran 97.8 mg/L de DQO y salen 50.5 mg/L de DQO con una remoción en la DQO soluble del 46.6%.

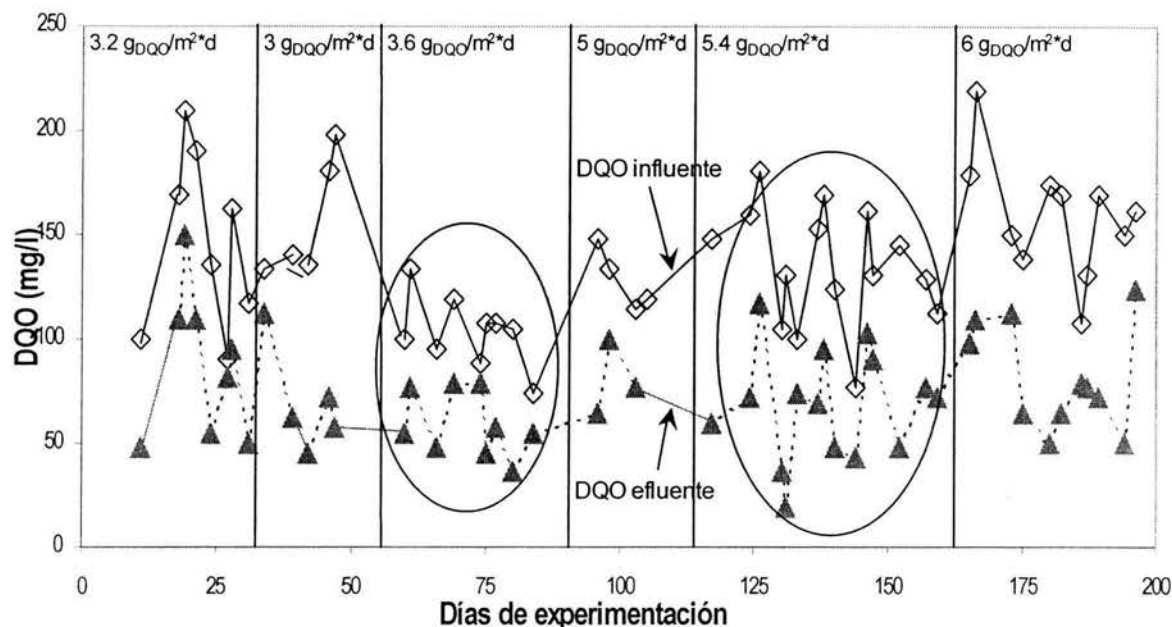


Figura 4.4. DQO sobrenadante contra días de experimentación.

Se puede inferir que la cantidad de cloruro de amonio adicionado al sistema, influyo directamente en la remoción de la DQO, ya que al tener NH_4^+ disponibles en el sistema, las bacterias realizan sus reacciones bioquímicas de lo que esta disuelto que es mas fácilmente disponible.

En el caso de la desviación estándar (σ , ver tabla 4.2), nos informa de un sistema heterogéneo con datos dispersos (ya que a mayor valor de la desviación estándar, son menos homogéneo los datos en el sistema) Esto se puede observar en las figuras 4.4. y 4.5., los valores muestran una gran variación a lo largo del experimento mostrando una heterogeneidad.

En la figura 4.4. se observa que la remoción de DQO fluctúa entre 40 y 50% sin un comportamiento definido en con respecto a la carga orgánica.

En la figura 4.4. se observa que la sucesión de valores no es homogénea y que aunque la CO aumente, el porcentaje de remoción llega a un valor promedio del 50%, obteniéndose valores de DQO sobrenadante de efluente con concentraciones entre 20 y 60 mg/l. A partir de esta información podemos concluir que el sistema cumple con las normas actuales para los límites máximos permitidos de contaminantes (Ecol – SEMARNAP - 001)

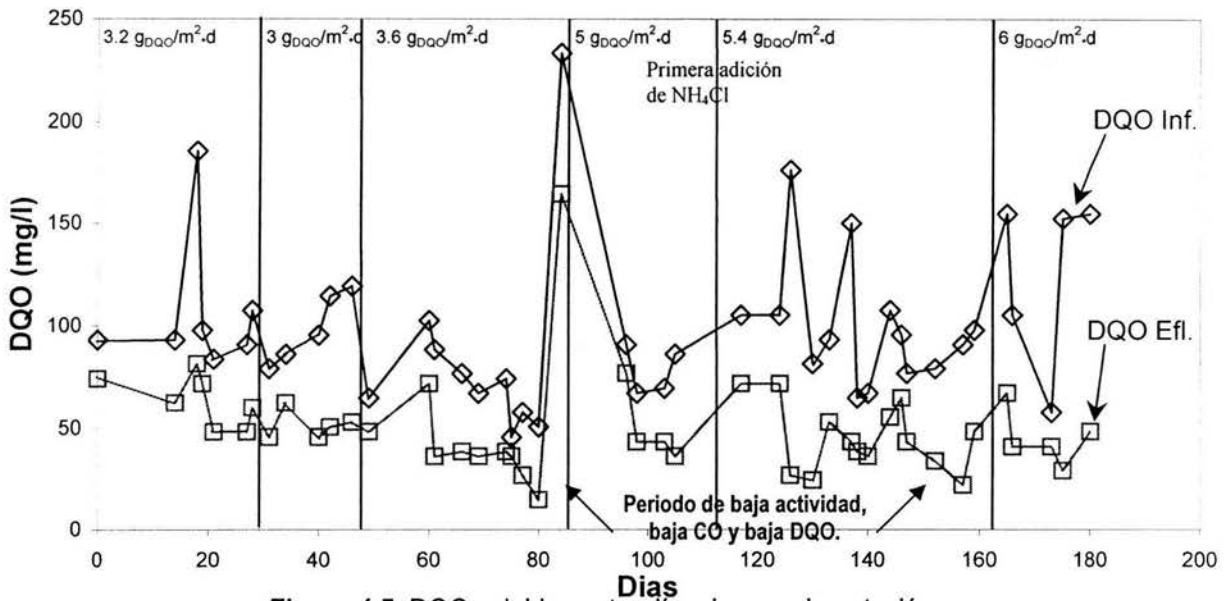


Figura 4.5. DQO soluble contra días de experimentación

La figura 4.5. muestra la DQO soluble en seis periodos bajo seis cargas orgánicas diferentes (3.2, 3, 3.6, 5, 5.4 y 6.4 gDQO/m²·d). La primera y segunda etapas de la experimentación presentan fluctuaciones, durante la estabilización de las poblaciones bacterianas dentro del sistema. En estas dos primeras etapas se obtuvieron remociones del 38 al 56%. En la tabla 4.3. y 4.4. se presentan los valores máximos y mínimos de la DQO sobrenadante y soluble en las diferentes etapas de la experimentación.

A partir de la segunda etapa se mantienen condiciones constantes de caudal y alimentación, sin embargo la carga orgánica que ingresa al sistema varía con respecto a la hora y fecha. En esta segunda etapa se obtuvo una remoción promedio del 56%.

En las tablas 4.3. y 4.4. se puede observar que el agua que entra en el sistema se considera como agua débil o un agua con baja concentración de contaminantes.

Tabla 4.3. Comportamiento de la DQO sedimentada
DQO Sobrenadante (mg/l)

Etapa	Influente			Efluente			% de remoción		
	Máxima	Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio
I	210	91	151	150	48	99	29	47	38
II	198	117	158	112	46	79	43	61	52
III	134	74	104	79	36	58	41	51	46
IV	148	115	132	100	65	83	32	44	38
V	181	77	129	117	20	68	35	74	54
VI	219	107	163	124	50	87	43	53	48

Tabla 4.4. Comportamiento de la DQO soluble.
DQO Soluble (mg/l)

Etapa	Influente			Efluente			% de remoción		
	Máxima	Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio
I	186	84	135	81	48	64	57	43	50
II	119	86	102	62	46	54	48	47	47
III	103	46	74	72	15	43	30	67	49
IV	233	67	150	164	43	103	30	36	33
V	150	65	107	72	22	47	52	66	59
VI	155	58	107	72	29	50	54	50	52

La Figura 4.6. muestra los porcentajes de remoción de la DQO sobrenadante y soluble, los valores de remoción se encuentran del 43 al 49 % de remoción y del 38 al 54 %, sobrenadante y soluble respectivamente, la figura 4.5 no muestra una tendencia específica pero se observa el aumento con respecto a la CO.

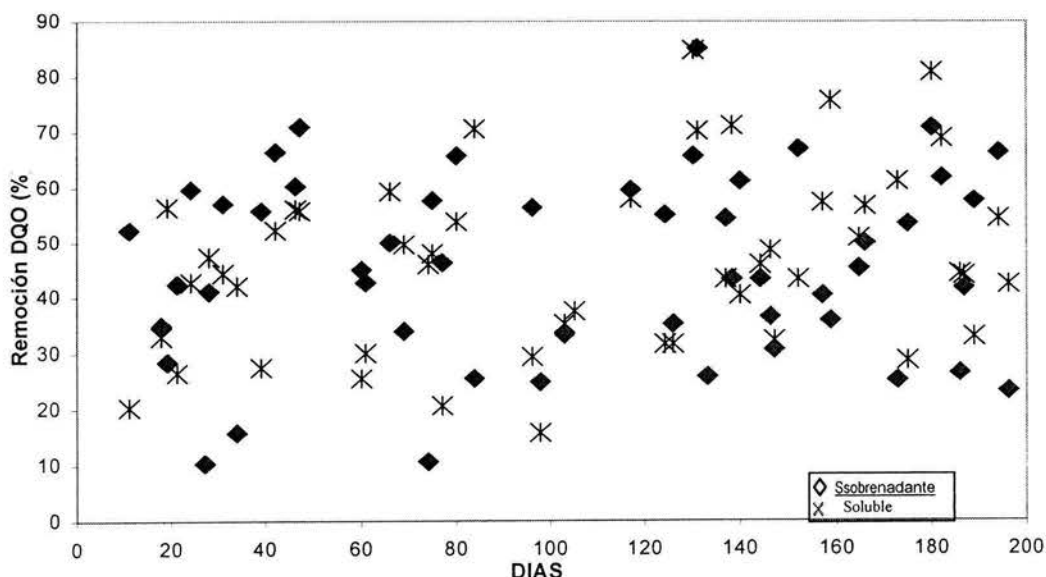


Figura 4.6. Remoción DQO sobrenadante y soluble.

4.2.2. Carga Orgánica

La figura 4.7. presenta los valores de carga orgánica aplicada a lo largo del periodo de experimentación. Primeramente se trabajo con la estabilización del sistema, (se preparó para que trabajara con agua residual cruda), de aquí la inestabilidad durante la etapa I.

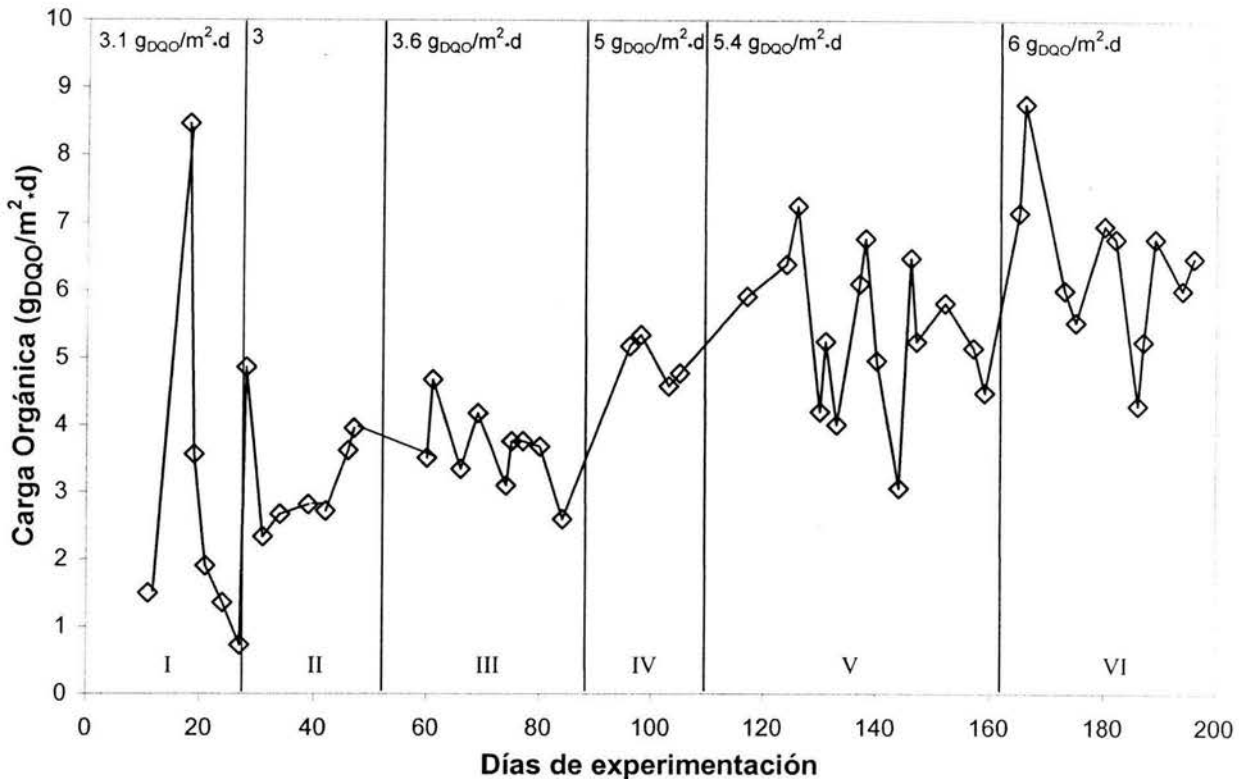


Figura 4.7. Carga orgánica contra días de experimentación

En la etapa II se mantuvo una carga orgánica media de $3 \text{ gDQO/m}^2\cdot\text{d}$, misma que varía muy poco; en la etapa III se aumenta la CO a $4 \text{ gDQO/m}^2\cdot\text{d}$, llegando a un valor promedio de $3.6 \text{ gDQO/m}^2\cdot\text{d}$. La adición del cloruro de amonio al sistema fue con el fin de incrementar la concentración de iones amonio en el mismo y evaluar así el proceso de nitrificación. La etapa IV se mantuvo en una CO promedio de $5 \text{ gDQO/m}^2\cdot\text{d}$. En la etapa V el promedio de CO fue de $5.4 \text{ gDQO/m}^2\cdot\text{d}$ (periodo en el que se dio mantenimiento a la planta de tratamiento de aguas residuales de C. U.). En la última etapa se llegó a una concentración media de $6.4 \text{ gDQO/m}^2\cdot\text{d}$. Estas últimas etapas llevan gran cantidad de variaciones que podrían estar relacionadas con la calidad del agua que entra al reactor y de pequeñas fallas en la alimentación del agua residual.

4.2.3. Remoción de amonio

La Figura 4.8. muestra los valores de remoción de amonio en las distintas cargas orgánicas. A pesar de que los datos graficados no presentan una tendencia específica, se observa que al aumentar la CO, la remoción de amonio se sitúa por debajo de los límites indicados por la curva alcanzándose los valores más altos de remoción, entre la carga orgánica de 3 a 5 g_{DQO}/m²·d y disminuye progresivamente a CO más altas.

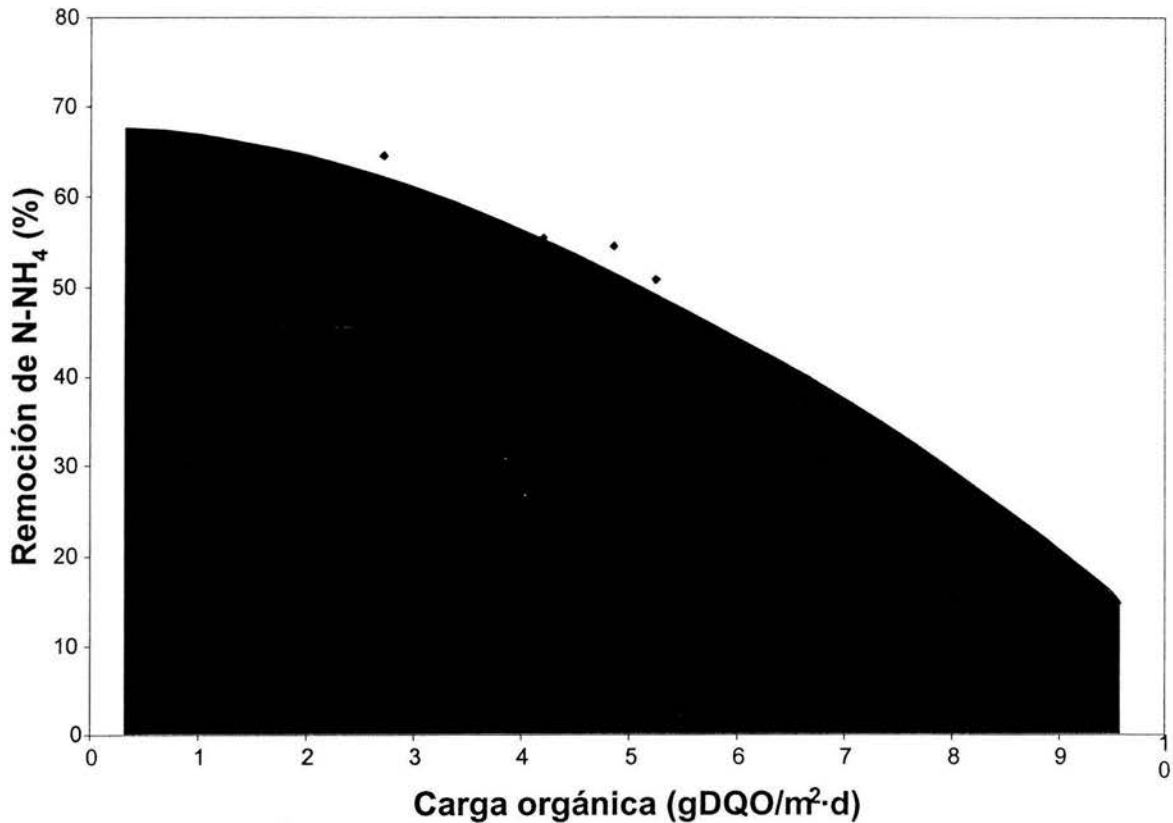


Figura 4.8. Remoción de N-NH₄ contra carga orgánica.

La sección sombreada, indica que en ella existe transformación de amonio a compuestos secundarios (nitritos, nitratos). Conforme aumenta la CO el tiempo de retención celular disminuye, por consiguiente disminuye el contacto de las bacterias con los contaminantes y su actividad baja progresivamente. Al tener tiempos de retención celular bajos las bacterias no logran la nitrificación, inclusive no logran desarrollarse convenientemente dentro del sistema.

4.2.4. Sólidos Suspendidos Totales

Los sólidos suspendidos totales, representan la cantidad de materia transformada o ingresada al sistema por medio de las aguas residuales, en forma de basuras y lodos (microorganismos fácilmente sedimentables) producidos por medio del reactor biológico.

Una de las ventajas de los reactores de lecho móvil, es la baja producción de lodos. Wang et al (Orates, 2001) encontraron que los lodos excedentes desprendidos de la biopelícula en un reactor de lecho móvil son inferiores que los de un proceso de lodos activados y el de un biofiltro. En la tabla 4.6. se presenta el comportamiento de los SST durante la experimentación.

Tabla 4.5. SST a lo largo de la experimentación y en relación a las diferentes cargas orgánicas

Conc. Etapa	Influyente			Efluente			% de remoción		
	Máxima	Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio
I	130	110	120	40	30	35	69	72	71
II	80	29	55	59	20	40	26	31	29
III	43	5	24	140	5	72	75	25	67
IV	45	25	35	30	10	20	33	60	47
V	95	10	52	70	5	37	26	50	38
VI	50	16	33	40	8	24	20	50	35

Como se muestra en la tabla 4.5. y la Figura 4.9. los valores promedio para SST en las diferentes CO se encuentran entre los valores de 24 a 55 (mg/l) de influente con un valor extraordinario de 120 (mg/l) y de 20 a 40 (mg/l) en el efluente obteniéndose porcentajes de remoción de entre 29% al 47%.

Wanner y Grau (Orates, 2001) encontraron que la combinación de microorganismos en suspensión y fijos a un medio de soporte, donde predominan la biomasa fija mejora la sedimentación. En el presente estudio, el crecimiento de los microorganismos fue en la primera parte de la experimentación no muy apreciable a simple vista, pero se encontraban presente como recubrimiento gelatinoso en toda la superficie del material de soporte, a partir de la segunda CO, el crecimiento de los microorganismos se desarrolla en forma filamentosa, perpendicular al medio de soporte. En la fase de arranque y adaptación del reactor, el agua de efluente tenía un aspecto turbio y sedimentaba muy lentamente, sin embargo de la segunda carga orgánica en adelante, el agua se tornó más clara y los lodos presentes en ella sedimentaban rápidamente.

Se observa de la tabla 4.5. que conforme aumenta la carga orgánica, aumenta el grado de producción de SST, y disminuye el porcentaje de remoción.

De la misma forma la Figura 4.9. muestra el comportamiento de los SST mismos que llegan a tener una tendencia clara a disminuir conforme aumenta la estabilidad del sistema, aumentando su producción, con respecto a la CO. En el día 140 se observa un valor muy alto debido posiblemente a variaciones en el influente. Se observa que en cuanto más baja sea la concentración de SST de influente, es mayor el grado de remoción de los mismos.

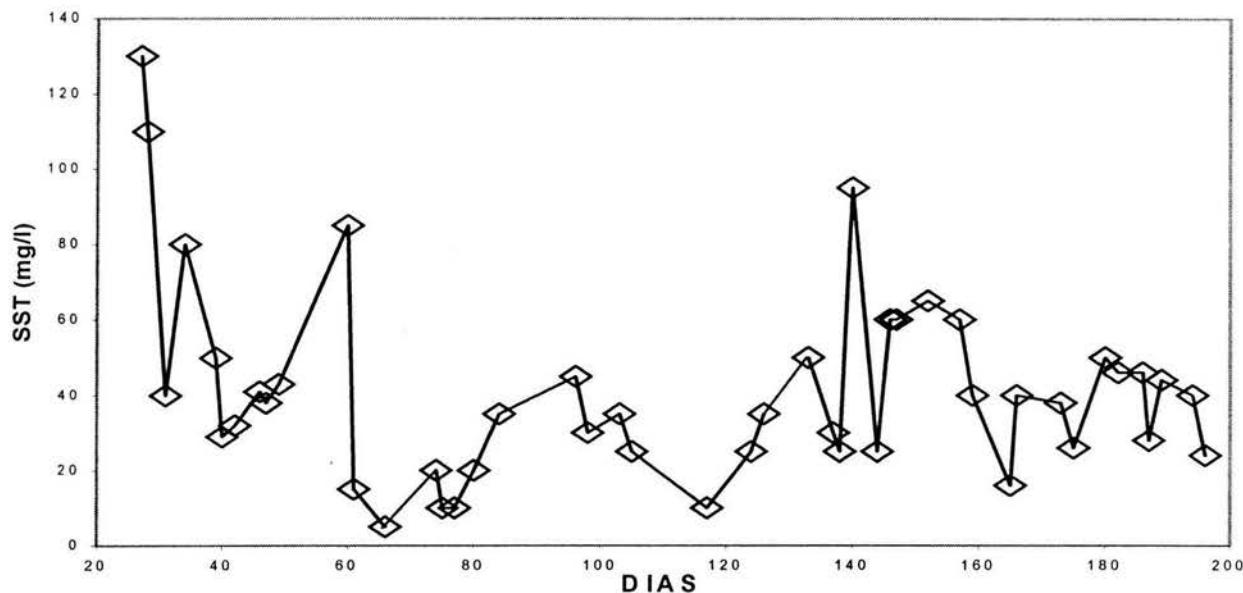


Figura 4.9. SST contra días de experimentación.

4.2.5. Nitrógeno como amoníaco

La figura 4.10. muestra los valores influente y efluente de amoníaco dentro del reactor biológico. En los primeros 25 días de experimentación, no se encontró transformación considerable de amoníaco. Del día 25 al 60 el reactor llega a una estabilización, puesto que la eliminación de NH_4 se hace más regular, aunque con ciertas fluctuaciones. Del día 60 al 90 se aprecia la estabilidad del sistema llegando a una remoción del 35 %. En los días 60 al 90 se presenta la menor concentración de amonio en el sistema ya que fueron días no laborables en la UNAM (periodo vacacional). A partir del día 100 se comienza la adición de la sal de amonio a 100 mg/l. Se observa en la figura 4.10. que el porcentaje de remoción no se altera significativamente (etapa IV), pero al tener cierto número de bacterias, sólo logran transformar una parte del total de NH_4 . En esta cuarta fase de la experimentación el porcentaje de remoción llegó al 23 %. Del periodo del que comprende del día 130 al 170 la concentración llega a un máximo de 200 mg/l, mismas que son el resultado de la adición del cloruro de amonio y del máximo de actividad dentro de la universidad y las colonias aledañas.

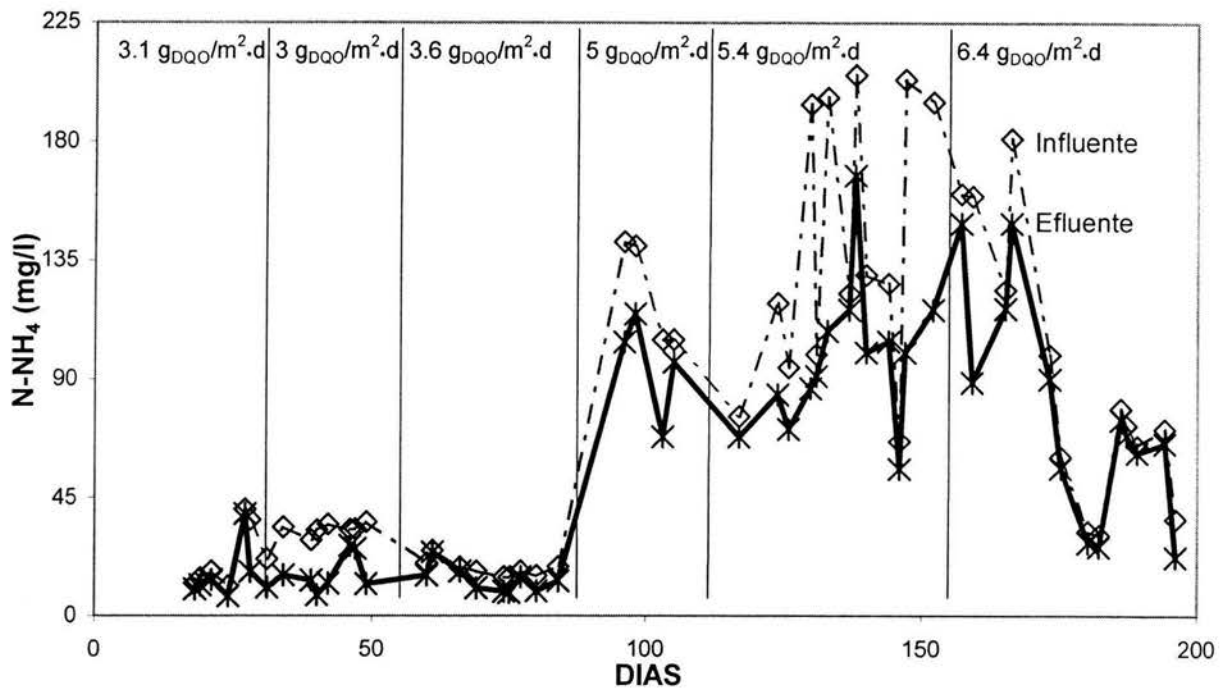


Figura 4.10. Concentración de amonio contra días de experimentación

Al aumentar la concentración de amonio en el sistema, disminuye en grado de degradación del mismo. La adición de la sal de amonio permitió una mayor fuente de alimento a las poblaciones bacterianas, sin embargo tardaron aproximadamente 90 días para poderse aclimatar a las condiciones presentes en el medio y lograr remociones del 35%. Sin embargo la concentración de amonio fue un factor decisivo para las bacterias, ya que inhibió su actividad biológica y por tanto el porcentaje de remoción dentro del sistema disminuyó a un 26%, ver Tabla 4.6.

Tabla 4.6. Comportamiento del amoniaco, periodo de experimentación.

Etapa	Influente			Efluente			% de remoción			Desviación
	Máxima	Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio	Estándar
I	40	11	26	39	7	23	25	36	19	16.1
II	35	22	29	27	8	18	30	63	43	19.3
III	36	14	25	24	9	17	33	36	35	17.5
IV	142	105	123	115	68	92	20	35	27	10
V	205	66	136	167	56	111	19	15	17	16.3
VI	181	31	106	149	22	86	18	29	23	9.6

En la tabla 4.6. se presentan las concentraciones promedio de nitrógeno como amoniaco para las distintas cargas orgánicas. A medida que aumenta la carga orgánica disminuye el porcentaje de remoción del NH_4^+ .

En el reactor se puede verificar una transformación de $N-NH_4^+$ a $N-NO_3^-$ continua a lo largo del experimento. En las tres primeras etapas, las concentraciones promedio de $N-NH_4^+$ en el influente era de 27 mg/L y un efluente de 19 mg/L obteniéndose la mayor transformación de $N-NO_3^-$ con un 30% de remoción de $N-NH_4^+$. De la etapa 4 a la 6 los valores promedio de influente y efluente fueron de 121 y 96 mg/L respectivamente, con un 20% de remoción de $N-NH_4^+$ mostrando con ello una disminución en el % de remoción a CO mayores y concentración de iones amonio altos.

En un balance de masa respecto al $N-NH_4^+$ se puede observar que de los 76 mg/L promedio que ingresan al sistema, se obtienen 56 mg/l de $N-NH_4^+$ en el efluente, obteniéndose una diferencia de 20 mg/L de $N-NH_4^+$ transformado por el sistema. De esos 20 mg/L de $N-NH_4^+$, 1 mg/L corresponde a la transformación a $N-NO_3^-$, otra cantidad significativa se encuentra en la biopelícula adherida al medio de soporte como parte de la biomasa (1.36 mg/L de biomasa/cubo), otra cantidad de $N-NH_4^+$ se queda en inmersa en los SST presentes en el sistema. Por último, las cantidades no representadas en alguna variable, deja la posibilidad tangible que fueron compuestos nitrogenados desalojados del sistema en el proceso de desnitrificación, convirtiendo los $N-NO_3^-$ presentes en el reactor de forma continua a NO , NO_2 , N_2O y N_2 .

En la tabla 4.7. se muestran una comparación de procesos biológicos aerobios que tienen como fundamento la nitrificación y desnitrificación de las aguas residuales.

Tabla 4.7. Algunos sistemas biológicos de nitrificación y desnitrificación.

Autor, año	Proceso	Planta	CO	DQO		Remoción
				mgDQOinf./L	mgDQOefl./L	%
Morper y Wilidsomer 1990	Limpor	Klanwerk Alemania	2.19-4.04**	313-516	70-96	78-84
			1.607-1.5**	498-581	72-88	84-87
Rusten et all 1992	Kaldnes	Steinsholt, Noruega	4.35*	3310	496	85
		Eidsfoss, Noruega	6.4*	514	33	93
		Planta piloto, Noruega	1.6*	373	32	91
Andreottola, 1999	-	Planta piloto, Italia	1.5-16.4*	231	56	76
Julio C. Orates, 2001	RBLMB	Planta piloto, México	2.8-4.33*	118-214	25-83	56-81
Presente estudio, 2003	RBLM	Planta piloto, México	3-6*	100-200	25-70	50-70

4.2.6. Nitratos

La figura 4.11. muestra que la línea de nitratos a lo largo de la experimentación no fue continua, habiéndose generado zonas de gran actividad y unas de poca. Después de la adición del cloruro de amonio al sistema, la concentración de NO_3^- en el efluente disminuye drásticamente, pero una semana después se reestablecía al proceso de nitrificación, manteniéndose en un promedio de 0.9

mg/l durante el periodo que comprende del día 70 al 160, alcanzando un máximo de nitrificación en el segundo periodo de experimentación con concentraciones bajas de amonio (sin adición de Cloruro de amonio) y en el último periodo de experimentación con la adición del cloruro de amonio.

La concentración de NO_3^- en el influente se mantuvo baja y casi constante (menor a $0.7 \text{ mgN-NO}_3/\text{l}$) a lo largo de la experimentación, no ocurre producción de nitratos sino hasta que el agua residual entra en contacto con el reactor. La solución de cloruro de amonio adicionada al reactor llega a reaccionar y transformarse solo hasta entrar en contacto con el reactor, produciéndose así los nitratos en el efluente.

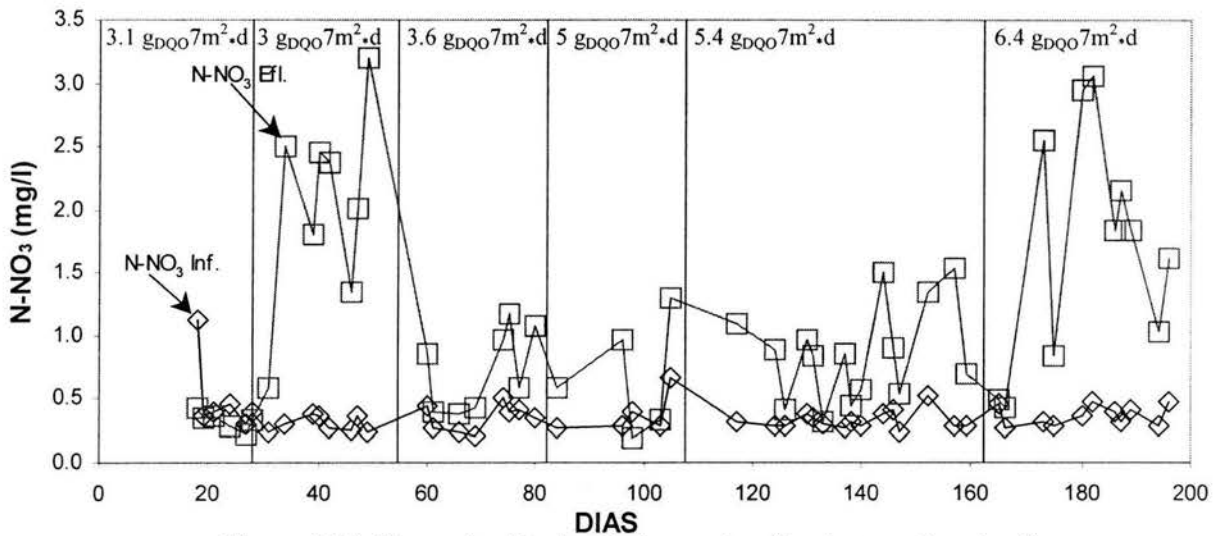


Figura 4.11. Concentración de nitratos contra días de experimentación

Para el periodo comprendido entre los días 125 al 150, en los cuales se obtuvo la mayor disminución en la concentración de nitrógeno como amonio, el aumento en la concentración de nitratos es mucho menor que el nitrógeno como amonio transformado. Lo cual abre la posibilidad del establecimiento de microorganismos desnitrificantes que aprovechan los nitratos como fuente de oxígeno y producen nitrógeno molecular. Etapa V en la tabla 4.8.

Tabla 4.8. Comportamiento de los nitratos durante la experimentación.

Etapa	Conc.	Influente			Efluente		
		Máxima	Mínima	Promedio	Máxima	Mínima	Promedio
I		1.1	0.3	7.0	0.4	0.2	0.3
II		0.4	0.2	0.3	2.0	0.6	1.3
III		0.4	0.2	0.3	3.2	0.4	1.8
IV		0.7	0.3	0.5	1.3	1.0	1.2
V		0.5	0.2	0.4	1.5	0.3	0.9
VI		0.5	0.3	0.4	3.1	0.8	2.0

La transformación de N-NH_4^+ a N-NO_3^- fue elevada durante el periodo de experimentación ya que se llegó a una producción del 300% (1.3 mg/L de N-NO_3^-) con respecto a lo que llegaba con el influente (0.3 mg/L N-NO_3^-).

Se puede concluir de la tabla 4.8. y la Figura 4.11. que el sistema si nitrifica y que su nitrificación puede llegar a ser mayor y más eficiente dando a las bacterias condiciones optimas de desarrollo, como puede ser pH, temperatura, OD y concentración de nutrientes.

4.2.7. Crecimiento de la biopelícula

El crecimiento de microorganismos observado en las diferentes etapas de experimentación presenta variaciones y es afectado por las variaciones en la concentración de contaminantes que entraban en el sistema.

En la primera etapa que comprende los días 1 al 30 se llevo a cabo la estabilización y crecimiento de la biopelícula. Se registró un crecimiento lento pero constante, a simple vista no se detectaba biopelícula. Sin embargo, por medio de un microscopio estereoscópico, se logró observar una masa gelatinosa al rededor del medio de soporte e inclusive el movimiento de nemátodos dentro del cubo. La biopelícula creció en pequeñas protuberancias a todo el rededor del medio.

En la figura 4.12. se presenta el medio de soporte sumergido en agua de la segunda etapa, con una CO de $3\text{g}_{\text{DQO}}/\text{m}^2\cdot\text{d}$. Se observan ligeras protuberancias, mechones de filamentos de color gris pardo a oscuro repartidos en toda la superficie, se observa además, una ligera degradación en el color del medio de soporte, de un color gris a verde oscuro.

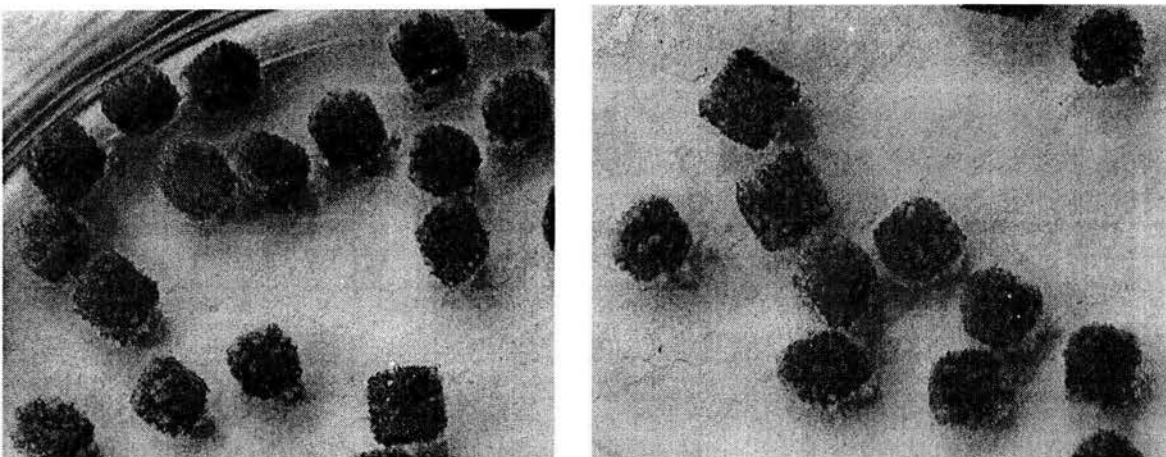


Figura 4.12. Biopelícula en agua para la CO de $3\text{g}_{\text{DQO}}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, el diámetro del material es de 5 mm

La segunda etapa, con una CO de $3g_{DQO}/m^2\cdot d$, se caracterizó por la presencia de filamentos en pequeñas poblaciones alrededor de cada cubo, como se muestra en la figura 4.13. Dichos filamentos fueron de un color gris pardo con una longitud aproximada de 1mm.

El flujo turbulento favorece el transporte convectivo de nutrientes y debido al crecimiento filamentos, se consideró que estos logran penetrar en el interior de los cubos. Además, la superficie altamente porosa y de formas irregulares por parte del medio de soporte, permitía paso libre al líquido y sus nutrientes, logrando ingresar y repartirse por la biopelícula.

En la tercera etapa con CO de $3.6 g_{DQO}/m^2\cdot d$, presenta un crecimiento acelerado de los filamentos, sin embargo, solo en algunas partes del medio de soporte. Los filamentos tienen una longitud aproximada de 2.5 mm (figura 4.13.).

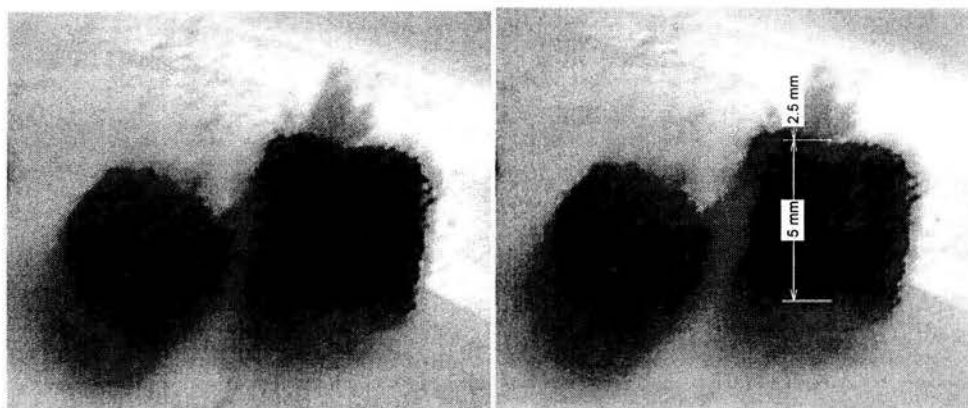


Figura 4.13. Muestra de la biopelícula para la CO de $3,6 g_{DQO}/m^2\cdot d$. El diámetro de soporte es de 5mm

Durante la CO de $5 g_{DQO}/m^2\cdot d$ el medio de soporte se ve mayormente poblado por la biopelícula pero, con filamentos más cortos. Se observa un desgaste por parte del medio de soporte, llegando a perder sus aristas en la mayoría de los casos (Figura 4.14.).

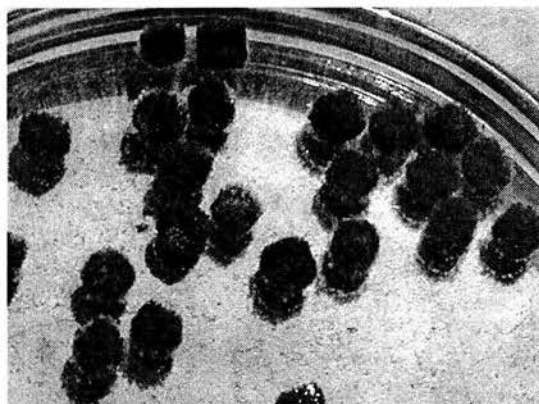


Figura 4.14. Biopelícula en agua para la CO de $5 g_{DQO}/m^2\cdot d$

En la etapa 5 con una CO de $5.4 \text{ g}_{\text{DQO}}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, se registra la mayor cantidad de ST de biopelícula. El crecimiento es incipiente en toda la superficie del material, llegando a una longitud aproximada de 4.5 mm, en esta figura se observa además el fácil desprendimiento de la biopelícula, lo cual indica que el crecimiento es controlado y crece a pesar de la turbulencia del sistema. Figura 4.16.

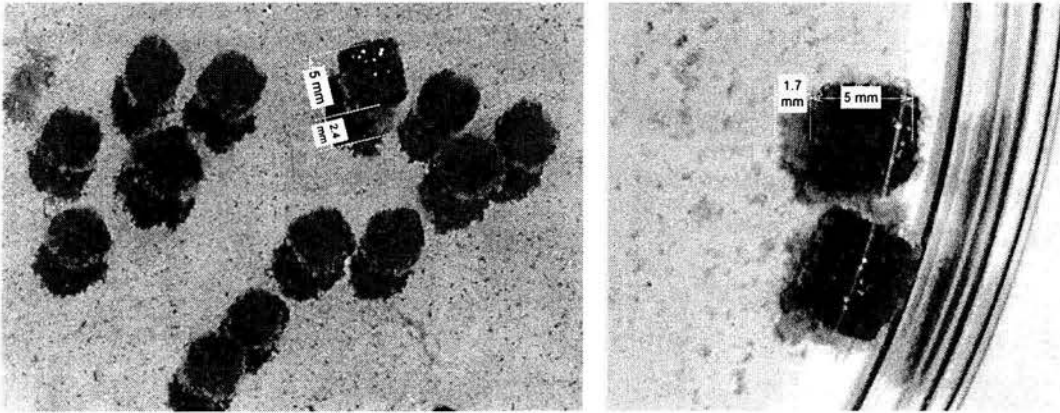


Figura 4.15. Muestra de biopelícula para la CO de $5.4 \text{ g}_{\text{DQO}}/\text{m}^2\cdot\text{d}$

La figura 4.16. muestra las condiciones físicas de la biopelícula en la etapa final, con una CO de $6 \text{ g}_{\text{DQO}}/\text{m}^2\cdot\text{d}$. En la figura se observa la biopelícula adherida a la superficie pero con menor extensión, la cual presenta disminución en la longitud de la misma.

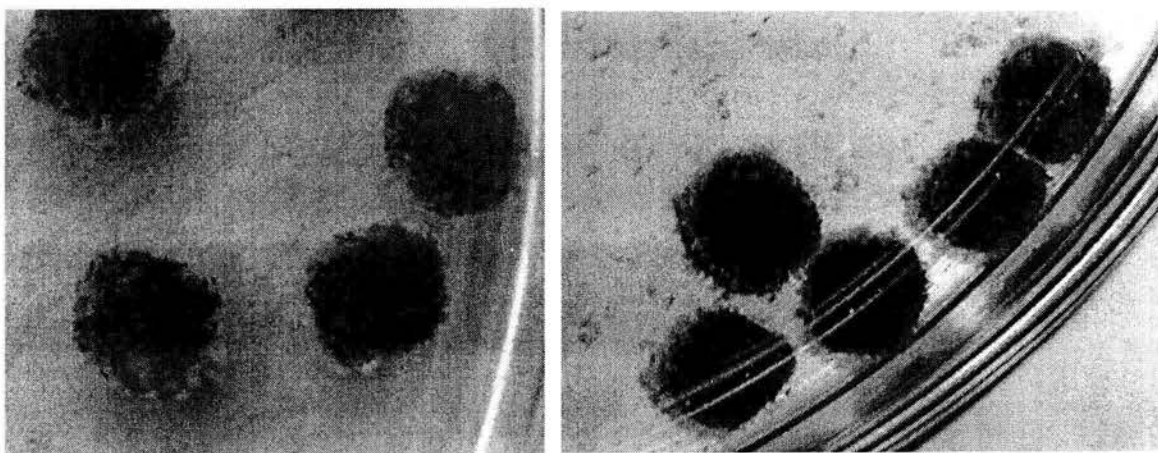


Figura 4.16. Muestra de biopelícula en la etapa final con carga orgánica de $6 \text{ g}_{\text{DQO}}/\text{m}^2\cdot\text{d}$

En este caso de estudio se observa que existe relación entre la CO y el crecimiento de la biopelícula en el medio de soporte (en cuanto mayor sea el flujo de nutrientes mayor es el crecimiento de la biopelícula). No se observan cambios considerables entre la CO, el espesor y la geometría de la biopelícula por lo que se podría considerar que las condiciones hidrodinámicas no influyen en el

crecimiento de la biopelícula y que el comportamiento del reactor estuvo en función de los procesos biológicos.

Las biopelículas que crecen en condiciones de flujo turbulento son delgadas, compactas y resistentes al desprendimiento. En este caso no se tuvo una biopelícula delgada, ni aparentaba ser densa, pero si resistente a las fuerzas cortantes y biológicamente activa.

4.2.9. Sólidos totales en la biopelícula

La biomasa presente en el reactor se encontraba en forma de biopelícula adherida al medio de soporte. Y esta se incrementó conforme se incrementaba la CO suministrada al sistema. En la tabla 4.9. se muestra el comportamiento de la biopelícula durante el periodo de experimentación a diferentes cargas orgánicas.

Tabla 4.9. Comportamiento de la biopelícula en el sistema durante la experimentación

Etapa	CO g _{DQO} /m ³ *día	STBiopelícula (g _{ST} /m ²)	Masa por cubo (mg)	Desviación estándar	Caudal L/Día	TRH (horas)	TRC (días)
I	3.0	-	-	-	222	05:06	6
II	3.0	184	1.2	0.165	288	04:55	4
III	3.6	189	1.3	0.085	500	02:59	3
IV	5.0	188	1.3	0.126	580	02:33	2
V	5.4	198	1.5	0.101	580	02:28	2
VI	6.4	187	1.3	0.235	580	02:28	2

En la tabla 4.9. se observa que, de manera general, la biopelícula aumenta conforme aumenta la CO y se obtienen menos ST en cuanto mayor sea el tiempo de retención hidráulico. En la figura 4.17. se muestra el comportamiento de los sólidos totales en el medio de soporte.

De la tabla 4.9. observamos desviaciones estándar bajas con respecto a la masa adherida al medio, indicándonos que fue continua la presencia de microorganismos adheridos. La masa de biopelícula se mantuvo en un promedio de 1.3 mg/cubo a lo largo del experimento y no fue afectada significativamente por el caudal. La película en el medio de soporte creció conforme se aumento la CO, llegando a la carga orgánica mas alta (6.4 gDQO/m³*día), el proceso de crecimiento es inhibido y el sistema no logra asimilar los nutrientes ingresados en mayor medida. El tiempo de retención hidráulico es menor en esta carga, sin embargo, se observa que el proceso de nitrificación se ve favorecido con una concentración de N-NH₄⁺ menor o igual a 80 mg/L.

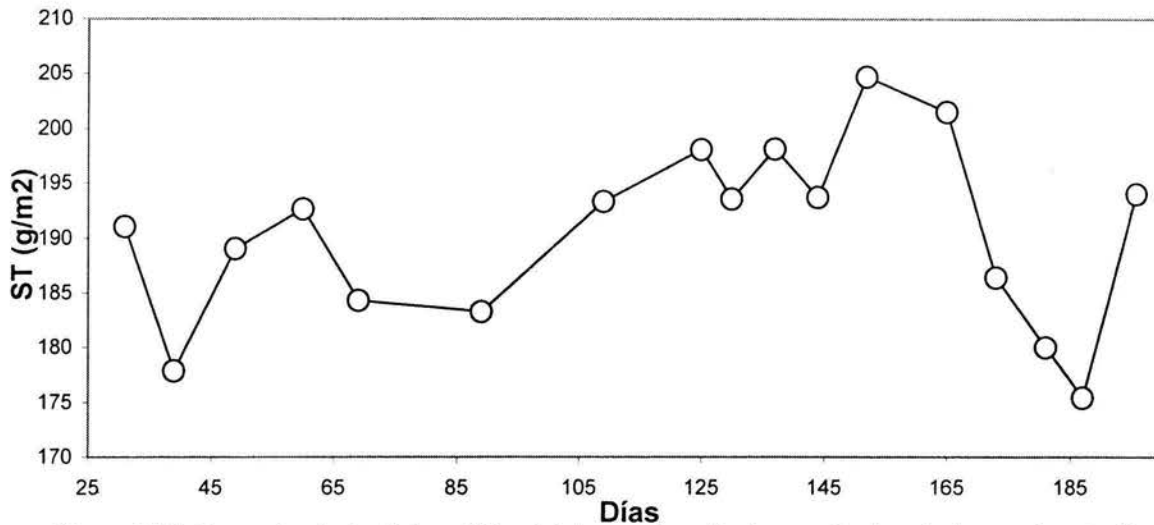


Figura 4.17. Comportamiento de los sólidos totales en el medio de soporte durante la experimentación

En la figura 4.17. se presentan los valores promedio de sólidos totales en el medio de soporte a lo largo de las diferentes etapas de experimentación, con las respectivas cargas orgánicas de 3, 3.6, 5, 5.4 y 6 $g_{DQO}/m^2 \cdot d$. En la misma podemos observar que conforme se aumenta la CO que se ingresa al sistema, aumentan los ST en la biopelícula. En la última etapa se disminuyó la concentración de cloruro de amonio al sistema pero se mantuvo la carga orgánica en 6 $g_{DQO}/m^2 \cdot d$ por lo que se infiere que la disminución de ST en la biopelícula se debe a la menor cantidad de nutrientes de amonio dentro del sistema.

5. Conclusiones

5. Conclusiones

Desempeño de los procesos de nitrificación y desnitrificación.

- ♣ El desempeño obtenido en el reactor respecto al proceso de nitrificación y desnitrificación pueden no ser apreciados en la remoción de nitrógeno como amonio (26%, equivalentes a 20 mg/L eliminados continuamente en el reactor) no se reflejaron en la producción de nitrógeno como nitratos (1.3 mg/L), lo cual abre la posibilidad de que se esté favoreciendo el desarrollo de bacterias desnitrificantes y con ello la posibilidad de biopelículas que crecen en el interior del medio de soporte en donde se favorecen condiciones anóxicas
- ♣ Se observa que la transformación de nitratos disminuye conforme aumenta la carga orgánica ($6.4 \text{ g}_{\text{DQO}}/\text{m}^2\cdot\text{día}$) y la concentración de amonio en el sistema (100 mg/l). La concentración alta de cloruro de amonio en el interior del sistema inhibe el proceso biológico de nitrificación realizado por las bacterias especializadas.
- ♣ La producción de nitratos no es significativa y puede llegar a una buena transformación de amonio a nitratos con una carga orgánica menor de $6 \text{ g}_{\text{DQO}}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ y una concentración de N-NH_4^+ menor de 100 mg/L y un tiempo de retención hidráulico mínimo de 3 Hrs.

Comportamiento del reactor.

- ♣ Los valores de pH casi neutros (7.5), en el efluente del reactor indican una gran estabilidad de las poblaciones bacterianas indicando con ello una gran actividad biológica.
- ♣ La eliminación de N-NH_4^+ no es muy alta, teniendo un 26% de remoción (20 mg/L eliminado en forma continua) y una alta probabilidad de que se realice la desnitrificación.
- ♣ La aplicación de cargas orgánicas mayores no influyó en los valores de DQO soluble del efluente, obteniéndose una remoción promedio del 50% a lo largo del experimento. Lo cual es un indicador de que el sistema puede aceptar valores mayores de DQO a la entrada teniendo cuidado en que la concentración de amonio no sea excesiva ($>100 \text{ mg/L}$).
- ♣ Los sólidos suspendidos totales llegan a un valor de 44% de remoción, conforme aumenta la CO, aumenta la producción de SST y disminuye el % de remoción.
- ♣ Existe baja producción de lodos por parte del sistema y una eficiencia media en cuanto a remoción de contaminantes disueltos dentro del sistema. En este caso de estudio se observa que existe relación entre la CO y el crecimiento de la biopelícula en el medio de soporte (en cuanto mayor sea el flujo de nutrientes mayor es el crecimiento de la biopelícula). No se observan cambios considerables entre la CO, el espesor y la geometría de la biopelícula por lo que se podría considerar que las condiciones hidrodinámicas no influyen en el crecimiento de la biopelícula y que el comportamiento del reactor estuvo en función de los procesos biológicos.
- ♣ Para los incrementos dados de carga orgánica se mantiene sin variación significativa la masa de sólidos adheridos al medio de soporte.
- ♣ Los nitratos se producen continuamente después de la primer etapa, que es cuando en el material de soporte ya se encuentra una película biológica activa.

Influencia del área superficial.

- ♣ .A menor tamaño de cubo, disminuye la distancia que deben recorrer los nutrientes y los nitratos presentes en el reactor, permitiendo con ello la degradación de los nutrientes y la transformación de nitratos a N_2 , NO, N_2O , permitiendo así una superficie expuesta totalmente a las reacciones bioquímicas propias del reactor.

Formación de la película biológica.

- ♣ La biopelícula llega a una estabilidad biológica y a una degradación continua de nutrientes en el sistema. Esto se puede apreciar por la constancia en los valores de efluente de DQO soluble, sólidos suspendidos totales, el pH cercano a la neutralidad
- ♣ Las biopelículas que crecen en condiciones de flujo turbulento son delgadas, compactas y resistentes al desprendimiento. En este caso no se tuvo una biopelícula delgada, ni aparentaba ser densa, pero sí resistente a las fuerzas cortantes y biológicamente activa.
- ♣ Los incrementos de carga orgánica propician que el crecimiento de la biopelícula deje de ser en forma de largos filamentos que crecen hacia el medio líquido, para lograr crecer con una distribución que cubre mayor área superficial (mejor distribuida sobre el medio) y con menor número de longitud de filamentos.
- ♣ El sistema, en su condición de biopelícula activa, permite la eliminación de contaminantes como el amonio y materiales disueltos.

6. Bibliografía

6. BIBLIOGRAFÍA

Albertson, O. E., Eckenfelder, W. W. (1984) "Analysis of process factor affecting medie trickling filter performance" 2nd. Int. Conf. Fixed-film Biol. Precesses vol. 1, pp. 347-377.

Depuración Anaerobica de Aguas Residuales, 4º Seminario D.A.A.R., Universidad de Valladolid, Secretariado de Valladolid, Valladolid Noviembre 1988. 322 pp.

Romero Rojas, Jairo Alberto Potabilización del agua, 3ª Edición, Ed. Alfaomega-Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, México 1999, pp 327.

Atkinson, B., Busch, A. W.; Dawkins, G. S. (1963) "Recirculation, reaction kinetics, and Effluent Quality in a Trickling Filter Flow Model", J. W. P. C. F. Vol. 35, pp. 1307-1317.

Metcalf & Eddy (1979) "Wastewater Engineering: Treatment Diposal Reuse". Mc Graw-Hill Co., U.S.A.

Curds, C. R., Hawkes, H. A. (1983) "Ecological Aspects of Used-water Treatment". Vol. 3, Academic Press. London.

Ramalho, R. S. (1983) "Introduction to Wastewater Treatment Processes". 2nd Edition. Academic Press. U. S. A.

Romero Luna F. (1985) La Biotecnología en México: Tratamiento Biológico de Aguas Residuales en "Prospectiva de la Biotecnología en México". Compilado por Rodolfo Quintero Ramírez. Fundación Javier Barros Sierra. Centro de Investigaciones y Prospectiva, CONACYT, México, D.F.

Metcalf & Eddy (1991). Wastewater Engineering Treatment, Disposal, and Reuse. McGraw-Hill International Editions, Tercera Edición, Singapur

Sawyer, C.N., McCarty, P.L. y Parkin, G.F. (1994). Chemistry for Environmental Engineering. McGraw-Hill International Editions, Cuarta Edición, Singapur

Comisión Nacional del Agua (CNA) (1996). Inventario Nacional de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales 1996. Subdirección General Técnica. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. Subgerencia de Reuso del Agua y Dictámenes Técnicos. México, D.F.

Noyola R. A. (1996). Tratamiento de aguas residuales en "La situación ambiental en México". Programa Universitario del Medio Ambiente, editado por Octavio Rivero y Guadalupe Ponciano. UNAM, México, pp. 173-180

Tebbutt, T.H. Y (1998) Fundamentos de control de la calidad del agua. Limusa-Noriega Editores, Tercera Edición, México.

Far, Gordon Maskew et all, purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales, Vol. II, Ed. LIMUSA, México 1971, 764 pp.

Jiménez Cisneros, Blanca Elena la contaminación ambiental en México. Causas, efectos y tecnología apropiada. Ed. LIMUSA colegio de ingenieros ambientales de México, A. C. Instituto de

Ingeniería de la UNAM y FEMISCA. México 2001, 926 pp.

Leal, Marina, Chávez, Valentina., Temas ambientales, Zona Metropolitana de la Ciudad de México, Programa Universitario del Medio Ambiente de la UNAM, México, 1996.

Orta M. T., Moreno G. Lugo A., "Comportamiento espacial y temporal de la comunidad biológica con respecto a la variación en carga hidráulica". 47 pp. Julio 1987.

Reynolds, Tom D., Richards, Paul A. Unit Operation and Processes in Environmental engineering, 2a Edición, Editorial PWS (publishing Shing Company), USA 1996, 798 pp.

Rigola Lapeña, Miguel, Tratamiento de aguas Industriales, aguas de proceso y residuales, México,

Scragg, Alan H. Biotecnología para Ingenieros, sistemas biológicos en procesos tecnológicos, primera edición, LIMUSA – NORIEGA EDITORES, México, 1996, 410 paginas. Referencias del Capítulo I

Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol). Instituto Nacional de Ecología (INE) (1994). Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1993-1994. México, D.F.

Organization International de l'Eau, Centre télématicque Francophone sur l'Eau et l'Assainissement. <http://www.aieau.fr>

Nitrification in a moving bed biofilm reactor, Lars J. Hem, Bjourn Rusten and Hallvard Ødegaard., Water Research, vol.28, No. 1, 1994, Great Britain, pp 1425-1433

Rodier, Jean, Análisis de las aguas: aguas naturales, aguas residuales, agua de mar; química, fisicoquímica, bacteriológica, biológica, Ed. Omega, Barcelona, 1981

Biological Nitrogen Removal from municipal landfill leachate in pilot scale suspended carrier biofilm process, U. Welander, T. Henrysson and T. Welander, Water Research, vol.32 , No. 15, 1998, Great Britain, pp 1564-1570

The history of fixed-film wastewater treatment system, Jame E. Alleman, Purdue University, West Lafayette, Indiana

Analysis of water quality criteria in México, B: Jimenez, J: Ramos and L. Quezada, Water Science and Technology, vol.40 , No. 10, 1999, Great Britain, pp 169-175

Orates Avalos Julio Cesar, Reactor de lecho móvil para tratar aguas residuales usando un nuevo material de soporte, Tesis Maestría en Ingeniería Ambiental, 2001

Secretaría de recursos hidráulicos, dirección general de usos del agua y prevención de la contaminación. Centro de investigación y entrenamiento, manual del curso: análisis de aguas y aguas de desecho, vol. 1, pp. 169-172, 140-142

Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales, preparado y publicado conjuntamente por American public health association, American water Works association and water pollution control federation

Branco Murgel Samuel, Limnología sanitaria, Estudio de la polución de aguas continentales, Organización de los estados americanos, programa regional de desarrollo científico y tecnológico, Washington, 1984

Harper David, Eutrophication of freshwater, principles problems and restoration, Ed. CHAPMAN & HALL, Great Britain, 1992

Wetzel, Robert G, limnología, Ed. Omega, Barcelona, 1981

J. Glynn Henry, Gary W. Heinke, Ingeniería ambiental, 2a Ed., PRETICE HALL, México, 1999.

Eckenfelder W. Wesley, Activated sludge treatment of industrial wastewater, Ed TECHNOMIC publications, U. S. A., 1995

Avances de la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales, Francisco Cervantes, Jaime Pérez y Jorge Gómez, Revista Latinoamericana de Microbiología, no. 42, México UAM-Iztapalapa, año 2000, pp 73-82.

Rafael López Ruiz, Apuntes de tratamiento de aguas residuales, Facultad de Ingeniería UNAM; México, 2000.

Process desing for nitrogen removal using nitrifying biofilm and denitrifying suspended growth in a – biofilm- airlift suspension reactor, W. A. J. van Benthum, M. C. M. van Loosdrecht and J. J. Heijnen, Water Science and Technology, vol.36 , No. 1, 1997, Great Britain, pp 119-128

Winkler, Michael A., Tratamiento biológico de aguas de desecho, Ed, Limusa México, 1996.