SEP
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA

TECNOLÓGICO NACIONAL DE MÉXICO

Instituto Tecnológico de Tuxtla Gutiérrez

TRABAJO PROFESIONAL

COMO REQUISITO PARA OBTENER EL TITULO DE:

INGENIERA QUÍMICA

QUE PRESENTA:

CITLALI GUTIÉRREZ BACILIO

CON EL TEMA:

"Aplicación de una metodología de calibración para la determinación de los parámetros de las bacterias heterótrofas del modelo *Active Sluge Model 1* (ASM1)"

MEDIANTE :

OPCION X

(MEMORIA DE RESIDENCIA PROFESIONAL)

TUXTLA GUTIERREZ, CHIAPAS **OCTUBRE 2014**

INDICE

CAPITULO I **6**

1.1 INTRODUCCION 7

CAPITULO 2 ..... **9**

2.1JUSTIFICACION 10

CAPITULO 3 ..... **12**

3.1 OBJETIVOS 13

3.1.2 Objetivo general *13*

3.1.2.1bjetivos específicos 13

CAPITULO 4 ..... **14**

4.1 CARACTERIZACION DEL AREA EN QUE SE PARTICIPO 15

CAPITULO 5 ..... **16**

5.1 PROBLEMA A RESOLVER 17

CAPITULO 6 ..... **18**

6.1 ALCANCES 19

6.2 LIMITACIONES 19

CAPITULO 7 ..... **20**

7.1. MARCO TEORICO 21

7.1.1 ORIGEN DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA. *21*

7.1.2 CLASIFICACION DE LAS AGUAS RESIDUALES *22*

7.1.3 CONTAMINANTES DE IMPORTANCIA DE AGUAS RESIDUALES *24*

7.1.4 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES *27*

7.1.4.1 METODOS DE TRATAMIENTOS 28

7.1.4.2 SISTEMA DE TRATAMIENTOS 30

7.1.5 TRATAMIENTO BIOLOGICO DE AGUAS RESIDUALES *37*

7.1.5.1 CLASIFICACION DE LO MICRORGANISMOS PRESENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES 37

7.1.5.2 CLASIFICACIÓN TROFICA DE LOS MICROORGANISMOS 40

7.1.5.3 NECESIDADES NUTRITIVAS DEL CRECIMIENTO BACTERIANO. 42

7.1.6 METABOLISMO ENERGETICO BACTERIANO *44*

7.1.6.1 CRECIMIENTO BACTERIANO 52

7.1.7 ECUACIONES CINÉTICAS *53*

7.1.8 CINÉTICA DEL CRECIMIENTO BIOLÓGICO. *54*

7.1.9 VELOCIDAD DE CRECIMIENTO DE SUSTRATO *55*

7.1.10 EFECTOS DEL METABOLISMO ENDOGENO *57*

7.1.11 CINETICA DE LAS REACCIONES DE LOS ORGANISMOS HETEROTROFOS *58*

7.1.12 PROCESOS QUE TIENE LUGAR EN LOS TRATAMIENTOS BIOLOGICOS *61*
7.1.13 LODOS ACTIVADOS *62*
7.1.13.1 ELIMINACION DE MATERIA ORGANICA EN CONDICIONES AEROBIAS 64
7.1.13.2 MODELO MATEMATICO DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DE LODOS ACTIVADOS 65
7.1.13.3 COMPONENTES DEL ASM N°1 66
7.1.13.4 PROCESOS DEL MODELO NO.1 71
7.1.13.5 PARAMETROS CINETICOS Y ESTEQUIOMETRICOS DEL MODELO 75
8.1.13.6 PARAMETROS DEL MODELO 76
7.1.13.7 ECUACIONES DEL MODELO 78
8.1.13.8 RESTRICCIONES DEL MODELO 81
7.1.14 RESPIROMETRIA *83*
7.1.15 RESPIROMETRIA DE LOS LODOS ACTIVADOS *84*

CAPITULO 9 ..... **86**

9.1 MATERIALES Y METODOS 87

CAPITULO 10 ..... **92**

10.1 RESULTADOS EXPERIMENTALES 93

CAPITULO 11 ..... **103**

11.1 CONCLUSIONES 104

CAPITULO 12 ..... **105**

12.1 RECOMENDACIONES 106

INDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 7. 1 Representación esquemática del metabolismo bacteriano heterótrofo 45
Ilustración 7. 2 Visión general del metabolismo. Se muestran las rutas metabólicas centrales y algunos de los intermediarios clave. 47
Ilustracion 7. 3 Fase inicial del catabolismo de los hidratos de Carbono: glucolisis. El piruvato experimenta una reducción en las reacciones de fermentación, o bien entra en el metabolismo oxidativo (respiración) mediante su conversión en acetil-CoA 49
Ilustración 7. 4 Metabolismo oxidativo, el metabolismo oxidativo comprende la oxidación del piruvato, el ciclo del acido cítrico, el transporte electrónico y fosforilación oxidativa. La oxidación del piruvato aporta acetil-CoA al ciclo del acido cítrico..... 51
Ilustración 7. 5 Fases del Crecimiento bacteriano..... 53
Ilustración 7. 6 El efecto de la concentración de sustrato (S) sobre la tasa de crecimiento específico (μ) 55
Ilustración 7. 7 Cinética de reacción de los organismos heterótrofos..... 58
Ilustración 7. 8 Esquema general del sistema de lodos activados 63
Ilustración 7. 9 Matriz empleada para la descripción del modelo matemático..... 66
Ilustración 7. 10 Componentes carbonosos del agua y del lodo: fragmentación de la DQO 67
Ilustración 7. 11 Tabla de componentes del modelo 70
Ilustración 7. 12 Matriz estequiometria para el modelo ASM N°1..... 74
Ilustración 7. 13 Parámetros estequiométricos del modelo ASM1 75
Ilustración 7. 14 Parámetros Cinéticos del modelo ASM1..... 75
Ilustración 7. 15 Ecuaciones de reacción de cada proceso..... 78

INDICE DE FIGURAS

Figura 9.1 agua residual ……..90

Figura 9.2 muestra proveniente del pre-tratamiento 1……....91

Figura 9. 3 Puesta en marcha del experimento ……....91

Figura 9. 4 Reactor SBR ……..92

Figura 9. 5 Oxímetro Oxical ……....92

Figura 9. 5 muestra sometida a saturación de oxigeno mediante aireación……....93

Figura 9. 7 agua proveniente del pre-tratamiento 2 (licor mezcla a condiciones endógenas) ……93

Figura 9. 8 adiciono agua proveniente del pre-tratamiento 1 (agua residual filtrada) sustrato ……....93

Figura 9. 9 Montaje experimental para la obtención de velocidad de crecimiento 93

Figura 10. 1Evolución de la velocidad de consumo de oxígeno..... 94

Figura 10. 2 Evolución de oxígeno consumido..... 94

Figura 10. 3 Velocidad de consumo de oxígeno frente a la concentración inicial de sustrato 97

Figura 10. 4Tasa endógena Específica de pérdida de masa 99

Figura 10. 5 Respirometría ensayo 1 100

Figura 10. 6 Control de temperatura y la variación en el ensayo 1 101

INDICE DE TABLAS

Tabla 10. 1 Valor de YH para cada estado 95

Tabla 10. 2 Resultado del ajuste de la curva de Monod para las bacterias heterótrofas..... 98

Tabla 10. 3 Tabla de resumen de datos inicialmente aportados..... 98

Tabla 10. 1 Tabla de resultados de cálculos……..….105

Tabla 10.5.Tabla comparativa de resultados con literatura……..105

CAPITULO I

1.1INTRODUCCION

A medida que los núcleos de poblaciones aumentan tanto en número como en tamaño el problema de la contaminación del agua se agudiza de manera, en la mayoría de los casos, alarmante (Torrescano, 2009). Por lo tanto, la cantidad de agua residual depende directamente de la cantidad de población.Definir de una forma exacta lo que es un agua residual es complejo, ya que está en función de las características que se den en cada población o industria. Las zonas residenciales y los centros comerciales constituyen las principales fuentes de generación de aguas residuales urbanas (Osorio, Torres, & Sanchez, 2005).

Entre los distintos elementos contaminantes que contiene el agua residual urbana, destaca la materia orgánica, procedente principalmente de las aguas domésticas; estos compuestos son de naturaleza reductora, por lo que consumirán oxigeno, causando disminución de oxígeno disuelto en el agua afectando las condiciones de vida de la flora y fauna, provocando la eutrofización, incremento de los organismos patógenos y toxicidad química en los cuerpos receptores de aguas residuales.

El tratamiento biológico de las aguas residuales tiene como objetivo estabilizar la materia orgánica (Rodriguez, Perez, & Eneydi, 2003). El diseño de lodos activados para la eliminación biológica de nutrientes es un problema complejo en el que intervienen múltiples factores (características del agua residual influente, configuración del sistema, condiciones de operación entre otros). Las tareas de diseño pueden facilitarse a través del uso de modelos matemáticos, los cuales son herramientas útiles en el diseño y control de los sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales (Manga, Ferrer, & Seco, 2002)

Los tratamientos de lodos activados son preferidos dado su mayor rendimiento a menor costo económico de uso y mantenimiento.La construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) forma parte importante de la solución para resolver el problema, sin embargo para que estos sistemas de tratamiento lleven a cabo de manera correcta su función, es necesaria su operación y mantenimiento continuo y adecuado (Torrescano, 2009).

La calibración de una PTAR es un paso importante hacia el funcionamiento adecuado y continuo de esta, Brindando las herramientas necesarias como lo es el conocimiento de las variables cinéticas y estequiométricas del modelo de lodos activos. Siendo la calibración un factor de importancia para poder así llevar a cabo una simulación y poder así de este modo conocer y manipular las posibles fallas en el proceso, reduciendo así los costos de mantenimiento

CAPITULO 2

2.1JUSTIFICACION

Los problemas del agua se centran tanto en su cantidad como en su calidad. La comunidad debe conocer la importancia de la calidad de la misma y también debe encargarse de su cuidado y preservación. El crecimiento demográfico y los cambios en las pautas de producción y consumo han conllevado al incremento de los procesos industriales, la agricultura y La urbanización, lo cual ha provocado el vertido de todo tipo de deshechos a los cuerpos receptores de aguas residuales. .

La gestión sostenible, eficiente y equitativa del agua en las ciudades no ha sido nunca tan importante como lo es actualmente, la preocupación por las descargas de las aguas residuales y sus efectos al medio ambiente ha dado lugar a la promulgación de leyes como la Ley General del Equilibrio Ecológico y protección ambiental; la Ley de Aguas Nacionales, cuyo objetivo es prevenir y controlar la contaminación del agua y proteger los recursos hídricos.

Actualmente en el estado se cuentan con 21 plantas de tratamiento, con un caudal total de 918 l/s las cuales son: tratamiento Dual, filtros biológicos, lagunas de estabilización, Tanque IMHOFF, lodos activos, entre otros (CONAGUA 2011).

Los tratamientos por lodos activos se han vuelto un sistema de tratamiento común en algunas comunidades del estado, dado la eficiencia del proceso, los fraccionamientos por disposición municipal están obligados a tratar y reducir la carga de materia orgánica en las aguas de desecho que producen, por lo cual comúnmente recurre a estos tratamientos biológicos.

El proceso de tratamiento por lodos activados suele presentar algunas fallas en su funcionamiento por error de los operadores de las PTAR ya que carecen de la información y experiencia para corregir las posibles fallas, dada esta problemática se propone la aplicación de una metodología calibración que proporciona los valores de los parámetros que intervienen en el proceso biológico y que servirán

para que los resultados del modelo matemático ASM1 *(active sludge model 1)* se ajuste a la realidad.

La metodología de calibración aplicadaen este trabajo de investigación se ajusta para cualquier tipo de PTAR que trabaje bajo el ASM1, brindando la posibilidad de una mejora en el funcionamiento y calidad de efluente.

CAPITULO 3

3.1OBJETIVOS

3.1.2Objetivo general

Aplicar una metodología de calibración para la obtención de los valores de los parámetros cinéticos y estequiométricos de las bacterias heterótrofas del modelo ASM1, mediante el uso de técnicas respirométricas, que permita la evaluación futura del funcionamiento de un sistema de lodos activados mediante la aplicación de sistemas de simulación

3.1.2.1bjetivos específicos

- Desarrollo de un programa en la una hoja de cálculo en Excel para el ajuste de los datos experimentales con los propuestos por con el modelo matemático mediante un método numérico.

- Determinar los parámetros cinéticos y estequiométricos de las bacterias heterótrofas obteniendo los parámetros rendimiento de las baterías heterótrofas, velocidad de crecimiento especifico, tasa endógena de pérdida de masa y constante de saturación de la materia fermentable, mediante la aplicación de técnicas respirométricas y el ajuste de los datos experimentales con los propuestos por el modelo para lodo proveniente de una planta de tratamiento de agua residual.

CAPITULO 4

4.1 CARACTERIZACION DEL AREA EN QUE SE PARTICIPO

La siguiente investigación se realizo en el laboratorio de ingeniería en tecnología ambiental de la Universidad Politécnica de Chiapas; ubicada en Calle Eduardo J. Selvas y Av. Manuel J. Cancino colonia Magisterial, en la ciudad de Tuxtla Gutiérrez. Obteniendo agua residual y lodo residual de una planta de tratamiento ubicada en la ciudad de Tuxtla Gutiérrez Chiapas.

CAPITULO 5

5.1PROBLEMA A RESOLVER

El tratamiento de aguas residuales en Chiapas es un tema de vital importancia en los últimos años, las opciones de tratamientos son múltiples y variadas brindando así diferentes sistemas de tratamiento según la fuente de contaminación de la que provenga el agua, siendo el tratamiento de aguas residuales mediante lodos activos una de las comunes para influentes urbanos, es decir provenientes de residencias y centros comerciales; existen diferentes modelos matemáticos para la aplicación y uso de este tratamiento siendo el modelo de lodos activados N° 1 el más aceptado por la comunidad científica ya que define de manera acertada el proceso de eliminación de materia orgánica y nitrógeno elementos presentes en mayor cantidad en aguas residuales urbanas. Para poder determinar el correcto funcionamiento de las plantas es necesario determinar las variables de mayor importancia dentro del modelo, proceso conocido como calibración de las plantas de tratamiento. El mal funcionamiento de una planta genera gastos económicos innecesarios, una caracterización de efluente fuera de los normales marcados por el modelo. Por lo que es necesario llevar a cabo una calibración por ello, la problemática a resolver en este proyecto es la necesidad de aplicar una metodología para la correcta calibración y garantizando un buen funcionamiento de una planta de tratamiento de aguas residuales con el fin de optimizar el proceso de tratamiento y generar un efluente de calidad de acuerdo a las características señaladas por el modelo.

Una correcta calibración de los parámetros cinéticos y estequiométricos del modelo ASM1 brinda a los expertos en simulación herramientas de utilidadpara llevar a cabo la simulación de una PTAR

CAPITULO 6

6.1 ALCANCES

Aplicar una metodología que permita la calibración de una planta de tratamiento de aguas residuales de lodos activos para obtener un funcionamiento optimo, con el cual se obtendrá un efluente que producirá un menor impacto ambiental en el los cuerpos de descarga de aguas tratada.

6.2 LIMITACIONES

Debido a los múltiples parámetros presentes en las aguas residuales, en este proyecto solo se estudiara la eliminación de materia orgánica en bacterias heterótrofas obteniendo los parámetros rendimiento de las baterías heterótrofas, velocidad de crecimiento especifico, tasa endógena de pérdida de masa y constante de saturación de la materia fermentable. Únicamente se establecerá una metodología de calibración, no se llevara a cabo esta calibración dada la necesidad de estudios de mayor impacto y simulación.

El estudio se realizo para una sola planta de tratamiento, siendo este estudio testigo de la validez de la metodología de calibración presentada.

CAPITULO 7

7.1. MARCO TEORICO

7.1.1ORIGEN DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA.

La producción de desechos a partir de las actividades humanas es inevitable, una significativa cantidad de estos desechos terminan en las aguas residuales. Sin embargo el tipo y cantidad de desechos generados por las familias que habitan una comunidad está determinada por el estilo y el estándar de vida, así como también al marco técnico y legal a la que la comunidad están regidas (Henze & Comeau, 2008)

Las aguas residuales se originan de residencias, instituciones, oficinas, e industrias, estas pueden ser diluidas con agua de lluvia, aguas subterráneas o aguas superficiales. No tratar las aguas residuales antes de descargarlas en los cuerpos de agua provoca daños al ambiente y a la salud humana (Comeau, 2008)

Los principales efectos que producen las descargas directas de agua contaminadas en los medios acuáticos son (cheremisinoff, 1995)

- **Dismininución de oxigeno disuelto**. Los componentes orgánicos vertidos en el medio receptor son asimilados por microorganismos, principalmente bacterias. En este proceso de descomposición los microorganismos, consumen oxigeno disuelto en el agua. La disminución de oxigeno disuelto puede provocar la muerte de la fauna acuática, generar molestias por malos olores y causar cambios importantes en el ecosistema.
- **Incremento en el contenido de microorganismos patógenos.** El problema más importante para la salud pública, en relación con los vertidos de aguas contaminadas, es el riesgo de transmisión de enfermedades hídricas causadas por los microorganismos patógenos que provienen del tracto intestinal humano. Un alto contenido de microorganismos patógenos afectan negativamente a los recursos hídricos.

- **Eutrofización.**La proliferación excesiva de algas, a causa de un elevado contenido de nutrientes en el agua, produce problemas organolépticos y el desequilibrio del ecosistema.
- **Niveles de toxicidad química.** La presencia de sustancias tales como ciertos metales pesados, productos radiactivos, plaguicidas, compuestos químicos tóxicos, provoca niveles de toxicidad no adecuados, alteración del ecosistema, mortalidad, defectos congénitos, etc.

7.1.2CLASIFICACION DE LAS AGUAS RESIDUALES

Las aguas residuales pueden definirse como las aguas que provienen del sistema de abastecimiento de agua de una población, después de haber sido modificadas por diversos usos en actividades domésticas, industriales, agrícolas y ganaderas.

Según su origen, las aguas residuales resultan de la combinación de líquidos y residuos sólidos transportados por el agua que proviene de residencias, oficinas, edificios comerciales e instituciones, junto con los residuos de las industrias y de actividades agrícolas, así como de las aguas subterráneas, superficiales o de precipitación que también pueden agregarse eventualmente al agua residual.

La contaminación del agua es causada por las diferentes actividades humanas, se pueden clasificar en 3 grupos.

Aguas residuales urbanas. Las zonas residenciales y los centros comerciales constituyen las principales fuentes de generación de aguas residuales urbanas, por lo tanto, la cantidad de agua residual depende directamente de la cantidad de población. (Eddy & Metcalf, 2003)

Aguas residuales industriales. Son aquellas que proceden de cualquier actividad o negocio cuyo proceso de producción, transformación o manipulación se utiliza el agua. Tienen grandes variaciones en cuanto a caudal y composición lo

que hace que la característica de los vertidos difiera no solo de una industria a otra, si no también dentro del mismo tipo de industria. A veces, las industrias no emiten vertidos de forma continua, sino únicamente en determinadas horas del día o incluso únicamente en determinadas épocas del año dependiendo del tipo de producción y del proceso industrial. También son habituales las variaciones del caudal y carga a lo largo del día. Suelen ser mucho más contaminadas que las aguas residuales urbanas, presentando además una contaminación mucho más difícil de eliminar. Su alta carga unida a la enorme variabilidad que presentan, hace que el tratamiento de las aguas residuales industriales sea complicado, siendo preciso un estudio específico para cada caso.

Aguas residuales agrícolas y ganaderas. Los trabajos agrícolas producen vertidos de pesticidas, fertilizante y restos orgánicos de animales y plantas que contaminan de una forma difusa pero muy notable las aguas. Estos contaminantes incluyen tanto sedimentos procedentes de la erosión de las tierras de cultivo como compuestos de fósforo y nitrógeno que proceden de los residuos de animales y de los fertilizantes comerciales. Los residuos animales tienen un alto contenido de nitrógeno y materia orgánica, y a menudo albergan organismos patógenos.

7.1.3CONTAMINANTES DE IMPORTANCIA DE AGUAS RESIDUALES

Sólidos suspendidos. Los sólidos en suspensión pueden dar lugar al desarrollo de depósitos de lodo y de condiciones anaerobias cuando se vierte el agua residual sin tratar al entorno acuático.

Materia orgánica biodegradable. Compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos, grasas animales, la materia orgánica biodegradable se mide, en la mayoría de las ocasiones, en función de la DBO (demanda bioquímica de oxigeno) y la de DQO (demanda química de oxigeno). Si se descargan al entorno sin tratar su estabilización biológica puede llevar al agotamiento de los recursos naturales de oxigeno y al desarrollo en condiciones sépticas.

cuantificacion del material organico

Las aguas residuales cuentan una gran cantidad de compuestos los métodos analíticos para contaminantes orgánicos pueden clasificarse en dos grupos:

Métodos cuyo parámetro es el oxigeno:

Demanda química de oxigeno (DQO). La demanda química de oxigeno corresponde al volumen de oxigeno requerido para oxidar la fracción orgánica de una muestra susceptible de oxidación al dicromato o permanganato, en medio acido.

La ventaja de las mediciones de DQO es que los resultados se obtienen rápidamente, pero tienen la desventaja de que no ofrecen ninguna información de la proporción del agua residual que puede ser oxidada por las bacterias ni de la velocidad del proceso de bioxidación

Demanda bioquímica de oxigeno (DBO). La DBO es la cantidad de Oxígeno usada en la oxidación bioquímica de la materia orgánica, bajo condiciones determinadas en tiempo y temperatura. Es la principal prueba utilizada para la evaluación de la naturaleza del agua residual. La DBO se determina generalmente a 20 ºC después de incubación durante 5 días; se mide el oxígeno consumido por las bacterias durante la oxidación de la materia orgánica presente en el agua residual, por cinco días a 20 ºC.

La demanda de Oxígeno de las aguas residuales se debe a tres clases de materiales:

a. Materia orgánica Carbonosa usada como fuente de alimentación por los organismos aerobios.
b. Nitrógeno oxidable derivado de nitritos, amoníaco y compuestos de nitrógeno orgánico, que sirven de sustrato para bacterias específicas del género Nitrosomas y Nitrobacter, que oxidan el Nitrógeno amoniacal en nitritos y nitratos.
c. Compuestos reductores químicos, como sulfitos (SO_3^{-2}), sulfuros (S^{-2}) y el ión ferroso (Fe^{+2}) que son oxidados por Oxígeno disuelto.

Para aguas residuales domésticas, prácticamente toda la demanda de oxígeno se debe a la materia orgánica Carbonosa

- **Patógenos.** Uno de los principales efectos de los microorganismos patógenoses la transmisión de enfermedades contagiosas por medio de los organismos patógenos presentes en el agua residual.

- **Nutrientes.** Tanto el nitrógeno como el fosforo, junto con el carbono, son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando se vierten al entorno acuático, estos nutrientes pueden favorecer el crecimiento de una vida acuática no deseada. Cuando se vierten al terreno cantidades excesivas, también pueden provocar la contaminación del agua subterránea

- **Contaminantes prioritarios.** Son compuestos orgánicos o inorgánicos determinados en base a su carcinogenicidad, mutagenicidad, teratogenicidad o toxicidad aguda conocida o sospechada. Muchos de estos compuestos se hayan presentes en el agua residual.

- **Materia orgánica refractaria.** Esta materia orgánica tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento. Ejemplos típicos son los agentes tenso activos, los fenoles, y los pesticidas agrícolas.

- **Metales pesados.** Los metales pesados son frecuentemente añadidos al agua residual en el curso de ciertas actividades comerciales e industriales y pueden ser necesario eliminarlos si se pretende reutilizar el agua residual.

- **Sólidos inorgánicos disueltos.**los constituyentes inorgánicos tales como el calcio, sodio y los sulfatos se añaden al agua de suministro con consecuencia del uso del agua y es posible que se deban eliminar si se va a reutilizar el agua residual.

7.1.4 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Se puede definir al tratamiento de aguas residuales como la remoción parcial o completa de las impurezas excesivas presente en las aguas residuales (G.L., 2006). El grado de tratamiento requerido para un agua residual depende fundamentalmente de los límites de vertido para el efluente.

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) resultan de vital importancia para llevar a cabo la reducción de dichos agentes, esto a través de una serie de métodos específicos que se clasifican en operaciones unitarias físicas, procesos unitarios químicos y procesos unitarios biológicos. Dentro de las EDAR estos métodos se combinan de tal forma que se cumple el nivel deseado de eliminación de contaminantes.

7.1.4.1 METODOS DE TRATAMIENTOS

Los procesos físicos, químicos y biológicos son los medios aplicados para el tratamiento de las aguas residuales, las PTAR están diseñadas para llevar a cabo estos procesos, ya sea de manera independiente o combinándolos. En función de los procesos utilizados, los métodos de tratamiento han sido ampliamente clasificados como operaciones unitarias y unidades de procesos. (G.L., 2006)

Operaciones unitarias

Las operaciones unitarias son los medios aplicados a los tratamientos de guas residuales, donde los métodos físicos predominan.

Procesos unitarios

Los tipos de procesos para la eliminación de los contaminantes está determinado por la adición de químicos, el uso de masa biológica o actividad microbiana, basado en el tipo de proceso usado, se pueden clasificar:

Proceso unitario Químico. Las reacciones químicas para la remoción o eliminación de contaminantes están determinadas por la adición de químicos para la remoción o eliminación. Los métodos más comunes en el proceso químico son los siguientes.

Neutralización química. Se lleva a cabo por el control o ajuste del PH^{+}

Coagulación química. Remoción partículas colídales por medio de la estabilización química y floculación.

Precipitación química. Mejorando la remoción de sólidos suspendidos, fosforo, metales pesados y DBO en condiciones especificas del sistema.

Oxidación química. Controla en requerimientos particulares Para eliminación de grasa, amonio, DQO, DBO y olores.

Desinfección química. Elegido para la eliminación de agentes patógenos en el influente y tratar los efluentes.

Los procesos químicos a excepción de la desinfección generalmente no se aplican en los procesos convencionales de aguas residuales domesticas o urbanas.

Proceso unitario biológico.

El objetivo del tratamiento biológico en las aguas residuales urbanas es la reducción de materia orgánica presente y, en muchos casos, la eliminación de compuestos a nivel de traza que pueden resultar tóxicos. En el caso de retorno de aguas tratadas de usos agrícolas, el principal objetivo es la eliminación de los nutrientes que puedan favorecer el crecimiento de plantas acuáticas, como el nitrógeno y el fosforo. En el caso de las aguas residuales industriales el principal objetivo es la reducción de la concentración de compuestos tanto orgánicos como inorgánicos (Eddy & Metcalf, 2003).

Se pueden clasificar en:

- **Proceso de crecimiento en suspensión:** proceso biológico donde los microorganismos responsables de la conversión orgánica, otros compuestos en gas y materia celular están en suspensión en el líquido, proceso comprendido por lodos activados, lagunas de aireación, tanque de oxidación total, digestores aerobios y anaerobios.
- **Proceso de soporte sólido:** proceso biológico donde los microorganismos responsables de la conversión de materia orgánica y otros compuestos en gas están fijos en un medio inerte, como rocas o algunos empaques de cerámica y plástico, un ejemplo de este proceso son: filtro percolador, filtro de flujos.

En todo este tipo de procesos se utilizan reacciones asociadas a los organismos vivos. Los microorganismos crecen utilizando los contaminantes del agua como fuente de carbono y/o como fuente de energía, convirtiéndolos en nuevos microorganismos (biomasa), dióxido de carbono y otros compuestos inocuos. La fuente de carbono y/o energía se denomina sustrato, por lo que en estos tratamientos la eliminación de contaminantes se conoce como consumo de sustrato. Los procesos de crecimiento de biomasa y de consumo de sustrato están totalmente relacionados, denominándose rendimiento de la cantidad de biomasa generada por unidad de sustrato eliminado.

En todos los procesos es preciso retener en el sistema la biomasa creada con objeto de que se produzca el proceso. En los de cultivo en suspensión se suele recurrir a una decantación y recirculación de la biomasa, mientras que en los de soporte solido la retención de la misma queda asegurada por las características del propio proceso.

7.1.4.2 SISTEMA DE TRATAMIENTOS

Un sistema de tratamiento se define como el tipo de combinación empleado en las operaciones unitarias y de proceso disponibles para el tratamiento de las aguas residuales en particular. (G.L., 2006)

Pre tratamiento. Los pre-tratamientos de aguas residuales implican la reducción de sólidos en suspensión o el acondicionamiento de las residuales para su descarga en los receptores o para pasar a un tratamiento secundario atreves de una neutralización u homogenización. (Ramalho, 1983). A Continuación se presentan las etapas de pre-tratamiento primario comprendidas por los siguientes operaciones(G.L., 2006)**.**

Sumidero y unidad de bomba. El agua residual proveniente de la ciudad es recolectada en un sumidero, retenida en un tanque y bombeada a altos niveles hacia las unidades de tratamiento.

Canal de aproximación. La función de un canal de aproximación es transportar y amortiguar la corriente de aguas residuales bombeada a las unidades de tratamiento de la planta.

Filtros de arena.La filtración consiste en la remoción de partículas suspendidas y coloidales presentes en una suspensión acuosa que escurre a través de un medio poroso.

Trampas de aceite. Las trampas de aceite están diseñadas para evitar la descarga de grasas o aceites a los drenajes municipales, y a los drenajes en general; que pueden causar problemas a las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Cribado.Se emplea para reducción de sólidos en suspensión de tamaños distintos. La distancia o las aberturas de las rejillas dependen del objeto de las mismas, los productos recogidos se distribuyen bien por incineración, o se tratan por proceso de digestión anaerobia, o se dirigen directamente al vertedero. Las materias solidas recogidas se suelen clasificar en finos y gruesos.

Tratamiento Primario.

Se denomina tratamiento primario a los procesos utilizados para la eliminación de sólidos presentes en las aguas residuales

A continuación se presentan las etapas de tratamiento primario comprendidas por los siguientes procesos (Ramalho, 1983).

Sedimentación. La sedimentación se utiliza en los tratamientos de aguas residuales para separar sólidos en suspensión de las mismas. La eliminación de las materias por sedimentación se basa en la diferencia de peso especifico entre las partículas solidas y el liquido donde se encuentran, que acaba en el depósito de las materias en suspensión.

Tipos de sedimentación

Pueden considerarse tres tipos de mecanismos o procesos de sedimentación, dependiendo de la naturaleza de los sólidos presentes en suspensión:

1.-Sedimentacion discreta. Las partículas que se depositan mantienen su individualidad, o sea, no se someten a un proceso de coalescencia con otras partículas. En este caso las propiedades físicas de las partículas (tamaño, forma, peso específico) no cambian durante el proceso.

2.-Sedimentación con floculación. La aglomeración de las partículas va acompañada de cambios en la densidad y en la velocidad de sedimentación o precipitación.

3.-Sedimentación por zonas. Las partículas forman una especie de manta que sedimenta como una masa total presentando una interfase distinta con la fase liquida

Flotación.Es un proceso para separa sólidos de baja densidad o partículas líquidas de una fase líquida. La separación se lleva a cabo introduciendo un gas (normalmente aire) en la fase liquida, en forma de burbujas. La fase liquida se somete a un proceso de presurización para alcanzar una presión de funcionamiento oscilante entre 2 y 4 atm., en presencia del suficiente aire para

conseguir la saturación en aire del agua. Luego, este líquido saturado de aire se somete a un proceso de despresurización llevándolo hasta la presión atmosférica por paso a través de una válvula reductora de presión. En esta situación, y debido a la despresurización los sólidos en suspensión se forman pequeñas burbujas de aire que se desprenden de la solución. Los sólidos en suspensión o las partículas liquidas flotan hacia la superficie debido a que estas pequeñas burbujas asociándose a los mismos, les obliga a elevarse hacia la superficie. Los sólidos en suspensión concentrados pueden separarse de la superficie por sistemas mecánicos.

Coagulación. Se refiere al proceso de desestabilización de las partículas suspendidas de modo que se reduzcan las fuerzas de separación entre ellas. El término coágulo se refiere a las reacciones que suceden al agregar un reactivo Químico (coagulante) en agua, originando productos insolubles. La coagulación comienza al agregar el coagulante al agua y dura fracciones de segundo.

Floculación. Tiene relación con los fenómenos de transporte dentro del líquido para que las partículas hagan contacto. Esto implica la formación de puentes químicos entre partículas de modo que se forme una malla de coágulos, la cual sería tridimensional y porosa. Así se formaría, mediante el crecimiento de partículas coaguladas, un floculo suficientemente grande y pesado como para sedimentar

Tratamiento secundario

Se refiere a todos los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales tanto aerobios como anaerobios.

A continuación se presentan las etapas de tratamiento secundario comprendidas por los siguientes procesos:

Lodos activados. El proceso de los lodos activados para el tratamiento de aguas negras está basado en proporcionar un contacto íntimo entre las aguas negras y lodos biológicamente activos. Los lodos se desarrollan inicialmente por una aireación prolongada bajo condiciones que favorecen el crecimiento de organismos que tienen la habilidad especial de oxidar materia orgánica; Cuando los lodos que contienen estos organismos entran en contacto con las aguas negras, los materiales orgánicos se oxidan, y las partículas en suspensión y los coloides tienden a coagularse y formar un precipitado que se sedimenta con bastante rapidez(Herrera B., 2009).

Aireación prolongada o de oxidación total. Es una modificación del proceso de lodos activados. La idea fundamental de la aireación prolongada es disminuir la cantidad de lodo residual. Este proceso se consigue aumentando el tiempo de residencia; de esta forma el volumen de reactor es comparativamente mayor que el requerido en un proceso convencional de lodos activos (Ramalho, 1983).

Contacto estabilización. El proceso de contacto - estabilización es otra modificación del de lodos activos. El agua residual afluente se mezcla con lodo estabilizado y esta mezcla se somete a aireación en el tanque de contacto inicial para la cual el tiempo de retención es solamente 20 a 40 min. Durante el contacto inicial se separa una fracción apreciable de demanda biológica de oxigeno, en suspensión y disuelta, mediante bio-absorción después de estar en contacto con el lodo activo suficientemente aireado. El efluente mezcla procedente del tanque de contacto inicial fluye al clarificador. Se separa el efluente clarificado y la descarga del clarificador se lleva a un tanque estabilización en donde es aireada durante un periodo de 1.5 a 5 horas. Durante este proceso de estabilización los productos orgánicos absorbidos se rompen mediante degradación aerobia.

Aireación escalonada. La aireación escalonada es una modificación del proceso convencional de lodos activados en la cual la alimentación fresca se introduce en diversos puntos a lo largo del tanque de aireación.

El tanque de aireación se divide mediante pantallas de varios canales paralelos. Cada canal constituye una etapa del proceso y las etapas están unidas entre sí en serie. El lodo reciclado se introduce en la cabeza del tanque de aireacion. En esta modificación del proceso de lodos activado la alimentación fresca y el lodo de reciclado se combinan y se introducen en diversos puntos del tanque de aireación desde un anal central. El líquido aireado abandona el reactor por canales de efluente a ambos lados del tanque de aireación.

Aireación descendiente. El objetivo de la aireación descendiente es armonizar la cantidad de aire suministrado con la demanda de oxigeno a lo largo del tanque de aireación. Ya que a la entrada la demanda de oxigeno es más alta, los aireadores se sitúan más próximos para proporcionar una velocidad más alta de oxigenación.

Laguna aireada. Las lagunas aireadas son balsas con profundidades de 1 a 4 m en las que la oxigenación de las aguas residuales se realiza mediante unidades de aireación bien sean superficiales, turbinas o difusores. La diferencia fundamental entre lagunas aireadas y el sistema de lodo activo es que se lleva a cabo una recirculación del lodo como forma de controlar la cantidad de lodo biológico en el reactor e aireación. Las lagunas aireadas son sistemas de reciclado de lodos.

Laguna facultativa

El nivel de turbulencia es insuficiente para mantener los sólidos en suspensión, contándose solamente con el necesario para suministrar oxigeno disuelto en todo el volumen del liquido.

Tratamiento terciario

El tratamiento terciario es una serie de procesos destinados a conseguir una cantidad efluente superior a la del tratamiento secundario convencional.

A continuación se presentan las etapas de tratamiento terciario comprendidas por los siguientes procesos:

Eliminación de sólidos en suspensión. Los sólidos en suspensión que no han sido eliminados en las operaciones convencionales de tratamiento primario y secundario pueden constituir una parte importante de la DBO de los efluentes de las plantas residuales; se dispone de los siguientes procesos para la eliminación de los sólidos en suspensión: (1) micro tamizado, (2) filtración, (3) coagulación.

Los micro- tamices se construyen sobre bordes rotativos. El agua residual se alimenta de forma continua en la parte inferior del tambor

Adsorción en carbón activo. Adsorción es la concentración de un soluto en la superficie de un sólido. Este fenómeno tiene lugar cuando se coloca dicha superficie en contacto con una solución. Una capa de moléculas de soluto se acumula en la superficie debido al desequilibrio de las fuerzas superficiales.

En el interior del sólido, las moléculas están rodeadas totalmente por moléculas similares y por lo tanto sujetas a fuerzas equilibradas. Las moléculas de la superficie están sometidas a fuerzas no equilibradas debido a que las fuerzas residuales son suficientemente elevadas, pueden atrapar moléculas de un soluto que se halle en contacto con el sólido.

Desinfección. La desinfección consiste en la destrucción selectiva de los microorganismos que causan enfermedades. En el campo de las aguas residuales, las tres categorías de microorganismos entéricos de origen humano de

mayores consecuencias en la producción de enfermedades son las bacterias, virus y quiste amebiano. Existen gran variedad de desinfectantes como se muestra a continuación (Eddy & Metcalf, 2003):

Desinfectante químico. Los agentes químicos utilizados en la desinfección incluyen el cloro y sus compuestos, el bromo, el yodo, el ozono, el fenol y los compuestos fenólicos, los alcoholes, los metales pesados y compuestos afines como los colorantes, los jabones, los compuestos amoniacales cuaternarios, el agua oxigenada, ácidos y álcalis diversos.

Desinfectante físico. Los desinfectantes físicos que se pueden emplear son la luz y el calor. El agua se calienta a temperatura de ebullición para que se destruyan las principales bacterias causantes de enfermedades y no formadoras de esporas. La luz solar es un buen desinfectante principalmente por la luz ultravioleta.

Desinfectante mecánico. Las bacterias también se pueden eliminar, durante el tratamiento de aguas residuales, empleando medios mecánicos como son tamices de malla gruesa, malla fina, desarenadores, sedimentadores primarios, estos son considerados como procesos físicos.

7.1.5 TRATAMIENTO BIOLOGICO DE AGUAS RESIDUALES

7.1.5.1 CLASIFICACION DE LO MICRORGANISMOS PRESENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES

BACTERIAS

Hay tanto formas autótrofas como bacterias heterótrofas. Estas últimas utilizan para su crecimiento compuestos orgánicos solubles.

En los sistemas biológicos de depuración intervienen en múltiples procesos. Entre ellos, el más importante el de la eliminación de la materia orgánica por la vía

aerobia (oxidación, y síntesis de nuevos materiales orgánicos en forma de material celular). Pero también intervienen en los procesos de descomposición anaerobia, así como en los de desnitrificación, nitrificación y acumulación de fósforo y sistemas de eliminación de nutrientes en plantas de lodos activados.

Es el proceso de lodos activados las bacterias constituyen normalmente el 95% de la biomasa. Las bacterias aisladas tienen tamaño muy pequeño (0.5 - μm) porque sería imposible separarlas del agua tratada. Sin embargo, bajo condiciones adecuadas, las bacterias en el proceso de lodos activados crecen formando agregados que alcanzan tamaños entre 0.05 y 1.0 mm. Las bacterias responsables de la formación de bioflóculos son las denominadas formadoras de flóculos. De esta forma las bacterias sedimentan en el clarificador secundario, produciendo un efluente final clarificado y un lodo espesado, pudiéndose desarrollar bacterias filamentosas que pueden dar lugar a problema operacionales.

Aunque en pequeñas proporciones estas bacterias contribuyen a dar fuerza al flóculo frente a los esfuerzos cortantes de los equipos de aireación, en grandes cantidades mantienen los flóculos alejados unos de otros, dificultando la sedimentación, hay otro tipo de bacterias problemáticas que provocan la aparición de grandes cantidades de espumas en el reactor biológico y el decantador. Aproximadamente son 20 los organismos filamentosos diferentes que aparecen con frecuencia en los procesos de lodos activados (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2008).

PROTOZOOS

Son microorganismos heterótrofos. La mayoría de los protozoos vive libremente en la naturaleza, aunque algunas especies son parásitas, viviendo en un organismo huésped, que puede variar desde algas hasta seres humanos. La mayoría son aerobios o anaerobios facultativos, aunque se han encontrado algunos tipos anaerobios.

Pueden alimentarse de bacterias u otros microorganismos (holozoicos) o de materia orgánica disuelta (osmotrótofos), aunque no se cree que compitan eficazmente con las bacterias por el sustrato soluble. Pudiéndose asumir que la eliminación de la materia orgánica disuelta es llevada a cabo por las bacterias.

Los protozoos constituyen aproximadamente el 5% de la biomasa de los lodos activados, habiéndose encontrado unas 200 especies. Estos organismos son un componente necesario de los lodos activados llevando a cabo por una parte una eliminación de coliformes y patógenos, clarificando el efluente, y contribuyendo, por otra, a la floculación de la biomasa aunque su contribución es menos importante que la de las bacterias formadoras de flóculos.

Los protozoos también juegan un papel importante en los sistemas de cultivo fijo, donde están presentes en mayor proporción. Su contribución al proceso es la misma que en los cultivos en suspensión.

Los cuatro grupos básicos de protozoos en los lodos activados son flagelados, amebas y formas nadadoras libres y fijas ciliados. (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2008)

HONGOS

La mayoría son aerobios estrictos, toleran valores de pH relativamente bajos y tienen unos requisitos de nitrógeno mucho más bajos que las bacterias.

Aunque pueden utilizar la materia orgánica disuelta, rara vez compiten con las bacterias en los cultivos en suspensión. Bajo determinadas condiciones (pH bajos, déficit de nitrógeno) se pueden proliferar, produciendo unos fangos con pobres cualidades de sedimentación. Son más frecuentes en los sistemas de cultivo fijo constituyendo en estos sistemas una parte importante de la biomasa (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2008).

ALGAS

Son organismos fotosintéticos muchos de ellos unicelulares, y que cuando son pluricelulares no forman verdaderos tejidos. Su utilización en los sistemas de depuración no es tanto por su capacidad de depurar si no como fuente de oxigeno en los sistemas extensivos.

Al ser microorganismos autótrofos su apariencia en un sistema de depuración no disminuye el contenido en materia orgánica si no que lo aumenta pues la sintetizan a partir de las fuentes minerales de carbono existentes

7.1.5.2 CLASIFICACIÓN TROFICA DE LOS MICROORGANISMOS

Los organismos se pueden clasificar desde diversos puntos de vista. Desde el punto de vista de la depuración de aguas.

En función de la fuente de carbono y el dador de electrones utilizados se clasifican en autótrofos y heterótrofos:

- **Autótrofos** son aquellos organismos capaces de sintetizar materia orgánica a partir de las sustancias minerales (fuente de carbono el CO2 y utilizan como dador de electrones, materia inorgánica como NH_4^+ y NO_2^-).
- **Heterótrofos** son aquellos organismos que precisan de la materia orgánica para su desarrollo y mantenimiento (fuente de carbono y dador de electrones, la materia orgánica).

Los microorganismos necesitan para su crecimiento: carbono, nutrientes inorgánicos, energía y poder reductor. Los microorganismos obtienen la energía y el poder reductor de las reacciones de oxidación del sustrato, así cuanto mayor es la DQO del sustrato, mayor es la energía y el poder reductor (electrones) que es capaz de suministrar un sustrato.

Las reacciones de oxidación del sustrato, por una parte suministran electrones a los “transportadores de electrones” transformando las formas oxidadas (NAD, nicotiamín-adenín-dinucleótido) en las correspondientes formas reducidas (NADH2). Estas formas reducidas aportan los electrones necesarios en el proceso de síntesis celular.

Por otra parte los electrones suministrados en las reacciones de oxidación del sustrato pasan a través de una cadena de transporte de electrones, se genera una gran cantidad de energía en forma de ATP (adenosín-trifosfato que es utilizada en las reacciones de biosíntesis.

Clasificación de los microorganismos atendiendo a sus fuentes de energía y de carbono (Eddy & Metcalf, 2003).

Autótrofos.

a. *Fotoautótrofos:* estos microorganismos utilizan como fuente de energía la luz y como fuente de carbono el CO_2
b. *Quimioautótrofos:* Estos microorganismos utilizan como fuente de energía la reacción de oxidación-reducción inorgánica , tomando como fuente de carbono el CO_2

Heterótrofos.

a. *Quimioheterótrofos:* los microorganismos quimioheterótrofos Toman como fuente de energía la reacción oxidación-reducción, y como fuente de carbono al carbono orgánico
b. *Fotoheterótrofos*: estos microorganismos toman como fuente de energía de estos microorganismos es la luz y la fuente de carbono el carbono orgánico.

Clasificación en función del tipo aceptor de electrones se clasifican en aerobios y, anaerobios y facultativos.

- **Aerobios** solo utilizan oxigeno.
- **Anaerobios** solo pueden crecen en ausencia de oxigeno molecular.
- **Los facultativos** utilizan oxigeno cuando está presente pero pueden utilizar otro aceptor de electrones cuando no lo está. Dentro de este último grupo cabe destacar las bacterias desnitrificantes que reducen el nitrato a nitrógeno molecular (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2008)

7.1.5.3 NECESIDADES NUTRITIVAS DEL CRECIMIENTO BACTERIANO.

Fuentes de energía y carbono. La materia orgánica y el dióxido de carbono son dos de las primeras fuentes de carbono celular para los microorganismos. Los organismos que utilizan el carbono orgánico para la formación de tejido celular se denominan heterótrofos. Los organismos que obtienen carbono celular a partir de dióxido de carbono reciben el nombre de organismos autótrofos. El proceso de conversión de dióxido de carbono a tejido celular orgánico es un proceso reductivo que precisa un suministro neto de energía. Por lo tanto los organismos autótrofos deben emplear una parte mayor de su energía para la síntesis de tejido celular que los organismos heterótrofos.

La energía necesaria para la síntesis celular se obtiene de la luz o bien de las reacciones químicas de oxidación. Los organismos capaces de utilizar la luz como fuente de energía reciben el nombre de organismos fotótrofos. Estos organismos pueden ser heterótrofos (algunas bacterias sulfurosas) o autótrofos (algas y bacterias fotosintéticas). Los organismos que obtienen la energía a partir de reacciones químicas se conocen como organismos quimiótrofos. Al igual que en el caso de los fotótrofos, los organismos quimiótrofos también pueden ser

heterótrofos (protozoos y hongos y la mayoría de bacterias) o autótrofos (bacterias nitrificantes). Los organismos quimiótrofos consiguen la energía a partir de la oxidación de compuestos inorgánicos reducidos tales como el amoniaco, el nitrito, y el sulfuro. Los organismos quimioheterótrofos suelen obtener la energía mediante la oxidación de compuestos orgánicos (Eddy & Metcalf, 2003).

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

Nutrición bacteriana y los procesos de tratamiento biológico. El principal objetivo de la mayoría de los procesos de tratamiento biológico es la reducción del contenido de materia orgánica **(DBO carbonosa)** del agua residual. Para conseguir este objetivo, son de gran importancia los organismos quimioheterótrofos pues, además de energía, también necesitan compuestos orgánicos. Cuando los objetivos del tratamiento incluyan la conversión de amoniaco en nitrato, son de gran importancia las bacterias nitrificantes quimioheterótrofas (Eddy & Metcalf, 2003).

Las aguas residuales municipales suelen contener cantidades de nutrientes (tanto orgánicos como inorgánicos) adecuadas para permitir el tratamiento biológico para la eliminación de la DBO carbonosa.

7.1.6 METABOLISMO ENERGETICO BACTERIANO

El metabolismo bacteriano es el conjunto de reacciones bioquímicas para la síntesis de constituyentes macromoleculares de la estructura del microorganismo. Estas reacciones bioquímicas implican la utilización de catalizadores biológicos o enzimas específicos para cada proceso, y pueden ser exotérmicas (con liberación de energía) o endotérmicas (con consumo de energía). Esta energía será en forma de ATP (adenosin trifosfato). Una ruta metabólica es un conjunto de reacciones secuenciales consecutivas que tiene como finalidad formar determinado producto (como la glucolisis). A cada uno de los intermediarios se le llama metabolito. Se puede dividir en:

- Catabolismo**.**En la vía aerobia y en anóxica, estos organismos, tras la introducción de la materia orgánica en su interior, la someten a dos transformaciones diferentes. Una de descomposición que básicamente, transforma esa materia orgánica en CO_2, agua y otros compuestos inorgánicos (NH_4^+) dado que esta reacción exotérmica, proporciona energía al resto de las funciones celulares (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2008).

- Anabolismo. La síntesis de tejido celular a partir de los nutrientes, materia orgánica presente y la energía producida en los procesos catabólicos

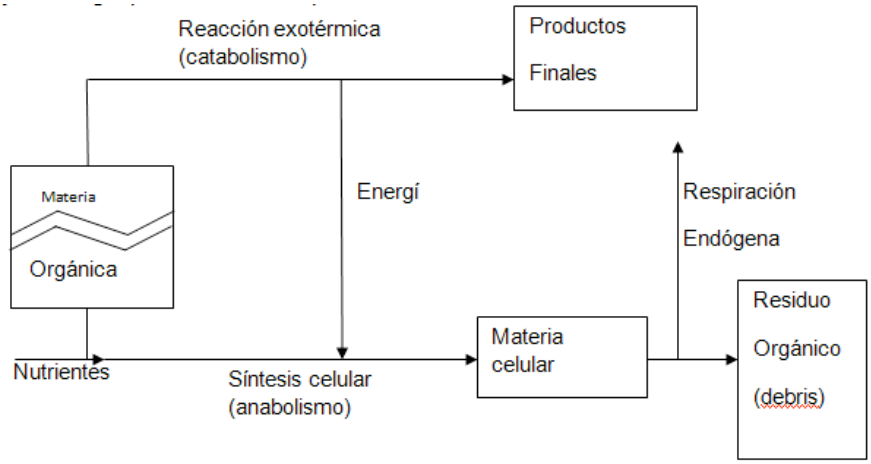


Ilustración 7. 1 Representación esquemática del metabolismo bacteriano heterótrofo

Tanto las rutas catabólicas como las anabólicas se producen en tres niveles de complejidad:

- Nivel 1 la interconversión de los polímeros y lípidos complejos con los intermediarios monoméricos.
- Nivel 2, la interconversión de los azúcares monoméricos, aminoácidos y lípidos con los compuestos orgánicos aun más sencillos.
- Nivel 3, la degradación final hasta los compuestos inorgánicos, como CO_2, H_2O y NH_3, o la síntesis a partir de sí mismos.

Metabolismo intermediario, metabolismo energético y rutas centrales

El metabolismo intermediario comprende todas las reacciones relacionadas con el almacenamiento y la generación de energía metabólica y con el empleo de esa energía en la biosíntesis de compuestos de bajo peso molecular y compuestos de almacenamiento de de energía.

Las reacciones del metabolismo intermediario se interpretan como aquellas que implican un molde de acido nucléico. El metabolismo energético es la parte del metabolismo intermediario formada por las rutas que almacenan o generan energía metabólica. Las rutas centrales del metabolismo son básicamente las mismas en muchos organismos muy distintos, y explican las cantidades relativamente grandes de transferencia de masa y de generación de energía que se producen en el interior de una célula.

La mayoría de los organismos obtienen la materia prima y la energía para la biosíntesis a partir de moléculas de combustible orgánico como la glucosa. Las rutas centrales comprenden la oxidación de las moléculas de combustible y la síntesis de biomoléculas pequeñas a partir de los fragmentos resultantes. Una diferencia fundamental de los microorganismos es el origen de sus moléculas de combustible. Los autótrofos sintetizan la glucosa y todos sus demás compuestos a partir de carbono inorgánico, obtenido en forma de CO2. Por su parte los heterótrofos pueden sintetizar sus metabolitos orgánicos solamente a partir de compuestos orgánicos y que por tanto han de consumir prácticamente todos los organismos multicelulares y muchas bacterias son organismos aerobios estrictos; dependen por completo de la respiración, que es el acoplamiento de la generación de energía con la oxidación de los nutrientes por el oxigeno. En cambio muchos microorganismos solo pueden crecer en medios anaerobios, y obtienen su energía metabólica de procesos en los que no interviene el oxigeno molecular.

En tanto cuanto las moléculas biológicas se sintetizan en última instancia a partir del CO_2 que sufre una fijación de carbono fotosintética, puede considerarse que el sol es el origen ultimo de la energía biológica aunque los organismos extremadamente termófilos que viven a temperaturas de 100 °C o superiores obtienen su energía metabólica procedente del calor interno de la tierra.

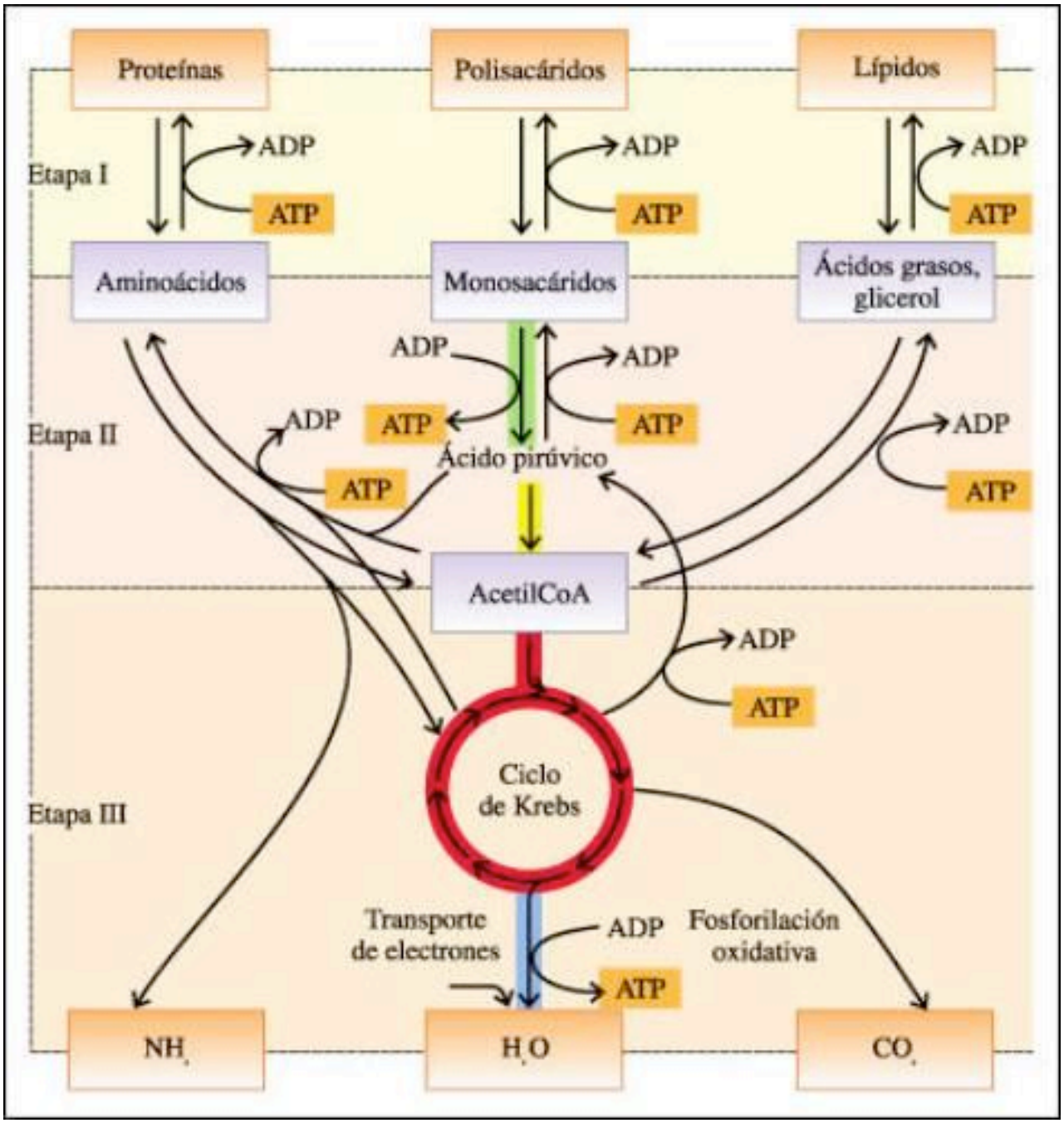


Ilustración 7. 2 Visión general del metabolismo. Se muestran las rutas metabólicas centrales y algunos de los intermediarios clave.

RUTAS CENTRALES DEL METABOLISMO ENERGETICO

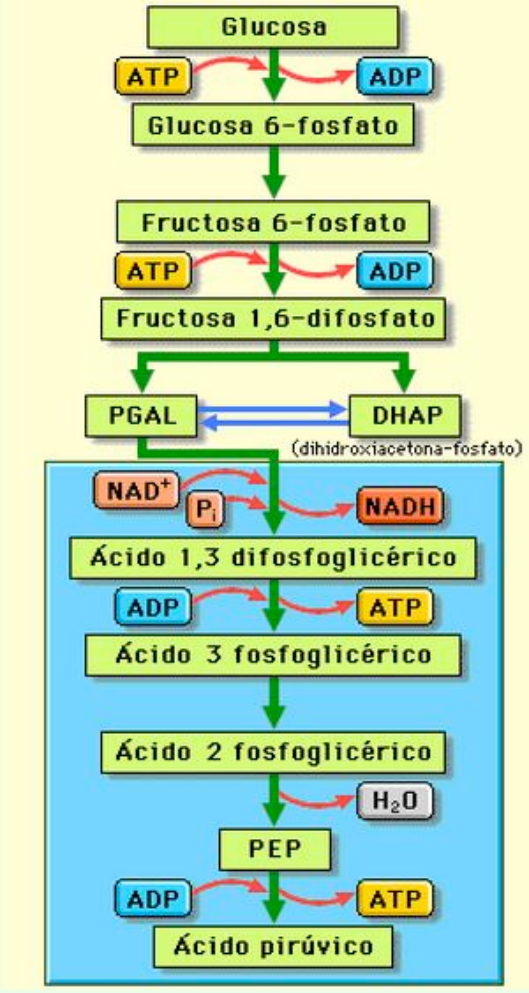
El metabolismo puede subdividirse en tres niveles de complejidad de los metabolitos que intervienen en el mismo. La primera ruta es la glucolisis, una ruta de nivel 2 para la degradación de los hidratos de carbono en las células aerobias o anaerobias. Como se esquematiza en la (Ilustración 7. 3), la principal entrada de la glucolisis es la glucosa, que generalmente proviene de los polisacáridos de almacenamiento de energía o de los hidratos de carbono del alimento. Esta ruta conduce al piruvato, un cetoácido de tres carbonos. Los organismos anaerobios reducen al piruvato a diversos productos (etanol, dióxido de carbono). Estos procesos se denominan fermentaciones.

En el metabolismo oxidativo (respiración), el principal destino del piruvato es su oxidación a un fragmento de dos carbonos metabólicamente activado, la acetil-coenzima A. los dos carbonos del grupo acetilo sufren posteriormente una oxidación en el ciclo del acido cítrico (Ilustración 7. 4). En los organismos aerobios, el ciclo del acido cítrico, es la principal ruta del nivel 3. Esta ruta cíclica acepta compuestos de carbono sencillo, procedente no solo de los hidratos de carbono, sino también de los lípidos o las proteínas y los oxida a CO_2.

Las reacciones oxidativas del ciclo del acido cítrico generan transportadores electrónicos reducidos cuya retro oxidación impulsa la biosíntesis de ATP, fundamentalmente a través de procesos de la cadena respiratoria mitocondrial: el transporte electrónico y la fosforilación oxidativa, la membrana mitocondrial utiliza la energía oxidativa para mantener un gradiente transmembrana de concentración de iones de hidrogeno, y la descarga de esta energía osmótica esta acoplada a la síntesis de ATP a partir de ADP.

Las rutas de nivel 2 distintas de la glucolisis aportan también combustible al ciclo del acido cítrico. La acetil-CoA procede no solo de la oxidación del piruvato si no también de la degradación de los ácidos grasos mediante la B-oxidación

(Ilustración 7. 3) y de las rutas de oxidación de algunos aminoácidos(Ilustración 7. 4). Si los dos carbonos de acetil-CoA no se oxidan en el ciclo del acido cítrico. Pueden ir a la dirección anabólica, y proporcionar sustratos para la síntesis de ácidos grasos y esteroides (Ilustración 7. 2). Estos y otros procesos de biosíntesis utilizan un transportador electrónico reducido, el NADPH, que es estructuralmente muy similar al NADH.



Ilustracion 7. 5 Fase inicial del catabolismo de los hidratos de Carbono: glucolisis. El piruvato experimenta una reducción en las reacciones de

fermentación, o bien entra en el metabolismo oxidativo (respiración) mediante su conversión en acetil-CoA

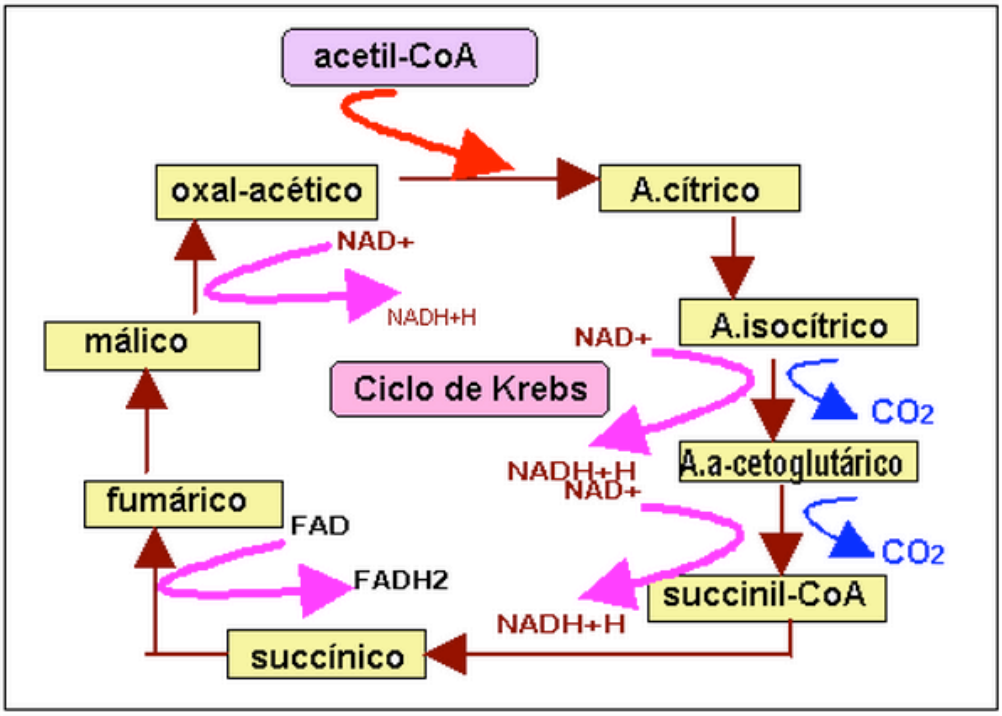


Ilustración 7. 6 Metabolismo oxidativo, el metabolismo oxidativo comprende la oxidación del piruvato, el ciclo del acido cítrico, el transporte electrónico y fosforilación oxidativa. La oxidación del piruvato aporta acetil-CoA al ciclo del acido cítrico.

Un proceso importante de los hidratos de carbono es la gluconeogénesis, la síntesis de la glucosa a partir de percusores que no son hidratos de carbono, y la biosíntesis de polisacáridos. Así como la fotosíntesis el proceso en el que las plantas verdes capturan la energía de la luz para impulsar la generación de energía (ATP) y poder reductor (NADPH), elementos ambos que utilizan para la síntesis de los hidratos de carbono.

7.1.6.1CRECIMIENTO BACTERIANO

La forma general en que se produce el crecimiento de las bacterias en un cultivo discontinuo se ilustra en la figura inicialmente se inocula un pequeño número de organismos en un volumen determinado de un medio de cultivo y se registra el numero de organismos viables en función del tiempo. El modelo de crecimiento basado en el número de células consta, más o menos, de cuatro fases diferenciadas:

- **Fase de retardo**. Tras la adición de un inoculo en un medio de cultivo, la fase de retardo representa el tiempo necesario para que los organismos se aclimaten a las nuevas condiciones ambientales y comiencen a dividirse.
- **Fase de crecimiento exponencial**. Durante esta fase la célula se divide a una velocidad determinada por su tiempo de generación y su capacidad de procesar alimento (tasa de crecimiento exponencial).
- **Fase estacionaria**. En esta fase, la población permanece constante las razones que se apuntan para la explicación de este fenómeno son las siguientes: las células han agotado el substrato o los nutrientes necesarios para el crecimiento y la generación de las células nuevas se compensa con la muerte de células viejas.
- **Fase de muerte exponencial**. Durante esta fase, la tasa de mortalidad de bacterias excede la generación de celular nuevas. La tasa de mortalidad suele ser función de la población viable y de las características ambientales. En algunos casos, la fase de muerte exponencial se corresponde con la inversa de la fase de crecimiento exponencial.

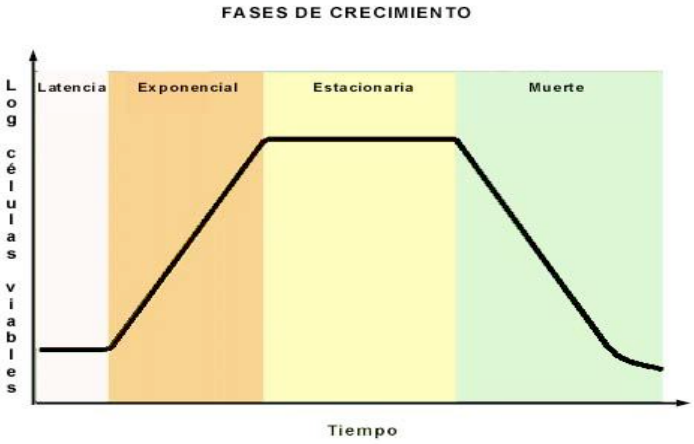


Ilustración 7. 7 Fases del Crecimiento bacteriano

7.1.7 ECUACIONES CINÉTICAS

Las reacciones que fundamentalmente interesan en los procesos biológicos de eliminación de materia orgánica son

- Crecimiento celular
- Eliminación o degradación de la materia orgánica

Así mismo, en los procesos aerobios es preciso conocer las necesidades de oxigeno que se obtendrá directamente realizando un balance de DQO al sistema.

Los factores a tener en cuenta son aquellos que controlan el medio en que se da el fenómeno tales como la temperatura, el pH, la existencia en cantidad suficiente de elementos nutrientes y la presencia de productos tóxicos que puedan inhibir el proceso. El control de las condiciones ambientales asegurará que los microorganismos tengan el medio indicado para poderse desarrollar.

A fin de asegurar el crecimiento de los microorganismos es necesario que permanezcan en el sistema tiempo suficiente para que se reproduzcan. Este tiempo depende de la velocidad de crecimiento que a su vez esta en relación directa con la velocidad de utilización del sustrato.

7.1.8 CINÉTICA DEL CRECIMIENTO BIOLÓGICO.

Los microorganismos se multiplican por fisión binaria, por lo que su velocidad de crecimiento puede expresarse mediante una ecuación de primer orden con respecto a la concentración de biomasa activa

$$rx = \mu X \ \ (ec.1)$$

Donde:

r_x = velocidad de crecimiento de los microorganismos, $ML^{-3}\ T^{-1}$

μ = velocidad crecimiento especifico, T^{-1}

X = concentración de biomasa activa, ML^{-3}

Experimentalmente se ha encontrado que el efecto de un sustrato o nutriente limitante puede definirse adecuadamente mediante la siguiente expresión empírica propuesta por **Monod.**

$$\mu = \ \mu m \frac{s}{Ks + s} \ \ (ec.2)$$

Donde:

μm=velocidad máxima de crecimiento

S= concentración del sustrato limitante del crecimiento, ML^{-3}

Ks= constante de semi saturación, concentración de sustrato tal que la velocidad de crecimiento es la mitad de la máxima ML^{-3}, cuanto más bajo es su valor es mas bajo el valor de la concentración de sustrato para la que μ se aproxima a μm, es decir, mayor es la afinidad de los microorganismos por ese sustrato

El efecto de la concentración de sustrato (S) sobre la tasa de crecimiento específico (μ) propuesto por Monod se ilustra en la siguiente figura

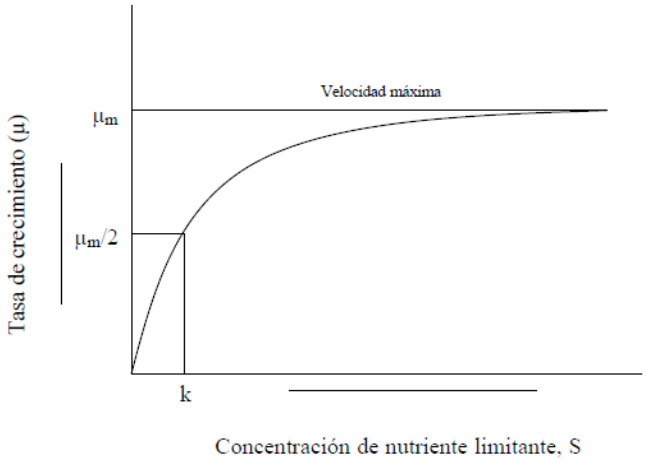


Ilustración 7. 8 El efecto de la concentración de sustrato (S) sobre la tasa de crecimiento específico (*μ*)

Sustituyendo la ecuación 2 en 1 tenemos como resultante la expresión para la velocidad de crecimiento:

$$rx = \frac{\mu m * Xs}{Ks + S} \ (ec. 3)$$

7.1.9 VELOCIDAD DE CRECIMIENTO DE SUSTRATO

La velocidad de utilización del sustrato durante la fase de crecimiento logarítmico en la que puede considerarse despreciable el término de desaparición, viene relacionada con la velocidad de crecimiento de los microorganismos mediante la expresión

$$rs = -\frac{1}{Y} rx \ (ec. 4)$$

Donde:

r_s = velocidad de utilización de sustrato ML^{-3}

Y = coeficiente de producción máxima, definido como la relación entre la masa de las células producidas y la masa del sustrato consumido

Sustituyendo la ecuación 3 en la ecuación 4 tenemos la expresión conocida de Lawrence y Mc. Carty.

Esta expresión se reduce a un modelo de primer orden al aplicarse a concentraciones bajas de sustrato, dando lugar a un modelo de orden cero al aplicarla a la región de concentraciones elevadas de sustrato. La siguiente ecuación se refiere a un volumen elemental, por lo que se ha de integrar en todo el volumen de reacción

$$rs = \frac{-\mu m * XS}{Y(Ks + S)}$$

7.1.10 EFECTOS DEL METABOLISMO ENDOGENO

Los sistemas de metabolismo endógeno que se emplean en el tratamiento biológico del agua residual, la distribución de edades de las célulases tal que no todas las células del sistema están en fase de crecimiento exponencial. Consecuentemente, la expresión de la tasa de crecimiento se debe corregir para tener en cuenta la energía necesaria para el mantenimiento celular. Otros factores, tales como la muerte y la depredación, también debe ser objeto de consideración. Generalmente, estos factores se engloban en uno único, y se supone que la disminución de la masa celular causada por ellos es proporcional a la concentración de organismos presentes. En la literatura técnica, esta disminución se identifica como descomposición endógena. El término de la descomposición endógena se puede formular de la siguiente manera:

$$rd = -KdX$$

Donde:

K_d = coeficiente de descomposición endógena tiempo $^{-1}$

X = concentración de células, masa/unidad de volumen.

La expresión correspondiente a la tasa de crecimiento específico viene dada por la siguiente ecuación.

$$\mu' = \mu \frac{S}{Ks + S} - Kd$$

7.1.11CINETICA DE LAS REACCIONES DE LOS ORGANISMOS HETEROTROFOS

Dado que la mayoría de los tratamientos biológicos se utilizan para la eliminación de la materia orgánica, este apartado se centrara en las reacciones bioquímicas que llevan a cabo las bacterias heterótrofas en condiciones aerobias y anóxicas.

Parámetros y variables.

Y = coeficiente de producción de biomasa, relación entre la materia celular producida y la materia orgánica total que se degrada, g DQO/g DQO.

b = coeficiente de desaparición de biomasa, fracción de la materia celular que por unidad de tiempo se consume en mantenimiento, predación y muerte (días $^{-1}$)

f_D = fracción de la materia celular que tras su muerte queda como residuo orgánico biodegradable (**debris**)

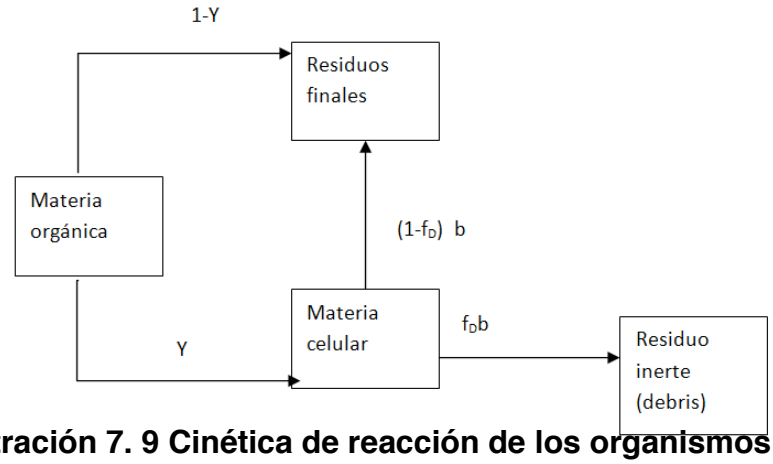


Ilustración 7. 9 Cinética de reacción de los organismos heterótrofos

La materia orgánica puede estar presente en forma disuelta y suspendida y se puede definir por la DBO_5 o por la DQO. La utilización de la DQO facilita el planteamiento de los balances de materia en el sistema. Se distinguen dos fracciones, disuelta (S, g/m^3) y la suspendida (X, g/m^3) dentro de la DQO soluble puede a su vez distinguirse en biodegradable (S_F) e inerte (s_I). Análogamente,

para la DQO suspendida se diferencia entre la biodegradable (X_s) y la inerte (X_i). Generalmente se asume que S_F es rápidamente biodegradable ya que no necesita sufrir un proceso de hidrolisis para poder ser asimilada por los microorganismos, proceso que necesita sufrir X_S.

Los sólidos suspendidos totales (X_T) están constituidos por la biomasa y la materia particulada. La biomasa está compuesta por la fracción activa y la fracción inerte, residuo orgánico procedente de la desaparición de biomasa. Por su parte la materia particulada incluye los sólidos no volátiles, la DQO suspendida no biodegradable y la DQO suspendida biodegradable procedentes del influente y que se acumulan en el lodo.

En resumen, la definición de cada variable del modelo es la siguiente:

Componentes del agua de entrada:

S_S = Materia orgánica soluble biodegradable expresada como DQO, ML^3.

X_S = Materia orgánica suspendida biodegradable expresada como DQO, ML^{-3}

S_T = Materia orgánica biodegradable total= $S_S + X_S$, ML^{-3}

S_I = Materia orgánica soluble no biodegradable expresada como DQO, ML^{-3}

X_I =Materia orgánica suspendida no biodegradable expresada en DQO, ML^{-3}

S_{NH4} = NKT soluble expresado como N, ML^{-3}

NH_T =NKT suspendido expresado como N, ML^{-3}

S_P =Fosforo soluble, expresado como P, ML^{-3}

X_P = Fosforo suspendido, expresado como P, ML^{-3}

P_T = Fosforo total = $S_P + X_P$ expresado como P, ML^{-3}

S_{NO} = Nitrato expresado como N, ML^{-3}

X_{SSV} = Sólidos suspendidos volátiles, ML^{-3}

X_{SSVNB}= Sólidos suspendidos volátiles no biodegradables, ML^{-3}

X_{SSNV} = Sólidos suspendidos no volátiles, ML^{-3}

X_{SST} =Sólidos suspendidos totales, ML^{-3}

Componentes generadas por el proceso biológico

X = Microorganismos activos expresados como DQO, ML^{-3}

XH = Microorganismos heterótrofos expresados como DQO, ML^{-3}

X = Microorganismos autótrofos expresados como DQO, ML^{-3}

XHI = Biomasa inerte de los microorganismos heterótrofos muertos expresados como DQO, ML^{-3}

XAI = Biomasa inerte procedente de los microorganismos autótrofos muertos expresados como DQO, ML^{-3}.

7.1.12PROCESOS QUE TIENE LUGAR EN LOS TRATAMIENTOS BIOLOGICOS

En los tratamientos biológicos tiene lugar una serie de transformaciones de vital importancia (Ferrer Polo & Seco Torrecillas, 2008):

Crecimiento biológico. Los microorganismos presentes son capaces de utilizar moléculas pequeñas y simples para su crecimiento, tales como acido acético, etanol, glucosa, amonio, nitrito.

Hidrolisis. Consiste en la transformación de moléculas de gran tamaño en moléculas pequeñas. Directamente degradables mediante la acción de enzimas extracelulares producidas por los microorganismos. Tiene lugar la hidrolisis de la materia particulada como de la disuelta.

Desaparición de la biomasa (Decay). Esta desaparición engloba el consumo de biomasa debido a:

Mantenimiento: energía necesaria para los procesos celulares (motilidad, regulación osmótica, transporte molecular, etc.). Cuando los aportes externos de energía son menores que las necesidades de energía para mantenimiento, las células obtienen la energía de la degradación de reservas de energía existentes en el interior de la célula, lo que da lugar a una disminución de la biomasa (metabolismo endógeno). Cuando todas las reservas endógenas se han agotado las células mueren.

Predación. Organismos superiores en la cadena trófica (p.e. protozoos) utilizan bacterias como alimento.

Muerte y lisis. Cuando las células mueren se produce una rotura de la pared celular y el citoplasma y otros constituyentes pasan al medio donde, tras sufrir un proceso de hidrólisis, se convierten en sustrato para otros organismos. Los materiales más complejos permanecen como residuo orgánico inerte (debris) ya que prácticamente se solubilizan.

La desaparición de biomasa, proceso que engloba un gran número de interacciones, existen dos formas aproximadas de abordar su modelización: el modelo lisis-recrecimiento y el modelo tradicional.

El modelo lisis-recrecimiento. Toda biomasa puede sufrir el proceso de lisis, aunque a velocidades diferentes según el tipo de organismos, dando lugar a materia orgánica particulada hidrolizable y un residuo inerte debris. La materia orgánica particulada es hidrolizada a materia orgánica soluble que es utilizada por la biomasa activa para nuevo crecimiento.

En el modelo tradicional. La biomasa activa es destruida como resultado del decaimiento y los electrones cedidos en la oxidación del carbono a dióxido de carbono pasan al aceptor de electrones. La biomasa no es totalmente oxidada quedando una fracción como debris. Este debris se va acumulando en el fango disminuyendo la fracción activa de la biomasa. La ecuación que representa el proceso viene dada por:

Biomasa + aceptor e^- ⟶ O_2 + aceptor reducido + nutrientes + Debris.

7.1.13 LODOS ACTIVADOS

Son llamados así porque en ellos se involucra la producción de una masa activa de microorganismos capaces de estabilizar residuos bajo condiciones aerobias. Esto es llevado a cabo en un tanque aerobio, el tiempo de contacto está provisto por la mezcla y aeración del agua residual influente mediante difusores o

aireadores mecánicos. El sistema consiste en desarrollar un cultivo bacteriano disperso en forma de flóculo, alimentado con el influente. La agitación evita la sedimentación y homogeniza la mezcla de los flóculos bacterianos y el agua residual (licor de mezcla). Después de un tiempo de contacto suficiente con la suspensión, el licor de mezcla se envía a un clarificador (decantador secundario) destinado a separar el agua depurada de lodos. Una parte de este último se recircula al reactor para mantener en el mismo una concentración suficiente de biomasa activa, mientras que la otra parte se purga al sistema. La fracción purgada corresponde al crecimiento del tejido celular asociado a un agua residual determinada. Se tiene que garantizar los nutrientes necesarios para que el sistema funcione correctamente (Blanco Gonzalez, 2005).

Un esquema general del sistema puede verse en la siguiente figura

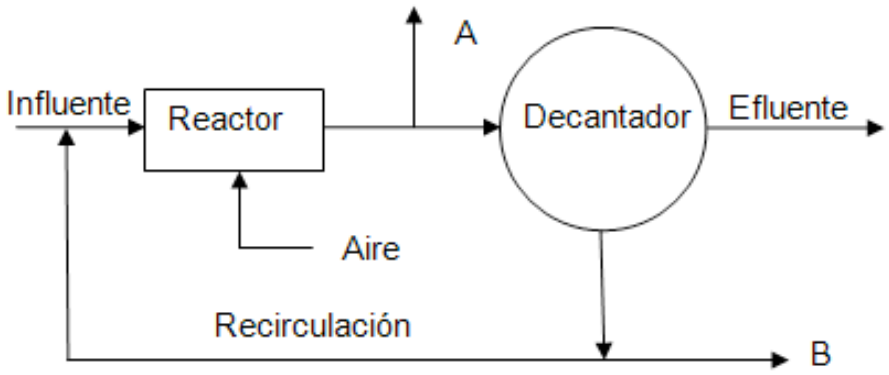


Ilustración 7. 10 Esquema general del sistema de lodos activados

Los microorganismos que han de separarse del sistema para mantener un proceso estable se denominan lodos en exceso y se pueden purgar en uno de los puntos A o B, aunque normalmente se realiza en B. Estos lodos en exceso y los que se recirculan se denominan “lodos activados” y contienen los microorganismos que llevan a cabo la depuración biológica.

7.1.13.1ELIMINACION DE MATERIA ORGANICA EN CONDICIONES AEROBIAS

El diseño de los sistemas de los lodos activados para la eliminación biológica de nutrientes es un problema complejo en el que intervienen múltiples factores (características del agua residual influente, configuración del sistema, condiciones de operación entre otros) (Manga, Ferrer, & Seco, 2002).

La materia orgánica presente en el agua residual influente a un sistema de fangos activados sirve como sustrato de las bacterias heterótrofas del líquido mezcla. La eliminación de la materia orgánica presente en el agua residual que ha entrado en contacto con los fangos activados se produce a través de las siguientes etapas.

1. Atrapamiento de las partículas en la estructura del flóculo de los fangos activados.
2. Adsorción del material coloidal.
3. Biosorción, es decir, eliminación rápida e inicial por absorción y almacenamiento celular de compuestos solubles de elevado peso molecular.
4. Asimilación y acumulación intracelular de sustancias fácilmente biodegradables.
5. Auto digestión (respiración endógena) de la biomasa cuando existan limitaciones de sustrato biodegradable.

7.1.13.2MODELO MATEMATICO DE PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUA RESIDUAL DE LODOS ACTIVADOS

Existen numerosos modelos matemáticos de la interpretación de la depuración biológica de aguas residuales pero el modelo más utilizado y que generalmente se acepta como a estándar en el campo de la modelización biológica de los fangos activos es el modelo *Activated Sludge Model* Nº1 (ASM1). ASM1 que fue propuesto por el grupo de modelización matemática de la *International Water Association* (IWA).

El modelos ASM1 Fue el primero desarrollado para plantas de tratamiento municipales con lodos activados para describir la eliminación de carbono orgánico y nitrógeno, con un consumo simultaneo de oxigeno y nitrato como aceptor de electrones, y para dar una buena descripción de la producción de lodos. (Peterson, Gernaey, Henze, & Vanrolleghem, 2002).

Actualmente existen diferentes modelos matemáticos, la mayoría de ellos basado en la estructura del ASM N°1 cada uno de ellos con distintos propósitos, aunando en el estudio los procesos de tratamiento de agua residual. Los siguientes son ejemplos de modelación basados en el ASM N°1

ASM N° 2 "*Active sludge model N°2*", el cual se enfoca en la remoción de fósforo

ASM N° 2d "*Active sludge model N°2d*",

ASM N° 3 "*Active sludge model N°3*", enfocado ala denitrificación biológica

ADM N° 1 "*Anaerobic digestor model N°1*", modelo que estudia procesos anaerobios biológicos para agua residual o digestión.

Las características esenciales del modelo se presentaron en forma matricial, con lo cual se logro una estructura consistente y sencilla, fácil de leer. La matriz contiene en la parte superior los compuestos característicos del agua residual, descritos con la notación establecida, en el costado derecho contiene los procesos de transformación llevados a cabo mientras que en el cuerpo de la matriz se encuentran los coeficientes estequiométricos. En la parte derecha se observan las ecuaciones de reacción en cada proceso, mientras que en la parte inferior se encuentran las ecuaciones de conversión para cada componente.En la siguiente figura se observa la estructura básica en forma matricial de los modelos matemático

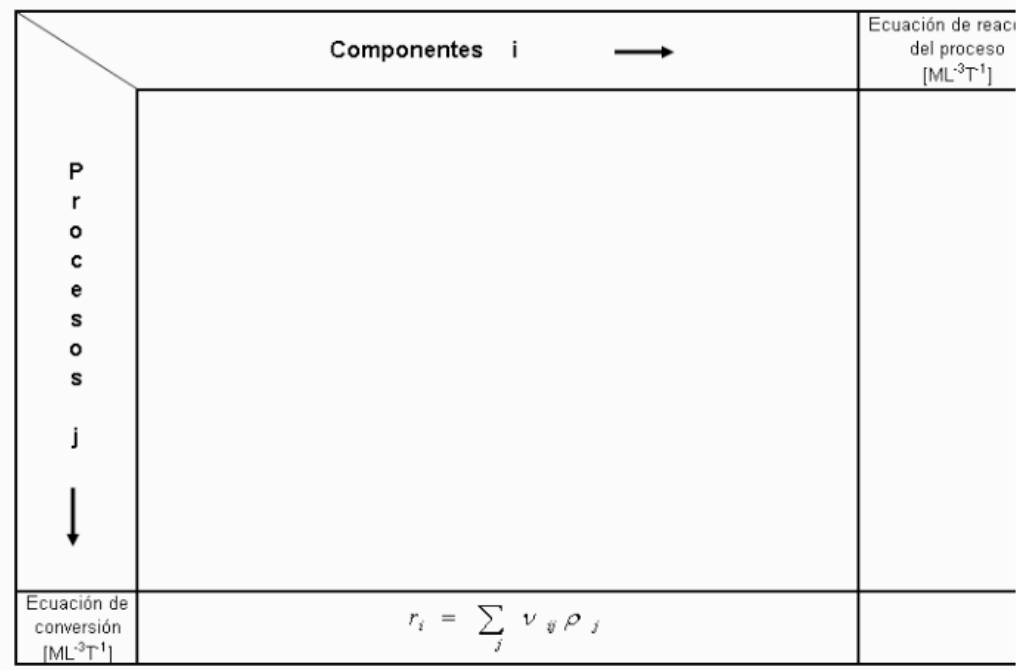


Ilustración 7. 11 Matriz empleada para la descripción del modelo matemático

7.1.13.3COMPONENTES DEL ASM N°1

El modelo de lodos activados cuenta con 13 componentes y con excepción de X_P, todos aparecen en el influente, 7 disueltos, y 6 de forma particulada. Dentro de los primero 7 componentes se relacionan con las sustancias carbonosas del agua y

del lodo (medidos en DQO) mientras que 4 constituyentes nitrogenados además del oxigeno y la alcalinidad. El parámetro de alcalinidad no es esencial al modelo, es sólo una información adicional añadida para permitir detectar indirectamente los riesgos de cambio de ph. El material carbonoso del modelo está dividido en DQO biodegradable, DQO no biodegradable (materia orgánica inerte) y biomasa.

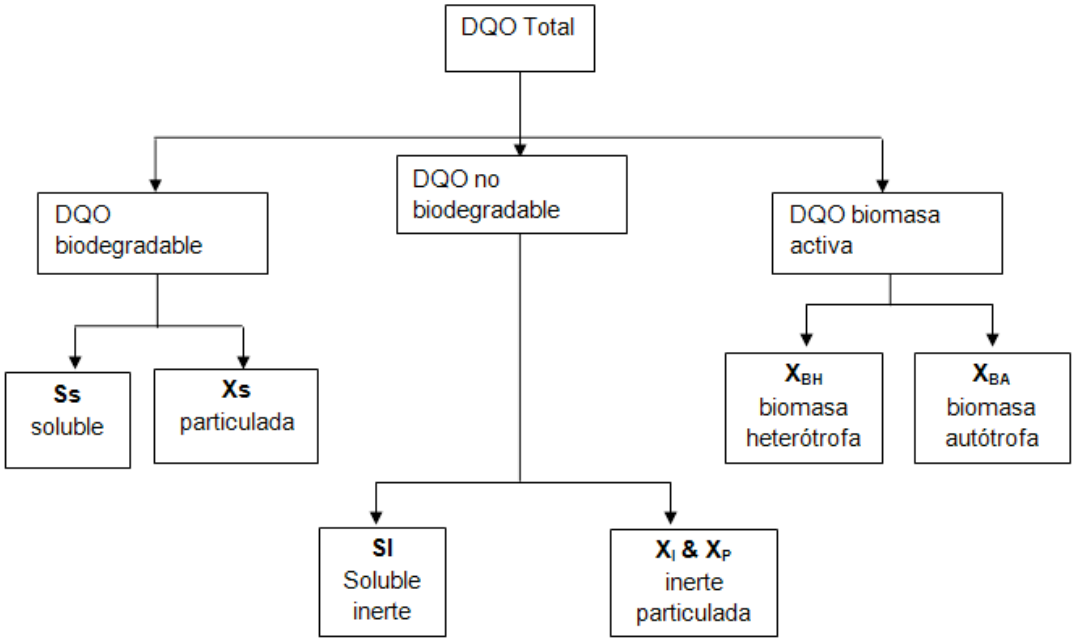


Ilustración 7. 12 Componentes carbonosos del agua y del lodo: fragmentación de la DQO

Sustrato rápidamente biodegradable (Ss). Sustrato rápidamente biodegradable esta presumiblemente compuesto por (simple / bajo peso molecular) compuestos solubles tales como ácidos grasos volátiles, alcoholes etc. (Henze 1992). La característica de estos compuestos es que ellos son degradados rápidamente y por lo tanto provocar una respuesta rápido de respirometría.

Sustrato lentamente biodegradable (Xs). Se presume que Xs sustrato lentamente biodegradables a veces también se define como un material en partículas está compuesto (elementos de alto peso molecular) compuestos que van desde soluble a coloidal y partícula, una característica común es que ellos no pueden pasar la membrana celular y someterse a hidrolisis,

Biomasa heterótrofa (X_{BH}). Algunas aguas residuales pueden contener una concentración significante de biomasa heterótrofa por lo que es necesario cuantificar este componente.

Biomasa autótrofa (X_{BA}). Hasta ahora, los autores no son conscientes de los procedimientos en el cual se evalúa la concentración de biomasa autótrofa de las aguas residuales. Sin embargo, se podría imaginar que un procedimiento similar como el desarrollado para XBH es decir, evaluar la respiración para $\mathbf{r_{nit}}$nitrificación de autótrofos presente en el agua residual y compararla con la tasa de respiración de una cultura conocida con biomasa autótrofa por ejemplo, concentración $\mathbf{X_{BA}}$ después de un crecimiento significativo.

Productos provenientes del decaimiento de biomasa X_p. Representa las células muertas que provienen de la lisis de ambas biomasas, heterotróficas y autotróficas.

Oxigeno disuelto. Se incluye como componente debido a su importancia para el crecimiento de biomasa heterótrofa y autótrofa.

Amonio (S_{NH}). En las aguas residuales se puede llevar a cabo la evaluación de la concentración de amonio. Sin embargo la respirometría ofrece la posibilidad de deducir S_{NH} de una medición por lotes, muy similar a la medición realizada para encontrar Ss y Xs

Nitrógeno orgánico S_{ND} y nitrógeno orgánico lentamente biodegradable X_{ND}. Probablemente porque las tasas de amonificación y la hidrólisis de compuestos orgánicos de nitrógeno son relativamente rápidas, se ha dedicado poca atención hasta el momento, para el establecimiento de técnicas respirométricas para SND y cuantificación X_{ND}. en tets de lotes, estos compuestos son típicamente convertidos a S_{NH} antes de la S_{NH} que estaba originalmente presente en el agua residual se elimina mediante nitrificación. Por lo tanto, S_{ND} y X_{ND} no son directamente observables en estos análisis. Sin embargo, algunas aguas residuales de los pasos amonificación y la hidrólisis puede ser considerablemente más lento y cuantificación de las concentraciones de los componentes puede ser requerida. En tales casos, se puede imaginar un procedimiento en el cual la tasa de respiración r_{nit} nitrificación se controla y se interpreta en términos de amonificación y la hidrólisis, similar a la forma en la que resulta de la degradación de la respiración es COD podrían evaluarse tomando la integral de r_{nit} para la corresponde fracciones y división de estos (4,57-yA) el coeficiente estequiométrico correspondiente a la nitrificación. En caso simultáneo CDO-eliminado está llevando a cabo, la corrección debe ser hecha de nuevo para el nitrógeno asimilado en biomasa heterótrofa nuevo

Materia no biodegradable soluble inerte (SI). La fracción no biodegradable de la DQO está dividida en una fracción soluble inerte abandona la planta con el efluente del sedimentador secundario

Materia no biodegradable inerte particulada (XI) y (XP). XI se enreda en el fango purgado y contribuye a los sólidos volátiles (SSV). Por ende, una variable adicional, XP, está introducida para modelizar la fracción inerte de productos

procedentes del decaimiento de la biomasa. En la realidad, no se puede diferenciar XP de XI en el fango.

Alacalinidad, S_{alk}. Aunque no es esencial su presencia, provee información acerca de la estabilidad del pH, además ayuda a resistir sus cambios debido a la adición de acido, ya que si el pH descendiera inhibiría la actividad biológica.

Componente #	*Símbolo*	*Unidades*	*Definición*
1	S_I	$M(COD)L^{-3}$	Materia orgánica inerte soluble
2	S_S	$M(COD)L^{-3}$	Sustrato rápidamente biodegradable
3	X_I	$M(COD)L^{-3}$	Materia orgánica en partículas inerte
4	X_S	$M(COD)L^{-3}$	Sustrato lentamente biodegradable en partícula
5	$X_{B,H}$	$M(COD)L^{-3}$	Biomasa heterotrófica activa
6	$X_{B,A}$	$M(COD)L^{-3}$	Biomasa autotrófica activa
7	X_P	$M(COD)L^{-3}$	Productos provenientes del decaimiento de biomasa
8	S_O	$M(-COD)L^{-3}$	Oxígeno disuelto
9	S_{ON}	$M(N)L^{-3}$	Nitratos y nitritos solubles
10	S_{NH}	$M(N)L^{-3}$	Amoniaco soluble
11	S_{ND}	$M(N)L^{-3}$	Nitrógeno orgánico soluble rápidamente biodegradable
12	X_{ND}	$M(N)L^{-3}$	Nitrógeno orgánico en partícula biodegradable
13	S_{ALK}	Unidades molares	Alcalinidad

Ilustración 7. 13 Tabla de componentes del modelo

7.1.13.4PROCESOS DEL MODELO NO.1

El modelo de lodos activados N°1 (ASM1) original incluye 8 procesos que se pueden reagrupar en cuatro tipos:

Procesos de crecimiento (tres).

- **Crecimiento aerobio de la biomasa heterótrofa.** Se considera el proceso más importante para la remoción de materia orgánica. Una fracción de sustrato rápidamente biodegradable se utiliza para el crecimiento de la biomasa y el resto es oxidado como fuente de energía aumentando la demanda de oxigeno asociada. El nitrógeno amoniacal se consume en el proceso de crecimiento por su incorporación en las células mientras que cambia también la alcalinidad. El crecimiento es modelado usando la cinética de Monod. El amoniaco es utilizado como fuente para la síntesis y es incorporado a la masa celular. Las concentraciones de Ss y So son los componentes limitantes para este proceso.

A continuación, se muestra la ecuación de la velocidad de crecimiento de la biomasa heterótrofa en condiciones aerobias:

$$\mu_{max} \cdot \left(\frac{S_s}{S_s + K_s}\right) \cdot \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) \cdot X_{BH}$$

- **Crecimiento anóxico de biomasa heterótrofa**. Este proceso también es conocido como denitrificación. En ausencia de oxigeno los organismos heterótrofos son capaces de usar nitrato como receptor de electrones siendo Ss el sustrato. Este proceso lleva a una producción de biomasa heterótrofa y de nitrógeno gaseoso. También la cinética de Monod se utiliza para describir este proceso. pero multiplicadas por un factor de corrección

ηg (siempre inferior a 1), que representa el hecho que en condiciones anóxicas la eliminación del sustrato es más lenta que en condiciones aerobias. A continuación, se muestra la ecuación de la velocidad de crecimiento de la biomasa heterótrofa en condiciones anóxicas:

$$\mu_{max} \cdot \left(\frac{S_s}{K_s + S_s}\right) \cdot \left(\frac{K_o H}{K_o H + S_o H}\right) \cdot \left(\frac{S_o}{K_o + S_o}\right) \cdot \eta_g \cdot X_{BH}$$

- **Crecimiento aerobio de biomasa autótrofa.** También conocido como proceso de nitrificación. El amoniaco es oxidado a nitrato, produciéndose biomasa autotrófica y aumentando la demanda de oxigeno. El amoniaco también se utiliza como fuente de nitrógeno para la síntesis e incorporación de masa celular. También se modela con la cinética de Monod. A continuación, se muestra la ecuación de la velocidad de crecimiento de la biomasa autótrofa:

$$\mu_{maxA} \cdot \left(\frac{SNH}{KNH + SNH}\right) \cdot \left(\frac{S_O}{K_o + S_o}\right) \cdot\cdot X_{BA}$$

Procesos de decaimiento (dos).

- **Decaimiento de biomasa heterótrofa.** Los organismos mueren a cierta velocidad y una proporción del material muerto se considera no-biodegradable y se une a la fracción de Xp. El resto de biomasa muerta se combina con el sustrato lentamente biodegradable. El nitrógeno orgánico asociado con el Xs se convierte en nitrógeno orgánico en partícula. No existe perdida de DQO, ni receptores de electrones son utilizados. El

proceso presenta la misma velocidad tanto en condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias. El modelo utilizado es de orden 1 respecto a la biomasa.

El proceso de muerte de la biomasa se representa en la siguiente ecuación, en la cual la velocidad de desaparición depende de la cantidad de biomasa y es proporcional a una constante, el valor de la cual cambia en función del concepto de muerte que se utilice:

$$b_H . X_{BH}$$

- **Decaimiento de biomasa autótrofa.** Este proceso se describe de la misma manera que el decaimiento de biomasa heterótrofa. Depende de la cantidad de biomasa nitrificante presente y es proporcional a la constante de muertes característica. El proceso de muerte de la biomasa se representa en la siguiente ecuación:

$$B_A \cdot X_{BA}$$

Procesos de hidrólisis de partículas atrapadas en los bio-floculos (dos).

- **Hidrolisis de materia orgánica.** El sustrato lentamente biodegradable mezclado con el lodo se descompone extra-celularmente, produciéndose sustrato rápidamente biodegradable disponible para el crecimiento de microorganismos. El proceso se modela basado en una cinética de reacción de superficie y ocurre bajo condiciones aerobias y anóxicas. Se utiliza un factor de corrección η_h (<1) para tomar en cuenta el hecho de que la velocidad de hidrolisis es menor en ambientes anóxicos en comparación en

aerobios. La velocidad de reacción de primer orden con respecto a la biomasa heterótrofa presente.

- **Hidrolisis de nitrógeno orgánico particulado.** El nitrógeno orgánico rápidamente biodegradable es convertido a nitrógeno soluble a una tasa semejante a la descrita para los compuestos orgánicos.

Proceso de amonificación (uno)

- **Amonificación de nitrógeno orgánico soluble.** El nitrógeno orgánico soluble es transformado en amoniaco mediante microorganismos heterótrofos, es un proceso descrito con cinética de primer orden.

$$K_O \cdot S_{ND} \cdot X_{BH}$$

A continua se presenta la matriz estequiometria para el modelo ASM N°1

COMPONENTE i		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
j	PROCESO	S_I	S_S	X_I	X_S	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	X_P	S_O	S_{NO}	S_{NH}	S_{ND}	X_{ND}	S_{ALK}
1	Crecimiento aerobio de biomasa heterotrófica		$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$
2	Crecimiento anóxico de biomasa heterotrófica		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{1-Y_H}{2.86Y_H}$	$-i_{XB}$			$\frac{1-Y_H}{14\cdot 2.86Y_H}-\frac{i_{XB}}{14}$
3	Crecimiento aerobio de biomasa autotrófica						1		$-\frac{4.57}{Y_A}+1$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB}-\frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14}-\frac{1}{7Y_A}$
4	Decaimiento de biomasa heterotrófica				$1-f_P$	-1		f_P					$i_{XB}-f_P i_{XP}$	
5	Decaimiento de biomasa autotrófica				$1-f_P$		-1	f_P					$i_{XB}-f_P i_{XP}$	
6	Amonificación de nitrógeno orgánico soluble										1	-1		$\frac{1}{14}$
7	Hidrólisis de materia orgánica atrapada		1		-1									
8	Hidrólisis de nitrogeno orgánico soluble atrapado											1	-1	
Ecuación de conversión $[ML^{-3}T^{-1}]$		$r_i = \sum_j \nu_{ij}\rho_j$												

Ilustración 7. 14 Matriz estequiometria para el modelo ASM N°1

7.1.13.5PARAMETROS CINETICOS Y ESTEQUIOMETRICOS DEL MODELO

Parámetros estequiométricos

En la matriz se observan los valores que relacionan de forma estequiométrica los componentes en los diferentes procesos de transformación. Los parámetros estequiométricos del modelo ASM1 son:

Definición	*Símbolo*	*Unidades*
Producción de biomasa heterotrófica	Y_H	g DQO biomasa / g DQO utilizada
Producción de biomasa autotrófica	Y_A	g DQO biomasa / g N oxidado
Fracción de masa productora de productos en partículas	f_p	g descomposición células / g DQO biomasa
Masa N/masa DQO en la biomasa	i_{XB}	g N / g DQO biomasa activa
Masa N/masa DQO en productos de la biomasa	i_{XP}	g N / g DQO biomasa muerta

Ilustración 7. 15 Parámetros estequiométricos del modelo ASM1

Parámetros cinéticos

Definición	*Símbolo*	*Unidades*
Tasa máxima específica de crecimiento para bacterias heterótrofas	μ_H	d^{-1}
Coeficiente de saturación media para bacterias heterótrofas	K_s	d DQO m^{-3}
Coeficiente de saturación media de demanda oxígeno para bacterias heterótrofas	$K_{O,H}$	g O_2 /m^3
Coeficiente de saturación media de nitrato	K_{NO}	g NO_3-N/m^3
Tasa de descomposición / lisis para bacterias heterótrofas	b_H	d^{-1}
Tasa máxima específica de crecimiento para bacterias autótrofas	μ_A	d^{-1}
Coeficiente de saturación media para bacterias autótrofas	K_{NH}	g NO_3-N/m^3
Coeficiente de saturación media de demanda de oxigeno para bacterias autótrofas	$K_{O,A}$	g O_2 /m^3
Tasa de descomposición para bacterias autótrofas	b_A	d^{-1}
Fracción de heterótrofos que usan nitrato en el crecimiento anóxico	n_g	adimensional
Tasa de amonificacion	k_a	m^3 (g biomasa d)$^{-1}$
Máxima tasa específica para la hidrólisis de componentes en partículas	$k_{.o.}$	g DQO lentamente degrada (g biomasa d)$^{-1}$
Coeficiente de saturación media de hidrólisis	K_x	g DQO lentamente degrada (g biomasa)$^{-1}$
Factor de corrección para la hidrólisis anóxica	n_h	adimensional

8.1.13.6 PARAMETROS DEL MODELO

La selección de valores para los coeficientes cinéticos y estequiométricos de un modelo matemático es conocido como calibración del modelo. En el caso de modelo de lodos activados, la calibración se ha llevado a cabo tradicionalmente mediante experimentos a escala específicos y controlados en plantas pilotos, suponiendo condiciones constantes de operación.

Sin embargo, los valores obtenidos de tal manera pueden no ser totalmente fiables por dos razones principales:

1. La primera razón es la dificultad de la configuración y operación de una planta a pequeña escala exactamente de la misma manera que un a gran escala de plantas y por lo tanto la introducción de un riesgo de cambiar el comportamiento de la microorganismo población y también las condiciones que influyen en los valores de los parámetros que han de ser establecidos.
2. La segunda razón es que el experimento y cálculos se basan a menudo en el hecho de que los coeficientes son constantes.

Dado que los experimentos pueden tomar varios días o incluso semanas para realizar, no se lleva a cabo muy a menudo. Muchos de los parámetros son de tiempo variante y algunos de ellos pueden cambiar considerablemente durante un período limitado de tiempo.

Factores tales como la configuración, condiciones y funcionamiento de la planta de tratamiento, dinámica de población de los microorganismos, el grado de inhibición por compuestos tóxicos, la composición del agua a tratar, temperatura, pH, etc., afecta los valores del proceso parámetros.

Mediante el examen de sensibilidad, variabilidad e incertidumbre de los parámetros del modelo, se da una pauta en cuanto a qué coeficientes son más importantes para determinar con precisión. Dicha investigación ha sido realizada

por ASM1, que establece que para las plantas que realizan la nitrificación y desnitrificación, el modelo demuestra poca sensibilidad con respecto a la DQO debido a la residencia media de células largo tiempo. Los parámetros que se consideran según el modelo ASM1 ser los más importantes para este tipo de proceso son los siguientes.

- Tasa de descomposición de los heterótrofos.
- Tasa de crecimiento de crecimiento anóxico de los heterótrofos.
- Velocidad máxima de hidrólisis específica.
- La mitad de la saturación coeficiente de hidrólisis.
- Factor de corrección para la hidrólisis anóxico.
- Tasa máxima de crecimiento específico de autótrofos.

También se ha demostrado cómo diferentes conjuntos de valores de los parámetros puede dar lugar a aproximadamente el comportamiento del modelo mismo. Esto es debido al hecho de que muchos coeficientes del modelo están correlacionados. Esto implica que los parámetros no puede ser a menudo ajustados uno a uno, sino más bien un conjunto deben estar sintonizados simultáneamente.

7.1.13.7ECUACIONES DEL MODELO

Ecuaciones de reacción por cada proceso.

De acuerdo a las cinéticas de reacción propias de cada proceso de transformación y a la matriz, se tiene las ecuaciones de cada proceso, las cuales se presentan en la siguiente tabla

Crecimiento aerobio de biomasa heterotrófica	$\rho_1 = \hat{\mu}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O}\right)X_{B,H}$
Crecimiento anóxico de biomasa heterotrófica	$\rho_2 = \hat{\mu}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\eta_g X_{B,H}$
Crecimiento aerobio de biomasa autotrófica	$\rho_3 = \hat{\mu}_A\left(\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}}\right)\left(\frac{S_O}{K_{O,A} + S_O}\right)X_{B,A}$
Decaimiento de biomasa heterotrófica	$\rho_4 = b_H X_{B,H}$
Decaimiento de biomasa autotrófica	$\rho_5 = b_A X_{B,A}$
Amonificacion de nitrógeno orgánico soluble	$\rho_6 = k_a S_{ND} X_{B,H}$
Hidrólisis de materia orgánica atrapada	$\rho_7 = k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + \left(X_S / X_{B,H}\right)}\left[\left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O}\right) + \eta_h\left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O}\right)\left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}}\right)\right]X_{B,H}$
Hidrólisis de nitrógeno orgánico soluble atrapado	$\rho_8 = \rho_7\left(X_{ND} / X_S\right)$

Ilustración 7. 17 Ecuaciones de reacción de cada proceso

Ecuaciones de conversión del modelo

Las ecuaciones que describen el proceso, son un conjunto de ecuaciones ordinarias diferenciales, las cuales evidencian la complejidad del modelo, ratificando el uso de la matriz para simplificar su observación. El paquete está

conformado por 12 ecuaciones, cada una describe la transformación de los componentes dentro del proceso, el componente de alcalinidad no se describe.

$X_{B,H}$Es uno de los componentes más importantes, el comportamiento dinámico de este elemento es afectado por tres procesos, crecimiento aerobio, crecimiento anóxico y decaimiento, todos hetetróficos. Quedando la ecuación de cambio de esta manera:

$$\frac{dX_{B,H}}{dt} = \hat{\mu}_H \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} X_{B,H} + \eta_g \hat{\mu}_H \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} X_{B,H} - b_H X_{B,H}$$

$X_{B,A}$ con respecto a la biomasa autótrofa, esta se ve influenciada por el crecimiento y decaimiento de autótrofos, por lo que su ecuación de transformación es:

$$\frac{dX_{B,A}}{dt} = \hat{\mu}_A \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} X_{B,A} - b_A X_{B,A}$$

$S_S$la concentración de sustrato lentamente biodegradable es reducida por el crecimiento de bacteria heterótrofa en condiciones aerobias y anóxicas, mientas que presenta un aumento debido a la hidrolisis de sustrato lentamente biodegradable. Su ecuación diferencial queda:

$$\frac{dS_S}{dt} = \left[-\frac{\hat{\mu}_H}{Y_H} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_g \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right.$$

$$\left. + k_h \frac{X_S / X_{B,H}}{K_X + X_S / X_{B,H}} \left\{ \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right\} \right] X_{B,H}$$

X_S la concentración de sustrato lentamente biodegradable aumenta mediante el reciclaje del material muerto y decrece debido a la hidrolisis.

$$\frac{dX_S}{dt} = (1-f_p)(b_H X_{B,H} - b_A X_{B,A}) - k_h \frac{X_S/X_{B,H}}{K_X + X_S/X_{B,H}} \left\{ \frac{S_O}{K_{O,H}+S_O} + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H}+S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}} \right) \right\} X_{B,H}$$

$X_P$la ecuación más sencilla de todo el modelo es la referencia a los productos inertes en partícula, quedando así:

$$\frac{dX_P}{dt} = f_p (b_H X_{B,H} - b_A X_{B,A})$$

X_{ND}con lo que respecta al nitrógeno inorgánico en partícula, al igual que el sustrato lentamente biodegradable se ve incrementado por el decaimiento de la biomasa y decrece debido a la hidrólisis.

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = (i_{XB} - f_p i_{XP})(b_H X_{B,H} + b_A X_{B,A}) - k_h \frac{X_{ND}/X_{B,H}}{K_X + X_S/X_{B,H}} \left\{ \frac{S_O}{K_{O,H}+S_O} + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H}+S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}} \right) \right\} X_{B,H}$$

S_{ND} El proceso de amonificación y el de hidrólisis son los únicos que afectan la concentración de nitrógeno orgánico soluble.

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = \left[-k_a S_{ND} + k_h \frac{X_{ND}/X_{B,H}}{K_X + X_S/X_{B,H}} \left\{ \frac{S_O}{K_{O,H}+S_O} + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H}+S_O} \frac{S_{NO}}{K_{NO}+S_{NO}} \right) \right\} X_{B,H} \right]$$

S_{ON}El último componente descrito es la concentración de oxigeno, la cual se reduce debido al crecimiento de biomasa tanto heterotrófica como autotrófica de acuerdo a:

$$\frac{dS_O}{dt} = -\hat{\mu}_H \frac{1-Y_H}{Y_H} \frac{S_S}{K_S+S_S} \frac{S_O}{K_{O,H}+S_O} X_{B,H} - \hat{\mu}_A \frac{4.57-Y_A}{Y_A} \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,A}+S_O} X_{B,A}$$

S_O. El último componente descrito es la concentración de oxígeno, la cual se reduce debido al crecimiento de biomasa tanto heterotrófica como autotrófica de acuerdo a:

$$\frac{dS_O}{dt} = -\hat{\mu}_H \frac{1-Y_H}{Y_H} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} X_{B,H} - \hat{\mu}_A \frac{4.57 - Y_A}{Y_A} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} X_{B,A}$$

8.1.13.8RESTRICCIONES DEL MODELO

Un cierto número de simplificaciones y suposiciones se debe hacer con el fin de hacer un modelo de un sistema de tratamiento de aguas residuales prácticamente útil. Algunos de estos están asociados con el sistema físico en sí, mientras que otras se refieren al modelo matemático. El número de tales restricciones relativas a la ASM1 se resumen a continuación.

- El sistema funciona a temperatura constante. Con el fin de permitir la variación de temperatura de la ecuación de Arrhenius, sin embargo, puede utilizarse para ajustar el modelo parámetros dentro de una región determinada.
- El pH constante y cercano a la neutralidad La inclusión de la alcalinidad en el modelo permite al usuario detectar posibles problemas con el control del pH.
- Los coeficientes de las expresiones de velocidad se supone que tienen valores constantes.
- Los efectos de las limitaciones de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes inorgánicos en la eliminación de sustrato orgánico y el crecimiento de las células no han sido considerados. Por lo tanto, se debe tener cuidado para asegurarse de que cantidades suficientes de nutrientes inorgánicos están presentes para permitir el crecimiento equilibrado

- Los factores de corrección de desnitrificación son fijos y constante para una determinada aguas residuales.
- Los coeficientes de nitrificación se supone que es constante e incorporar a los efectos inhibitorios que otros constituyentes de residuos puedan tener sobre ellos.
- La biomasa heterótrofa es homogénea y no sufre cambios en la diversidad de especies en el tiempo. Esto significa que los efectos de la gradiente de concentración de sustrato, la configuración del reactor, en decantación de lodos no se considera.
- El floculos de partículas de materia orgánica en la biomasa se supone que es instantáneo.
- La hidrólisis de la materia orgánica y nitrógeno orgánico se acoplan y se producen simultáneamente con tasas iguales.
- El tipo de aceptor de electrones presente no afecta a la pérdida de biomasa activa por decaimiento o el coeficiente de rendimiento heterótrofos.

7.1.14RESPIROMETRIA

El termino respirometría se utiliza para describir la medición del consumo de oxígeno en muestras de aguas residuales o lodos activados. En condiciones aerobias, los microorganismos consumen oxígeno en proporción a la materia orgánica y la biomasa en la muestra. La primera aplicación de la técnica de respirometría para oxidación de aguas residuales de medición fue reportado en 1924 por Otto Heinrich Warburg (1883 1970). Se basa en la manometría, que consistía en el análisis de los cambios de presión de gas a través de una medición cerrada.la mayoría de los respirómetros están basados en los respirómetros de Warbur. Después de la invención de la respirometría Warburg y varias investigaciones han desarrollado diferentes tipos de técnicas de medición respirométricas basado en la manometría, medición o electrolítica directa del consumo de oxígeno.

Usando nuevas respirómetros tecnológicamente avanzados, es posible utilizar la respirometría para mediciones de biodegradación en medios de agua y suelos, para el análisis cinético y determinación constantes biocinética, para el modelado de procesos biológicos de tratamiento de aguas, para la gestión de toxicidad, capacidad de nitrificación, la actividad de lodos activados, la biodegradabilidad de mal sustancias solubles, tales como aceites y compuestos orgánicos

Se observa que las aguas residuales domésticas estándar, tiene generalmente una composición constante y contiene raramente compuestos o factores que inhiben la biodegradación. En contraste, los efluentes industriales se caracterizan como mezclas complejas con diferentes concentraciones de contaminantes y sustancias inhibidoras, tales como pesado metales, compuestos orgánicos volátiles, sustancias orgánicas poli-aromáticos policlorados, que pueden afectar el rendimiento del sistema.

La Respirometría es una técnica ventajosa para identificar compuestos que potencialmente podría tener un efecto adverso sobre un sistema de tratamiento de aguas residuales (Zerdazi, boutraa, Bencheikh, & Meniai, 2012).

El consumo de oxigeno se considera asociado solamente al consumo de sustrato para obtener energía mediante una reacción de oxidación. La biomasa, durante su proceso de muerte, se divide en materia orgánica inerte y materia orgánica lentamente biodegradable que después de hidrolizarse puede ser utilizada para mantenimiento e incluso para el crecimiento. Así se explica que, aún cuando todo el sustrato extracelular se ha consumido, siga existiendo un consumo de oxígeno (respiración endógena) (Nada, 2010).

7.1.15 RESPIROMETRIA DE LOS LODOS ACTIVADOS

Los seres vivos realizan sus funciones vitales utilizando energía que consiguen a través de sus funciones respiratorias. Esta energía se obtiene por el proceso de oxidación-reducción, sobre la materia orgánica disponible.

El ámbito de los procesos biológicos de depuración de aguas, existen tres modalidades respiratorias basadas en la naturaleza del oxidante, aceptor de electrones.

En los procesos anaerobios el oxidante se encuentra en el propio sustrato orgánico, tomando la denominación de fermentación, siendo el CO_2 el principal producto de oxidación final y el reducido, el CH_4.

La respiración anóxica transcurre en los procesos de biodegradación, en donde NO_3^- y SO_4^{2-} son compuestos aceptores de electrones.

Los microorganismos, en los procesos de biodegradación con respiración aeróbica, utilizan el oxigeno del agua, de modo que controlando la medida de la concentración del oxigeno disuelto se sigue este proceso.

Las técnicas de la medida de la utilización o consumo, del oxigeno disuelto en proceso de lodos activos, se denomina respirometría de lodos.

Las medidas respirométricas se realizan en matraces específicos provista de medida y registro de la concentración de oxigeno disuelto, en los que una porción de licor mezcla con oxigenación frecuentemente pulsante se añade a un producto o un agua residual especifica. El análisis de la información para determinar la velocidad de utilización de oxigeno OUR la velocidad especifica de consumo de oxigeno, la demanda bioquímica de oxigeno en tiempo corto tiene la capacidad desnitrificación de un lodo, la adaptabilidad de productos xenobioticos, la toxicicidad, etc (Gil, 2005).

CAPITULO 9

9.1MATERIALES Y METODOS

Esta investigación fue llevada a cabo en el laboratorio de tecnología ambiental de la Universidad Politécnica de Chiapas, ubicado en la Ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. A continuación, se describen las metodologías llevadas a cabo para la adecuación del agua residual, posteriormente los cálculos de parámetros cinéticos y estequiométricos.

ADECUACIÓN DEL AGUA RESIDUAL

Se adquirió un volumen determinado proveniente de la entrada de agua en la planta de tratamiento de aguas residuales y lodo proveniente del tanque aerobio de la planta de tratamiento con lodos activadosubicada en la Ciudad de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

ANÁLISIS PROXIMALES

PRE-TRATAMIENTO 1

Agua residual filtrada

Se recolecto un volumen aproximado de 20 litros de agua residual de la entrada de la planta de tratamiento, posteriormente la muestra de agua fue colocada en un recipiente del volumen antes mencionado; se dejo sedimentar y se procedió a decantar el sobrenadante con un Filtro de 1.2 µm, este sobrenadante tiene un alto contenido de materia orgánica de bacterias heterótrofas.

PRE TRATAMIENTO 2

Licor mezcla puesta a condiciones endógenas

Se recibió un volumen de 15 litros de agua residual proveniente del tanque aerobio de la planta de tratamiento (licor- mezcla). La mezcla fue depositada en un tanque y se le adiciono de tiourea a una concentración de 20 mg/l para inhibir una posible nitrificación. Posteriormente se sometió a aireación constante durante un día con ayuda de un difusor y una bomba de aire.

Figura 9 3 agua residual

DETERMINACION DE Y_H

Rendimiento de las bacterias heterótrofas.

Se tomo una muestra del pre-tratamiento 1 (figura 9.2) (licor mezcla a condiciones endógenas) y fue colocado en el reactor SBR (*sequency batch reactor*). Se sometió a sedimentación y decantación del líquido sobrenadante se midió el volumen del agua decantado y se desechó. El volumen de agua desechada fue sustituido por agua proveniente del pre tratamiento 2(agua residual filtrada). Posteriormente se tomó una alícuota y se filtro para analizar la $DQO_{soluble}$, consecuentemente a esto se inicio la aireación intermitente hasta obtener una concentración de 7 ppm de O_2con ayuda de un oxímetro OXICAL la aireación se detuvo automáticamente mediante los comandos dados por un programa desarrollado en la UPCH y se reiniciaba la aireación cuando la computadora registraba una concentración de O_2 descienda a 2.4 ppm, simultáneamente a lo anterior se inicio la agitación con la finalidad de obtener una mezcla homogénea (Figura 9.3), pasados 5 minutos de la puesta en marcha del reactor se tomo una muestra, para hacer la medición de $DQO_{soluble5min.}$, posteriormente se tomaran muestras cada 30 minutos hasta la muestra final donde se observo la variación de las pendientes de la grafica despreciables.

Figura 9 4 muestra proveniente del pre-tratamiento 1

Figura 9 3 Puesta en marcha del experimento

TASA DE MUERTE ENDÓGENA b´

Se Lleno del reactor SBR (figura 9.4) con un volumen de 10 Litros posteriormente se sometió a agitación constante, se inicio el programa para registro del consumo de oxigeno teniendo como herramienta un oxímetro OXICAL (Figura 9.5) (previamente calibrado según la nmx-aa-012-scfi-2001 método electrométrico), se graficaron los datos obtenidos para determinar el valor de b´ a partir de las condiciones endógenas de la muestra

Figura 9 4 Reactor SBR

Figura 9 5 Oxímetro *Oxical*

VELOCIDAD DE CRECIMIENTO μ

Se toma una muestra de 500 ml Del pre-tratamiento 1 (agua residual filtrada), se debe airear hasta saturarse de oxigeno; a esta muestra se mide la DQO (figura 9.6). Posteriormente se lleno el reactor enchaquetado con un volumen de lodo proveniente del pre-tratamiento 2 (licor mezcla a condiciones endógenas) esto con apoyo de una probeta (figura 9.7). Consecuentemente al reactor se le adiciono agua proveniente del pre-tratamiento 1 (agua residual filtrada) sustrato (figura 9.8), se realizo la medición con una pipeta de para mantener una concentración de 10 ppm de DQO a partir de la relación de DQO obtenida anteriormente en el agua residual filtrada. Se cubrió la boca del reactor para evitar el intercambio de oxigeno con la atmosfera (figura 9.9).

Se realizó mediante el programa desarrollado por la UPCH el registro de la velocidad de consumo de oxigeno dos veces en el ensayo una antes de la adición del sustrato ($OUR_{endogena}$) y en el momento inmediatamente posterior ala adición (OURmax) en la PC. Con el apoyo de esta herramienta se obtuvo el consumo de oxigenoque fueron graficados con respecto a la concentración de DQO en materia orgánica soluble, posteriormente las concentraciones de DQO fueron variando hasta obtener un comportamiento constante en la gráfica, los puntos desfasado a la curva de la cinética serán repetidos, con este procedimiento se realizaron 9 ensayos.

Figura 9 5 muestra sometida a saturación de oxigeno mediante aireación

Figura 9 7 agua proveniente del pre-tratamiento 2 (licor mezcla a condiciones endógenas)

Figura 9 8 adiciono agua proveniente del pre-tratamiento 1 (agua residual filtrada) sustrato

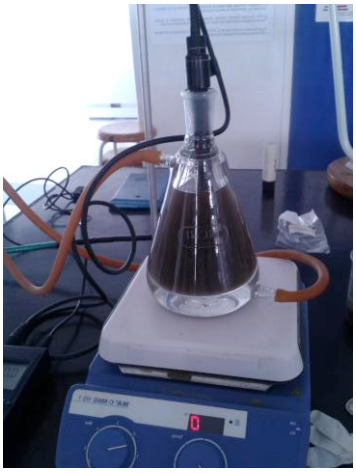


Figura 9 9 Montaje experimental para la obtención de velocidad de crecimiento

CAPITULO 10

10.1RESULTADOS EXPERIMENTALES

Los parámetros calibrados siguiendo la metodología propuesta en este trabajo de investigación para el grupo de bacterias heterótrofas son los siguientes:

- $\mathbf{Y_H}$ (rendimiento de las bacterias heterótrofas).
- $\boldsymbol{\mu_H}$ (velocidad de crecimiento específico).
- $\mathbf{b_H}$ (Tasa endógena específica de pérdida de masa).
- $\mathbf{K_F}$ (constante de semi-saturación de la materia fermentable).

El tiempo de retención celular de la planta de tratamiento es de 10 días y el tiempo de retención hidráulica es de 0.299 días. Con una temperatura de calibración recomendada por (Blanco Gonzalez, 2005) de 21°C pero presentando una variación de $\pm 0.6°$ dada las condiciones climáticas externas.

DETERMINACION DEL RENDIMIENTO DE LAS BACTERIAS HETEROTROFASY$_H$

El rendimiento Y_H se define como la cantidad de biomasa producida por unidad de sustrato degradado. Las bacterias utilizan como sustrato orgánico fermentable (S_F) el disponible en el medio, el cual degradan bajo condiciones aerobias. Durante el proceso de degradación parte del S_F degradado es utilizado para generar biomasa y parte para la obtención de energía por medio de la respiración (figura 10.2). Por tanto a partir de estas consideración, es posible obtener el valor de Y_H si se conoce el consumo de oxigeno necesario para la degradación de una cantidad determinada de materia orgánica.

Como se muestra en las siguientes graficas.

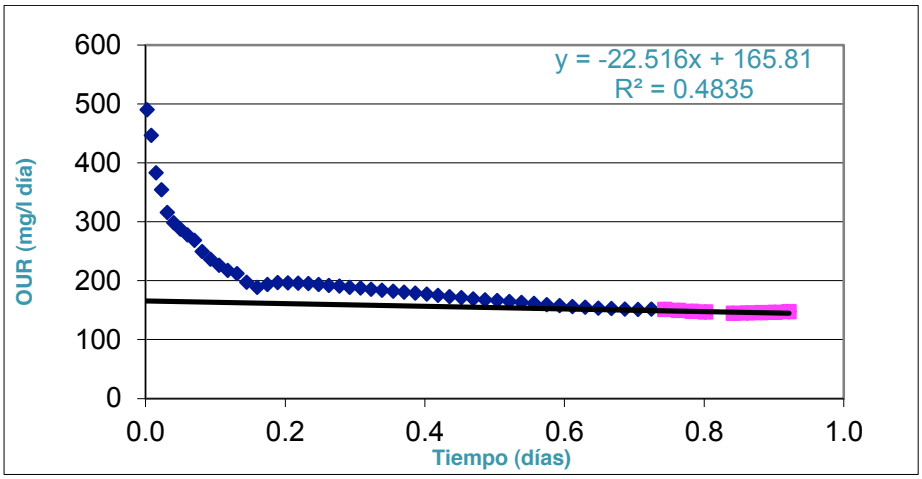


Figura 10. 1Evolución de la velocidad de consumo de oxígeno

En la figura 10.1 se observó que la velocidad de consumo de oxigeno fue decreciendo hasta obtener el primer punto de agotamiento de oxigeno teniendo un consumo endógeno lo que se observa claramente en los puntos ajustados a la recta (puntos en color rosa).

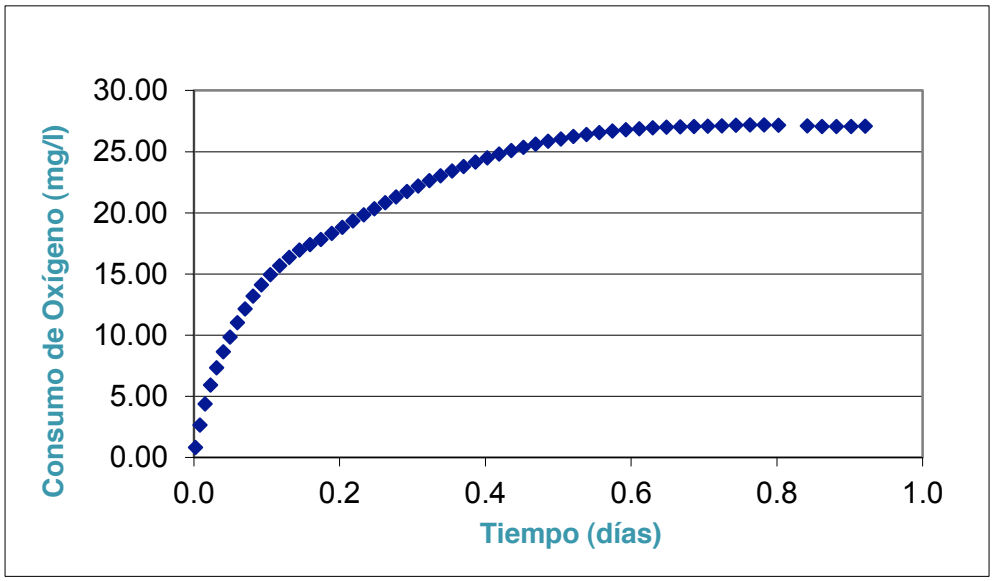


Figura 10. 2 Evolución de oxígeno consumido

En la figura 10.2 se denota una evolución de consumo de oxigeno de manera exponencial en función del tiempo en días en este caso de un día lo que denoto un actividad consumo de oxigeno de los organismos heterótrofos presentes.

La matriz estequiométrica que define los procesos de bacterias heterótrofas (Ilustración 7. 18) considera que el consumo de oxígeno y S_F por unidad de biomasa heterótrofa, vienen dados por:

$$S_{O_{2cosumido}} = -\frac{1 - Y_H}{Y_H}$$

$$S_{F_{degradada}} = -\frac{1}{Y_H}$$

Calculando la relación $\frac{S_{O_2consumido}}{S_{F_{degradada}}}$ a partir de estas expresiones, se obtiene la siguiente ecuación para la determinación de Y_H

$$Y_H = 1 - \frac{S_{O_{2cosumido}}}{S_{F_{degradada}}}$$

La cantidad de $S_F$degradada se puede calcular determinando analíticamente la DQO soluble en el instante inicial del experimento y la DQO soluble al terminar el registro del consumo de oxígeno disuelto. A continuación se presenta el resumen de resultados.

Tabla 10. 2 Valor de YH para cada estado

TRC	10 días
$\mathbf{S_{O_{2cosumido}}(\frac{mgO}{l})}$	27.17
$\mathbf{S_{F_{degradada}}(\frac{mgO}{l})}$	68
$Y_H \frac{gDQObiomasa}{gDQOsustrato}$	0.6

TRC: tiempo de retención celular, $S_F$sustrato fermentable degradada, S_{o2} oxigeno consumido

DETERMINACION DE LOS PARAMETROS CINETICOS DEL CRECIMIENTO AEROBIO DE LAS BACTERIAS HETEROTROFAS

La velocidad de consumo de oxígeno en condiciones endógenas de las bacterias heterótrofas viene descrita por:

$$OUR_{end} = \frac{1 - Y_H}{Y_H} \mu_H \frac{S_{end}}{K_F + S_{end}} X_H$$

Donde S_{end} representa la DQO biodegradable en el reactor asociada a la muerte y lisis de los microorganismos.

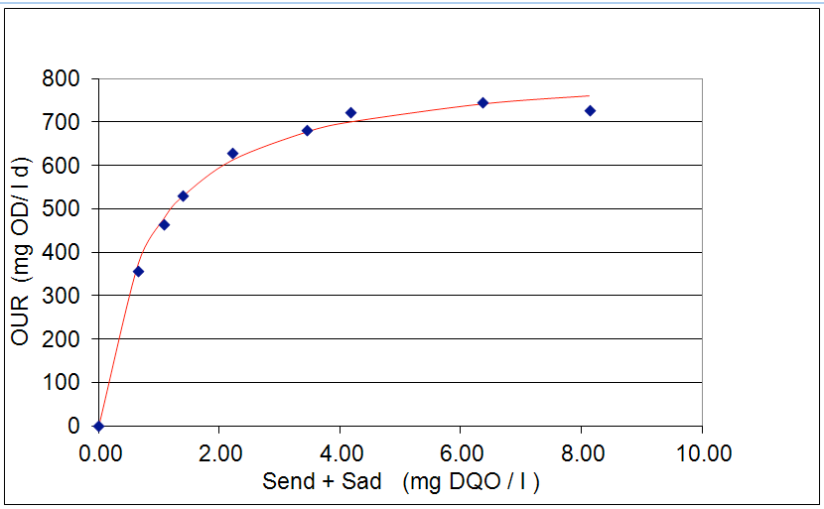
El valor de OUR_{max} viene dado por la siguiente ecuación.

$$OUR_{MAX} = \frac{1 - Y_H}{Y_H} \mu H \frac{S_{end} + S_{ad}}{K_F + (S_{end} + S_{ad})} X_H$$

Donde S_{ad} es la DQO biodegradable añadida de valor conocido.

Sustituyendo en a ecuación $OUR_{MAX,}$ la expresión que queda de despejar S_{END} de la ecuación OUR_{end} y el valor calculado de $Y_{H,}$ la ecuación de la OUR_{MAX} queda en función de dos variable: K_F y el producto de μHX_H , de este modo fue posible efectuar el ajuste por mínimos cuadrados de la curva de Monod a los datos experimentales. En la Ilustración 7. 19 se muestra los valores experimentales así como el ajuste realizado.

Figura 10. 3Velocidad de consumo de oxígeno frente a la concentración inicial de sustrato



La velocidad de consumo de oxigeno con respecto a la adición de sustrato se denota en incremento exponencial dado que se inicia a condiciones endógenas.

Los resultados del ajuste para el estado estacionario estudiado se muestran en la siguiente tabla

Tabla 10. 3 Resultado del ajuste de la curva de Monod para las bacterias heterótrofas

TRC	10 DIAS
$\mu_H X_H (\frac{mgO}{l})$	834.64394093424
$K_F (\frac{mgO}{l})$	0.807789722485647

TRC: tiempo de retención celular, μ_H: velocidad de crecimiento específico K_F: constante de semi-saturación de la materia fermentable

Tabla 10. 4 Tabla de resumen de datos inicialmente aportados

TABLA RESUMEN

DATOS INICIALMENTE APORTADOS							
		UNIDADES			UNIDADES		
Y_h =	0.600	-----	$X_i)_{inf}$=	68	mg DQO / l	f_p =	0.1
SRT=	10.016	días	X_T =	3500	mg DQO / l		
HRT=	0.299	días	b' =	0.21	$(días)^{-1}$		

TASA ENDOGENA DE PERDIDA DE MASA

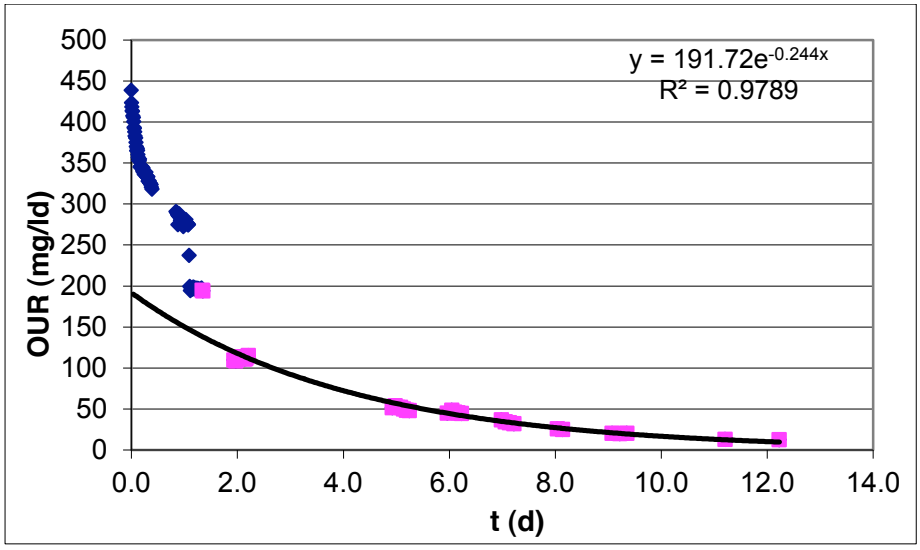


Figura 10. 4Tasa endógena Específica de pérdida de masa

En la figura 10.4 se observa que el consumo de masa biodegradable hasta llegar a un punto de pérdida de masa endógeno es decir a condiciones de consumo y muerte de materia orgánicaestable.

RESPIROMETRIAS

Actualmente, el método más utilizado para medir la tasa máxima de crecimiento específico (μ_{Hmax}) de la biomasa heterótrofa es por respirometría, usando ensayos de lotes de crecimiento realizados en alta relación de alimentos/microorganismo(C. Fall, 2012)

REGISTRO DE CONSUMO DE OXIGENO

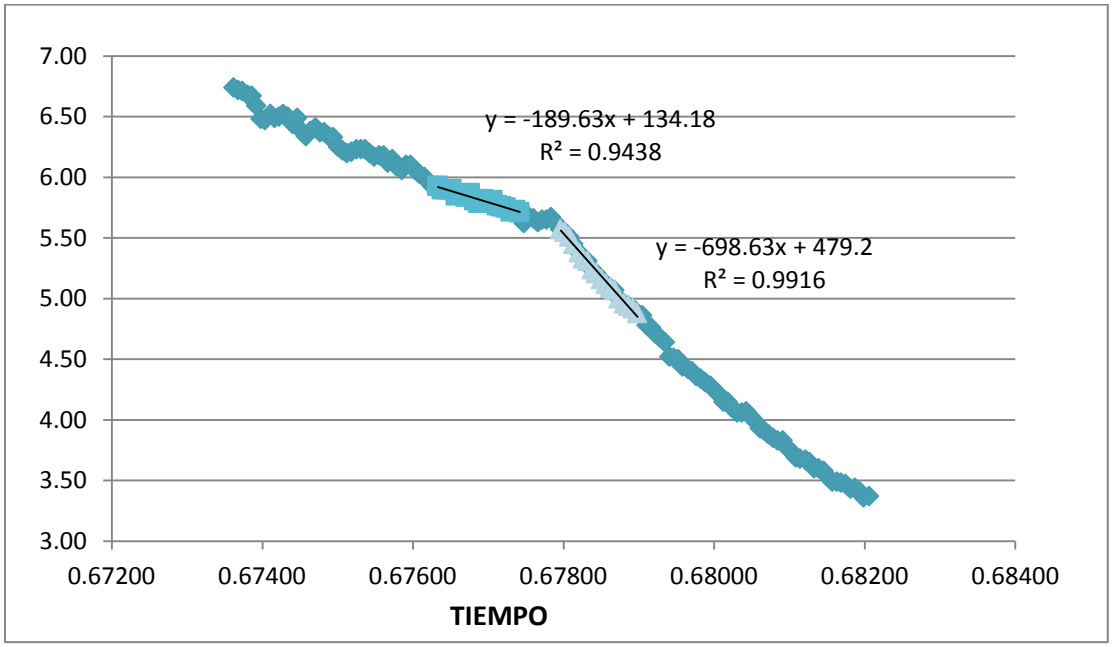


Figura 10. 5 Respirometría ensayo 1

En la Figuera 10.5 se observa que el consumo de oxigeno decrece en función del tiempo

CONTROL DE TEMPERATURA

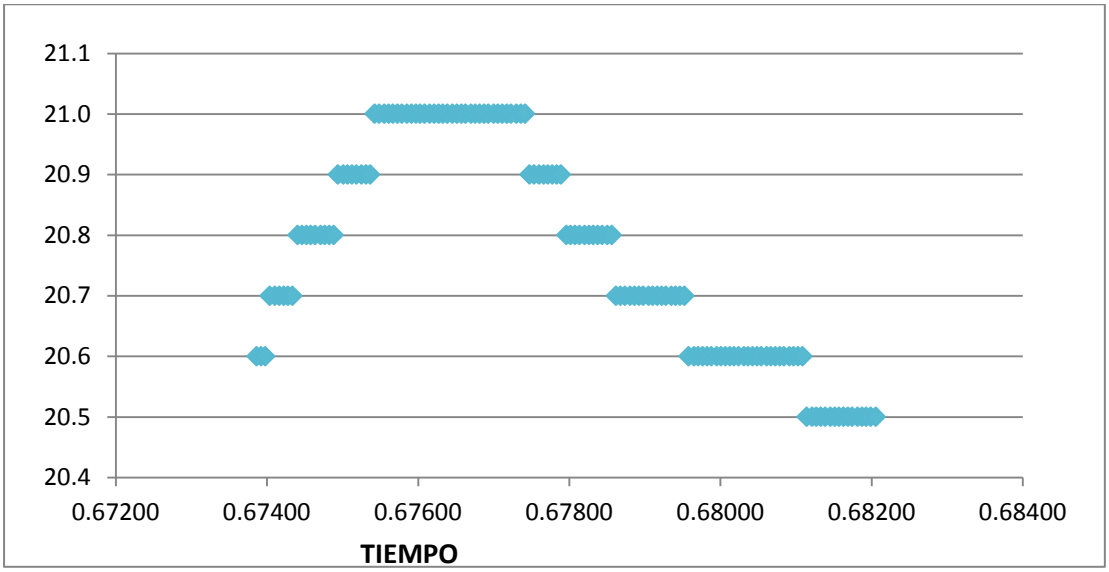


Figura 10. 6 Control de temperatura y la variación en el ensayo 1

En la figura 10.6 se muestra la variación de la temperatura contra la concentración, se puede notar que el control de temperatura según las restricciones del modelo tiene que ser mínima la temperatura controlada que se manejó de acuerdo a la restricción del modelo es entre 20.4 ° y 21° grados(Blanco Gonzalez, 2005).

Tabla 10. 5 Tabla de resultados de cálculos

Parámetros	Resultados	unidades	Parámetros	Resultados	unidades
$\mu_h * X_h * (1-Y_h)/Y_h =$	834.644	mg DQO / l d	μ=	1.49	$(días)^{-1}$
$K_{F=}$	0.808	mg DQO / l	$X_{h=}$	838.64	mg DQO / l
b_h=	0.457	$(días)^{-1}$	X_T)calc=	3500	mg DQO / l

Tabla 10. 6 Tabla comparativa de resultados con literatura

PARAMETRO	UNIDADES	RESULTADO EXPERIMENTALES	RESULTADOS DE LITERATURA(Henze, Grady, Gujer, Marais, & Matsumo, 2009)
Rendimiento de las bacterias heterótrofas Y_H	$\frac{gDQObiomasa}{gDQOsustrato}$	0.600	0.38-075
velocidad de crecimiento específico μ_H	Dia^{-1}	1.49	0.6-13.2
Tasa endógena específica de pérdida de masa b_H	Dia^{-1}	0.457	0.05-1.6
constante de semi-saturación de la materia fermentable K_F	$\frac{DQO}{m^3}$	0.808	5-225

CAPITULO 11

11.1CONCLUSIONES

La metodología de calibración aplicada en este trabajo de investigación para la obtención de los valores de los parámetros cinéticos y estequiométricos de las bacterias heterótrofas del modelo ASM1 utilizando técnicas respirométricas para la determinación de las velocidades máximas de consumo de oxígeno, mismas que se utilizaron para la obtención de los parámetro necesarios para la calibración y valoración de estos, se encontraron valores favorables como se muestra en la Tabla 10. 7. Lográndose ajustar a la curva de cinética de crecimiento bacteriano dando así valores dentro de los límites establecidos en la literatura.

El montaje experimental permitió el control de la temperatura a un valor constante en un rango de variación mínima de 20.4 °C y 21°C durante todo el ensayo, esto fue por el reactor enchaquetado y con apoyo de bombas de agua, el programa de adquisición permitió obtener el consumo de oxígeno en la experimentación, datos indispensables para la obtención de los parámetros cinéticos y estequiométricos, utilizando como herramienta Excel mediante la programación de MACROS en VISUAL BASIC lo cual permitió el ajuste de los datos adquiridos experimentalmente.

CAPITULO 12

12.1RECOMENDACIONES

- Se recomienda repetir el proceso de calibración para lodo en otras condiciones.
- Debido a los alcances planteados en este trabajo la hoja de cálculo en Excel permitió manejo y acceso pero en estudios futuros se recomienda herramientas de programación más actuales ya que los macros de VISUAL BASIC resultan ser un poco obsoletos.

FUENTES DE INFORMACION

Blanco Gonzalez, C. (2005). *Estudio de los procesos de acidogenesis en los sistemas de fangos activados.Modelacion y metodologia de calibracion deparametros.* Valencia: Universidad politecnica de Valencia.

Bohinski, R. (1998). *Bioquimica.* Mexico: Pearson Adison Wesley.

C. Fall, C. H.-S. (2012). Initial-rate based method for estimating the maximum heterotrofic rate parameter (umax). *Biosource Technology*, 126-132.

Caravelli, A., Contreras, E., & Giannuzzi, L. (n.d.). Evaluacion de la toxicidad del cloro en microorganismos filamentosos y floculantes mediante tecnicas respirometricas. *CIDCA*.

cheremisinoff, N. (1995). *Handbook of Water and Wastewater Treatment Technology.* USA: publishing.butterworth-Heineman.

Comeau, Y. (2008). *Microbial metabolism.* London: IWA.

Eddy, & Metcalf. (2003). *Wastewater Engineeringn Treatment and Reuse.* USA: MacGraw Hill.

Ewa Liwarska-Bizukoj, R. B. (2010). Identification of the most sensitive parameters in the active sludge model implemented in biowin software. *Biosource Technology*, 7278-7285.

Ferrer Polo, J., & Seco Torrecillas, A. (2008). *Tratamientos Biologicos de aguas residuales.* Valencia. España: Alfa Omega.

G.L., k. a. (2006). *wastewater treatment: concepts and desing approach.* Prentice Hall.

Gil, M. (2005). *Procesos de descontaminacion de aguas.* Thompson.

Henze, M., & Comeau, Y. (2008). *Biological Wastewater Treatment.* London: IWA.

Henze, M., Grady, C., Gujer, W., Marais, G., & Matsumo, T. (2009). Active sludge model N°1. *IAWPRC*.

Herrera B., J. A. (2009). lodos activados.

Manga, J., Ferrer, J., & Seco, A. (2002). Eliminacion biologica de materia organica y sistemas de fangos activados. *ingenieria y desarrollo* , 143-150.

Nada, a. (2010). *estudio del estado de proceso de depuracion de la EDAR de cullera mediante tecnicas respirometricas.* Gandia: Universidad politecnica de valencia.

Osorio, r., Torres, J. C., & Sanchez, M. (2005). *TRATAMIENTO DE AGUAS PARA LA ELIMINACION DE MICROORGANISMOS Y AGENTES CONTAMINANTES.* GRANADA: DIAZ DE SANTOS.

Palma, M., & Manga, J. (2005). Simulacion de un sistema de fangos activados en discontinuo (SBR) para el tratamiento de aguas residuales con altos contenidos de nitrogeno. *ingenieria y desarrollo*, 61-71.

Peterson, B., Gernaey, K., Henze, M., & Vanrolleghem, P. (2002). evaluation of an ASM1 model calibration procedure on a municipal- industrial Wastewater treatment plant. *Journal of Hydroinformatics*, 15-38.

Ramalho, R. (1983). *Tramiento de Aguas Residuales.* Qebec: Reverte.

Rodriguez, t., Perez, e., & Eneydi, V. (2003). Determinacion de las constantes cineticas y estequiometricas en un bioractor de lodos activados convencional a escala. *ciencia e ingenieria Neogranadina*, 9-16.

Torrescano, J. L. (2009). Paramtros de Operacion en los procesos de tratamientos de agua residual por lodos activados. *Aquaforum*, 14-19.

Zerdazi, R., boutraa, M., Bencheikh, M., & Meniai, A.-H. (2012). Application of respirometry in the assessment of chromium contaminated waste waters treatment. *Elsevier*, 438-448.