

UNIVERSIDAD ALAS PERUANAS
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL



TESIS

**“EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN UN
REACTOR AEROBIO DE LODOS ACTIVADOS DE LAS AGUAS
RESIDUALES URBANAS DEL COLECTOR DANIEL ALCIDES
CARRIÓN - HUANCAYO”**

**PRESENTADO POR LA BACHILLER:
JESÚS ANGEL CASALLO IBARRA**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL**

**HUANCAYO-PERÚ
2015**

**“EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE NITRÓGENO Y
FÓSFORO EN UN REACTOR AEROBIO DE LODOS
ACTIVADOS DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS
DEL COLECTOR DANIEL ALCIDES CARRIÓN -
HUANCAYO”**

DEDICATORIA

A DIOS

Por haberme permitido llegar hasta este punto y haberme dado salud para lograr mis objetivos, además de su infinita bondad y amor.

A MIS PADRES

Jesús Emiliano Casallo Ibarra y Vilma Mercedes Ibarra Briceño, por haberme apoyado en todo momento, por sus consejos, sus valores, por la motivación constante que me ha permitido ser una persona de bien, pero más que nada, por su amor y comprensión.

A MIS HERMANOS

Karen Susan Casallo Ibarra y Henry Alex Casallo Ibarra por haberme apoyado y motivado en los momentos más difíciles, nosotros no necesitamos de palabras, hemos perfeccionado un lenguaje de guiños, sonrisas, ceños fruncidos y expresiones sorpresa, que pueden animar cualquier tipo de tristeza.

A MIS ABUELAS

Genoveva Briceño y Francisca Lapa que son la bendición más grande que dios me pudo dar, ustedes siempre me inculcaron muchos valores y el deseo tan grande por estudiar, aún recuerdo el día que amaneció muy triste, hoy ya no están conmigo, dios ha querido llevárselas junto a él, imagino que es a un lugar muy tranquilo, donde la paz que reina jamás podrá ser imaginado.

AGRADECIMIENTO

Primeramente me gustaría agradecer a ti Dios por bendecirme para llegar hasta donde he llegado, porque hiciste realidad este sueño anhelado que es el presente trabajo de tesis.

A la UNIVERSIDAD ALAS PERUANAS por darme la oportunidad de estudiar y ser un profesional.

A mi Asesor de tesis, Ing. Edgar Quijada Gamarra por su esfuerzo y dedicación, quien con sus conocimientos, su experiencia, su paciencia y su motivación ha logrado que pueda terminar con éxito este presente trabajo de tesis.

También me gustaría agradecer a mis profesores, porque todos han aportado con un granito de arena a mi formación, y en especial a mis profesores Ing. Henry Ochoa León, Ing. Cesar Augusto Loayza Morales, por sus consejos, sus enseñanzas y más que todo por su amistad. De igual manera agradecer a mi director de escuela profesional Ing. José Manuel Valer Silva por su visión crítica en muchos aspectos cotidianos de la vida, por su rectitud en su profesión como docente, por sus consejos, que ayudan a formarte como persona e investigador.

Son muchas las personas que han formado parte de mi vida profesional a las que me encantaría agradecerles su amistad, consejos, apoyo, ánimo y compañía en los momentos más difíciles de mi vida. Algunas están aquí conmigo y otras en mis recuerdos y en mi corazón, sin importar en donde estén quiero darles las gracias por formar parte de mí, por todo lo que me han brindado y por todas sus bendiciones.

Para ellos: Muchas gracias y que Dios los bendiga.

INDICE DE CONTENIDOS

DEDICATORIA.....	iii
AGRADECIMIENTO	iv
INDICE DE CONTENIDOS	v
INDICE DE TABLAS	ix
INDICE DE FIGURAS	x
ÍNDICE DE ABREVIATURAS	xii
RESUMEN	xiii
ABSTRACT	xv
INTRODUCCIÓN	xvii
CAPÍTULO I	19
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	19
1.1. Caracterización de la Realidad Problemática	19
1.2. Formulación del Problema	20
1.2.1. Problema General	20
1.2.2. Problemas Específicos	20
1.3. Objetivos	21
1.3.1. Objetivo General.....	21
1.3.2. Objetivos Específicos	21
1.4. Justificación e Importancia.....	21
1.5. Importancia	22
1.6. Limitaciones	22
CAPÍTULO II	23
2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	23

2.1. Marco Referencial.....	23
2.1.1. Antecedentes de la Investigación.....	23
2.1.2. Referencias Históricas.....	27
2.2. Marco Legal	30
2.2.1. Ley:.....	30
2.2.2. Resolución:.....	30
2.2.3. Norma técnica:	31
2.3. Marco Conceptual.....	31
2.4. Marco Teórico	34
2.4.1. Aguas Residuales.....	34
2.4.2. Eliminación de Fosforo	42
2.4.3. El Nitrógeno.....	53
2.4.4. Lodos Activados	74
CAPÍTULO III.....	80
3. PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO	80
3.1. Metodología	80
3.1.1. Método	80
3.1.2. Tipo de la Investigación.....	86
3.1.3. Nivel de la Investigación.....	87
3.2. Diseño de la Investigación	87
3.3. Hipótesis de la Investigación.....	87
3.3.1. Hipótesis General.....	87
3.3.2. Hipótesis Específicas	87
3.4. Variables	88

3.4.1.	Variable Independiente.....	88
3.4.2.	Variable Dependiente.....	88
3.5.	Cobertura del Estudio.....	88
3.5.1.	Universo.....	88
3.5.2.	Población.....	88
3.5.3.	Muestra.....	88
3.5.4.	Muestreo.....	89
3.6.	Técnicas e Instrumentos.....	89
3.6.1.	Técnicas de la Investigación.....	89
3.6.2.	Instrumentos de la Investigación.....	90
3.7.	Procesamiento Estadístico de la Información.....	90
3.7.1.	Estadísticos.....	90
3.7.2.	Representación.....	90
3.7.3.	Técnica de Comprobación de la Hipótesis.....	90
CAPITULO IV.....		91
4.	ORGANIZACIÓN, PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	91
4.1.	Resultados.....	91
4.1.1.	Datos de las Corridas Experimentales.....	91
4.1.2.	Representación de la Variación de DQO en el Tiempo.....	94
4.1.3.	Resultados de Nitrógeno y Fosforo Promedios.....	97
4.1.4.	Parámetros de Control en el Reactor de Lodos Activados.....	99
4.1.5.	Comportamiento de Nitrógeno y Fosforo en el Proceso de Lodos Activados.....	101
4.1.6.	Relación de Nitrógeno y Fosforo con el Tiempo y Carga Orgánica.....	102

4.2. Discusión de Resultados.....	107
4.3. Contrastación de Hipótesis	110
4.3.1. Análisis de correlación de Pearson y análisis de alpha de Cronbach's	110
4.3.2. Análisis de Anova	111
CONCLUSIONES	115
RECOMENDACIONES	117
BIBLIOGRAFÍA	118
ANEXOS	121

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Principales Propiedades Físicas, Químicas y Biológicas de las Aguas Residuales.....	35
Tabla 2.2. Relación P/DBO ₅	43
Tabla 2.3 Fangos Frescos y digeridos en baja carga y alta carga	47
Tabla 2.4 Contenido en Fósforo de los Fangos Activados Asimilación Normal	48
Tabla 2.5 Compuestos Nitrogenados Inorgánicos en Ecosistemas Terrestres y Acuáticos.....	55
Tabla 2.6 Efectos Ecológicos y Toxicológicos de la Eutrofización de los Ecosistemas Acuáticos.....	59
Tabla 2.7 Efectos Adversos de la Acidificación de los Ecosistemas Acuáticos	61
Tabla 3.1 Parámetros Físicoquímicos de la Caracterización de las Aguas Residuales.....	83
Tabla 3.2 Diseño Experimental	87
Tabla 4.1 Parámetros de Análisis de la Primera Corrida Experimental.....	92
Tabla 4.2 Parámetros de Análisis de la Primera Corrida Experimental-Replica....	92
Tabla 4.3 Parámetros de Análisis de la Segunda Corrida Experimental.....	92
Tabla 4.4 Parámetros de Análisis de la Segunda Corrida Experimental-Replica..	93
Tabla 4.5 Parámetros de Análisis de la Tercera Corrida Experimental.....	93
Tabla 4.6 Parámetros de Análisis de la Tercera Corrida Experimental-Replica....	93
Tabla 4.7 Parámetros de Análisis de la Cuarta Corrida Experimental	94
Tabla 4.8 Parámetros de Análisis de la Cuarta Corrida Experimental-Replica	94
Tabla 4.9 Promedios de Nitrógeno de las Corridas Experimentales	97
Tabla 4.10 Promedios de Fosforo de las Corridas Experimentales	98
Tabla 4.11 Promedios de Oxígeno Disuelto en las Pruebas Experimentales	99
Tabla 4.12 Promedios de pH en las Pruebas Experimentales	100

INDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 Componentes de la DQO _t en un Agua Residual	40
Figura 2.2 Asimilación del Fosforo en los Fangos Activados	51
Figura 2.3 Procesos Naturales y Antropogénicos Involucrados en el Ciclo del Nitrógeno.....	54
Figura 2.4 Formas en las que se Encuentran el Nitrógeno en las Aguas Residuales.....	58
Figura 2.5 Asimilación del Amonio por las Enzimas Glutamina Sintetasa (GS) y Glutamato Sintasa (GOGAT).....	64
Figura 2.6 Reacción de Mineralización del Nitrógeno	65
Figura 2.7 Transformaciones del Nitrógeno Mediante los Procesos de Nitrificación y Desnitrificación vía Nitrato.....	68
Figura 2.8 Etapas y Reacciones del Proceso de Nitrificación	69
Figura 2.9 Oxidación del Amoniacó a Nitrito por las Bacterias del Grupo Nitroso. AMO (Amonio Monooxigenasa); HOR (Hidroxilamina Óxido-Reductasa); c554 (Citocromo c554); aa3 (Citocromo aa3); Q(Quinonas); MP (Membrana Periplásmica).....	70
Figura 2.10 Oxidación del Nitrato en Nitrato por las Bacterias del Grupo Nitro	71
Figura 2.11 Diagrama de Flujo Convencional	75
Figura 2.12 Curva de Crecimiento Bacteriano Típica, en Términos de Número de Bacterias.....	78
Figura 3.1 Plano de Alcantarillado del Colector Puente Carrión	80
Figura 3.2 Colector Daniel Alcides Carrión Huancayo	82
Figura 3.3 Reactor y Sedimentador	84
Figura 4.1 Comportamiento de Materia Orgánica en la Primera Prueba Experimental.....	95
Figura 4.2 Comportamiento de Materia Orgánica en la Segunda Prueba Experimental.....	95
Figura 4.3 Comportamiento de Materia Orgánica en la Tercera Prueba Experimental.....	96

Figura 4.4 Comportamiento de Materia Orgánica en la Tercera Prueba Experimental.....	96
Figura 4.5 Comportamiento del Nitrógeno en las Pruebas Experimentales	97
Figura 4.6 Comportamiento del Fosforo en las Pruebas Experimentales	98
Figura 4.7 Comportamiento del Oxígeno Disuelto en las Pruebas Experimentales.....	99
Figura 4.8 Comportamiento del pH en las Pruebas Experimentales.....	100
Figura 4.9 Concentraciones de Nitrógeno de las Pruebas Experimentales	101
Figura 4.10 Concentraciones de Fosforo de las Pruebas Experimentales.....	101
Figura 4.11 Remoción de Nitrógeno y Fósforo de las pruebas experimentales..	102
Figura 4.12 Relación de Concentración de Nitrógeno y Tiempo de la 1ra y 2da Prueba Experimental.....	103
Figura 4.13 Relación de Concentración de Nitrógeno y Tiempo de la 3ra y 4ta Prueba Experimental.....	103
Figura 4.14 Relación de Concentración de Fosforo y Tiempo de la 1ra y 2da Prueba Experimental.....	104
Figura 4.15 Relación de Concentración de Fosforo y Tiempo de la 3ra y 4ta Prueba Experimental.....	104
Figura 4.16 Relación de Materia Orgánica y Concentración de Nitrógeno en la 1ra y 2da Prueba Experimental.....	105
Figura 4.17 Relación de Materia Orgánica y Concentración de Nitrógeno en la 3ra y 4ta Prueba Experimental.....	105
Figura 4.18 Relación de Materia Orgánica y Concentración de Fosforo en la 1ra y 2da Prueba Experimental.....	106
Figura 4.19 Relación de Materia Orgánica y Concentración de Fosforo en la 3ra y 4ta Prueba Experimental.....	106
Figura 4.20 Análisis de Anova para el Nitrógeno	112
Figura 4.21 Análisis de Anova para el Fósforo.....	114

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

DQO:	Demanda Química de Oxígeno
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxígeno
g:	Gramo
L:	Litro
NMP:	Número más probable
VL:	Valor libre
GyA:	Grasas y Aceites
ECA:	estándares de calidad ambiental
LMP:	límite máximo permisible
LMA:	límite máximo admisible
EPA:	Agencia de Protección del Ambiente de Estados Unidos de Norte América
T:	tiempo
S:	segundos
MINAM:	Ministerio del Ambiente.
R:	Número de réplicas.
OMS:	Organización Mundial de la Salud
OPS:	Organización Panamericana de la Salud.
A:	Afluente
E:	Efluente
P:	Fósforo total (mg/l)
TR :	Tiempo de retención (días)
NO ₂ :	Nitrito
NO ₃ :	Nitrato
ARD:	Agua Residual Doméstica
PTAR:	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

RESUMEN

Debido al grado de contaminación de las aguas residuales, se han diseñado una gran variedad de reactores para su depuración, entre los que se encuentra el de la planta de tratamiento de la Provincia de Concepción.

El objetivo de este trabajo fue caracterizar fisicoquímicamente los efluentes del reactor para ello se evaluó la demanda química de oxígeno, nitrógeno total, fosfato total, oxígeno disuelto y pH, Una vez estable el reactor y adecuado los lodos, se realizaron cuatro pruebas experimentales variando los caudales y las épocas de estiaje y avenida.

En la caracterización del efluente del colector Puente Daniel Alcides Carrión se analizaron los parámetros de pH=7,2; DQO (mg/L)=518,0; DBO (mg/L)=412,0; OD (mg/L)=0,16; SSV (mg/L)=85; SST (mg/L)=289; Olor=desagradable; Color=Oscuro; Temperatura=15°C; Fosforo (mg/L)=17,2; Nitrógeno total (mg/L)= 6,16.

La remoción de nitrógeno total en el tratamiento de agua residual urbana mediante un reactor de lodos activados fue de un 39% con un caudal de operación 0,250 L/h en épocas de estiaje y un 39% con un caudal de operación de 0,250 L/h en épocas de avenida, siendo los mayor porcentaje de las cuatro pruebas experimentales de igual manera se determinó que la remoción de fosforo total fue de un 53% con un caudal de operación 0,167 L/h en épocas de estiaje y un 53% con un caudal de operación de 0,167 L/h en épocas de avenida, siendo los mayor porcentaje de las cuatro pruebas experimentales.

La relación de la disminución de las concentraciones de nitrógeno en relación al tiempo según las pruebas experimentales se obtuvo la ecuación Nitrógeno = $-0,2734 \cdot \text{tiempo} + 4,1925$ con un coeficiente de relación de 0,6857 y la relación de la disminución de las concentraciones de fosforo en relación al tiempo según las pruebas experimentales se obtuvo la ecuación Fosforo = $-0,6565 \cdot \text{tiempo} + 14,531$ con un coeficiente de relación de 0,9879.

La relación de la disminución de las concentraciones de nitrógeno en relación a la carga orgánica según las pruebas experimentales se obtuvo la ecuación Nitrógeno = $-0,0001 \cdot \text{tiempo}^2 + 0,0533 \cdot \text{tiempo} - 1,525$ con un coeficiente de relación de

0,8674 y la relación de la disminución de las concentraciones de fosforo en relación a la carga orgánica según las pruebas experimentales se obtuvo la ecuación $\text{Fosforo} = -0,0002 * \text{tiempo}^2 + 0,1151 * \text{tiempo} - 1,6172$ con un coeficiente de relación de 0,9817

ABSTRACT

Because of the degree of pollution of wastewater, they have designed a variety of reactors for purification, among which is that of the treatment plant in the province of Concepcion.

The objective of this study was to characterize the physicochemical reactor effluents for this chemical oxygen demand, total nitrogen, total phosphate, dissolved oxygen and pH stable Once suitable reactor and sludge was assessed four experimental tests were performed by varying the flow and periods of drought and flood.

In characterizing the effluent collector Daniel Alcides Carrion bridge parameters were analyzed pH = 7,2; COD (mg/L) = 518,0; BOD (mg/L) = 412,0; OD (mg/L) = 0,16; SSV (mg/L) = 85; SST (mg/L) = 289; = Unpleasant odor; Color = Dark; Temperature = 15 ° C; Phosphorus (mg/L) = 17,2; Total nitrogen (mg/L) = 6,16. The total nitrogen removal in the treatment of urban waste water by activated sludge reactor was 39% at a rate of 0,250 operation L/h in times of drought and 39% with a flow of operation of 0,250 L/h in times of flood, with the highest percentage of the four experimental evidence equally determined that the total phosphorus removal was 53% at a rate of operation 0.167 L / h in times of drought and 53% with a flow Operation of 0,167 L/h in times of flood, with the highest percentage of the four experimental tests.

Decreasing ratio of nitrogen concentrations versus time according to the experimental tests the equation Nitrogen = $-0,2734 \cdot \text{time} + 4,1925$ a correlation coefficient of 0,6857 and the ratio of the decrease was obtained Phosphorus concentrations in relation to time according to the equation experimental tests Phosphorus = $-0.6565 \cdot \text{time} + 14,531$ was obtained with correlation coefficient of 0,9879.

Decreasing ratio of nitrogen concentrations in relation to the organic load by experimental tests equation time^2 Nitrogen = $-0.0001 \cdot \text{time}^2 + 0,0533 \cdot \text{time} - 1,525$ was obtained correlation coefficient of 0,8674 and decreasing ratio of the concentrations of phosphorus in relation to the organic load by experimental tests

Phosphorus equation time = $-0,0002 \cdot \text{time}^2 + 0,1151 \cdot \text{time} - 1,6172$ is obtained with a correlation coefficient of 0,9817

INTRODUCCIÓN

La actividad antrópica y el desarrollo material y económico alcanzado, han traído como consecuencia la contaminación del aire, el agua y el suelo; modificándolos física, química y biológicamente. Esto ha producido un deterioro en la calidad del agua, dando como resultado problemas de contaminación que afectan tanto la productividad de los sistemas como la salud humana.

Uno de estos problemas de contaminación es el agua residual, el cual es un líquido de composición variada proveniente de uso municipal, comercial, agrícola o de cualquier otra índole y que por tal motivo haya sufrido degradación o alteración en su calidad original

Hoy en día el crecimiento acelerado de la población y la falta de agua para atender las necesidades básicas, hace necesario concentrar las aguas residuales de todo tipo para darles tratamiento efectivo antes de verter en los cuerpos receptores u otros compartimentos como es el subsuelo.

Con el objetivo de tratar aguas residuales mediante la remoción de sustancias contaminantes a fin de evitar efectos negativos en los ecosistemas acuáticos y lograr que la calidad del agua sea la adecuada de acuerdo con sus usos potenciales. El tratamiento que se decida dar al agua, para que cumpla con la normatividad vigente, dependerá de su caracterización inicial, su volumen y composición y de los usos que se le vaya a dar una vez tratada.

Para obtener la descontaminación del agua se usan diversos procesos biológicos usando lodos activados: aerobios, anaerobios y/o anóxicos en forma individual o simultánea, dependiendo del objetivo final tanto en calidad exigida como en cantidad o carga contaminante.

Cabe resaltar que la función de los sistemas de tratamiento con lodos activados se ha expandido progresivamente para incluir la remoción de nutrientes. Esta expansión no solo incrementa la complejidad de la configuración de los tratamientos sino también su operación y aumenta el número de variables involucradas en el proceso. Con tal complicación, el diseño basado en experiencias o métodos

semiempíricos no llega a dar resultados óptimos, por ello es fundamental realizar diseños basados en el comportamiento real.

El trabajo de investigación busca relacionar la carga orgánica con los nutrientes (nitrógeno y fosforo) que se generan en el proceso del tratamiento de aguas residuales urbanas mediante un reactor de lodos activados por tal motivo se realizaron la variación del caudal en función al tiempo de retención hidráulica, en las épocas de estiaje y avenida para determinar qué relación cumplen.

CAPÍTULO I

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Caracterización de la Realidad Problemática

Es evidente que en la actualidad el crecimiento de la población mundial ha incrementado la cantidad y la diversidad de las aguas residuales, tanto en materia orgánica como en nutrientes, de tal forma que su disposición incontrolada causa deterioro en el ambiente, al propiciar el proceso denominado eutrofización. La presencia de estos compuestos es esencial para el crecimiento de las plantas y de otros organismos, por lo que se denominan nutrientes.

El vertido de aguas residuales ricas en estos compuestos puede dar lugar a la eutrofización, entendida como un proceso complejo de fertilización de las aguas naturales con sustancias nutritivas, especialmente nitrógeno y fósforo en formas asimilables por la vegetación acuática. Este proceso origina un aumento de la población de algas, un incremento de la productividad en todos los niveles de la cadena alimentaria y un empeoramiento progresivo de las características fisicoquímicas del agua.

Además existen otros impactos asociados a la eutrofización, como el descenso del oxígeno disuelto en los cuerpos de agua y la generación de un ambiente tóxico para los organismos acuáticos

Por otro lado, los nutrientes son los factores que más importancia tienen en la eutrofización de las fuentes de agua.

Teniendo en cuenta la problemática expuesta anteriormente, los reactores constituyen una tecnología versátil en el tratamiento de las aguas residuales y continúan adquiriendo importancia en la eliminación de contaminantes.

En los lodos activados, se incluye normalmente el proceso de eliminación biológica de nutrientes, en fases que pueden incluir el tratamiento anaerobio, aerobio, anóxico, o la combinación de ellos y en las que, finalmente, se incluye la sedimentación. Todas estas operaciones unitarias se desarrollan en un mismo reactor. Este sistema de tratamiento ofrece varias ventajas incluyendo mínimo requerimiento de espacio, facilidad de manejo y la posibilidad de realizar modificaciones en el tren de tratamiento.

1.2. Formulación del Problema

1.2.1. Problema General

¿Cuál es la eficiencia de remoción de nitrógeno y fósforo en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activado?

1.2.2. Problemas Específicos

- ¿Qué características fisicoquímicas contienen los efluentes del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión?
- ¿Cuál es % de remoción de nitrógeno en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activados?
- ¿Cuál es % de remoción de fósforo en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activados?

- ¿Cuál es la relación del nitrógeno y fosforo en la remoción de carga orgánica en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activados?

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo General

Determinar la eficiencia de remoción de nitrógeno y fosforo en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activado.

1.3.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar fisicoquímicamente el efluente del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión.
- Calcular el % de remoción de nitrógeno en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activado.
- Calcular el % de remoción de fosforo en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activados.
- Determinar la relación del nitrógeno y fosforo en la remoción de carga orgánica en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activados.

1.4. Justificación e Importancia

El tratamiento de aguas residuales urbanas, se entiende como la aplicación de diferentes metodologías y procesos, a las aguas derivadas de los sistemas de alcantarillado con la finalidad de asegurar el cumplimiento de los parámetros de calidad, marcado en la normatividad, para su efectivo re uso

o disposición final de cuerpos receptores de aguas superficiales o subterráneas, garantizando su inocuidad absoluta.

Los fosfatos y nitratos estimulan la eutrofización, los nitratos y nitritos son un riesgo para la salud, el amoníaco tiene una alta demanda de oxígeno, interfiere en la cloración y puede ser tóxico para la fauna acuática. Además, los fosfatos interfieren en los procesos de coagulación utilizados en los distintos tratamientos. Para controlar este problema se han desarrollado múltiples procesos de base fisicoquímica o biológica, que eliminan o reducen las concentraciones de los compuestos de nitrógeno y de fósforo presentes en las aguas residuales. En este trabajo se analizarán los principales procesos para eliminar el nitrógeno y fósforo.

1.5. Importancia

En el vertido de aguas residuales tratadas el nitrógeno y el fósforo reviste una gran importancia debido a que los vertidos que contienen estos nutrientes provocan el proceso de eutrofización de lagos y embalses, estimulando el crecimiento de algas y plantas acuáticas arraigadas en cursos de agua poco profundos. La presencia de estas plantas puede interferir con los usos beneficiosos de los recursos hidráulicos.

Por otra parte, la elevada concentración de nitrógeno en efluentes tratados puede ocasionar otros efectos negativos como son la reducción de la concentración de oxígeno disuelto en las aguas receptoras, toxicidad para la vida acuática, efectos negativos sobre la efectividad de la desinfección con cloro, peligro para la salud pública y efectos sobre el potencial de un agua residual para ser reutilizada.

1.6. Limitaciones

Una de las limitaciones en el trabajo de investigación es la falta de información de algún trabajo referencial sobre nitratos y fosfatos y el método de tratamiento de los efluentes del colector Daniel Alcides Carrión.

CAPÍTULO II

2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

2.1. Marco Referencial

2.1.1. Antecedentes de la Investigación

En el trabajo de investigación denominado Remoción de Fosforo y Nitrógeno en Aguas Residuales Utilizando un Reactor Discontinuo Secuencial (SBR). Realizado por MARIA LUISA PEREZ de la UNIVERSIDAD de CARABOBO. Que se presenta a continuación, tiene como objetivo estudiar el proceso de remoción de fósforo y nitrógeno en aguas residuales utilizando un reactor de cargas secuenciales (SBR) a escala laboratorio. Este trabajo fue realizado en la empresa Diseños Ambientales C.A (Disa). Para poder llevar a cabo esta investigación se dividió el estudio en dos fases principales. La primera referida a la asesoría y acondicionamiento del reactor tipo SBR. En la segunda fase, se realiza la evaluación y determinación de los parámetros operativos. El estudio se fundamentó en la obtención de estos parámetros en cada una de las etapas del proceso a saber: anóxica con un tiempo de duración de dos horas, aeróbica con tres horas y sedimentación con un periodo de una hora.

Los parámetros a medir son los siguientes: temperatura, pH, oxígeno disuelto, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos volátiles, fósforo y nitrógeno total.

Como fuente de alimentación se usó un agua residual sintética con las siguientes concentraciones: una DBO de (200 ± 25) mg/L, nitrógeno total (17 ± 5) mg/L, fósforo total (20 ± 4) mg/L. La eficiencia del sistema de lodos activados en este reactor SBR mostró el siguiente comportamiento: nitrógeno total con una remoción entre 29,3 y 52,3 %, el fósforo entre 24,8 y 57,7 %, la DBO se situó entre 94,2 y 98,6 % y DQO entre 73,3 y 90,2%.

En el trabajo de investigación Evaluación del Arranque y Puesta en Marcha del Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales de una Empresa Tabacalera realizado por YUSMARY BELLO, RAYMAR LARA de la Universidad de Carabobo, Escuela de Ingeniería Química, la presente investigación tiene como propósito fundamental evaluar el arranque y puesta en marcha del sistema de tratamiento de aguas residuales en una empresa tabacalera. Dicha investigación se lleva a cabo mediante la identificación de los factores que inciden en el incremento de los niveles de nitrógeno y fósforo; el diagnóstico de los equipos y unidades que conforman la planta de tratamiento; la caracterización y análisis de las aguas del proceso de tratamiento, esta última por medio de curvas del comportamiento de los niveles de nitrógeno y fósforo; el cálculo de la eficiencia del sistema de tratamiento; y por último, se realiza una valoración para verificar que los niveles de nitrógeno y fósforo a la salida del sistema cumplan con los requerimientos ambientales exigidos por el Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales Renovables. Este trabajo se desarrolla en las instalaciones de una empresa tabacalera, ubicada en el estado Aragua, sector Camburito. Entre las conclusiones más

importantes obtenidas del estudio de caracterización realizado durante la etapa inicial de estabilización de la planta, se tiene que la falta de extracción del lodo de desecho en los sedimentadores es la principal causa de que las altas edades del fango, comprendidas entre 24 y 122 días, sobrepasen considerablemente el valor de diseño 10,5 días, el comportamiento de los niveles de nitrógeno y demanda bioquímica de oxígeno durante el mes de marzo evidencia que el sistema implementado para la eliminación de estos parámetros en su etapa inicial se está llevando a cabo a las condiciones para las cuales fue diseñado; las eficiencias de remoción obtenidas son de $98,7 \pm 0,2$ % para la demanda bioquímica de oxígeno, 92 ± 4 % para la demanda química de oxígeno; 60 ± 20 % para el nitrógeno y de 48 ± 18 % para el fósforo.

En el trabajo de investigación Uso de un Reactor por Carga para el Tratamiento de los Efluentes de una Industria Láctea, realizado por Carmen H. Cárdenas de Flores, Ingeniera Química de la Universidad del Zulia, realizó él estudio del comportamiento de un Reactor Secuencial Discontinuo (SBR) a escala de laboratorio utilizando lodos activados generados en la planta de reutilización de aguas servidas. Se evaluó la eficiencia del SBR determinando la remoción de la materia orgánica; Demanda Química de Oxígeno, Demanda Bioquímica de Oxígeno, y de los nutrientes; Fósforo Total, Nitrógeno Total Kjeldhal y Nitrógeno Amoniacal. Se estableció un tiempo de retención de 24 horas y se fijó una edad de lodo de 5 días, midiendo los parámetros antes mencionados durante 25 ciclos. Los resultados de las evaluaciones demostraron la eficiencia del SBR para trabajar este tipo de efluente, obteniéndose los siguientes valores de remoción en el reactor: 79 % para la DQO, 94 % para la DBO, 45 %

para el Fósforo Total, 75 % para el Nitrógeno Total Kjeldahl y 85 % para el Nitrógeno Amoniacal.

En el trabajo de investigación Diseño y Construcción de un Reactor de Manto de Lodo Anaerobio de Flujo Ascendente a Nivel de Laboratorio para el Tratamiento del Agua Residual Municipal Del Distrito De Huancayo realizado por Lava Alfonso Nalleli Lizet; con el propósito de diseñado y construido un reactor UASB para el tratamiento de aguas residuales municipales del distrito de Huancayo a escala de laboratorio, ya que es una alternativa que permitirá solucionar los problemas causados por vertimientos domésticos, en forma tal que estas aguas residuales se reutilicen evitando el desperdicio.

Para el diseño del reactor UASB se usó el método tradicional o empírico. En la que se ha seguido una secuencia que consiste en proponer los parámetros de diseño que en este caso fueron la carga orgánica volumétrica de 2,35 Kg DQO/m³dia la concentración inicial del agua residual municipal o del sustrato de 1 Kg DQO/m³, el flujo de alimentación de 0,0115 m³/dia, y la eficiencia de depuración asumida para el diseño fue del 85%.

Con estos parámetros se calculó el volumen del reactor que es de 6L con un diámetro de 0,12 m, una altura total de 0,60538 m, el tiempo de residencia hidráulica de 12 horas, el área de la abertura del separador gas-líquido-sólido (GLS) es de 0,03 m², el área de la sección transversal de la campana del separador (GLS) es 0,90m² y su altura es de 0,075385m con un ángulo de 60°. El ancho de los deflectores es de 0,0207m y su longitud es 0,0414m con un ángulo de 45°. El reactor fue construido en acrílico de 3 mm de espesor..

Para poner en marcha el reactor en primer lugar se caracterizaron las aguas residuales municipales del colector Daniel Alcides Carrión

LA RIBERA – HUANCAYO; se instaló el reactor de 6 L en el laboratorio de química general de la FIQ, El inóculo fue adicionado al reactor en un 23% del volumen total y aforado con agua residual; se puso en funcionamiento el reactor alimentando el ARM durante 14 días a temperatura ambiente y 72 días a 35°C y pH (6,8-7,5).

Desarrollado la biopelícula, se procedió a analizar el afluente y efluente durante 48 días de biodegradación de la materia orgánica obteniendo una eficiencia de remoción del 62,47% del DQO, 48 horas con una eficiencia de 65,39%, 21 horas con una eficiencia de 70,53% y en 14 horas con una eficiencia de 77,29%.

2.1.2. Referencias Históricas

El proceso de fangos activados es el sistema de tratamiento biológico más habitual en el tratamiento de las aguas residuales. Fue desarrollado en Inglaterra en 1914 por Arden y Lockett, quienes realizaron experimentos con un cultivo biológico en suspensión en un tanque aireado e introdujeron la idea de recircular la biomasa suspendida formada durante la aireación. Esta suspensión fue llamada *fangos activados* y correspondía a la biomasa activa responsable del proceso de depuración.

Inmediatamente después de la publicación de su primer trabajo, comenzaron a desarrollarse instalaciones a gran escala en Inglaterra y en Estados Unidos, Alleman y Prakasam (1983), Albertson (1987) y Wanner (1998) describen con más detalles el proceso de los fangos activados desde sus comienzos.

Normalmente, consta de un reactor donde se mantiene en suspensión un cultivo microbiano capaz de asimilar la materia orgánica presente en el agua residual a depurar.

El proceso requiere un sistema de aireación y de agitación que suministre el oxígeno requerido por las bacterias encargadas de la

depuración, evite la sedimentación de los flóculos en el reactor y permita la homogeneización de los fangos activados. Al cabo de un período de tiempo determinado, y una vez que la materia orgánica ha sido suficientemente oxidada, el líquido de mezcla se envía a un tanque de sedimentación (decantador secundario) donde se separa el fango biológico del agua. Una parte de la biomasa decantada se recircula al reactor para mantener una concentración de microorganismos adecuada, mientras que el resto del fango se extrae del sistema para evitar una acumulación excesiva de biomasa y controlar el tiempo medio de estancia celular. Los fangos activados están constituidos por la biomasa formada y la materia particulada aportada por el agua residual (Winkler, 1998; Lee, 1996).

Los primeros reactores de fangos activados fueron operados en régimen discontinuo, como una unidad de "llenado-vaciado". Sin embargo, la necesidad de tratar grandes caudales de aguas residuales y los problemas de control de estas unidades (grandes descargas de caudal frente al caudal afluente, obstrucción de los difusores de aireación durante la sedimentación, operación manual del ciclo cuando no se disponía de automatización), obligaron rápidamente a su transformación en reactores de flujo continuo, abandonándose el uso de estos durante cerca de 50 años (Droste, 1997).

La diferencia entre un reactor de flujo continuo y uno de flujo discontinuo (llenado vaciado) es que el funcionamiento del primero obedece a una secuencia espacial, mientras que el del segundo sigue una secuencia temporal. Es decir, un tratamiento de tipo continuo consta de diferentes depósitos, cada uno con características particulares, por los que fluye el agua y en los cuales tiene lugar una fase determinada del tratamiento.

El volumen de cada zona determina el tiempo medio en que el agua estará sometida a unas condiciones ambientales determinadas. Por otro lado, el agua de un reactor de flujo discontinuo permanece todo el tiempo en el mismo tanque y las diferentes fases del tratamiento se suceden en el tiempo, en función de los objetivos de depuración que se desea conseguir (Barajas, 2002).

El proceso de fangos activados ha sido desarrollado principalmente para la eliminación de materia orgánica y de nutrientes (nitrógeno y fósforo). Los microorganismos convierten la materia orgánica y los nutrientes en compuestos más simples como dióxido de carbono y agua, así como en nueva biomasa.

Un proceso de fangos activados de flujo continuo consta de diferentes etapas, cada una de las cuales efectúa una fase determinada del tratamiento. En un proceso de eliminación biológica de nutrientes (EBN), ciertas bacterias del líquido de mezcla asimilan materia orgánica a la vez que liberan fosfatos bajo condiciones anaerobias. Bajo condiciones anóxicas (ausencia de oxígeno disuelto pero en presencia de nitratos) o aerobias, la materia orgánica es utilizada por las bacterias para su crecimiento y la asimilación de fósforo.

La eliminación biológica del nitrógeno se consigue por dos procesos sucesivos, la nitrificación y la desnitrificación. En la nitrificación, el amoníaco es oxidado a nitritos y nitratos bajo condiciones aerobias. Durante la desnitrificación y bajo condiciones anóxicas, los nitratos y los nitritos son utilizados por bacterias heterótrofas facultativas como aceptores finales de electrones para la respiración celular; como resultado de ello se produce nitrógeno gas que escapa a la atmósfera, así como un consumo de carbono orgánico biodegradable (Aravinthan *et al.*, 2000; Drysdale *et al.*, 2000). Para permitir la desnitrificación y establecer una población de bacterias capaz de

realizar la eliminación biológica de fósforo el agua residual afluyente debe contener suficiente carbono orgánico (Brinch *et al.*, 1994).

El fósforo puede ser eliminado por precipitación química usando sales metálicas de aluminio o de hierro; aunque este proceso es sencillo y bien conocido, la adición de reactivos químicos al agua es costosa y origina notables cantidades de fango residual, cada vez más difíciles de gestionar en vertederos controlados. Los procesos biológicos de eliminación de fósforo despiertan un interés creciente, debido a su menor producción de fangos y a la posibilidad de conjugarlos con la eliminación de nitrógeno.

2.2. Marco Legal

2.2.1. Ley:

Ley N°29158, Ley Orgánica del Poder ejecutivo, que aprobó los Límites Máximos Permisibles para Efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domesticas o Municipales. Ley La Ley de Recursos Hídricos N° 29338 / 01-04-2009, en su artículo 79°, establece que la Autoridad Nacional del Agua autoriza el vertimiento del agua residual tratada a un cuerpo natural de agua continental o marino, previa opinión técnica favorable de las Autoridades Ambiental y de Salud sobre el cumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental del Agua (ECA-agua) y Límites Máximos Permisibles (LMP).

2.2.2. Resolución:

Resolución Ministerial N°121-2009-MINAM, se aprobó el Plan de Estándares de Calidad Ambiental(ECA) y Limites Máximo Permisibles (LPM), que tiene dentro de sus anexos la elaboración de Limites Máximo Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de fuentes domésticas.

2.2.3. Norma técnica:

Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM, Aprobación de Límites Máximos Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales.

2.3. Marco Conceptual

- **Agentes contaminantes biodegradables.** Sustancias que son capaces de ser descompuestas bajo condiciones ambientales estándar.
- **Agua cruda.** Agua que no ha recibido ningún tipo de tratamiento, o agua que entra a una planta para tratamiento posterior.
- **Aguas negras.** Aguas que contienen los residuos de seres humanos, animales o alimentos.
- **Aguas residuales.** Agua desechada por una casa, una comunidad, una granja, o industria que contiene materia orgánica disuelta o suspendida.
- **Agua residual doméstica.** Agua proveniente de los desechos de una comunidad.
- **Agua residual industrial.** Agua descargada resultante de un proceso industrial, y que no tiene ningún valor inmediato para éste.
- **Aireación.** Introducción de aire en un líquido.
- **Aireación mecánica.** Uso de la energía mecánica para inyectar aire al agua y causar una corriente residual para que absorba oxígeno.
- **Anaerobio.** Proceso que ocurre en ausencia de oxígeno molecular.
- **Bioacumulación.** Acumulación neta, en función del tiempo, de metales y otras sustancias persistentes en un organismo a partir de fuentes tanto bióticas (otros organismos) como abióticas (suelo, aire y agua).
- **Bacterias coliformes.** Indicador de contaminantes y patógenos cuando son encontradas en las aguas. Usualmente encontradas en el tracto intestinal de los seres humanos y otros animales de sangre caliente.

- **Biopelícula.** Población de varios microorganismos, contenidos en una capa de productos de excreción, unida a una superficie.
- **Contaminantes tóxicos del agua.** Compuestos que no son encontrados de forma natural en el agua pura y vienen dados en concentraciones que causan la muerte, enfermedad, o defectos de nacimiento en organismos que los ingieren o absorben.
- **DBO.** La demanda bioquímica de oxígeno es la cantidad de oxígeno disuelto utilizado por los microorganismos para la oxidación bioquímica de la materia orgánica.
- **DBO5T.** La demanda biológica de oxígeno cinco total, se emplea para medir el contenido de materia orgánica presente en una muestra de agua. Es un parámetro indirecto, pues indica el oxígeno disuelto utilizado por los microorganismos presentes en una muestra de agua para la oxidación de materia orgánica al cabo de 5 días. Se expresa como concentración de oxígeno.
- **DQO.** La demanda química de oxígeno se emplea para medir el equivalente en oxígeno de la materia orgánica que puede ser oxidada químicamente utilizando dicromato en solución ácida. La DQO, es un parámetro análogo a la DBO5, pero en este caso es una determinación exclusivamente química. También se expresa como concentración de oxígeno.
- **Dureza Total.** Es la suma de la dureza del calcio y el magnesio en el agua, expresada como carbonato de calcio equivalente.
- **Efluente.** Agua descargada proveniente de procesos industriales o sistemas de tratamiento.
- **Eutrofización.** El enriquecimiento del agua, tanto dulce como salina, por nutrientes especialmente compuestos de nitrógeno y fósforo que aceleran el crecimiento de algas y formas vegetales superiores.

- **Floculación.** Formación de partículas gruesas por aglomeración de partículas pequeñas; el proceso es generalmente acelerado por medios mecánicos, físicos, químicos o biológicos.
- **Flotación con aire disuelto (FAD).** Un proceso donde se induce la flotación con burbujas de aire o “micro burbujas” de 40 a 70 micras de diámetro.
- **Flotación mecánica.** Un término utilizado en la industria mineral para describir el uso de dispersar aire para producir burbuja que miden entre 0.2 a 2 mm de diámetro.
- **Inóculo.** Es una suspensión de microorganismos vivos que se han adaptado para reproducirse en un medio específico.
- **Laguna aireada.** Depósito para el tratamiento de aguas que acelera la descomposición biológica de la materia orgánica estimulando el crecimiento y la actividad de las bacterias, que son responsables de la degradación.
- **Lodo activado.** Residuo semisólido que contiene microorganismos y sus productos, de cualquier sistema de tratamiento de aguas.
- **Nitrificación.** Proceso biológico durante el cual bacterias nitrificantes convierten el amoníaco tóxico en nitrato para disminuir su efecto dañino. Esto es comúnmente utilizado para eliminar sustancias de nitrógeno de las aguas residuales, pero en lagos y en pantanos, esto ocurre de forma natural.
- **Tratamiento de agua avanzado.** Es el nivel de tratamiento de aguas que requiere una reducción del 85 por ciento en la concentración del agente contaminante, también conocido como tratamiento terciario.
- **Tratamiento de aguas residuales avanzado.** Cualquier tratamiento de aguas residuales que incluye el retiro de nutrientes tales como fósforo y nitrógeno y un alto porcentaje de sólidos suspendidos.

- **Turbiedad.** Disminución de la transparencia de una masa de agua debido a la presencia de partículas finamente dispersas en suspensión.
- **Xenobiótico.** Cualquier sustancia no sintetizada por un organismo, capaz de alterar sus procesos biológicos en sus diferentes niveles de organización, generalmente de origen antropogénico.

2.4. Marco Teórico

2.4.1. Aguas Residuales

Las aguas residuales corresponden a las aguas provenientes de las actividades humanas, tanto domésticas como industriales. Las características de esta agua dependen del origen de donde estas provienen (de uso doméstico, industriales, lluvia) así como también de las transformaciones que han podido sufrir antes de llegar a la planta en estaciones de regulación y esencialmente en el propio alcantarillado.

Esta investigación está centrada en aguas residuales urbanas, que básicamente contienen contaminantes orgánicos y de nutrientes. Por definición las aguas residuales urbanas corresponden a las aguas utilizadas para la eliminación del excremento, orina y las que proceden del uso doméstico tales como lavado de ropa, limpieza de casa, baño, etc. Los que constituyen la fracción más importante de las aguas residuales urbanas. Estas aguas contienen materias en suspensión que corresponde a arenas y diversas materias insolubles, materias inorgánicas, grasas, detergentes y sales diversas. (Belhateche D. , 1995)

a) Características

En cuanto a las aguas residuales urbanas se refiere, la magnitud y características físico-químicas van a estar dadas por el tamaño y el nivel socioeconómico de la población. También será afectado

por la presencia industrial dentro de los límites de cobertura del sistema de alcantarillado y por la calidad del mismo, ya que va a incidir el nivel de infiltración de aguas lluvias. (Cisterna, 2003)

Tabla 2.1 Principales Propiedades Físicas, Químicas y Biológicas de las Aguas Residuales

Características	Procedencia
Propiedades físicas	
Color, olor, temperatura	A.R. domésticas e industriales
Constituyentes químicos orgánicos	
Carbohidratos, grasas, aceites	A.R. domésticas, industriales y comerciales
Pesticidas	Residuos agrícolas
Fenoles	Vertidos industriales
Proteínas	A.R. domésticas, industriales y comerciales
Compuestos orgánicos volátiles	A.R. domésticas, industriales y comerciales
Contaminantes prioritarios	A.R. domésticas, industriales y comerciales
Constituyentes químicos inorgánicos	A.R. domésticas, agua de suministro
Alcalinidad	A.R. domésticas, agua de suministro
Cloruros	A.R. domésticas, agua de suministro
pH	A.R. domésticas, industriales y comerciales
Fósforo	A.R. domésticas, industriales y comerciales
Contaminantes prioritarios	A.R. domésticas, industriales y comerciales
Azufre	A.R. domésticas, agua de suministro
Gases	
Sulfuro de Hidrógeno	Descomposición de residuos domésticos
Metano	Descomposición de residuos domésticos
Oxígeno	Agua de suministro, infiltración de agua superficial

Constituyentes biológicos	
Animales, Plantas	Cursos de agua y plantas de tratamiento
Protistas	A.R. domésticas, plantas de tratamiento, infiltración.
Virus	Aguas residuales domésticas

(Cisterna, 2003)

2.4.1.1. Clasificación de las Aguas Residuales

Según su origen las aguas residuales se pueden dividir en tres grupos.

a) Aguas Residuales Urbanas:

Proviene de casas particulares (domiciliarias), oficinas, aguas sanitarias de pequeñas y medianas industrias (no relacionadas con el proceso de fabricación en sí), hospitales, escuelas, etc. y aguas domiciliarias no sanitarias (agua de lluvia y napas que filtran a los sistemas de canalización).

b) Aguas Residuales Industriales:

Son aguas que se originan durante la producción misma; la cantidad producida y composición varía según el tipo de industria.

c) Lixiviados:

Son aguas residuales formadas en vertederos, basurales o terrenos contaminados. Pueden ser de dos tipos:

- Aguas de lluvia que han entrado en contacto con los residuos vertidos.
- Provenientes de vertidos que desprenden agua (aguas de consolidación). (Cairncross, 1990))

Existe un gran número de contaminantes del agua; entre ellos se pueden citar:

- **Microorganismos Patógenos:** en los países en vías de desarrollo las enfermedades producidas por estos patógenos son uno de los motivos más importantes de muerte prematura.
- **Desechos Orgánicos:** Son el conjunto de residuos orgánicos producidos por los seres humanos, ganado, etc. Incluyen líquidos cloacales y efluentes provenientes de procesos industriales relacionados principalmente con el procesamiento de alimentos. El aporte excesivo de materia orgánica a los cuerpos receptores de aguas naturales favorece el desarrollo de microorganismos, principalmente bacterias. Debido a la alta velocidad de consumo de oxígeno por parte de los microorganismos, el cuerpo de agua tenderá a desarrollar condiciones anóxicas y/o anaeróbicas con el consiguiente deterioro del ecosistema presente. Adicionalmente, la zona perderá su atractivo desde el punto de vista recreacional afectando a toda actividad económica relacionada (Miller, 1994).
- **Sustancias Químicas Inorgánicas:** En este grupo están incluidos ácidos, sales y metales tóxicos (mercurio, plomo, cadmio, etc.). Cuando están en cantidades altas pueden causar graves daños a los seres vivos, disminuir los rendimientos agrícolas y corroer los equipos que se usan para trabajar con el agua.
- **Nutrientes:** Los nitratos y fosfatos son sustancias solubles en agua que las plantas necesitan para su desarrollo, pero si se encuentran en cantidad excesiva favorecen el desarrollo de algas provocando la

eutroficación de las aguas. Cuando estas algas y otros vegetales mueren, al ser descompuestos por los microorganismos se agota el oxígeno y se hace imposible la vida de otros seres vivos.

- **Compuestos Orgánicos Sintéticos:** Algunos compuestos orgánicos (petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes, detergentes, etc.) permanecen largos períodos de tiempo, porque, al ser productos fabricados por el hombre, contienen moléculas difíciles de degradar por los microorganismos.
- **Material en Suspensión:** En términos de masa total los materiales en suspensión son la mayor fuente de contaminación del agua. La turbidez que provocan en el agua dificulta la vida de algunos organismos y los sedimentos que se van acumulando destruyen sitios de alimentación o desove de los peces, rellenan lagos o pantanos y obstruyen canales, rías y puertos.
- **Sustancias Radiactivas:** Isótopos radiactivos solubles pueden estar presentes en el agua y, a veces, se pueden ir acumulando a lo largo de las cadenas tróficas.
- **Contaminación Térmica:** El agua caliente liberada por centrales generadoras de energía eléctrica o en diversos procesos industriales puede elevar la temperatura de ríos o embalses con lo que disminuye su capacidad de contener oxígeno y afecta a la vida de los organismos. (Eddy, 1995)

2.4.1.2. **Parámetros Utilizados en la Caracterización de Aguas Residuales**

a) **Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)**

La DBO es una medida del consumo de oxígeno debido a la oxidación biológica de la materia orgánica y el amonio presente en un efluente que ocurriría cuando las aguas residuales son descargadas en un cuerpo receptor (lagos, ríos mares, etc.); se expresa en mg DBO/L. La DBO es un parámetro muy importante desde el punto de vista del impacto del agua residual en el cuerpo receptor ya que un valor alto de DBO indica un alto potencial de consumo de oxígeno. Por otra parte, debido a que la oxidación de la materia orgánica es llevada a cabo por microorganismos, se dice que la DBO es una medida de la materia orgánica biodegradable. A pesar de su importancia, es un test muy poco práctico ya que los resultados se obtienen como mínimo en 5 días. (MACKENZIE L. DAVIS, 2001)

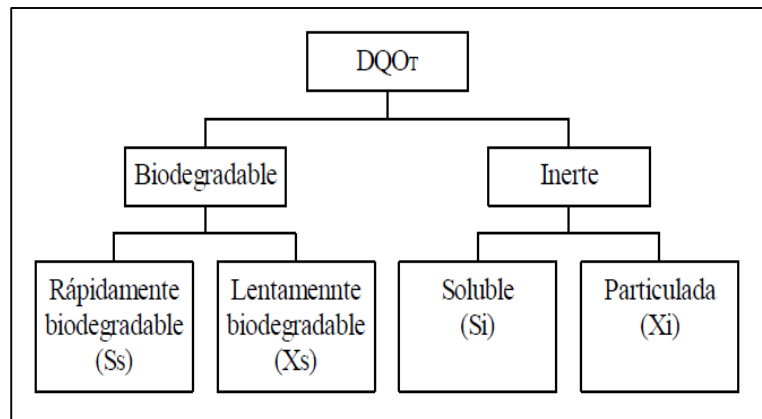
b) Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Otro parámetro muy utilizado para estimar el contenido de materia orgánica en aguas es la DQO. En esta determinación, los compuestos orgánicos son oxidados por dicromato de potasio en medio sulfúrico a 150 °C durante 2 horas. El ensayo debe realizarse en presencia de un catalizador, sulfato de plata y mercurio, para facilitar la oxidación de los compuestos orgánicos así como para evitar interferencias de cloruros. La mayoría de los compuestos son oxidados completamente y solamente en algunos hidrocarburos aromáticos y piridinas la oxidación puede resultar parcial. En las condiciones de ensayo, el amonio tampoco puede ser oxidado, razón por la cual no interfiere en los resultados. Este test es relativamente fácil de realizar y los resultados se obtienen en pocas horas, por ello es ampliamente utilizado en estudios de

laboratorio. Los resultados se expresan como la cantidad equivalente de oxígeno que se hubiera consumido para oxidar la materia orgánica presente (mgDQO/L).

Resulta evidente que la DQO total de un agua residual (DQO_T) es una medida que engloba diferentes tipos de sustancias tanto en solución como en suspensión (Figura 2.1). Por un lado, la DQO presente en el agua residual puede ser biodegradable o inerte (no biodegradable). A su vez, es posible que existan componentes solubles y particulados. La DQO biodegradable soluble se asocia a compuestos como ácidos grasos de cadena corta, carbohidratos y alcoholes, los cuales pueden ser utilizados directamente por los microorganismos para su desarrollo. La DQO biodegradable particulada corresponde a moléculas de alto peso molecular que por hidrólisis se descomponen dando sustrato soluble. Algunos autores incluso hacen una distinción entre hidrólisis rápida y lenta; sin embargo, estas diferentes fracciones son muy difíciles de identificar. (Cairncross, 1990))

Figura 2.1 Componentes de la DQO_t en un Agua Residual



(Cairncross, 1990))

c) Sólidos Suspendidos Totales (SST)

Es el peso de la materia secada durante dos horas a 105 °C contenida en un cierto volumen de muestra; se expresan en mgSST/L. En sistemas modelo y cultivos puros representa aproximadamente la masa microbiana, no así en lodos activados donde puede existir una proporción importante de materia inorgánica.

d) Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)

Es el peso de los compuestos que pueden ser volatilizados a 600 °C durante 15 minutos contenidos en un cierto volumen de muestra y se asocian a la cantidad de materia orgánica en suspensión o a los microorganismos presentes en un sistema determinado; se expresa en mg SSV/L. La diferencia entre los SST y los SSV corresponde a los sólidos suspendidos fijos (SSF) y son una medida de la fracción inorgánica (sales) presente en la muestra expresados como mg SSF/L. (Perez, 1984)

e) Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)

Representa la concentración total de todos los compuestos de nitrógeno presentes en una muestra y se expresa en mg N/L.

f) Nitrógeno Amonio (NA)

Representa la concentración del amonio presente en la muestra y se expresa en mg N/L. La diferencia entre el NTK y el NA representa el nitrógeno unido o que forma parte de la materia orgánica.

g) Fósforo Total (PT)

Corresponde a la concentración total de todos los compuestos presentes en una muestra que contienen

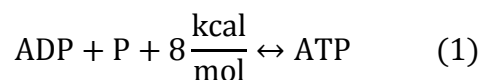
fósforo (ortofosfatos y compuestos orgánicos) y se expresa en mg P/L. (Perez, 1984)

2.4.2. Eliminación de Fosforo

El fósforo favorece a la eutrofización. Se ha demostrado que la ausencia de este elemento es más importante que la del nitrógeno para limitar el crecimiento de las algas planctónicas, especialmente en algunos tipos (algas «azules-verdes»), capaces de fijar el nitrógeno atmosférico.

2.4.2.1. Fósforo en la Vida Biológica:

El fósforo es un elemento esencial para la vida biológica, tanto para los organismos inferiores como para los de estructuras más complejas. Además, el papel del fósforo en la vida es de gran complejidad, ya que interviene en la formación de múltiples constituyentes de las células. En particular citaremos: La membrana citoplasmática, así como el ADN. Las enzimas denominadas transferasas: ADP (adenoxina-difosfato) y ATP (adenoxina-trifosfato) que tienen la propiedad de almacenar o devolver energía, pasando de una forma a otra:



Las enzimas polifosfatasas-kinasas, las cuales pueden almacenar o restituir los polifosfatos.

2.4.2.2. Fósforo de las Aguas Residuales

a) Composiciones

Con objeto de no tener en cuenta la dilución más o menos elevada de las aguas residuales, es conveniente relacionar la concentración de fósforo con la de la DBO₅. Un examen de

diversos estudios manifiesta que la relación P/DBO₅ varía del 3,2% al 6,6 %, en el caso de aguas residuales con predominio de urbanas (ARU). Por ejemplo:

Tabla 2.2. Relación P/DBO₅

USA (manual WPXF)	5 %
SUECIA	4 %
ALEMANIA(media de 94 instalaciones)	6,6 %
FRANCIA(media pequeñas instalaciones)	4,4 %
FRANCIA (ciudad de Paris)	3,7 %
SUDÁFRICA	3,2 – 4,5 %

(Mendez L, 2004)

b) Origen y Composición

Se estima que por lo menos el 85 % del fósforo vertido y aportado al medio ambiente procede de la red de colectores de las ARU, suponiendo un nivel de vida adecuado con instalaciones sanitarias completas. Esta fracción proviene de los desechos humanos y de los detergentes. La agricultura es la causante del 15% restante, siendo su influencia relativamente pequeña, debido a que, al contrario que en el caso de los nitratos, el fósforo se absorbe y se almacena bien en el suelo. El fósforo aparece como fosfato en las formas siguientes:

- **Ortofosfatos Solubles:**
Fácilmente precipitables, pueden proceder directamente de los vertidos o del resultado de una degradación en el proceso del tratamiento de los polifosfatos orgánicos o inorgánicos.
- **Polifosfatos:**
Orgánicos o inorgánicos, que pueden bien degradarse en ortofosfatos, o bien permanecer inertes. A su vez pueden

estar en solución o en suspensión más o menos sedimentable. La relación entre estas diversas formas es muy variable, y no se pueden proporcionar datos demasiado concretos: En una ARU bruta, los ortofosfatos pueden representar del 15 % al 35 % de los fosfatos totales. En las ARU decantadas, la proporción aumenta en un 5 % a un 10 %. En una ARU con tratamiento secundario (biológico), la fracción de ortofosfatos llega a alcanzar el 50 % o incluso el 90 %. Si comparamos las formas inorgánicas y orgánicas, estas últimas representarían del orden de un 30 %. (Rincones, 1997)

c) Fracción Sedimentable

Sólo una reducida fracción de los fosfatos (en su mayoría de origen orgánico) es sedimentable. Esta fracción se estima normalmente entre el 5 y el 15 % del total. En una primera estimación, podemos considerar el 10% como valor razonable. (Ranzano, 1999)

2.4.2.3. Fósforo de los Fangos:

a) Fangos Primarios

Anteriormente hemos estimado en el 10% la fracción del P sedimentable y por lo tanto incluida en los fangos primarios.

b) Fangos en Exceso

La fracción del fósforo asimilada por los fangos activados se puede a su vez dividir en dos partes:

- Contenido en las materias volátiles inertes:

Bien como residuos de la endogénesis o bien preexistentes en el agua decantada. Se puede admitir para esta fracción:

$$P = 1,5 * MSA_{vi} \quad (2)$$

Siendo:

MSA_{vi} = fracción volátil de las materias inertes en suspensión de la cuba de aeración.

- Contenido en la masa activa:

$$P = P_a * MSA_a \quad (3)$$

Siendo:

MSA_a = fracción activa de las materias en suspensión de la aeración.

P_a = Contenido en fósforo de la materia activa.

Según Marais, se puede estimar P_a en: 3 %: Para un reactor biológico completamente aerobio. 6 %: Para un reactor biológico aerobio con zona anoxia en cabeza. Del 6 al 35 %: Para un reactor aerobio con zonas anaerobias y anoxia en cabeza. Se admite que la asimilación del fósforo es normal para valores de P_a comprendidos entre el 3 y el 6%; por encima de estos valores se la considera como una extra-asimilación (Luxury uptake), que veremos con detalle más adelante. La masa activa residual producida por la eliminación de 100 g de DBO_5 puede expresarse por la relación:

$$MSA_a = \frac{71}{1 + 0,16 * SRT} g \quad (4)$$

Siendo:

SRT = La edad del fango en días, La masa de fósforo contenida en esta fracción es por lo tanto:

$$P - MSA_a = P_a \times \frac{71}{(1 + 0,16 * SRT)} \quad (5)$$

La masa volátil inerte es la suma de:

- a) Los residuos de la endogénesis, que se estiman en el 20% de la masa activa eliminada:

$$MS_{Avi} = 0,2 \times 71 \times \frac{0,16 \text{ SRT}}{(1 + 0,16 \text{ SRT})} = \frac{2,27}{0,16 + \frac{1}{\text{SRT}}} \quad (6)$$

- b) Las pre-existentes. En un agua decantada se puede estimar que:

$$MS/DBO_5 = 0,73 \quad (7)$$

Consideramos que el 20% de estas materias son volátiles inertes. Por consiguiente, a una DBO_5 de 100 g se le puede asociar un MS_{Avi} de: $100 \times 0,73 \times 0,20 = 15$ g

Para el conjunto tendremos:

$$MAS_{Avi} = \left(\frac{2,27}{0,16 + \frac{1}{\text{SRT}}} \right) + \frac{15}{100} DBO_5 \quad (8)$$

De acuerdo con el valor estimado del 1,5 %, la fracción de fósforo en las materias volátiles inertes es:

$$PMS_{Avi} = \frac{0,034}{\left(0,16 + \frac{1}{\text{SRT}}\right)} + 0,225 \quad (9)$$

Es muy importante distinguir entre masa inerte y masa activa, puesto que el tratamiento posterior de los fangos actúa de forma diferente sobre las dos fracciones.

Inertes: permanecen estables y el fósforo queda incluido en los fangos. Activas: una digestión anaerobia o una estabilización aerobia producen la estabilización de la

masa activa, de la cual sólo subsistirán los residuos inertes. El fósforo desprendido retornará a cabeza de la instalación. En este caso se puede considerar que SRT es igual a infinito. (Ranzano, 1999)

2.4.2.4. Fangos Frescos y Digeridos:

El fósforo realmente eliminado es el contenido en los fangos que salen de la planta de tratamiento. Según haya o no retorno del fósforo a cabeza de la estación, se pueden considerar dos casos. Fangos frescos: no estabilizados o estabilizados o digeridos para su utilización en forma líquida en agricultura, o bien deshidratados con reactivos minerales (cal y cloruro férrico). En los dos casos no hay rebose de la digestión a cabeza de la planta. Fangos digeridos o estabilizados: con deshidratación mediante reactivos orgánicos

Tabla 2.3 Fangos Frescos y digeridos en baja carga y alta carga

		Baja carga	alta carga
Edad del fango	días	15	3
P de los fangos			
• Primarios (13,5-12,1)	mg/L	1,4	1,4
• Exceso			
a) Masa activa residual			
$2 * \frac{71}{1+0,16SRT} * Pa (Pa = 0,03: 0,06)$	mg/L	1,3-2,5	2,9-5,8
b) Masa Inerte			
$2 * \frac{0,034}{\left(0,16 + \frac{1}{SRT}\right)} + 0,255$	mg/L	0,8	0,6
c) Inertes digeridos (SRT =)	mg/L	0,9	0,9

Producción de fangos			
• Primarios	MS g	200	200
	MV g	100	100
• Exceso	MS g	136	180
	MV g	92	136
• Fresco	MS g	336	380
	MV g	192	236
• Digeridos (50%MV)	MS g	240	262
Proporción de P en los Fangos			
• Frescos	%	1-1,4	1,3-2
• Digeridos deshidratados			
Con floculante mineral	%	1,5-2	1,9-3
Con floculante orgánico	%	1	0,9

(Yasuhiko, 1969)

Tabla 2.4 Contenido en Fósforo de los Fangos Activados
Asimilación Normal

SRT (días)	Inerte *	3%		6%	
		activa **	total	activa	total
0	0,22	2,13	2,35	4,26	4,48
1	0,25	1,84	2,09	3,67	3,92
2	0,28	1,61	1,89	3,23	3,51
3	0,29	1,44	1,73	2,88	3,17
4	0,31	1,3	0,161	2,6	2,91
5	0,32	1,18	0,15	2,37	2,69
6	0,33	1,09	1,42	2,17	2,5
8	0,34	0,93	1,27	1,87	2,21
10	0,36	0,82	1,18	1,64	2
12	0,36	0,73	1,09	1,46	1,82
15	0,38	0,63	0,101	1,25	1,63
20	0,39	0,51	0,9	1,01	1,4
25	0,4	0,43	0,83	0,85	1,25
INF	0,44	0	0,44	0	0,44

(Yasuhiko, 1969)

2.4.2.5. Contenido en Fósforo del Agua Tratada

La masa de fósforo contenida en el agua tratada es la del agua bruta deduciendo la fracción incorporada en los fangos, y realmente

saliente de la planta de tratamiento. Hemos visto que, para una DBO_5 del agua bruta de 300 mg/L, se podía estimar la concentración de P en el 4,5 % de dicha DBO_5 , es decir 13,5 mg/L. Según las diferentes soluciones estudiadas, los fangos pueden extraer entre 2,2 y 8,1 g, es decir del 16 al 60% con respecto a la concentración de entrada. Para conseguir en el agua tratada una concentración de 1 a 2 mg/L de P, exigida algunas veces en las condiciones de vertido al medio natural, es necesario recurrir a un tratamiento especial, que es uno de los componentes del proceso denominado tratamiento terciario. Este tratamiento terciario puede realizarse:

Mediante precipitación química.

- a) Por una extra-asimilación del fósforo en los fangos activos.
- b) Por un procedimiento combinado de precipitación química y extra-asimilación. (Belhateche, 1995)

2.4.2.6. Factores que Influyen en la Asimilación del Fósforo en los Fangos Activados

a) Edad del Fango

Anteriormente hemos visto que la cantidad de fósforo asimilada por los fangos activados depende de la masa activa, la cual a su vez es función de la edad del fango.

b) Concentración de Fósforo en el Agua

Según estudios efectuados por Morgan y Frun, el contenido en fósforo del agua a tratar influye en su asimilación por los fangos activados. En el mismo estudio se muestra la influencia del contenido en fósforo sobre el rendimiento de depuración. Hemos anotado los resultados, convirtiendo la DQO en DBO_5 sobre la base: $DQO = 1,6 * DBO_5$, puesto que se trata de un agua

residual sintética, y admitiendo, por la misma razón, que los fangos son completamente volátiles.

La concentración del fósforo en los fangos en % de P/MV.

La concentración de fósforo en el agua tratada en mg/L.

Todos estos valores se expresan para concentraciones crecientes de P en el agua a tratar, dadas por la relación P/DBO₅. En la Figura 2.2 se pueden definir tres zonas, A, B y C.

i) Zona A: $0,1 < \text{gP}/100\text{g DBO}_5 < 0,7$

En esta zona no hay fósforo en el agua tratada. · La proporción de fósforo en los fangos crece linealmente, pero no en proporción del P en el agua bruta, puesto que también crece la producción de fangos. La influencia sobre el rendimiento de eliminación del TOC es más o menos importante, y los resultados son muy imprecisos.

ii) Zona B: $0,7 < \text{gP}/100\text{g DBO}_5 < 2,7$

La concentración del fósforo en el agua tratada crece linealmente. La concentración del fósforo en los fangos continúa creciendo, pero cada vez menos, hasta hacerse casi asintótica al final de la zona. La influencia sobre el rendimiento en la eliminación del TOC es cada vez menor, hasta que al final desaparece.

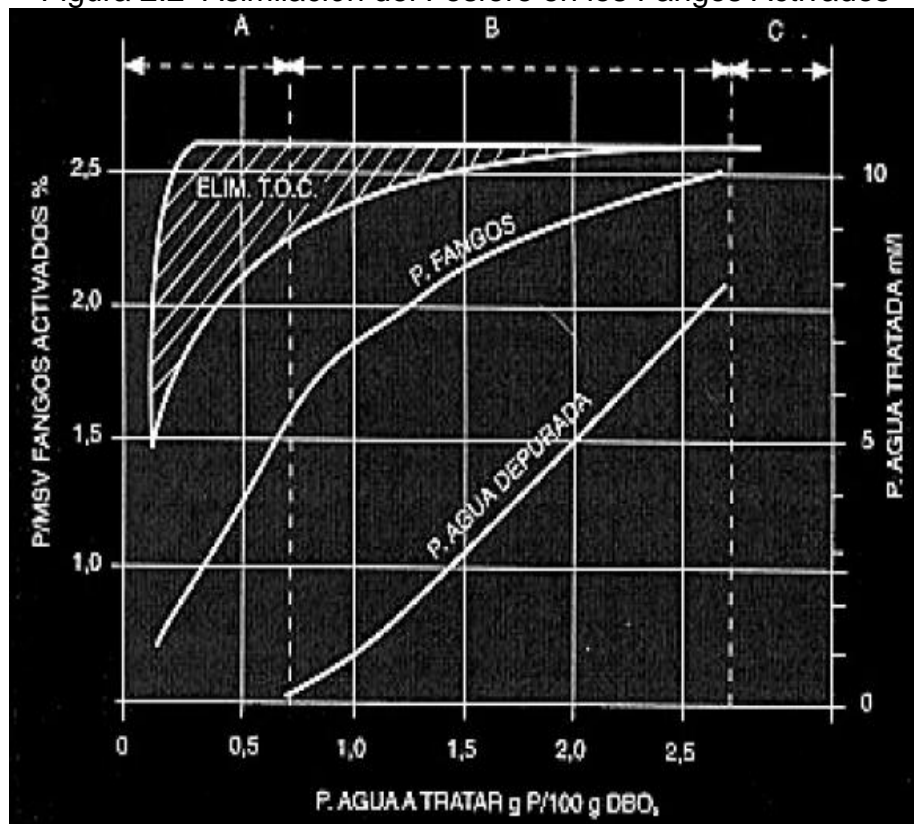
iii) Zona C: $\text{gP}/100 \text{ g DBO}_5 > 2,7$

La concentración en fósforo del agua tratada continúa creciendo. La proporción de P en los fangos se mantiene constante. No hay influencia sobre el rendimiento de eliminación de la contaminación (TOC).

Se puede observar: El 2,5 % de P en las MSA volátiles corresponde aproximadamente al 3 % de P en la MSA activa, (la planta piloto

funcional a alta carga; SRT de 1 a 2 días). Este valor del 3 % es el que nosotros habíamos adoptado en instalaciones sin desnitrificación. Los límites de las zonas consideradas se encuentran muy próximos a los de otro estudio similar. En un agua residual normal, en la cual P/DBO₅ es del orden del 5 al 7 %, el fósforo nunca es limitante para el rendimiento de depuración, y su asimilación en los fangos es máxima.

Figura 2.2 Asimilación del Fosforo en los Fangos Activados



(Ranzano, 1999)

c) Reactor Anóxico

Ya habíamos comentado que un reactor anóxico en cabeza de la instalación consigue aumentar la asimilación del fósforo.

d) Índice de Fangos IM

Algunos estudios han demostrado que existe una relación entre la asimilación del fósforo y el I.M. Un I.M. bajo aumenta la concentración del fósforo en los fangos. Pero realmente es una relación de consecuencia, puesto que los factores que favorecen la asimilación son los mismos que producen la disminución del índice de fangos T.M.

e) Asimilación Normal y Extra-Asimilación

Hemos considerado que, en una instalación convencional, con o sin reactor anóxico, la concentración de fósforo en los fangos activados, con relación a la materia volátil, varía del 2 al 3 %. En algunos casos muy particulares, debido a una calidad especial del agua residual o en las instalaciones previstas especialmente para la eliminación biológica del fósforo, la relación anterior puede aumentar hasta el 10 % o más. En estos casos favorables, casi la totalidad del fósforo puede eliminarse con los fangos, consiguiéndose concentraciones muy bajas de P en el agua tratada. De ahí que la asimilación del fósforo no pueda considerarse normal y suele denominarse extra-asimilación.

2.4.2.7. Principales Procesos para la Eliminación del Fósforo

Los principales procesos para la eliminación o disminución del contenido en fósforo de las aguas residuales son los siguientes:

a) Biológicos

Conjuntamente con el nitrógeno

Proceso PHOREDOX.

Proceso UCT (Universidad de Ciudad del Cabo).

Con o sin eliminación del nitrógeno:

Proceso A/O.

b) Químicos

Pre-precipitación

Post-precipitación

Precipitación simultánea

Precipitación simultánea y post-precipitación

c) Mixtos (biológicos + químicos)

Proceso PHOS-STRIP.

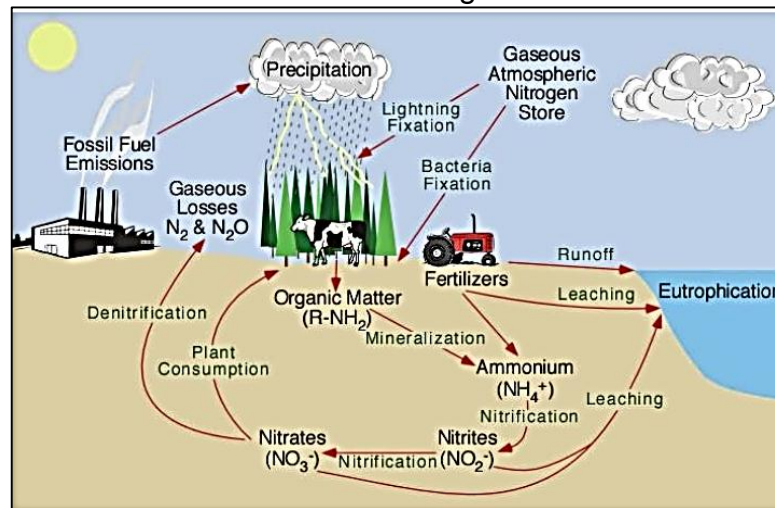
2.4.3. El Nitrógeno

El nitrógeno es un elemento químico que existe en la naturaleza en forma orgánica e inorgánica, y se encuentra mayoritariamente disponible en la atmósfera principalmente en su forma diatómica (N_2), representando cerca del 78% (v/v) de la atmósfera terrestre. El nitrógeno forma parte de los ácidos nucleicos (ADN y ARN) y de las proteínas, moléculas esenciales para el desarrollo de la vida. No obstante, su aprovechamiento por parte de la gran mayoría de los seres vivos depende de su disponibilidad en la naturaleza en formas asimilables, principalmente nitrógeno orgánico, amoníaco y nitrato.

2.4.3.1. El Ciclo del Nitrógeno

En la Figura 2.3 se encuentran esquematizados los procesos naturales y antropogénicos implicados en el ciclo del nitrógeno. Las transformaciones de los compuestos nitrogenados en la biosfera dependen de las interrelaciones entre los componentes bióticos (microorganismos, plantas, animales y seres humanos) y abióticos (temperatura, pH, precipitación, características del suelo, y luz solar, entre otros) que integran cada uno de los ecosistemas involucrados, y posibilitan que estas transformaciones puedan ocurrir a través de varios mecanismos. (Rich & McCarty, 1964)

Figura 2.3 Procesos Naturales y Antropogénicos Involucrados en el Ciclo del Nitrógeno



(Rich & McCarty, 1964)

En su forma diatómica (N₂) el nitrógeno es un gas inerte, asimilable por un grupo reducido de microorganismos en consorcio con ciertas legumbres, los cuales se encargan de fijar este compuesto desde la atmósfera e incorporarlo en la cadena alimentaria de los seres humanos. Precisamente esta producción biológica fue catalogada como insuficiente a principios del siglo XX, e hizo necesaria la síntesis química del amoníaco mediante el proceso *Haber-Bosch*, que sumado al cultivo a gran escala de legumbres ocasionó que la cantidad de nitrógeno fijado anualmente desde la atmósfera de manera antropogénica superara en más de un 10% a la cantidad de nitrógeno fijado por los ecosistemas terrestres antes de la intensificación de la agricultura y la aplicación de los fertilizantes nitrogenados. En las capas superficiales del suelo el nitrógeno suele estar presente en forma orgánica como consecuencia de la descomposición de residuos de animales y plantas, y mediante el proceso de mineralización éste es transformado biológicamente a nitrógeno amoniacal. El nitrógeno inorgánico en los ecosistemas

acuáticos y terrestres puede estar en diferentes formas de acuerdo a su estado de oxidación (Tabla 2.5), y son los procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación ocurridos en estos ecosistemas los principales responsables de los cambios de un estado de oxidación a otro. La forma ionizada y no ionizada de estos compuestos dependerá del pH y la temperatura. (Rojas, 2008)

Tabla 2.5 Compuestos Nitrogenados Inorgánicos en Ecosistemas Terrestres y Acuáticos

Forma ionizada		Forma no ionizada		Estado de oxidación
Amonio	NH_4^+	Amoniaco	NH_3	-3
Nitrito	NO_2^-	Acido nitroso	HNO_2	+3
Nitrato	NO_3^-	Ácido nítrico	HNO_3	+5

(Perez, 1984)

La aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados sobre el suelo ha ocasionado un aumento significativo de la presencia de nitrógeno inorgánico en las capas inferiores del suelo y en cuerpos de agua superficiales, como consecuencia de los fenómenos de percolación y escorrentía, respectivamente. Esta situación ocasiona problemas de contaminación en las aguas de abastecimiento. Además, el vertido de aguas residuales urbanas e industriales, sin tratar o con tratamiento deficiente, sobre cuerpos de agua receptores contribuye a favorecer el proceso de eutrofización.

Las emisiones de nitrógeno a la atmósfera causada por el proceso de desnitrificación se han visto significativamente incrementadas por la combustión de fuentes fósiles de energía, alterando significativamente el ciclo global del nitrógeno. La producción de nitrógeno fue de 15 toneladas en el año 1860, y se incrementó a 187 toneladas de nitrógeno en el año 2005 debido a la agricultura y el empleo de combustibles fósiles (Cervantes, 2009).

2.4.3.2. La contaminación de las aguas por compuestos nitrogenados

En los ecosistemas acuáticos el nitrógeno suele estar en forma inorgánica: amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-). Estos iones pueden estar presentes de manera natural en el agua como resultado de su movimiento y transformación a lo largo del ciclo biogeoquímico del nitrógeno. Sin embargo, durante los dos últimos siglos el aporte de nitrógeno derivado de la actividad antropogénica ha incrementado su concentración en las corrientes de agua de manera considerable. Las principales fuentes de contaminación antropogénica de las aguas por compuestos nitrogenados proceden de actividades de tipo agrícola, industrial y urbano. El uso indiscriminado de fertilizantes nitrogenados sobre terrenos de cultivo se ha constituido como una de las fuentes más importantes de aporte de nitrógeno inorgánico (NH_4^+ y NO_3^-) a las corrientes de agua superficial y subterránea, siendo los fenómenos de escorrentía y percolación los responsables de su movimiento a través del suelo. Tan sólo un 10-15% de la cantidad de fertilizante aplicada al suelo es empleada por las plantas e incorporado a la cadena alimentaria (Gijzen y Mulder, 2001).

Ciertas actividades de tipo industrial requieren compuestos nitrogenados como el amoníaco (NH_3) para la producción de materiales como el nailon, el plástico, las resinas, los explosivos y algunos complementos para la industria alimentaria. Los compuestos orgánicos nitrogenados como las aminas aromáticas suelen emplearse para la producción de colorantes, pesticidas y productos farmacéuticos. En el año 2005 cerca de 23 toneladas de nitrógeno fueron empleadas como materia prima para la industria, de las cuales muy poca información se tiene aún acerca del destino de los compuestos nitrogenados derivados de estas actividades (Cervantes, 2009). El vertido de aguas residuales industriales

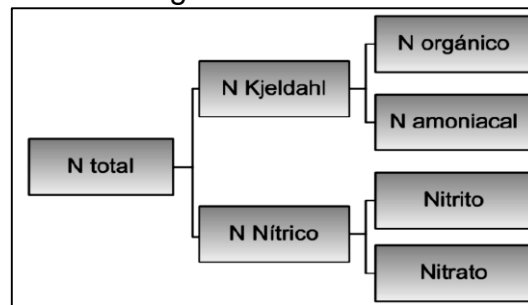
constituye un foco importante de contaminación de los cuerpos de agua receptores debido a las altas concentraciones de nitrógeno presentes en los efluentes industriales, que al no ser tratadas adecuadamente antes de su vertido, generan un impacto muy severo sobre los ecosistemas acuáticos receptores. Teniendo en cuenta el potencial tóxico de los compuestos nitrogenados procedentes de los efluentes industriales, el tratamiento por vía biológica se dificulta. En algunos casos estos contaminantes pueden ser de tipo recalcitrante, dificultando aún más la problemática de los ecosistemas acuáticos receptores debido a que la naturaleza hidrofóbica de algunos de estos compuestos les hace susceptibles de bioacumularse en organismos vivos, de forma que éstos alcanzan concentraciones más elevadas que las concentraciones en el medio ambiente.

El nitrógeno de las aguas residuales urbanas procede principalmente del metabolismo de las proteínas en el cuerpo humano, que constituyen un grupo numeroso de compuestos nitrogenados naturales. Casi todas las proteínas del organismo están en una constante dinámica de síntesis a partir de aminoácidos y de degradación a nuevos aminoácidos. Esta actividad ocasiona una pérdida diaria neta de nitrógeno, en forma de urea, eliminada del organismo mediante la orina.

El nitrógeno en las aguas residuales se puede encontrar en diferentes formas (N orgánico, NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-) y en concentraciones variables, siendo las formas orgánica y amoniacal las que predominan en la mayoría de los casos en las aguas residuales urbanas. A la suma del nitrógeno asociado a los compuestos orgánicos y el que se encuentra en forma amoniacal se le denomina N-Kjeldahl, y las formas de nitrito y nitrato se les conocen como N-Nítrico. Aproximadamente el 60% del nitrógeno presente en las aguas residuales urbanas se encuentra en forma

orgánica, constituido principalmente por aminoácidos, proteínas y urea; mientras que el 40% restante se encuentra en forma inorgánica como amonio. En la Figura 2.4 se encuentra esquematizado las diversas formas en las que se encuentra el nitrógeno en las aguas residuales. (Bailey, 1986)

Figura 2.4 Formas en las que se Encuentran el Nitrógeno en las Aguas Residuales



(Bailey, 1986)

2.4.3.3. Problemas Ambientales más Relevantes Relacionados con la Contaminación de las Aguas por Compuestos Nitrogenados:

a) Disminución de los Niveles de Oxígeno Disuelto

Los ecosistemas acuáticos receptores de vertidos de compuestos nitrogenados, principalmente nitrógeno orgánico biodegradable y nitrógeno amoniacal, experimentan una reducción de la concentración del oxígeno disuelto del medio como consecuencia de la oxidación biológica de dichos compuestos por parte de microorganismos. Esta reducción del oxígeno disuelto afecta negativamente a los ecosistemas acuáticos convirtiéndolos en la mayoría de los casos en hábitats inhóspitos para el desarrollo y la supervivencia de los organismos aerobios.

b) Eutrofización

El proceso de eutrofización se define como la secuencia de cambios en los ecosistemas acuáticos causados por un incremento en el suministro de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo. Altos niveles de amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) en los ecosistemas acuáticos pueden estimular el desarrollo, el mantenimiento y la proliferación de los productores primarios, tales como fitoplancton, algas bentónicas y macrófitos, que contribuyen a la eutrofización. El fenómeno de la eutrofización puede causar efectos ecológicos y toxicológicos sobre el medio acuático y los organismos que habitan en él (Tabla 2.6), los cuales están relacionados de manera directa o indirecta con la proliferación de los productores primarios. (Bailey, 1986)

Tabla 2.6 Efectos Ecológicos y Toxicológicos de la Eutrofización de los Ecosistemas Acuáticos

- Reducción de la disponibilidad de luz debido a la disminución de la transparencia en la columna de agua.
- Incremento de la cantidad de materia orgánica que sedimenta.
- Reducción de la concentración de oxígeno en capas inferiores de la columna de agua.
- Producción y acumulación de compuestos reducidos como el sulfuro de hidrógeno (H_2S) en aguas profundas y sedimentos.
- Disponibilidad de fósforo por la degradación de la materia orgánica acumulada en los sedimentos.
- Incremento de la biomasa y actividad del fitoplancton. Cambios en la composición del fitoplancton que pueden promover el desarrollo de especies tóxicas.
- Incremento de la biomasa y cambios en la composición de especies macrófitas.
- Incremento de la biomasa, productividad y cambios en la composición de comunidades de macroalgas marinas.

- Pérdida de biodiversidad en especies y comunidades de fitoplancton, perifiton, macrófitas y macroalgas.
- Incremento de la biomasa, productividad y composición de especies de zooplancton. Pérdida de biodiversidad debido al desarrollo de especies dominantes.
- Incremento de la biomasa, productividad y composición de invertebrados bénticos y peces. Pérdida de la biodiversidad debido al desarrollo de especies dominantes. Degradación de las condiciones del hábitat para la reproducción.
- Reducción de la biodiversidad y del tamaño de las poblaciones de coral marino.
- Alteraciones de la cadena alimentaria que afectan todos los niveles tróficos.

(Camargo y Alonso, 2006).

c) Acidificación

El nitrógeno amoniacal puede contribuir a la acidificación como consecuencia del proceso biológico de nitrificación. Por otro lado, a nivel atmosférico, el óxido nitroso (N_2O) y el óxido nítrico (NO), comúnmente denominados NO_x , pueden contribuir a la acidificación de cuerpos de agua superficiales. Estos compuestos gaseosos experimentan reacciones químicas a nivel atmosférico que llevan a la generación de lluvia ácida debido a la formación de ácido nitroso (HNO_2) y ácido nítrico (HNO_3), que al depositarse ocasionan la acidificación de ecosistemas acuáticos con baja capacidad de neutralización de ácidos. En la Tabla 2.7 se encuentran descritos los efectos adversos de la acidificación de los cuerpos de agua, intensificados a partir de la actividad humana.

Tabla 2.7 Efectos Adversos de la Acidificación de los Ecosistemas Acuáticos

- Reducción de la capacidad fotosintética de las algas.
- Se favorece la bioacumulación de aluminio (Al^{3+}) y otros metales traza en macrófitos acuáticos, insectos, crustáceos, peces y anfibios.
- Proliferación de algas filamentosas verdes.
- Reducción de la biodiversidad de especies y comunidades de fitoplancton y perifiton.
- Desequilibrio en la regulación de iones que ocasiona pérdida de sodio (Na^+) y déficit para la asimilación de calcio (Ca^{2+}) en moluscos, insectos, crustáceos, peces y anfibios.
- Perturbaciones respiratorias y metabólicas en moluscos, insectos, crustáceos y anfibios.
- Desarrollo anómalo de embriones de peces y anfibios.
- Retraso de la incubación de huevos de peces y anfibios.
- Reducción del desarrollo de peces, anfibios y cladóceros.
- Incremento de la migración de insectos acuáticos.
- Deterioro de las zonas de desove de insectos, peces y anfibios.
- Descenso de la biodiversidad de comunidades de zooplancton, macrobénticos, peces y anfibios.
- • Alteración de los procesos microbiológicos de nitrificación y desnitrificación implicados en el ciclo del nitrógeno.

(Camargo y Alonso, 2006).

2.4.3.4. Toxicidad de los Compuestos Nitrogenados

Elevadas concentraciones de amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) son tóxicas para los organismos acuáticos debido a que perjudican su capacidad de sobrevivir, crecer y reproducirse. Asimismo, la exposición directa de los seres humanos a compuestos nitrogenados a través del agua o alimentos contaminados puede producir un deterioro de la salud e incluso la muerte. A continuación se encuentran descritos los efectos tóxicos más relevantes derivados de la presencia de compuestos de nitrógeno sobre los organismos acuáticos y sobre los seres humanos:

2.4.3.5. Efecto Sobre los Organismos Acuáticos y Animales:

a) Amoníaco. La forma no ionizada del amonio, el amoníaco (NH_3), es muy tóxica en organismos acuáticos, particularmente en peces, mientras que la forma ionizada (NH_4^+) parece ser menos nociva.

Algunos efectos toxicológicos de la contaminación por amoníaco son: asfixia debida a la destrucción del epitelio braquial; acidosis y reducción de la capacidad de transporte de oxígeno en la sangre causada por la supresión del ciclo de Krebs y la estimulación de la glucólisis; inhibición de la producción de ATP y descenso del ATP en el cerebro debido al desacople del proceso de fosforilación oxidativa; alteración de la actividad osmorreguladora del hígado y riñones; y alteración del sistema inmunológico.

b) Nitrito. Tanto la forma ionizada (nitrito, NO_2^-) como la no ionizada (ácido nitroso, HNO_2) son consideradas bastante tóxicas. Sin embargo, debido a que la concentración de nitrito suele ser mayor que la concentración de ácido nitroso en los ecosistemas acuáticos, los iones nitrito son considerados como los mayores

responsables de esta toxicidad en organismos acuáticos y animales.

El efecto toxicológico de la presencia de nitrito puede ocasionar hipoxia y muerte de organismos acuáticos debido al desequilibrio de la capacidad de transporte de oxígeno en la sangre. La incorporación de nitrito en las células sanguíneas promueve la conversión de la hemoglobina en metahemoglobina, molécula incapaz de transferir el oxígeno a los tejidos del cuerpo debido a su alta constante de disociación.

En ciertas especies acuáticas el nitrito puede causar el descenso de los niveles de cloruros (Cl^-) causando un desequilibrio electrolítico, y además contribuir en el descenso del potasio (K^+) intracelular que afecta al potencial de la membrana. La exposición al nitrito puede llevar a la formación de compuestos orgánicos mutagénicos y cancerígenos, y además puede llegar a ocasionar un desequilibrio del sistema inmunológico (Camargo y Alonso, 2006).

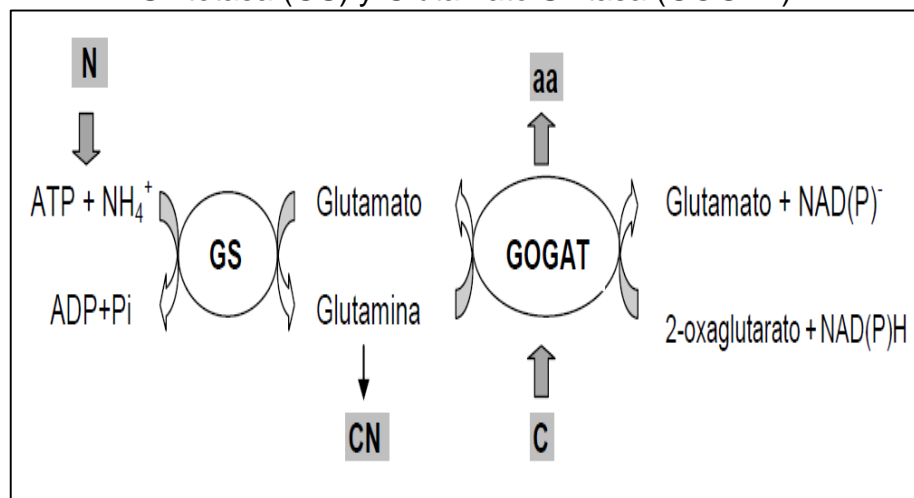
- c) Nitrate.** El nitrato es el segundo compuesto nitrogenado más abundante en los ecosistemas acuáticos después del amonio. Sus mecanismos de toxicidad son equivalentes a los del nitrito, debido fundamentalmente a que el nitrato es reducido a nitrito en el interior de los organismos vivos (Cheng y Chen, 2002). El nitrato presenta una menor toxicidad que el nitrito y el amoníaco como resultado de su baja permeabilidad, lo cual hace que su absorción a través de las branquias sea más limitada (Camargo y Alonso, 2006). A pesar de que tradicionalmente se ha considerado su toxicidad irrelevante (Camargo et al., 2005), debido al uso de los fertilizantes nitrogenados en la agricultura se ha detectado cierta sensibilidad a la toxicidad por nitrato en especies de anfibios, peces e invertebrados. En los anfibios esta

toxicidad está representada principalmente en la reducción de la habilidad para nadar, descenso del tamaño corporal, y reducción de la fecundidad y supervivencia de ciertas especies (Birge et al., 2000). (Rojas, 2008)

2.4.3.6. Asimilación de Nitrógeno

Los compuestos nitrogenados (nitratos y nitritos) son incorporados al interior celular mediante procesos de transporte a través de la membrana y una vez dentro de la célula son metabolizados para generar amonio, que es el compuesto nitrogenado inorgánico que se incorpora a esqueletos carbonados mediante la ruta glutamina sintetasa-glutamato sintasa (Figura 2.5) .

Figura 2.5 Asimilación del Amonio por las Enzimas Glutamina Sintetasa (GS) y Glutamato Sintasa (GOGAT)



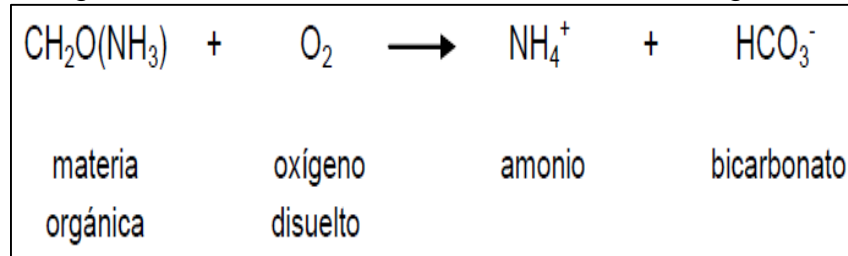
(Saenz, 1985)

2.4.3.7. Mineralización de Nitrógeno Orgánico

La transformación de nitrógeno orgánico a formas inorgánicas, se lleva a cabo por acción de los microorganismos. Durante la mineralización el nitrógeno orgánico se transforma a amoníaco (NH₃) o amonio (NH₄⁺). Por otro lado, la amonificación sucede a través de

la hidrólisis de proteínas y ácidos nucleicos también para producir amoniaco.

Figura 2.6 Reacción de Mineralización del Nitrógeno



(Saenz, 1985)

El primer producto nitrogenado inorgánico que se libera por acción de los microorganismos es el radical amonio (NH_4^+). La inmovilización es el proceso contrario a la mineralización y el balance entre ellos se conoce como mineralización neta.

2.4.3.8. Eliminación Biológica de Nitrógeno de las Aguas Residuales

Existe una variedad de tecnologías de eliminación de nitrógeno de las aguas residuales que implican procesos físicos y químicos tales como el arrastre con aire del amoníaco (stripping de amoníaco), el intercambio iónico y la cloración al breakpoint. Sin embargo, debido su elevado coste, el funcionamiento irregular y los problemas de explotación y mantenimiento, la aplicación de este tipo de tecnologías se ha centrado en situaciones concretas, principalmente sobre efluentes de agua residual de tipo industrial, en donde su baja biodegradabilidad y/o toxicidad hacen inviable el uso de procesos biológicos. También existen tecnologías que fomentan la recuperación del nitrógeno presente en las aguas residuales como es el caso de la precipitación en forma de estruvita ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Este tipo de tecnología fomenta además la

recuperación del fósforo de las aguas residuales, el cual constituye junto a las legislativas actuales esta eliminación de nitrógeno no es suficiente, por lo que se requiere un mayor grado de depuración mediante la aplicación de tecnologías avanzadas de tratamiento. En este sentido, la eliminación de nitrógeno de las aguas residuales tiene un coste energético asociado, por lo que es cada vez más interesante optimizar el proceso de eliminación de nitrógeno mediante el desarrollo y la aplicación de tecnologías que permitan alcanzar un alto grado de depuración a un mínimo coste.

El conocimiento cada vez más amplio de los microorganismos involucrados en los procesos de eliminación de nitrógeno ha llevado a la generación de una variedad de opciones de tratamiento en los últimos años. La tecnología aplicada en cada caso dependerá principalmente de las características de la corriente de agua residual, los límites de vertido y el espacio disponible para su emplazamiento. Los procesos de nitrificación y desnitrificación vía nitrato son los más comúnmente utilizados para la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales. Sin embargo, se han desarrollado tecnologías basadas en la ruta del nitrito que permiten optimizar la explotación de las EDAR, obteniendo un elevado rendimiento de eliminación a bajo coste. A continuación se describen los procesos biológicos que se encuentran consolidados, así como aquellos que están en fase de investigación e implementación. (Barbosa, 2007)

2.4.3.9. Procesos Convencionales de Eliminación de Nitrógeno

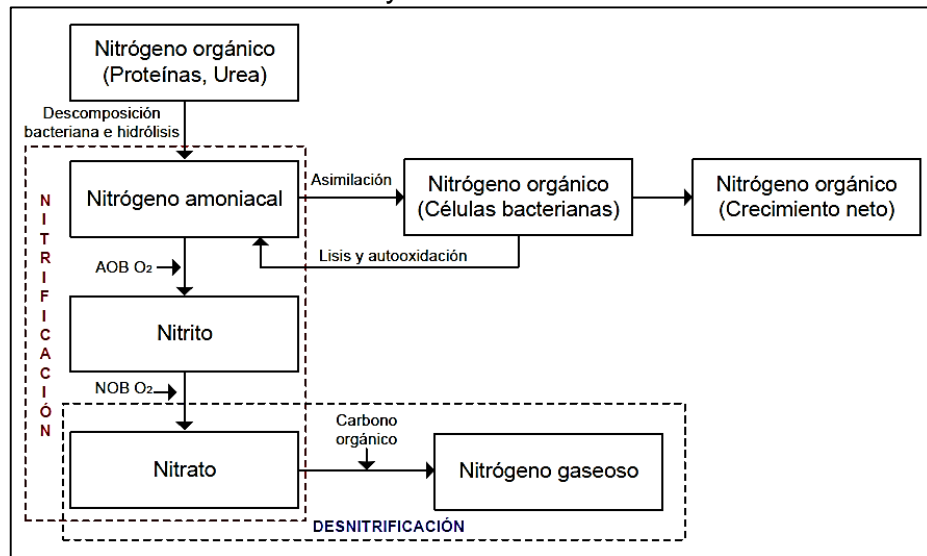
a) Nitrificación y Desnitrificación vía nitrato

La Figura 2.7 muestra las transformaciones del nitrógeno en las aguas residuales a partir de los procesos de nitrificación y desnitrificación vía nitrato. En esta figura se puede observar que

el proceso de nitrificación tiene lugar en dos etapas en las que el nitrógeno amoniacal es oxidado a nitrito y posteriormente a nitrato, y que en el proceso de desnitrificación el nitrato es reducido a compuestos nitrogenados gaseosos. Además, se encuentran representados los procesos de hidrólisis del nitrógeno orgánico, y los procesos de asimilación, crecimiento y lisis bacteriana a partir de nitrógeno inorgánico en forma amoniacal. Nitrógeno, los principales nutrientes responsables de la eutrofización de ecosistemas acuáticos. Para llevar a cabo el proceso de cristalización de la estruvita se requieren altos valores de pH y ratios equimolares entre amonio, fósforo y magnesio.

La eliminación de nitrógeno de las aguas residuales en una estación depuradora (EDAR) se lleva a cabo generalmente mediante procesos biológicos. Entre un 10-30% del nitrógeno total es empleado para satisfacer las necesidades nutricionales de la biomasa en un sistema de fangos activados convencional. Se estima que el contenido de nitrógeno en la biomasa formada se encuentra entre un 12 y un 13% de su peso. Además, en los casos en que la EDAR cuenta con decantación primaria, entre un 5-10% del nitrógeno total contenido en la corriente afluente es eliminado en forma de nitrógeno orgánico particulado. De acuerdo con las exigencias

Figura 2.7 Transformaciones del Nitrógeno Mediante los Procesos de Nitrificación y Desnitrificación vía Nitrato



(Eckenfelder W, 1972)

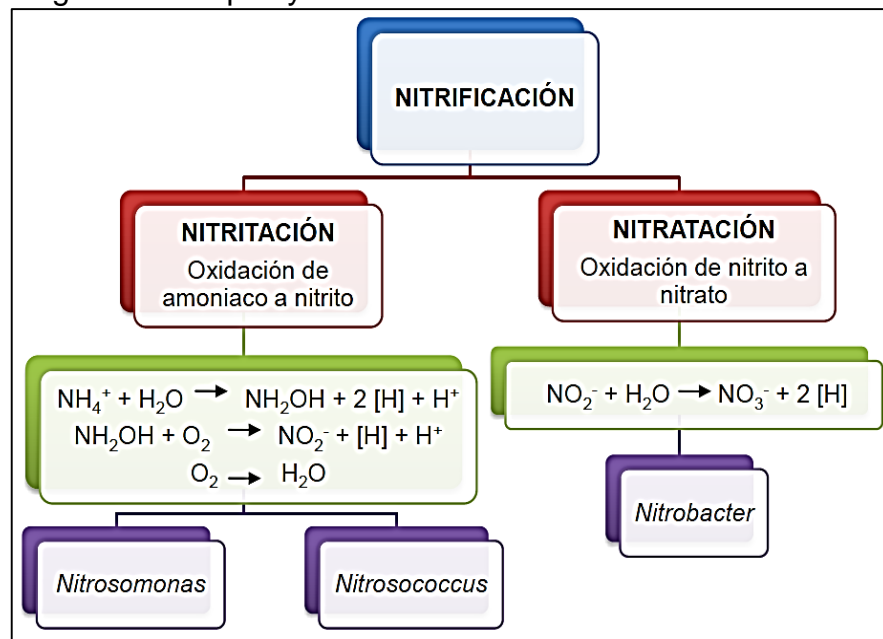
- **Nitrificación**

Es el proceso de oxidación del amonio el cual se lleva a cabo en dos pasos y está mediado por microorganismos autótrofos, cuya finalidad es la obtención de energía. La nitrificación consiste en la oxidación biológica del amonio (NH_4^+), primero a nitrito (NO_2^-) y luego a nitrato (NO_3^-) realizada por las bacterias nitrificantes. El amonio se produce tanto en presencia como en ausencia de oxígeno, pero la formación de nitrato requiere oxígeno, por lo que sí predominan las condiciones reductoras, la formación del nitrato se dificulta. Estas reacciones de oxidación producen acidez (Morales *et al*, 2005).

La nitrificación se puede describir como dos reacciones de oxidación parcial independientes entre ellas. En la primera reacción las bacterias del género *Nitrosomonas* oxidan el amonio a nitrito en varias etapas. En la primera se genera hidroxilamina mediante la acción de una monooxigenasa; no se produce energía en este proceso. Posteriormente, la hidroxilamina es oxidada a nitrito,

formándose ATP en esta etapa debido a la transferencia de electrones a través de una cadena de citocromos y posteriormente un proceso de fosforilación oxidativa. Durante esta reacción participa un complejo enzimático asociado a membrana y otro sistema enzimático que oxida un intermediario hipotético, el nitroxilo (NOH) a nitrito (Parés, 1997). Pero es necesario un flujo inverso de electrones para generar el poder reductor necesario. Este flujo se consigue con gasto de ATP derivado de la cadena respiratoria. Por estas razones se conoce que el crecimiento neto de estas bacterias, como en la mayoría de los quimiolitotrofos, es relativamente bajo.

Figura 2.8 Etapas y Reacciones del Proceso de Nitrificación



(Barnes & Foster, 1983)

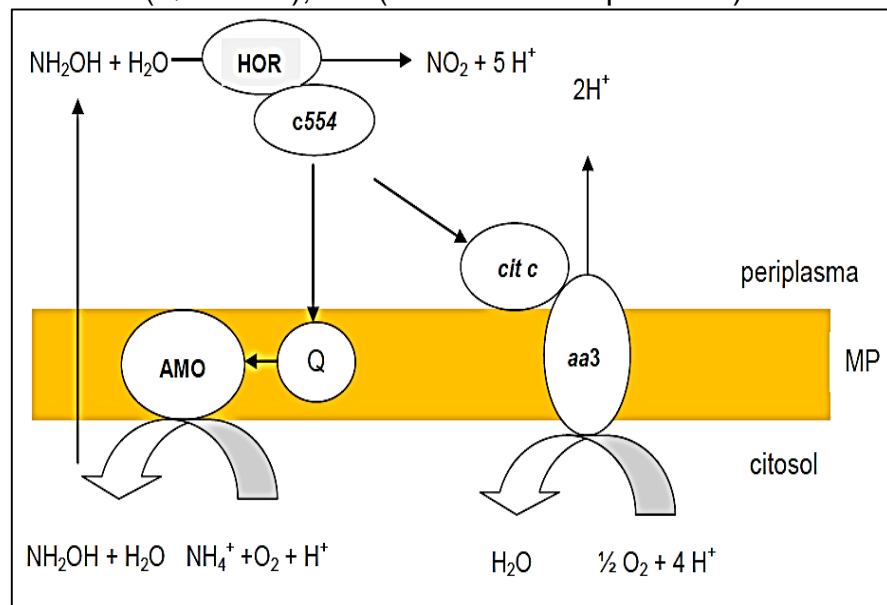
Los seis electrones producidos en la oxidación del amonio hasta nitrito no son transferidos en un paso único, sino de manera pareada en tres etapas

En la primera de ellas, catalizada por el amonio mono oxigenasa, se incorporan uno de los dos átomos de oxígeno atmosférico (O₂) a la

molécula de amonio, formándose hidroxilamina. Los dos pasos siguientes están catalizados por la hidroxilamina óxidoreductasa. En primer lugar la hidroxilamina se oxida con una molécula de H₂O a nitrosilo, el cual se oxida finalmente a NO₂⁻ (Parés & Juárez, 1997). El amonio mono oxigenasa es una enzima integral de la membrana plasmática, mientras que la hidroxilamina óxido-reductasa se encuentra en el periplasma.

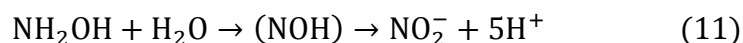
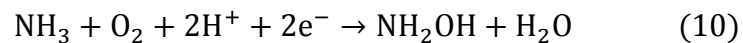
Con la nitrificación se alcanza el mayor nivel de oxidación del nitrógeno.

Figura 2.9 Oxidación del Amoniac a Nitrito por las Bacterias del Grupo Nitroso. AMO (Amonio Monooxigenasa); HOR (Hidroxilamina Óxido-Reductasa); c554 (Citocromo c554); aa3 (Citocromo aa3); Q (Quinonas); MP (Membrana Periplásmica)



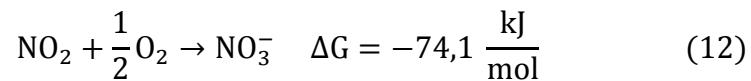
(Castillo, 2005).

Las ecuaciones químicas correspondientes a la oxidación de amoníaco a nitrito son:



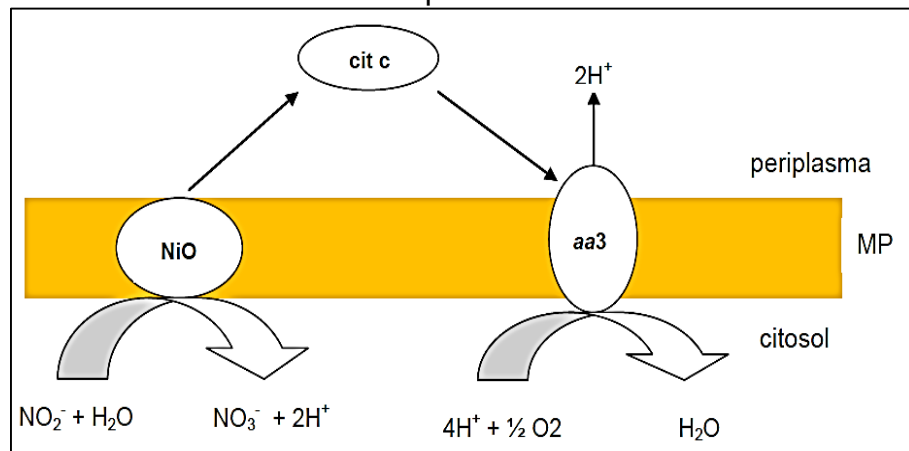
En la segunda reacción las bacterias del género *Nitrobacter* convierten el nitrito en nitrato. A diferencia de la oxidación de amoníaco a nitrito, la nitratación ocurre en un solo paso.

La reacción es catalizada por un nitrito oxidasa. La cual es una molibdo proteína localizada en la cara interna de la membrana. Al contrario de lo que pudiera pensarse el nitrito no es oxidado directamente por el oxígeno, sino por el agua, que se utiliza como donador de H₂ es una reacción concomitante del NAD⁺. El oxígeno sólo sirve como aceptor final de los electrones. Los electrones llegan al oxígeno a través de una cadena que incluye citocromos a1, c y aa3 de la cadena respiratoria (Figura 2.10). La reacción global es:



Aunque la energía liberada en la oxidación de nitrito sería suficiente para la fosforilación de dos moléculas de ADP parece que sólo se sintetiza una molécula de ATP, probablemente debido a la corta cadena de electrones que se establece (Parés ,1997).

Figura 2.10 Oxidación del Nitrito en Nitrato por las Bacterias del Grupo Nitro



(Barbosa, 2007)

- **Desnitrificación**

El proceso de desnitrificación consiste en la reducción del nitrato a nitrito y, posteriormente, a compuestos de nitrógeno gaseoso (óxido nítrico NO, óxido nitroso N₂O y nitrógeno diatómico N₂) en presencia de una fuente de carbono orgánica. El nitrato y el nitrito reemplazan al oxígeno en la cadena de transporte de electrones (respiración microbiana), por lo que la desnitrificación suele producirse en ambientes denominados anóxicos, carentes de oxígeno y con disponibilidad de nitrito y nitrato como aceptores de electrones.

Existe una variedad muy alta de microorganismos involucrados en las reacciones de desnitrificación, lo que les proporciona el potencial de ubicuidad en la mayoría de ambientes naturales. Esta abundancia es debida en parte al hecho de que la mayoría de las especies de organismos desnitrificantes son facultativas, con posibilidad de emplear oxígeno o nitrato y nitrito como aceptor final de electrones.

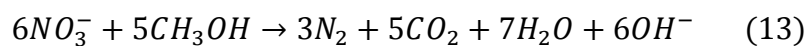
La producción energética (ATP) a partir de nitrito y nitrato es menor que la obtenida a partir de oxígeno, y mayor que la obtenida a partir de la reducción de sulfato, situación que determina la preferencia por parte de los microorganismos de emplear un aceptor de electrones u otro (Brock, 1994). Cuando hay oxígeno, los microorganismos tendrán preferencia hacia éste frente al nitrito y nitrato, mientras que en ausencia de oxígeno los microorganismos tendrán preferencia sobre el nitrito y el nitrato antes que sobre el sulfato disponible.

La utilización de los aceptores de electrones está condicionada a los cambios metabólicos ocurridos en la bacteria, generalmente a nivel de síntesis enzimática. En sistemas de cultivo puro se ha encontrado que el oxígeno es responsable de la supresión de la síntesis de enzimas para el proceso de desnitrificación. Sin embargo, ciertas investigaciones han sugerido que incluso en condiciones aerobias o

anaerobias las enzimas del proceso de desnitrificación pueden estar presentes en la bacteria (Cervantes, 2009).

Las fuentes de carbono orgánico que pueden servir como sustrato para el proceso de desnitrificación de aguas residuales incluyen compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales urbanas e industriales, y compuestos adicionados durante la etapa anóxica como metanol (CH₃OH), etanol (C₂H₅OH) y ácido acético (CH₃-COOH), entre otros. La selección de la fuente de carbono orgánico dependerá principalmente de la disponibilidad local y el coste económico.

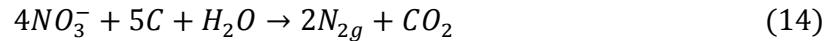
La reacción general de desnitrificación utilizando metanol como fuente de carbono orgánico se representa en la ecuación 21. De acuerdo a esta reacción, 1.9 g de CH₃OH (2,86 g cuando es expresado como Demanda Química de Oxígeno - DQO) se consumen para reducir 1 g de N-NO₃⁻.



Desnitrificación con metanol como fuente de carbono orgánico

El proceso de desnitrificación contribuye a incrementar el pH debido a que la concentración de la alcalinidad se incrementa y la concentración de ácido carbónico disminuye. Cada mg de N-NO₃⁻ reducido genera 3,57 mg de alcalinidad, expresada como carbonato de calcio (CaCO₃). Por este motivo, en el tratamiento de corrientes de agua residual de baja alcalinidad el proceso de desnitrificación resulta muy atractivo debido a que compensa el descenso del pH ocurrido durante el proceso de nitrificación.

Es la reducción, por acción de bacterias heterótrofas en condiciones anaerobias y en presencia de carbono asimilable, del nitrato en nitrógeno gaseoso (N₂) o en óxidos de nitrógeno (NO₂⁻, N₂O) también gaseosos, los cuales pasan directamente a la atmósfera.



Este fenómeno sucede por la carencia de oxígeno que obliga a ciertos microorganismos a emplear nitrato en lugar de oxígeno durante su respiración. Por tanto, las condiciones más favorables para que tenga lugar la desnitrificación bacteriana incluyen: Baja tensión de oxígeno, temperaturas superiores a 25°C, acidez y suficiente aporte de materia orgánica que fácilmente se pueda descomponer.

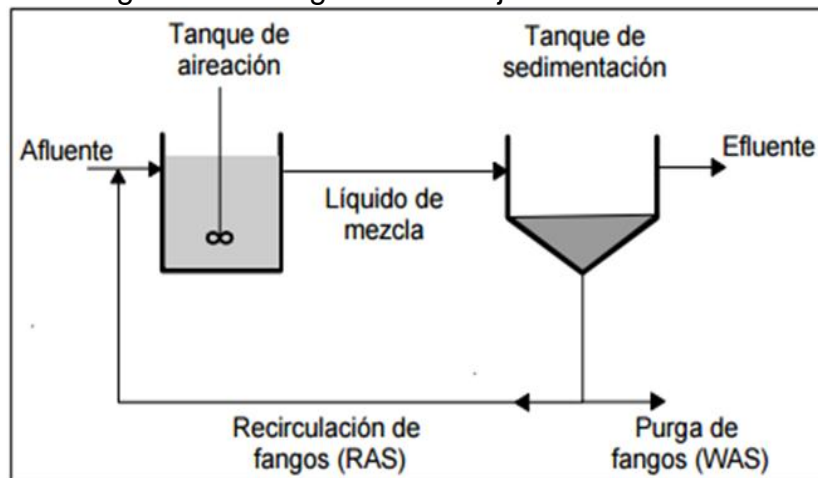
2.4.4. Lodos Activados

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. Es necesario un control de operación muy elevado para asegurar que se tenga una fuente suficiente de oxígeno, que exista un contacto íntimo y un mezclado continuo de las aguas negras y de los lodos, y que la relación del volumen de los lodos activados agregados al volumen de aguas negras que están bajo tratamiento se mantenga prácticamente constante. (Barbosa, 2007)

2.4.4.1. Funcionamiento

En el proceso de lodos activados los microorganismos son completamente mezclados con la materia orgánica en el agua residual de manera que ésta les sirve de alimento para su producción. Es importante indicar que la mezcla o agitación se efectúa por medios mecánicos (aeradores superficiales, sopladores, etc.) los cuales tiene doble función (1) producir mezcla completa y (2) agregar oxígeno al medio para que el proceso se desarrolle. La representación esquemática del proceso se muestra en el diagrama mostrado a continuación. (Saenz, 1985)

Figura 2.11 Diagrama de Flujo Convencional



(Saenz, 1985)

2.4.4.2. Operación Básica

- Pretratamiento Ajuste de Aguas Residuales: En algunos casos las aguas residuales deben ser acondicionadas antes de procederse con ellos el proceso de lodos activados, esto debido a que ciertos elementos inhiben el proceso biológico (grandes cantidades sólidos, aguas residuales con valores anormales de pH, etc.). (Middlebrooks, 1988)

- Remoción de DBO en un Tanque de Aeración: Las aguas residuales crudas mezcladas con el lodo activado retornado del tanque de sedimentador final es airado hasta obtener 2 mg/L de oxígeno disuelto o más, en donde una parte de materia orgánica contenida en los desagües es mineralizada y gasificada, y la otra parte, es asimilada como nuevas bacterias. (Middlebrooks, 1988)
- Operación Sólido-Líquido en el tanque de sedimentación: Los lodos activados deben ser separados del licor mezclado provenientes del tanque de aeración, proceso que se realiza en el tanque de sedimentación, concentrándolos por gravedad. Las finalidades de este proceso es:
Conseguir un efluente clarificado con un mínimo de sólidos suspendidos, y, asegurar el lodo de retorno.
- Descarga del Exceso de Lodos: Con la finalidad de mantener la concentración de los lodos activados en el licor mezclado a un determinado valor, una parte de los lodos son eliminados del sistema a lechos de secado o a espesadores seguidos de filtros mecánicos (filtros prensa, de cinta, etc) para posteriormente disponer el lodo seco como residuo sólido. (Rich & McCarty, 1964)
 - a) **Carga Másica:** Es la relación entre la carga de materia orgánica que entra en el reactor biológico al día y la masa de microorganismos existentes en el mismo. Tiene una relación directa con el rendimiento de depuración que puede dar la planta.
 - b) **Edad del Fango:** Es la relación entre la masa de fangos existentes en la cuba de aireación y la masa de fangos purgados por unidad de tiempo, días normalmente. Según la edad del fango tendremos un cultivo más o menos estable

con mayor o menor capacidad para degradar la DBO. Cada operador debe encontrar la edad de fango adecuada para su planta en concreto dentro de unos rangos que están relacionados con la carga másica. (Rich & McCarty, 1964)

- c) **Carga Volumétrica:** Es la relación entre la masa de materia orgánica que entra en el reactor, por unidad de tiempo y el volumen de la cuba.
- d) **Rendimiento en la Depuración:** Es la relación entre la masa de la materia orgánica eliminada y la del efluente que entra en el reactor biológico.
- e) **Parámetros de Control:** El control se basa en la evaluación y actuación sobre determinados factores relacionados entre sí:

2.4.4.3. Crecimiento Bacteriano

El control efectivo del medio ambiente es que se desarrolla el tratamiento biológico del agua residual se basa en la comprensión de los principios fundamentales que rigen en el crecimiento de los microorganismos. (Bailey, 1986)

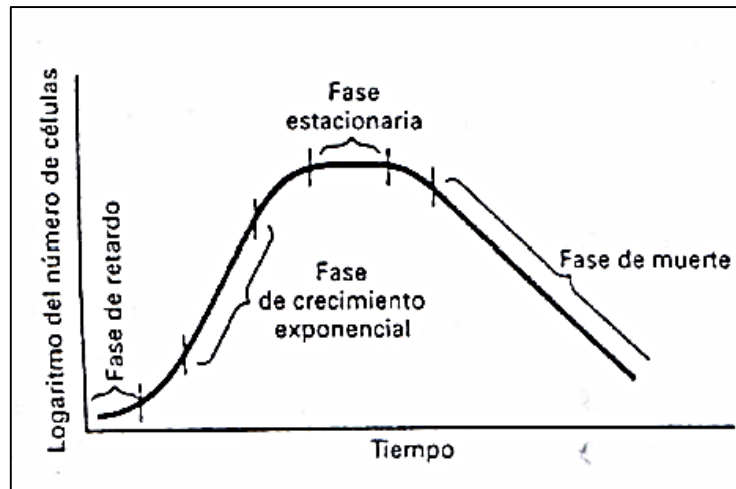
a) Características Principales del Crecimiento en Cultivos Puros

Como se ha indicado anteriormente, las bacterias se pueden reproducir por fisión binaria, sexualmente o por gemación. Por lo general, se reproducen por fisión binaria, es decir por división; la célula original se transforma en dos nuevos organismos. El tiempo necesario para cada fisión, que recibe el nombre de tiempo de generación, puede variar entre días y menos de 20 minutos. (Barnes & Foster, 1983)

b) Crecimiento en Términos de Números de Bacterias

La forma en que se produce el crecimiento de las bacterias en un cultivo discontinuo se ilustra en la Figura 2.12 Inicialmente, se inocua un pequeño número de organismos en un volumen determinado de un medio de cultivo y se registra el número de organismos viable fase de retardo en función del tiempo. El modelo de crecimiento basado en el número de células consta, más o menos, de cuatro fases diferenciadas: (Rojas, 2008)

Figura 2.12 Curva de Crecimiento Bacteriano Típica, en Términos de Número de Bacterias



(Metcalf y Eddy, 1999)

- Fase de retardo: tras la adición de un inoculo a 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 constante de crecimiento porcentual)

- Fase estacionaria: en esta fase , la población permanece constante las razones que se apuntan para la explicación de este fenómeno son los siguientes :
 - Las células han agotado el sustrato a los nutrientes necesarios para el crecimiento.
 - La generación de células nuevas se compensan con las muertes de células viejas.
- Fase de muerte exponencial: durante esta fase, la tasa de mortalidad de bacterias excede la de generación de células nuevas. La tasa de mortalidad suele ser función de la población viable de las características ambientales. En algunos casos, la fase de muerte exponencial se corresponde con la inversa de la fase de crecimiento exponencial. (Rojas, 2008).

CAPÍTULO III

3. PLANTEAMIENTO METODOLÓGICO

3.1. Metodología

3.1.1. Método

La muestra se recolectara en el colector Puente Daniel A. Carrión siendo aguas residuales urbanas provenientes de las calles aledañas como se muestra en la Figura 3.1

Figura 3.1 Plano de Alcantarillado del Colector Puente Carrión



La EPS SEDAM Huancayo S.A. viene emitiendo las aguas residuales de su administración al río Shullcas como se muestra en la Figura 3.1 estos efluentes son provenientes de las diferentes avenidas, calles y pasajes de forma desordenada debido a que no se encuentra estructurado el sistema de alcantarillado de dicha EPS, la empresa SEDAM HUANCAYO S.A. en concordancia a las normas de la Ley General de Recursos Hídricos Ley N° 2933 y al D.S.N° 001-2010-AG, que establece: “las entidades públicas o privadas que realizan vertimiento o rehúso de aguas residuales no autorizadas, podrán acogerse al Programa de Adecuación de Vertimiento y Rehúso de Aguas Residuales-PAVER, presentando ante la Administración Local del Agua la “Declaración Jurada de Vertimiento o Rehúso”; ciñéndose a los requisitos establecidos por la Resolución Jefatural N° 274-2010-ANA de fecha 30 de abril 2010. Logrando obtener su inscripción: situación que se acredita con la correspondiente CONSTANCIA DE INSCRIPCIÓN N° 001 -2010-ANA-ALA-MANTARO-PAVER de fecha 15-SEPT. 2010. Que corresponde al Vertimiento Poblacional de los distritos de Huancayo, El Tambo y Chilca. Provincia de Huancayo, región Junín.

La metodología aplicada con el propósito de remover los nutrientes (nitrógeno y fosforo) de los efluentes de las aguas residuales urbanas proveniente del colector puente Daniel Alcides Carrión- Huancayo. Se realizó en 3 fases:

3.1.1.1. Toma de Muestra

Se localizó el colector puente Daniel Alcides Carrión- Huancayo, Esta descarga se encuentran ubicadas en la zona denominada Puente Carrión, lado Huancayo, la misma que receptiona los desagües de calles próximas a esta zona de descarga, está conformada por

tubería de PVC de diámetro de 8 pulg., esta descarga tiene una antigüedad de 29 años y un caudal aforado de 4.5 L/s. Esta descarga se realiza directamente al río Shullcas, como se muestra en la Figura 3.2

Figura 3.2 Colector Daniel Alcides Carrión Huancayo



Referencia propia

La muestra para la caracterización del análisis químico y físico, se tomó en un frasco limpio e incoloro de 250 mL, con tapa hermética igualmente limpia. El frasco la lavamos con detergente adecuado y se enjuago diez veces con agua destilada para remover cualquier residuo y olores que hubiera en ella.

La muestra tomada se guardó en un envase con hielo la cual la mantenía a una temperatura de 8°C para no alterar el análisis.

Al momento de sacar la muestra, esta se enjuagó tres veces con la misma agua, se llenó completamente y se cerró inmediatamente. Enseguida, etiquetamos el frasco poniéndolo el tipo de análisis, nombre del lugar, fecha y hora.

Para la toma se tuvo que sujetar el frasco con una cuerda formando tres lazos alrededor de ella la cual nos permitió obtener mayor profundidad y seguridad al momento de coger la muestra.

La muestra se tomó en tres diferentes horarios a las 7:00 am, 12:30 pm y 6:00 pm del colector puente Daniel Alcides Carrión lo cual nos dio un resultado de la caracterización físico química de las aguas residuales urbanas.

Tabla 3.1 Parámetros Físicoquímicos de la Caracterización de las Aguas Residuales

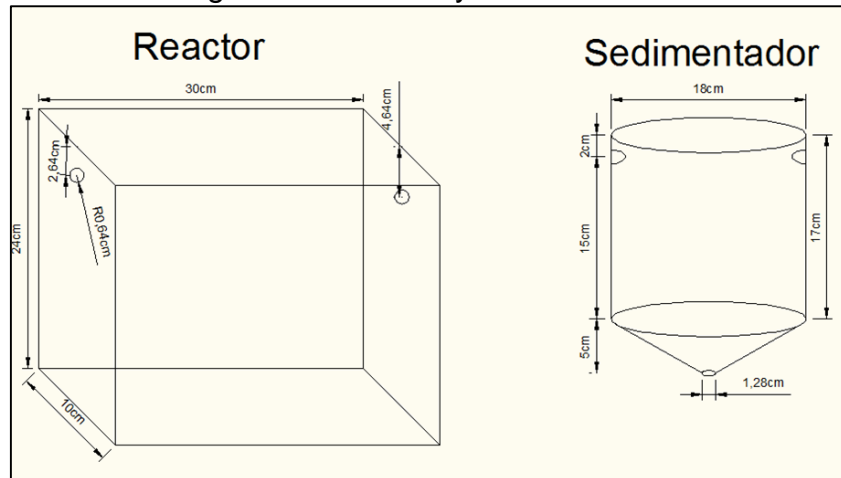
PARÁMETROS	RESULTADOS
pH	7,2
DQO(mg/L)	518,0
DBO(mg/L)	412,0
OD(mg/L)	0,16
SSV(mg/L)	85
SST(mg/L)	289
Olor	desagradable
Color	Oscuro
Temperatura	15°C
Fosfato(mg/L)	17,2
Nitrógeno T (mg/L)	6,16

Posteriormente se recolectaron muestras de 5 litros según los horarios establecidos anteriormente y diariamente para almacenarlos en recipiente de 50 litros que nos sirvió como un tanque de almacenamiento, este muestreo se realizó de forma puntual según observación de campo debido al caudal variable que desembocan del colector.

3.1.1.2. Construcción del Reactor y Adecuación de Lodos

La construcción del reactor fue según las dimensiones del antecedente titulado “EFECTO DE LA TEMPERATURA Y PH EN LA DISMINUCION DE CARGA ORGANICA EN LAS AGUAS URBANAS DEL COLECTOR ZONA DENOMINADA AGUA DE LAS VIRGENES MEDIANTE UN REACTOR DE LODOS ACTIVADOS”, que consiste en un reactor cubico de acrilico con un volumen efectivo de 6 litros y un sedimentador conico acrilico con un volumen efectivo de 4 litros como se muestra en la figura.

Figura 3.3 Reactor y Sedimentador



El reactor y sedimentador se instalaron a un tanque de almacenamiento de ingreso y salida con llaves de compuerta de $\frac{1}{2}$ pulgada y mangueras de goma, terminado la instalación se realizó la prueba hidráulica para encontrar si hubieran fugas.

La adecuación de los lodos se inició con la inoculación de lodos obtenidos de la tesis “EFECTO DE LA TEMPERATURA Y PH EN LA DISMINUCION DE CARGA ORGANICA EN LAS AGUAS URBANAS DEL COLECTOR ZONA DENOMINADA AGUA DE LAS VIRGENES MEDIANTE UN REACTOR DE LODOS ACTIVADOS”, realizado en

la Universidad Nacional del Centro del Perú, ingresando dichos lodos al reactor biológico con la mitad del volumen del agua residual a tratar y la otra mitad con el agua residual del trabajo de investigación ya mencionado por un periodo de 72 horas, luego solo se ingresó el agua residual a tratar con un caudal de 0,167 L/h. Constantemente por un periodo de 60 días, en los cuales se estuvo monitoreando, el pH, oxígeno disuelto, y analizando DQO de ingreso y salida. Dichos parámetros se adecuaron para que se mantuvieran constantes con un, pH de 7,6 a 8,0 ligeramente básico, durante todo el proceso de adecuación, Después de los 60 días la biomasa del reactor tiende a un color marrón oscuro mientras que en el sedimentador de lodos que se obtenían tiene un color marrón claro, esta característica presentan que el reactor se encuentra en condiciones favorables de operación y los microorganismos aclimatados, a partir de obtener una concentración de 160 ppm a 380 ppm de SSVLM (mg/L de sólidos suspendidos volátiles en el licor de mezcla), es otro indicador que nos confirma que los lodos están adecuados.

3.1.1.3. Parte Experimental

La siguiente fase comprende con la descripción de las condiciones de operación del reactor biológico y sedimentador, el trabajo de laboratorio y análisis correspondientes y la determinación de los datos experimentales.

a) Condiciones de Operación del Reactor

Para desarrollar la parte experimental del proyecto de investigación se ha considerado ciertas condiciones de operación del reactor.

Volumen de oxígeno promedio suministrada al reactor: 4000 cm³/min

Temperatura ambiente promedio: 15 °C

Altitud: 3249 msnm

Humedad relativa: 45%

b) Trabajos en el Laboratorio

Es importante el monitoreo del pH, y oxígeno disuelto para mantener las condiciones normales de operación del reactor, los cuales fueron adecuadamente tomados con los equipos correspondientes en el laboratorio de aguas la UNCP

c) Análisis

Los análisis que estimaron para la parte experimental fueron los DQO, Nitrógeno -T y fosfatos después de un tiempo de retención hidráulica respectiva que tuvieron que estar en contacto con la biomasa del agua residual y los lodos dentro del reactor y sedimentador.

d) Determinación de Datos Experimentales

La información resultante de los diversos experimentos según el diseño experimental planteado será evaluada su grado de correlación entre las variables con sus respectivos indicadores para determinar las relaciones entre ellas.

3.1.2. Tipo de la Investigación

El tipo de investigación del presente trabajo es Experimental debido a la variación que se realizara con respecto a las variables independientes.

3.1.3. Nivel de la Investigación

El presente trabajo de investigación presenta un nivel de investigación de correlación entre las variables de operación.

3.2. Diseño de la Investigación

Para la investigación se utilizara un diseño experimental del tipo factorial simple con dos variables y dos niveles para cada variable $2^2 = 4$, por lo tanto se realizara una réplica para cada corrida experimental obteniendo de esta manera 8 pruebas experimentales totales, como se muestra en la siguiente tabla

Tabla 3.2 Diseño Experimental

RunOrder	Concentración de materia orgánica	Caudal	Concentración de materia orgánica (mg/L)	Caudal (L/h)
1	1	1	558,8	0,250
2	-1	-1	327,6	0,167
3	-1	1	539,4	0,250
4	1	-1	321,1	0,167

3.3. Hipótesis de la Investigación

3.3.1. Hipótesis General

La eficiencia de remoción de nitrógeno y fosforo en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión es eficiente mediante un reactor de lodos activado.

3.3.2. Hipótesis Específicas

- La caracterización fisicoquímica del efluente del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión sobrepasan los límites máximos permisibles.

- Se removerá el 75% de nitrógeno en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activado.
- Se removerá el 75% de fosforo en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activados.
- La relación del nitrógeno y fosforo en la remoción de carga orgánica en el tratamiento del agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión es de forma lineal mediante un reactor de lodos activados.

3.4. Variables

3.4.1. Variable Independiente

Caudal (L/h)

Carga Orgánica (mg/L)

3.4.2. Variable Dependiente

Remoción de Nitrógeno y Fósforo (mg/L)

3.5. Cobertura del Estudio.

3.5.1. Universo

Aguas residuales urbanas de la ciudad de Huancayo.

3.5.2. Población

El agua residual urbana del colector Daniel Alcides Carrión de la provincia de Huancayo.

3.5.3. Muestra

Tamaño de la Muestra Representativa.

$N =$ La población es ∞

P : desconocido entonces $P = 0,8$ y $Q = 0,2$

E : recomendable $E = 20\%$

Nivel de confianza = $(1 - \alpha) = 86\%$

$$\alpha = 0,14 \quad \frac{\alpha}{2} = 0,07$$

Grado de significancia $(1 - \frac{\alpha}{2}) = 0,93$

por lo tanto $Z_{10\%} = 1,48$ (tabla Normal)

Reemplazando valores:

$$n_o = \frac{1.48^2 \times 0,8 \times 0,2}{0,25^2} = 5,61 \text{ litros}$$

$$n = \frac{5,61}{1 + \frac{5,61}{\infty}} = 6 \text{ litros}$$

El tamaño de muestra por aleatorio simple puntual es un volumen de 6 litros.

3.5.4. Muestreo

El muestreo es aleatorios simple puntual debido a que la muestra tomada es un lugar representativo, en un determinado momento. El procedimiento para la toma de muestras puntuales se podrá desarrollar a través de la utilización de un muestreador (agua superficial y subterránea) o de un balde (aguas superficiales y vertimientos).

Para el muestreo se determinó un nivel de confianza del 86% debido a la variación del caudal del agua residual que se vierte del colector hacia el rio de igual manera se calculó el Grado de Significancia resultando un 93,33%.

3.6. Técnicas e Instrumentos

3.6.1. Técnicas de la Investigación

Observación de procesos experimentales según la manipulación de las variables, trabajos de investigación realizados con características semejantes, libros de investigación.

3.6.2. Instrumentos de la Investigación

Los instrumentos de investigación son los reportes de los procesos experimentados por el laboratorio correspondiente, los resúmenes de los trabajos de investigación, los reportes de campo.

3.7. Procesamiento Estadístico de la Información.

3.7.1. Estadísticos

Se utilizó un software estadístico denominado Minitab, para los análisis de medidas de dispersión, alfa de Cronbach y correlación de pearson

3.7.2. Representación

Las representaciones de la parte experimental se dieron por medio de reportes de laboratorios y gráficas, las relaciones de variables mediante ecuaciones y los análisis estadísticos según el software estadístico desarrollado.

3.7.3. Técnica de Comprobación de la Hipótesis

Para el trabajo de investigación se utilizó el Análisis de varianza mediante una Anova de Tukey

CAPITULO IV

4. ORGANIZACIÓN, PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1. Resultados

4.1.1. Datos de las Corridas Experimentales

Según el diseño de la investigación se realizó 4 pruebas experimentales dando las condiciones diferentes de cada variable que intervinieron en el trabajo con sus respectivas replicas, según la variación del caudal y la concentración de materia orgánica inicial.

La primera corrida experimental se realizó a las condiciones de estiaje por lo tanto la DQO es alta, el caudal se regulo a 0,250 L/h para el ingreso al reactor, para los análisis de los diferentes parámetros como son el Nitrógeno, fosfato, oxígeno disuelto y pH, se tomó en cuenta la disminución de la materia orgánica en función de la DQO en un determinado tiempo donde se estabiliza la reducción de la materia orgánica, obteniendo los siguientes resultados en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1 Parámetros de Análisis de la Primera Corrida Experimental

Tiempo (Días)	DQO (mg/L)	Nitrógeno-N (mg/L)	Fosforo -P (mg/L)	OD (mg/L)	pH
0	584,5	6,99	18,43	3,24	7,3
1	401,8	4,56	17,12	3,85	7,2
2	312,5	5,02	15,54	3,42	7,4
3	236,4	5,25	12,95	2,90	7,1
4	178,4	5,00	10,46	3,08	7,3
5	114,7	5,26	10,18	3,17	7,6
6	98,5	4,87	9,92	3,95	7,0
7	89,4	4,11	9,52	3,12	7,6

Tabla 4.2 Parámetros de Análisis de la Primera Corrida Experimental-Replica

Tiempo (Días)	DQO (mg/L)	Nitrógeno-N (mg/L)	Fosforo -P (mg/L)	OD (mg/L)	pH
0	533,1	6,25	18,02	3,18	7,1
1	398,5	5,00	16,24	3,16	7,8
2	324,5	5,17	15,11	3,28	7,7
3	275,5	5,32	13,27	2,89	7,5
4	201,4	5,66	11,12	2,15	7,3
5	111,7	5,07	10,01	2,92	7,4
6	92,5	4,21	9,58	3,46	7,6
7	84,6	3,98	9,02	3,07	7,6

La segunda corrida experimental se realizó a las condiciones de estiaje y la DQO es alto, el caudal se regulo a 0,167 L/h para el ingreso al reactor

Tabla 4.3 Parámetros de Análisis de la Segunda Corrida Experimental

Tiempo (Días)	DQO (mg/L)	Nitrógeno-N (mg/L)	Fosforo -P (mg/L)	OD (mg/L)	pH
0	526,2	6,02	17,21	3,42	7,3
1	400,6	5,21	16,23	3,78	7,8
2	332,6	5,02	15,02	2,47	7,4
3	285,5	5,12	14,54	2,87	7,5
4	199,3	4,83	12,25	2,91	7,1
5	126,8	4,08	11,32	3,48	7,1
6	109,6	4,12	10,11	2,99	7,5
7	101,3	4,57	8,12	3,55	7,5

Tabla 4.4 Parámetros de Análisis de la Segunda Corrida Experimental-Replica

Tiempo (Días)	DQO (mg/L)	Nitrógeno-N (mg/L)	Fosforo -P (mg/L)	OD (mg/L)	pH
0	552,6	6,06	17,47	2,88	7,5
1	415,0	5,45	15,98	2,45	7,7
2	312,4	4,86	15,03	3,78	7,5
3	243,1	5,21	14,22	3,54	7,5
4	199,3	5,56	13,58	3,15	7,4
5	123,8	4,22	12,76	2,84	7,1
6	101,4	4,58	11,23	2,99	7,7
7	99,9	4,89	8,05	3,05	7,5

La tercera corrida experimental se realizó a las condiciones de avenida y la DQO es baja, el caudal se regulo a 0,250 L/h para el ingreso al reactor

Tabla 4.5 Parámetros de Análisis de la Tercera Corrida Experimental

Tiempo (Días)	DQO (mg/L)	Nitrógeno-N (mg/L)	Fosforo -P (mg/L)	OD (mg/L)	pH
0	332,5	3,57	14,22	2,94	7,2
1	222,1	4,01	13,43	2,58	7,6
2	179,8	4,59	13,01	2,55	7,8
3	144,2	4,06	12,45	2,21	7,6
4	111,4	3,24	12,52	3,11	7,8
5	100,4	3,01	11,01	3,45	7,6
6	98,5	2,53	10,39	3,12	7,3
7	96,3	2,19	9,55	2,83	7,6

Tabla 4.6 Parámetros de Análisis de la Tercera Corrida Experimental-Replica

Tiempo (Días)	DQO (mg/L)	Nitrógeno-N (mg/L)	Fosforo -P (mg/L)	OD (mg/L)	pH
0	309,7	3,27	14,68	2,48	7,8
1	203,6	3,89	14,05	2,97	7,3
2	159,8	4,24	13,44	3,05	7,0
3	130,2	3,48	12,81	3,42	6,9
4	110,8	3,01	12,07	3,22	7,1
5	99,7	2,58	11,38	3,09	7,4
6	92,4	2,11	10,79	3,16	7,4
7	91,9	1,99	9,93	2,89	7,7

La cuarta corrida experimental se realizó a las condiciones de avenida y la DQO es baja, el caudal se regulo a 0,167 L/h para el ingreso al reactor

Tabla 4.7 Parámetros de Análisis de la Cuarta Corrida Experimental

Tiempo (Días)	DQO (mg/L)	Nitrógeno-N (mg/L)	Fosforo -P (mg/L)	OD (mg/L)	pH
0	342,6	4,84	14,56	3,14	7,0
1	285,6	3,02	13,12	3,06	7,1
2	211,2	4,86	12,24	2,89	7,5
3	132,7	4,99	10,83	2,71	7,6
4	98,3	5,26	8,99	3,24	7,2
5	84,6	6,12	8,02	3,78	7,2
6	81,5	4,25	7,41	3,94	7,5
7	79,3	3,18	6,58	2,95	7,3

Tabla 4.8 Parámetros de Análisis de la Cuarta Corrida Experimental-Replica

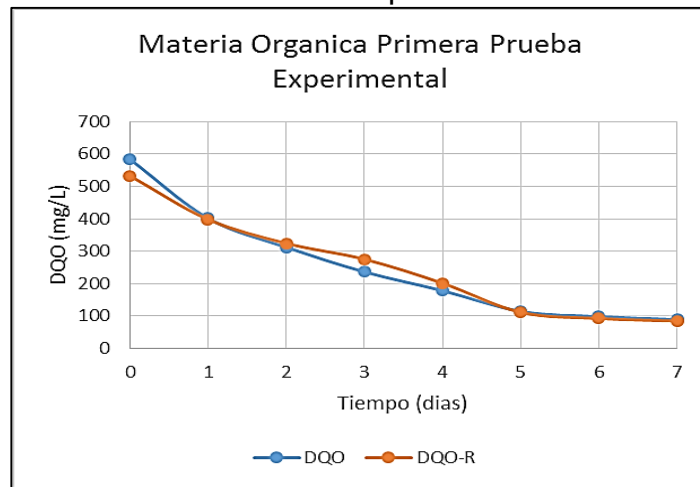
Tiempo (Días)	DQO (mg/L)	Nitrógeno-N (mg/L)	Fosforo -P (mg/L)	OD (mg/L)	pH
0	312,5	5,02	14,08	3,07	7,5
1	241,3	4,16	13,26	2,89	7,2
2	210,4	4,56	11,99	3,12	7,1
3	161,4	4,49	10,41	3,79	7,0
4	112,7	5,05	9,25	3,45	7,2
5	93,5	5,13	8,19	2,99	7,7
6	82,4	4,57	7,32	3,17	7,5
7	75,4	3,25	6,93	2,89	7,6

4.1.2. Representación de la Variación de DQO en el Tiempo

Una de los parámetros para determinar la eficiencia de la remoción de nutrientes (nitrógeno y fosfato), es la materia orgánica relacionado directamente con la DQO (Demanda Química de Oxígeno), en un reactor de lodos activados es importante determinar el comportamiento de los nutrientes en función de la materia orgánica,

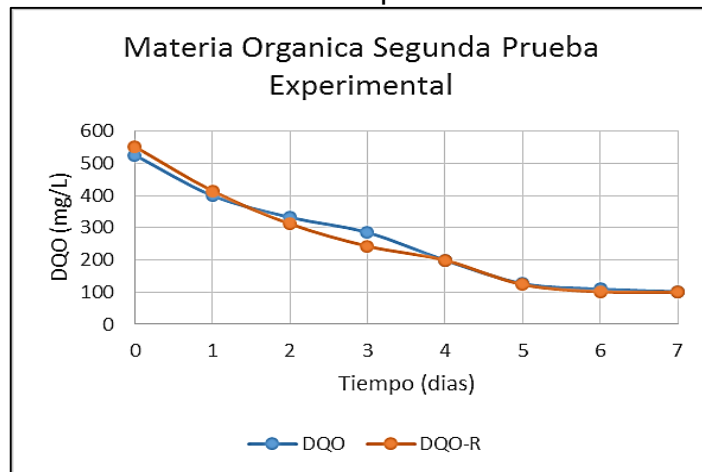
por consecuencia se tomaron datos de DQO en cada prueba experimental con sus respectivas replicas.

Figura 4.1 Comportamiento de Materia Orgánica en la Primera Prueba Experimental



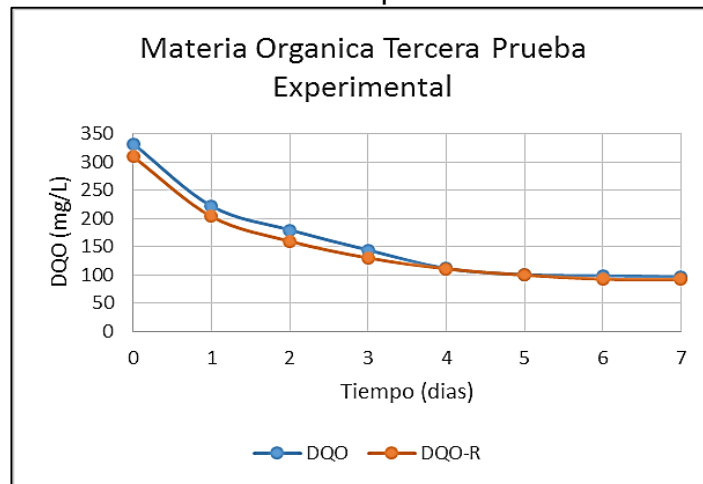
En la Figura 4.1 se observa la disminución de la materia orgánica hasta el quinto día donde luego se hace constante, si el caudal de operación es de 0,250 L/h y la réplica no tiene mucha diferencia con los resultados iniciales.

Figura 4.2 Comportamiento de Materia Orgánica en la Segunda Prueba Experimental



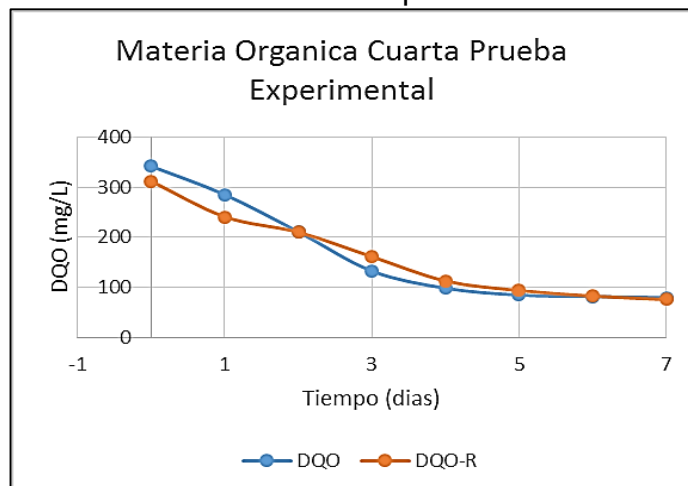
En la Figura 4.2 se observa la disminución de la materia orgánica hasta el quinto día donde luego se hace constante, si el caudal de operación es de 0,167 L/h, de igual manera la réplica no tiene mucha diferencia con los resultados iniciales.

Figura 4.3 Comportamiento de Materia Orgánica en la Tercera Prueba Experimental



En la Figura 4.3 se observa la disminución de la materia orgánica hasta el cuarto día donde luego se hace constante, si el caudal de operación es de 0,250 L/h, de igual manera la réplica no tiene mucha diferencia con los resultados iniciales.

Figura 4.4 Comportamiento de Materia Orgánica en la Tercera Prueba Experimental



En la Figura 4.4 se observa la disminución de la materia orgánica hasta el cuarto día donde luego se hace constante, si el caudal de operación es de 0,167 L/h, de igual manera la réplica no tiene mucha diferencia con los resultados iniciales.

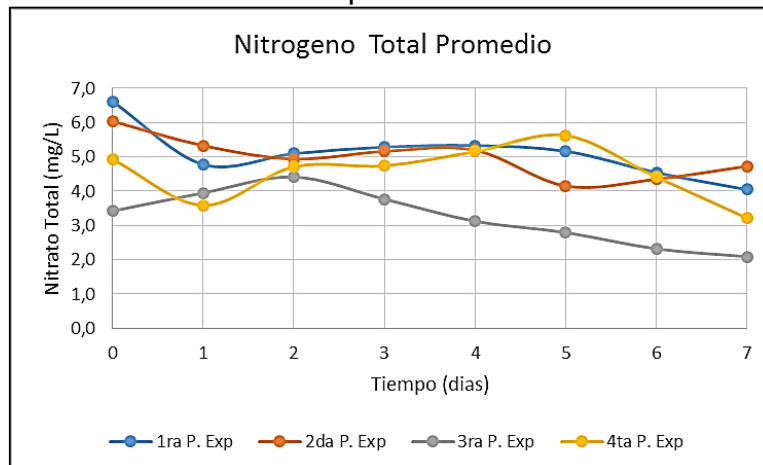
4.1.3. Resultados de Nitrógeno y Fosforo Promedios

Para cada prueba experimental se realizó su réplica correspondiente, por tal motivo se promediaron los resultados para tener mayor representatividad de los resultados que se representan en las siguientes tablas.

Tabla 4.9 Promedios de Nitrógeno de las Corridas Experimentales

Nitrógeno Promedio (mg/L)				
días	1ra P. Exp	2da P. Exp	3ra P. Exp	4ta P. Exp
0	6,6	6,0	3,4	4,9
1	4,8	5,3	4,0	3,6
2	5,1	4,9	4,4	4,7
3	5,3	5,2	3,8	4,7
4	5,3	5,2	3,1	5,2
5	5,2	4,2	2,8	5,6
6	4,5	4,4	2,3	4,4
7	4,0	4,7	2,1	3,2

Figura 4.5 Comportamiento del Nitrógeno en las Pruebas Experimentales

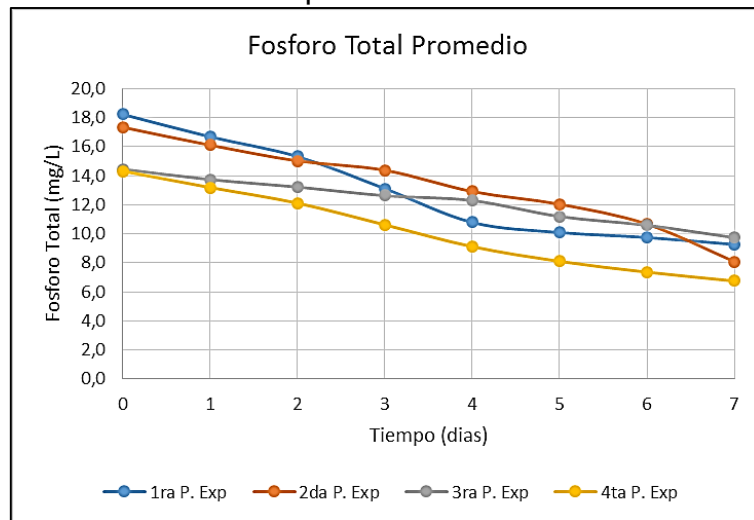


En la Figura 4.5 observamos que el nitrógeno total según van transcurriendo los días tiene una variación de disminución y aumento en cada uno de las pruebas experimentales.

Tabla 4.10 Promedios de Fosforo de las Corridas Experimentales

Fosforo Promedio (mg/L)				
días	1ra P. Exp	2da P. Exp	3ra P. Exp	4ta P. Exp
0	18,2	17,3	14,5	14,3
1	16,7	16,1	13,7	13,2
2	15,3	15,0	13,2	12,1
3	13,1	14,4	12,6	10,6
4	10,8	12,9	12,3	9,1
5	10,1	12,0	11,2	8,1
6	9,8	10,7	10,6	7,4
7	9,3	8,1	9,7	6,8

Figura 4.6 Comportamiento del Fosforo en las Pruebas Experimentales



En la Figura 4.6 observamos que el Fosforo total va disminuyendo según transcurre los días en cada uno de las pruebas experimentales.

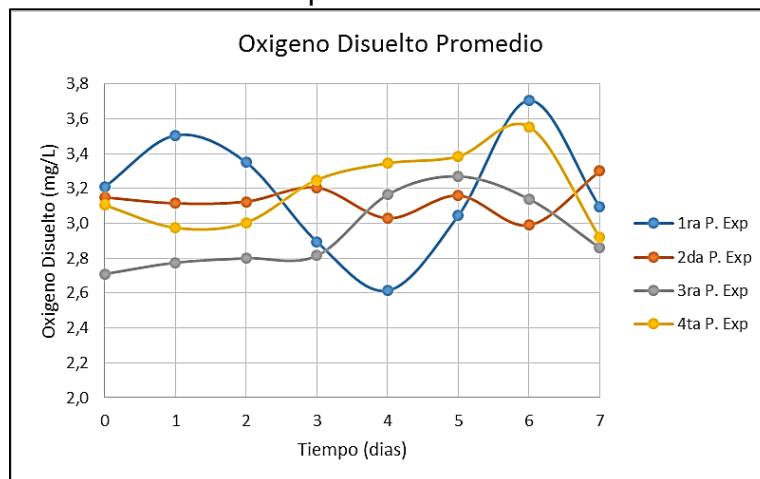
4.1.4. Parámetros de Control en el Reactor de Lodos Activados

Dentro los parámetros intervinientes y de control se encuentra el oxígeno disuelto y el pH quienes tienen que estar dentro de un rango para que el reactor de lodos activados mantenga una operación constante según la norma vigente OS. 090.

Tabla 4.11 Promedios de Oxígeno Disuelto en las Pruebas Experimentales

Oxígeno Disuelto Promedio				
días	1ra P. Exp	2da P. Exp	3ra P. Exp	4ta P. Exp
0	3,2	3,2	2,7	3,1
1	3,5	3,1	2,8	3,0
2	3,4	3,1	2,8	3,0
3	2,9	3,2	2,8	3,3
4	2,6	3,0	3,2	3,3
5	3,0	3,2	3,3	3,4
6	3,7	3,0	3,1	3,6
7	3,1	3,3	2,9	2,9

Figura 4.7 Comportamiento del Oxígeno Disuelto en las Pruebas Experimentales

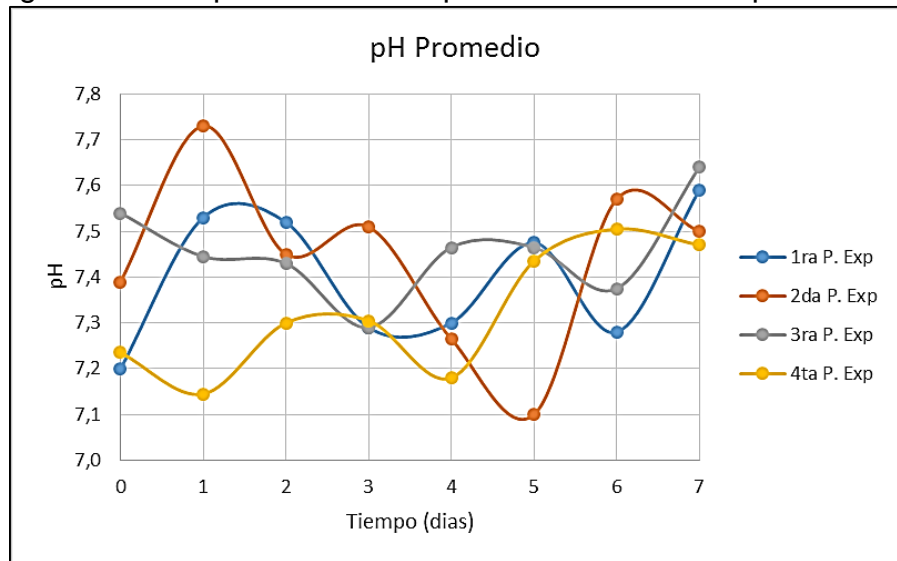


En la Figura 4.7 se muestra el comportamiento del oxígeno disuelto que fluctúa dentro de la norma vigente OS. 090, lo que implica una aireación completa en todo el reactor

Tabla 4.12 Promedios de pH en las Pruebas Experimentales

pH Promedio				
días	1ra P. Exp	2da P. Exp	3ra P. Exp	4ta P. Exp
0	7,2	7,4	7,5	7,2
1	7,5	7,7	7,4	7,1
2	7,5	7,5	7,4	7,3
3	7,3	7,5	7,3	7,3
4	7,3	7,3	7,5	7,2
5	7,5	7,1	7,5	7,4
6	7,3	7,6	7,4	7,5
7	7,6	7,5	7,6	7,5

Figura 4.8 Comportamiento del pH en las Pruebas Experimentales

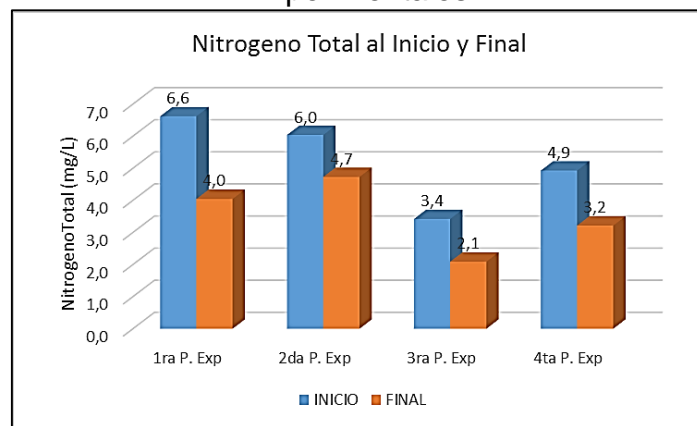


En la Figura 4.8 se muestra el comportamiento del pH que es ligeramente básico en todas las pruebas experimentales y se mantuvo casi constante lo que indica que el proceso en el reactor se encuentra en condiciones favorables debido a que no hubo variaciones extremas manteniéndose dentro de los rangos.

4.1.5. Comportamiento de Nitrógeno y Fosforo en el Proceso de Lodos Activados

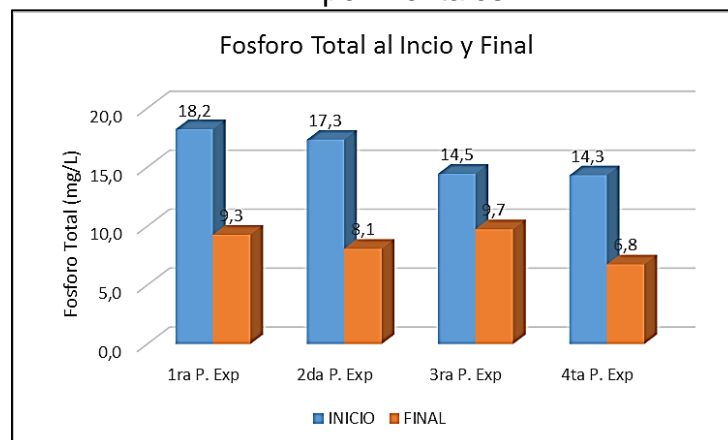
Los resultados de las concentraciones de nitrógeno y fosforo al inicio y final de cada prueba experimental se presentan en las siguientes Figuras.

Figura 4.9 Concentraciones de Nitrógeno de las Pruebas Experimentales



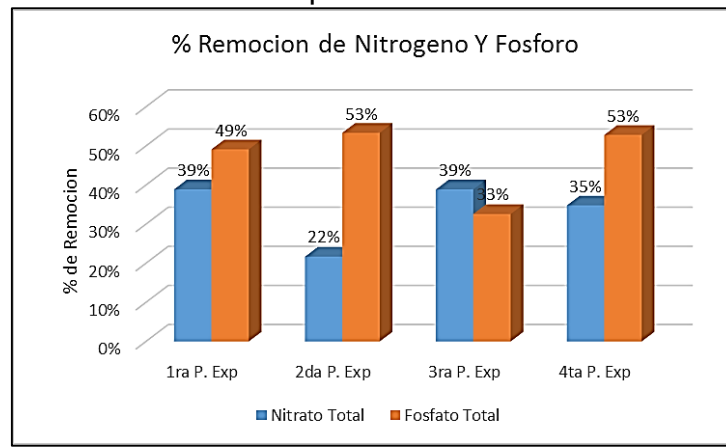
En la Figura 4.9 se observan que las concentraciones iniciales de nitrógeno en la época de estiaje son altas a comparación con los de la época de avenida y las concentraciones se reducen de la salida después del tratamiento realizado.

Figura 4.10 Concentraciones de Fosforo de las Pruebas Experimentales



En la Figura 4.10 se observan que las concentraciones iniciales de fosforo en la época de estiaje con en la época de avenida no son muy diferentes y las concentraciones finales se reducen significativamente durante todo el tratamiento realizado.

Figura 4.11 Remoción de Nitrógeno y Fósforo de las pruebas experimentales

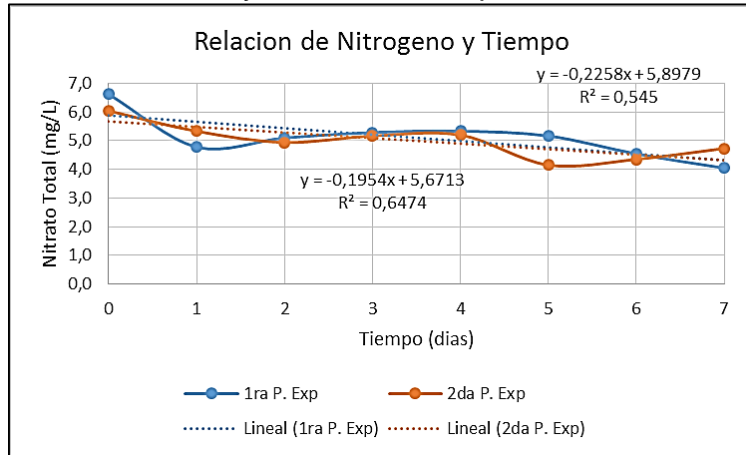


En la Figura 4.11 se observa que las pruebas experimentales 1 y 3 tienen el mayor % de remoción de nitrógeno y las pruebas experimentales 2 y 4 tienen los mayores % de remoción de fosforo cada prueba experimental trabajo a diferentes concentraciones de carga orgánica y el caudal del tratamiento mediante un reactor de lodos activados.

4.1.6. Relación de Nitrógeno y Fosforo con el Tiempo y Carga Orgánica

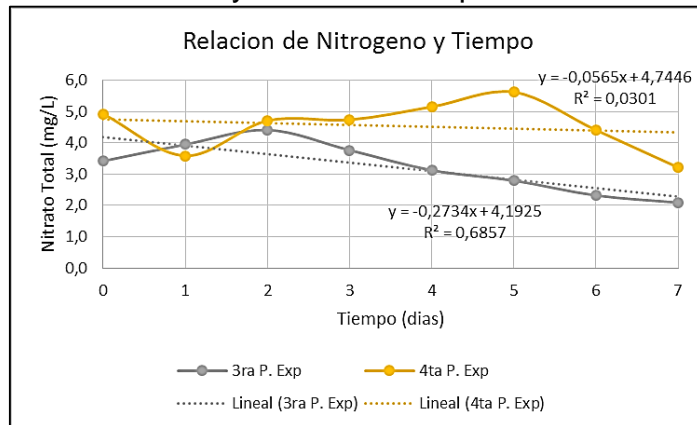
En el tratamiento de las aguas residuales urbanas del colector Daniel Alcides Carrión mediante un reactor de lodos activados se evaluó la relación del tiempo que dura la carga orgánica en degradarse y llegar al tiempo estable con respecto a las concentraciones de nitrógeno total y fosfatos que contiene la muestra recolectadas y la remoción de estos nutrientes.

Figura 4.12 Relación de Concentración de Nitrógeno y Tiempo de la 1ra y 2da Prueba Experimental



En la Figura 4.12 se observa el ajuste lineal para las dos pruebas experimentales obteniendo las ecuaciones de $y = -0,2258x + 5,8979$ con un coeficiente de relación de 0,545 y para la segunda prueba experimental $y = -0,1954x + 5,6713$ con un coeficiente de relación de 0,6474.

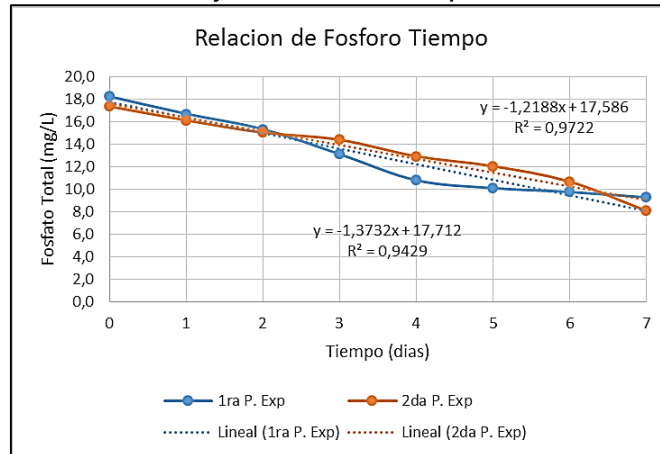
Figura 4.13 Relación de Concentración de Nitrógeno y Tiempo de la 3ra y 4ta Prueba Experimental



En la Figura 4.13 se observa el ajuste lineal para las dos pruebas experimentales obteniendo para la tercera prueba la ecuación $y = -$

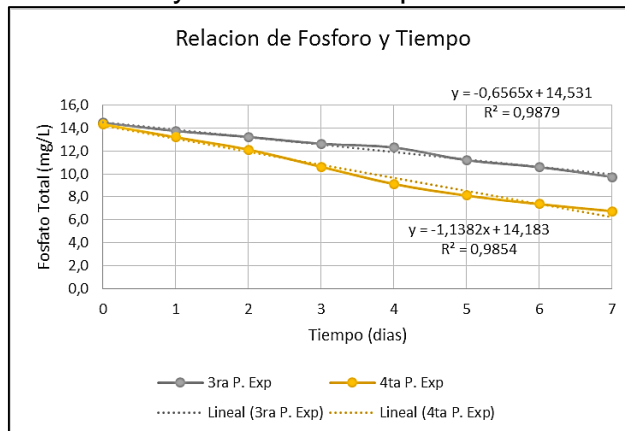
0,0565x+4,7446 con un coeficiente de relación de 0,0301 y para la cuarta prueba experimental $y=-0,2734x+4,1925$ con un coeficiente de relación de 0,6857.

Figura 4.14 Relación de Concentración de Fosforo y Tiempo de la 1ra y 2da Prueba Experimental



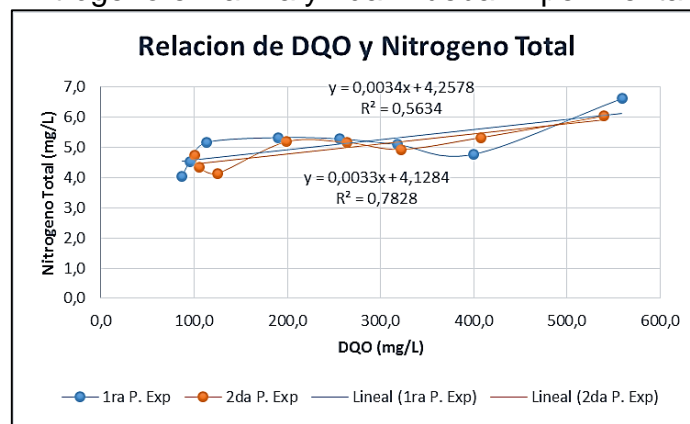
En la Figura 4.14 se observa el ajuste lineal para las dos pruebas experimentales obteniendo las ecuaciones de $y=-1,2188x+17,586$ con un coeficiente de relación de 0,9722 y para la segunda prueba experimental $y=-1,3732x+17,712$ con un coeficiente de relación de 0,9429.

Figura 4.15 Relación de Concentración de Fosforo y Tiempo de la 3ra y 4ta Prueba Experimental



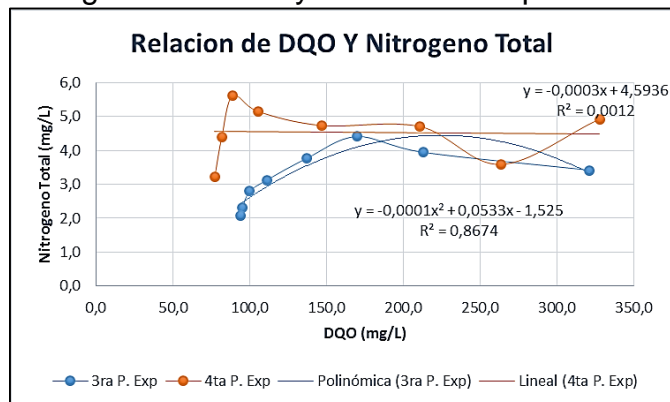
En la Figura 4.15 se observa el ajuste lineal para las dos pruebas experimentales para la tercera prueba obteniendo la ecuación de $y = -0,6565x + 14,531$ con un coeficiente de relación de 0,9879 y para la cuarta prueba experimental $y = -1,1382x + 14,183$ con un coeficiente de relación de 0,9854.

Figura 4.16 Relación de Materia Orgánica y Concentración de Nitrógeno en la 1ra y 2da Prueba Experimental



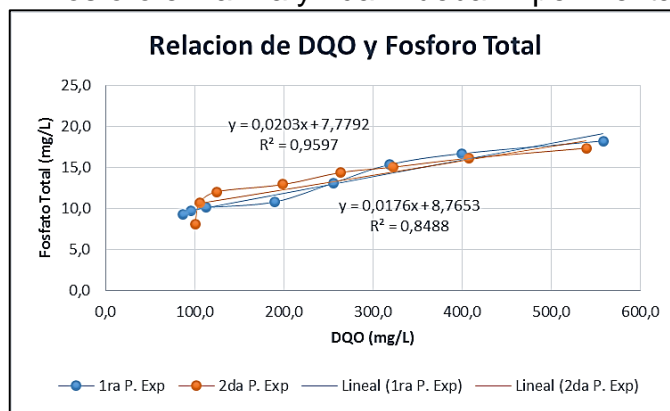
En la Figura 4.16 se observa el ajuste lineal para las dos pruebas experimentales obteniendo las ecuaciones de $y = 0,0034x + 4,2578$ con un coeficiente de relación de 0,5634 y para la segunda prueba experimental $y = 0,0033x + 4,1284$ con un coeficiente de relación de 0,7828.

Figura 4.17 Relación de Materia Orgánica y Concentración de Nitrógeno en la 3ra y 4ta Prueba Experimental



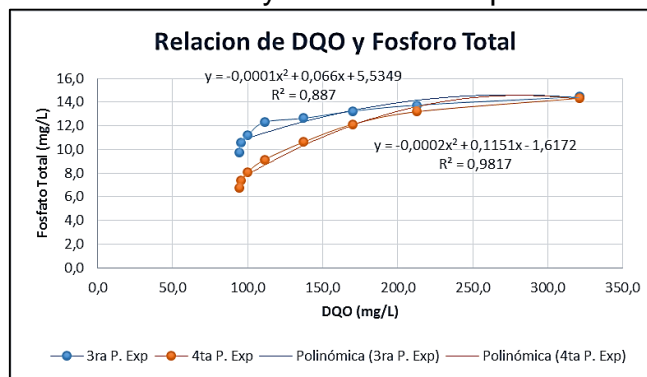
En la Figura 4.17 se observa el ajuste polinomial para la tercera prueba experimental obteniendo las ecuaciones de $y = -0,0001x^2 + 0,0533x - 1,525$ con un coeficiente de relación de 0,8674 y para la cuarta prueba experimental $y = -0,0003x + 4,5936$ con un coeficiente de relación de 0,0012.

Figura 4.18 Relación de Materia Orgánica y Concentración de Fosforo en la 1ra y 2da Prueba Experimental



En la Figura 4.18 se observa el ajuste lineal para las dos pruebas experimentales obteniendo las ecuaciones de $y = 0,0203x + 7,7792$ con un coeficiente de relación de 0,9597 y para la segunda prueba experimental $y = 0,0176x + 8,7653$ con un coeficiente de relación de 0,8488.

Figura 4.19 Relación de Materia Orgánica y Concentración de Fosforo en la 3ra y 4ta Prueba Experimental



En la Figura 4.19 se observa el ajuste polinomial para la tercera prueba experimental obteniendo las ecuaciones de $y = -0,0001x^2 + 0,066x + 5,5349$ con un coeficiente de relación de 0,887 y para la cuarta prueba experimental $y = -0,0002x^2 + 0,1151x - 1,6172$ con un coeficiente de relación de 0,9817.

4.2. Discusión de Resultados

Se caracterizó el efluente del colector Puente Daniel Alcides Carrión recopilando una muestra representativa para su análisis fisicoquímico, teniendo en cuenta los parámetros de pH, DQO, DBO, fosfato, nitrógeno, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos volátiles, sólidos suspendidos totales, olor, color y temperatura, para cada prueba experimental solo se consideró los parámetros de DQO, DBO, fosfato, nitrógeno, oxígeno disuelto y pH.

La remoción de nitrógeno en el tratamiento del aguas residual urbana mediante un reactor de lodos activados en la primera y segunda prueba experimental en la época de estiaje con un caudal de 0,250 L/h se obtuvo un 39% de remoción de nitrógeno y con un caudal de 0,167 L/h se obtuvo un 22% de remoción de nitrógeno respectivamente.

La remoción de nitrógeno en el tratamiento del aguas residual urbana mediante un reactor de lodos activados en la tercera y cuarta prueba experimental en la época de avenida con un caudal de 0,250 L/h se obtuvo un 39% de remoción de nitrógeno y con un caudal de 0,167 L/h se obtuvo un 35% de remoción de nitrógeno respectivamente.

La variación de las concentraciones de nitrógeno fue debido que al iniciar la etapa ocurrió una desnitrificación instantánea, disminuyendo las concentraciones de nitrógeno y luego aumentaban dichas concentraciones un poco con la nitrificación debido a los microorganismos que se generaron en la etapa de sedimentación de lodo, y al final se reducía los nitrógenos.

La remoción de fosforo en el tratamiento del aguas residual urbana mediante un reactor de lodos activados en la primera y segunda prueba experimental en la época de estiaje con un caudal de 0,250 L/h se obtuvo un 49% de remoción de fosforo y con un caudal de 0,167 L/h se obtuvo un 53% de remoción de fosforo respectivamente.

La remoción de fosforo en el tratamiento del aguas residual urbana mediante un reactor de lodos activados en la tercera y cuarta prueba experimental en la época de avenida con un caudal de 0,250 L/h se obtuvo un 33% de remoción de fosforo y con un caudal de 0,167 L/h se obtuvo un 53% de remoción de nitrógeno respectivamente.

La variación de las concentraciones de fosfato en los las pruebas experimentales fueron liberándose del agua residual y acumulándose en los lodos activos debido a la fuente de materia orgánica que estuvo degradando en el reactor.

La relación de la disminución de las concentraciones de nitrógeno en relación al tiempo según las pruebas experimentales se obtuvieron las ecuaciones para la primera prueba $y=-0,2258x+5,8979$ con un coeficiente de relación de 0,545; para la segunda prueba experimental $y=-0,1954x+5,6713$ con un coeficiente de relación de 0,6474; para la tercera prueba experimental $y=-0,0565x+4,7446$ con un coeficiente de relación de 0,0301 y para la cuarta prueba experimental $y=-0,2734x+4,1925$ con un coeficiente de relación de 0,6857, de las cuatro pruebas experimentales la cuarta prueba tiene mayor coeficiente de relación la cual opero a un caudal de 0,167 L/h, siendo la más adecuada.

La relación de la disminución de las concentraciones de fosforo en relación al tiempo según las pruebas experimentales se obtuvieron las ecuaciones

para la primera prueba $y=-1,2188x+17,586$ con un coeficiente de relación de 0,9722 y para la segunda prueba experimental $y=-1,3732x+17,712$ con un coeficiente de relación de 0,9429; para la tercera prueba experimental $y=-0,6565x+14,531$ con un coeficiente de relación de 0,9879 y para la cuarta prueba experimental $y=-1,1382x+14,183$ con un coeficiente de relación de 0,9854.

La relación de la disminución de las concentraciones de nitrógeno en relación a la carga orgánica según las pruebas experimentales se obtuvieron las ecuaciones para la primera prueba $y=0,0034x+4,2578$ con un coeficiente de relación de 0,5634 y para la segunda prueba experimental $y=0,0033x+4,1284$ con un coeficiente de relación de 0,7828, para la tercera prueba experimental obteniendo las ecuaciones de $y=-0,0001x^2+0,0533x-1,525$ con un coeficiente de relación de 0,8674 y para la cuarta prueba experimental $y=-0,0003x+4,5936$ con un coeficiente de relación de 0,0012, de las cuatro pruebas experimentales la tercera prueba tiene mayor coeficiente de relación la cual opero a un caudal de 0,250 L/h, siendo la más adecuada.

La relación de la disminución de las concentraciones de fosforo en relación a la carga orgánica según las pruebas experimentales se obtuvieron las ecuaciones para la primera prueba $y=0,0203x+7,7792$ con un coeficiente de relación de 0,9597 y para la segunda prueba experimental $y=0,0176x+8,7653$ con un coeficiente de relación de 0,8488, para la tercera prueba experimental obteniendo las ecuaciones de $y=-0,0001x^2+0,066x+5,5349$ con un coeficiente de relación de 0,887 y para la cuarta prueba experimental $y=-0,0002x^2+0,1151x-1,6172$ con un coeficiente de relación de 0,9817, de las cuatro pruebas experimentales la cuarta prueba tiene mayor coeficiente de relación la cual opero a un caudal de 0,167 L/h, siendo la más adecuada.

4.3. Contratación de Hipótesis

4.3.1. Análisis de correlación de Pearson y análisis de alpha de Cronbach's

a) Nitrógeno total

Item Analysis of 1ra P. Exp; 2da P. Exp

Correlation Matrix
Pearson correlation of 1ra P. Exp and 2da P. Exp
= 0,688

Item and Total Statistics

Variable	Total		
	Count	Mean	StDev
1ra P. Exp	8	5,107	0,749
2da P. Exp	8	4,988	0,595
Total	8	10,095	1,236

Cronbach's alpha = 0,8149

Interpretación:

Según el análisis estadístico respecto a la relación lineal de los datos experimentales del nitrógeno total podemos observar que la relación es de 0,688 ligeramente positiva y respecto con el alpha de Cronbach's es de 0,8149 garantizando que la fiabilidad los datos obtenidos en las pruebas experimentales.

b) Fosforo total

Item Analysis of 1ra P. Exp; 2da P. Exp

Correlation Matrix
Pearson correlation of 1ra P. Exp and 2da P. Exp
= 0,927

Item and Total Statistics

Variable	Total		
	Count	Mean	StDev
1ra P. Exp	8	12,906	3,464
2da P. Exp	8	13,320	3,028

Total 8 26,226 6,373

Cronbach's alpha = 0,9623

Interpretación:

Según el análisis estadístico respecto a la relación lineal de los datos experimentales del fosforo total podemos observar que la relación es de 0,927 siendo positiva la relación lineal y respecto con el alpha de Cronbach's es de 0,9623 garantizando la fiabilidad de los datos obtenidos en las pruebas experimentales.

4.3.2. Análisis de Anova

a) Nitrógeno total

One-way ANOVA: 1ra P. Exp; 2da P. Exp; 3ra P. Exp; 4ta P. Exp

Method

Null hypothesis All means are equal

Alternative hypothesis At least one mean is different

Significance level $\alpha = 0,05$

Equal variances were assumed for the analysis.

Factor Information

Factor Levels Values

Factor 4 1ra P. Exp; 2da P. Exp; 3ra P. Exp; 4ta P. Exp

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Factor	3	12,96	4,3205	9,14	0,000
Error	24	11,35	0,4728		
Total	27	24,31			

Interpretación:

Según el análisis de anova y el valor P-value tiene un valor de 0,000 siendo menor al valor de significancia de 0,05 por lo tanto se rechaza la hipótesis de la remoción de nitrógeno

Model Summary

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
0,687641	53,32%	47,48%	36,46%

Means

Factor	N	Mean	StDev	95% CI
1ra P. Exp	7	4,891	0,468	(4,355; 5,428)
2da P. Exp	7	4,837	0,449	(4,301; 5,374)
3ra P. Exp	7	3,209	0,870	(2,673; 3,746)
4ta P. Exp	7	4,492	0,845	(3,956; 5,029)

Pooled StDev = 0,687641

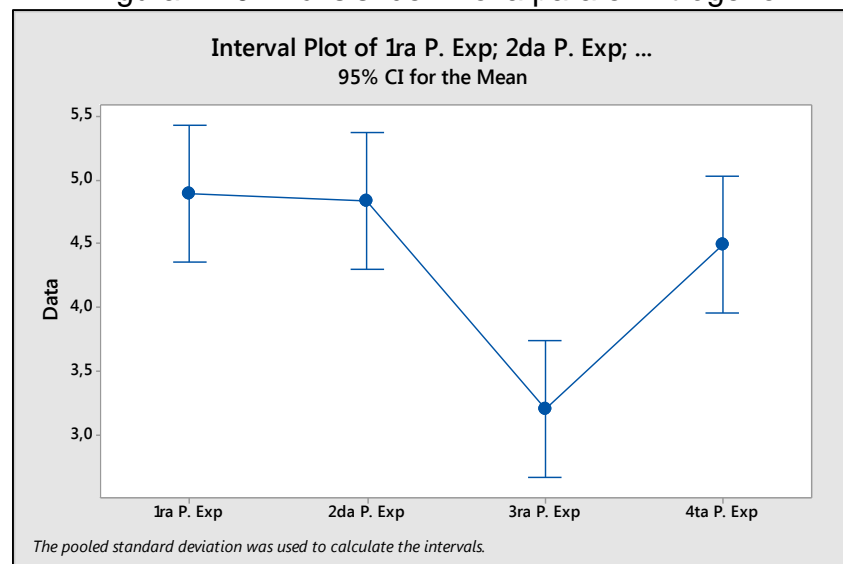
Fisher Pairwise Comparisons

Grouping Information Using the Fisher LSD Method and 95% Confidence

Factor	N	Mean	Grouping
1ra P. Exp	7	4,891	A
2da P. Exp	7	4,837	A
4ta P. Exp	7	4,492	A
3ra P. Exp	7	3,209	B

Means that do not share a letter are significantly different.

Figura 4.20 Análisis de Anova para el Nitrógeno



Interpretación:

Según la Figura 4.20 se observa que la media de los cuatro pruebas experimentales la tercera es la que se excluye debido a que esta fuera de los intervalos de confianza

b) Fosforo total

One-way ANOVA: 1ra P. Exp; 2da P. Exp; 3ra P. Exp; 4ta P. Exp

Method
Null hypothesis All means are equal
Alternative hypothesis At least one mean is different
Significance level $\alpha = 0,05$
Equal variances were assumed for the analysis.

Factor Information
Factor Levels Values
Factor 4 1ra P. Exp; 2da P. Exp; 3ra P. Exp; 4ta P. Exp

Analysis of Variance

Source	DF	Adj SS	Adj MS	F-Value	P-Value
Factor	3	39,69	13,231	2,18	0,117
Error	24	145,87	6,078		
Total	27	185,57			

Model Summary

Interpretación:

Según el análisis de anova y el valor P-value tiene un valor de 0,117 siendo mayor al valor de significancia del 0,05 por lo tanto se acepta la hipótesis de la remoción de fosforo total.

S	R-sq	R-sq(adj)	R-sq(pred)
2,46537	21,39%	11,56%	0,00%

Means

Factor	N	Mean	StDev	95% CI
1ra P. Exp	7	12,15	2,93	(10,22; 14,07)

2da P. Exp	7	12,75	2,76	(10,82; 14,67)
3ra P. Exp	7	11,916	1,455	(9,993; 13,840)
4ta P. Exp	7	9,610	2,443	(7,687; 11,533)

Pooled StDev = 2,46537

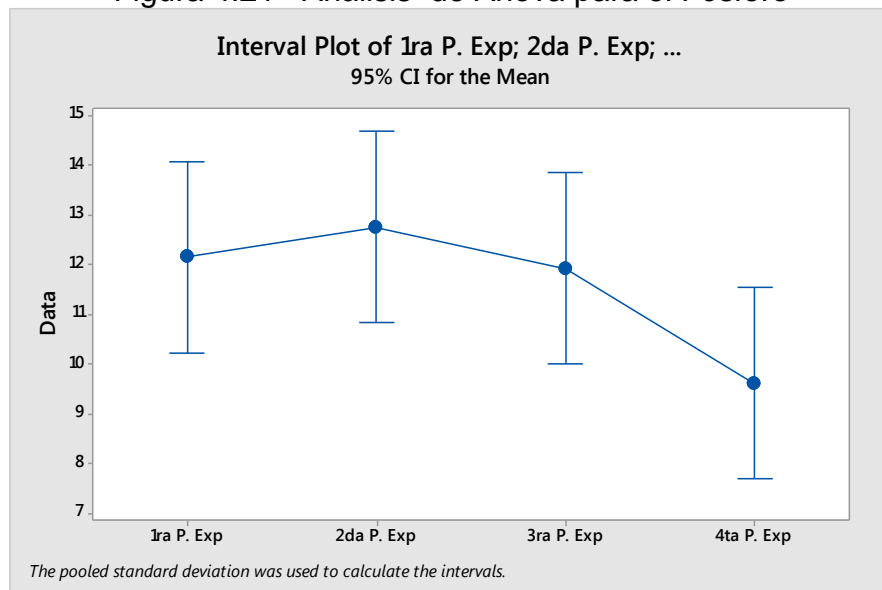
Fisher Pairwise Comparisons

Grouping Information Using the Fisher LSD Method and 95% Confidence

Factor	N	Mean	Grouping
2da P. Exp	7	12,75	A
1ra P. Exp	7	12,15	A B
3ra P. Exp	7	11,916	A B
4ta P. Exp	7	9,610	B

Means that do not share a letter are significantly different.

Figura 4.21 Análisis de Anova para el Fósforo



Interpretación

Según la Figura 4.21 se observa que la media de los cuatro pruebas experimentales que se encuentran dentro de los intervalos de confianza.

CONCLUSIONES

- Se caracterizó el efluente del colector Puente Daniel Alcides Carrión recopilando una muestra representativa obteniendo los parámetros de pH=7,2; DQO (mg/L)=518,0; DBO (mg/L)=412,0; OD (mg/L)=0,16; SSV (mg/L)=85; SST (mg/L)=289; Olor=desagradable; Color=Oscuro; Temperatura=15°C; Fosforo (mg/L)=17,2; Nitrógeno total (mg/L)= 6,16.
- La remoción de nitrógeno total en el tratamiento del aguas residual urbana mediante un reactor de lodos activados fue de un 39% con un caudal de operación 0,250 L/h en épocas de estiaje y un 39% con un caudal de operación de 0,250 L/h en épocas de avenida, siendo los mayor porcentaje de las cuatro pruebas experimentales.
- La remoción de fosforo total en el tratamiento del aguas residual urbana mediante un reactor de lodos activados fue de un 53% con un caudal de operación 0,167 L/h en épocas de estiaje y un 53% con un caudal de operación de 0,167 L/h en épocas de avenida, siendo los mayor porcentaje de las cuatro pruebas experimentales.
- La relación de la disminución de las concentraciones de nitrógeno en relación al tiempo según las pruebas experimentales se obtuvo la ecuación Nitrógeno $= -0,2734 * \text{tiempo} + 4,1925$ con un coeficiente de relación de 0,6857, siendo el coeficiente de relación más cercano a la unidad, La relación de la disminución de las concentraciones de fosforo en relación al tiempo según las pruebas experimentales se obtuvo la ecuación Fosforo $= -0,6565 * \text{tiempo} + 14,531$ con un coeficiente de relación de 0,9879 siendo el coeficiente de relación más cercano a la unidad.

- La relación de la disminución de las concentraciones de nitrógeno en relación a la carga orgánica según las pruebas experimentales se obtuvo la ecuación $\text{Nitrógeno} = -0,0001 \cdot \text{tiempo}^2 + 0,0533 \cdot \text{tiempo} - 1,525$ con un coeficiente de relación de 0,8674 siendo el coeficiente de relación más cercano a la unidad, La relación de la disminución de las concentraciones de fosforo en relación a la carga orgánica según las pruebas experimentales se obtuvo la ecuación $\text{Fosforo} = -0,0002 \cdot \text{tiempo}^2 + 0,1151 \cdot \text{tiempo} - 1,6172$ con un coeficiente de relación de 0,9817, siendo el coeficiente de relación más cercano a la unidad

RECOMENDACIONES

- Un análisis microscópico nos ayudaría en la identificación del tipo de microorganismos presentes en el tratamiento biológico, y el tipo de bacteria aerobia que gobierna el proceso, con el fin de identificar las fases del Crecimiento Microbiano.
- Se recomienda realizar una caracterización fisicoquímica del lodo generado en el proceso biológico con el propósito de plantear alternativas de tratamiento (si fuese necesario) antes de su disposición final.
- Usar una fuente de carbono externa y aumentar el tiempo de reacción en el proceso.

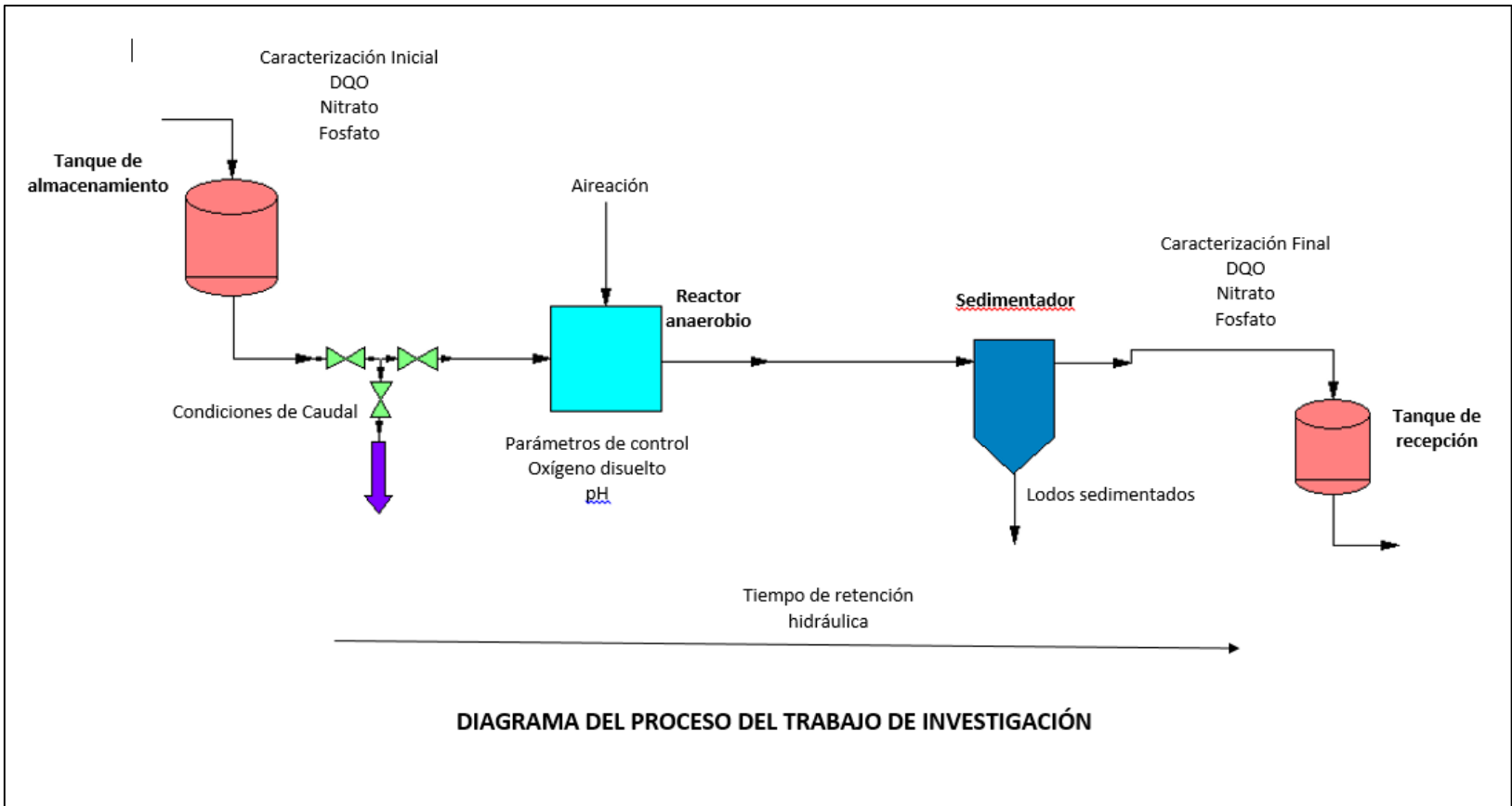
BIBLIOGRAFÍA

1. Ambiente, M. D. (2010). "Plan Nacional De Acción Ambiental". Obtenido De <Http://Cdam.Minam.Gob.Pe/Novedades/Planaapreliminar.Pdf>
2. Bailey, J. (1986). Biochemical Engineerinf Fundamentals. Madrid: Mccraw Hill.
3. Barbosa, J. (2007). "Lodos Activados". Lima: Mc Graw Hill.
4. Barnes, D., & Foster, C. (1983). Oxidation Ditches In Wastewater Treatment. Pitman Books.
5. Belhateche, D. (1995). "Choose Appropriate Wastewater Treatment Technologies". Chem. Eng.
6. Belhateche, D. (Agosto De 1995). "Choose Appropriate Wastewater Treatment Technologies". Obtenido De [Http:// Wwww.Fcyt.Umss.Edu.Bo/Docentes/29/Practicas/ Practica10.Pdf](Http://Www.Fcyt.Umss.Edu.Bo/Docentes/29/Practicas/ Practica10.Pdf).
7. Chuang, S.-H. (1995). Kinetic Competition Between Phosphorus Release And Denitrification On. Alexandría, Eua: Sci Tech.
8. Cisterna, P. (2003). Ingeniería Y Tratamiento De Aguas Residuales. Concepción: Universidad Del Bío Bío, Facultad De Ingeniería.
9. Clair N. Sawyer, P. L. (2000). "Química Para Ingeniería Ambiental". Mc Graw Hill.
10. Clair N. Sawyer, P. L. (2000). "Química Para Ingeniería Ambiental (4ta Ed.)". Lima: Mc Graw Hill .
11. Da Cámara L., H. M. (2000). "Manual De Diseño Para Plantas De Tratamiento De Aguas Residuales Alimenticias". Obtenido De Miniproyecto De Ingeniería Química: Http://Www.Frbb.Utn.Edu.Ar/Carreras/Efluentes/Manual_Tratamiento.Pdf.
12. Eckenfelder W, G. A. (1972). Scale –Up Ofbiological Wastewater Treatmet Reactor. Verlag New York: T.K. Ghose.
13. Eckenfelder W, G. A. (1972). Up Ofbiological Wastewater Treatmet Reactor. Scale.
14. Eddy., M. &. (1995). Ingeniería De Aguas Residuales, Tratamiento Vertido Y Reutilización . Madrid: Mcgraw-Hill.
15. Erazoj, C. L. (2000). Planta De Tratamiento De Agua Residuales Enla Universidad Nacional Mayor De San Marcos. Lima –Perú.
16. Herrera L, Y. S. (2007). Tratamiento Biologico De Efluentes De Industrias Procesadoras De Cangrejo Azul Usando Lodos Activados. Caracas: Inci .

17. Herrera, H. M. (1977). Sistema De Lodos Activados Como Sistema De Tratamiento De Líquidos Residuales Domésticos En Zonas Tropicales. Caracas: Universidad Central De Venezuela Caracas.
18. Herrera, H. M. (1977). Sistema De Lodos Activados Como Sistema De Tratamiento De Líquidos Residuales Domésticos En Zonas Tropicales. Venezuela Caracas.
19. Ingeniería Y Ciencias Ambientales, M. L. (1995 Mcgraw-Hill Interamericana 392-395). Agua Residuales.
20. Mackenzie L. Davis, S. J. (2001). Ingeniería Y Ciencias Ambientales. España: Mcgraw-Hill.
21. Mara Y Cairncross. (1990)). Aguas Residuales Y Tratamiento De Efluentes Cloacales. Lima: G.E.I.A. – U.T.N.
22. Mardones, R. (2004). Comportamiento Empírico De La Recirculación De Lodos En La Operación De Sedimentadores Secundarios En Un Proceso De Fangos Activos . Concepción: Universidad Del Bío Bío, Facultad De Ingeniería.
23. Méndez L, M. V. (2004). “Tratamiento De Aguas Residuales Mediante Lodos Activados A Escala De Laboratorio”. Lima – Perú: Universidad Mayor De San Marcos.
24. Méndez L, M. V. (2004). “Tratamiento De Aguas Residuales Mediante Lodos Activados A Escala De Laboratorio”. Figmmg Universidad Mayo De San Marcos, 2.
25. Metcalf Y Eddy. (1995). Ingeniería Sanitaria: Tratamiento, Evacuación Y Reutilización De Aguas Residuales. España: Mcgraw-Hill.
26. Metcalf Y Eddy. (1999). Ingeniería De Aguas Residuales, Tratamiento Vertido Y Reutilización. Mcgraw-Hill.
27. Middlebrooks, E. (1988). Review Of Rock Filters For The Upgrade Of Lagoon Effluents. Jwpcf.
28. Perez”, M. L. (1984). Remocion De Fosforo Y Nitrogeno En Aguas Residuales Utilizando Un Reactor Discontinuo Secuencial (Sbr). Femisca, 24-32.
29. Ranzano, E. (1999). Eliminacion De Fosforo En Las Aguas Residuales . Mexico.
30. Rich, L., & Mccarty, P. (1964). Anaerobic Waste Treatment Fundamentals. Madrid: Public Works.
31. Rincones, M. A. (1997). Diseño Y Construcción De Un Reactor Biológico De Cargas. Venezuela: Wat. Res.

32. Rojas, J. A. (2008). Tratamiento De Aguas Residuales. Bogota: Nuevas Ediciones Ltda.
33. Saenz, F. (1985). Lagunas De Estabilizacion Y Otros Sistemas Simplificado Para El Tratamiento De Aguas Residuales . Lima: Cepis.
34. Séller, P. K. (1999). Study Of Factors Affecting Simultaneous Nitrification And Denitrification. Sci. Tech.
35. Yasuhiko, J. (1969). Cation- Dependent Flocculation In A Flavobacterium Species Predominant In Activated Sludge. Londres: Soc Chem.

ANEXOS



Adecuación de Lodos en el Reactor de Lodos Activos



Sistema de Tratamiento por Lodos Activados.



Sedimentación de Agua Residual Tratada



Flóculos en el Decantador del Sistema de Tratamiento.



Aireación en el Reactor



Preparación de Soluciones para los Análisis



Estandarización de Soluciones para los Análisis de Nitrógeno y Fosforo



Análisis de DQO (Demanda Química de Oxígeno)



Medición de pH y Oxígeno Disuelto



Análisis de Nitrógeno y Fosforo

