

**Universidad Católica de Santa María**  
**Escuela de Postgrado**  
**Doctorado en Ciencias Ambientales**



**IMPLEMENTACIÓN DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS  
RESIDUALES POR EL MÉTODO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN  
EN EL DISTRITO DE ECHARATI LA CONVENCION-CUSCO 2016**

**Tesis presentada por el Magíster:  
Gonzales Medina, Ronny Ivan  
Para optar el grado académico de:  
Doctor en Ciencias Ambientales  
Asesor: Dr. Bocardo Delgado, Edwin**

**Arequipa - Perú  
2018**

**DICTAMEN DE BORRADOR DE TESIS PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE DOCTOR  
EN CIENCIAS AMBIENTALES**

Sr. Dr.:

Hugo Tejada Pradell

Director de la Escuela de Postgrado de la UCSM

Presente-

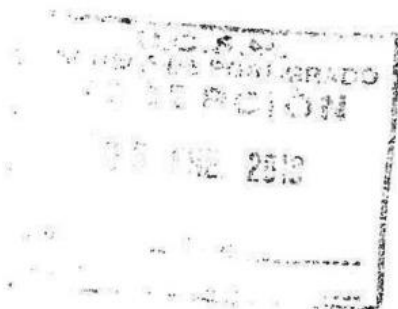
De mi mayor consideración:

En atención al nombramiento como dictaminador del Borrador de Tesis presentado por el Magister Ronny Ivan Gonzales Medina debo manifestar que ya se han levantado las observaciones formuladas a dicho documento y se encuentra apto para su sustentación, por lo que doy mi dictamen aprobatorio.

Atentamente

Arequipa 03 de enero del 2018

  
Dr. Gonzalo Dávila del Carpio



**DICTAMEN**

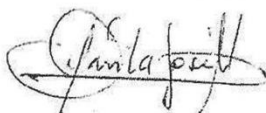
PARA : DR. HUGO TEJADA PRADELL  
DIRECTOR DE LA ESCUELA DE POSTGRADO DE LA UCSM  
DE : DR. BENJAMIN JOSE DAVILA FLORES  
FECHA : 5 de enero 2018

=====

VISTO EL BORRADOR DE TESIS PRESENTADO POR EL BR. GONZALES MEDINA, RONNY YVAN para optar el Grado Académico de DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES

IMPLEMENTACION DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES POR EL METODO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION EN EL DISTRITO DE ECHARATI, LA CONVENCION –CUSCO, 2016.

Y habiendo levantado las observaciones planteadas, soy de la opinión que puede pasar a sustentación, salvo mejor parecer.



**DR. BENJAMIN JOSE DAVILA FLORES**

**DOCENTE DE POSTGRADO**



**DICTAMEN BORRADOR DE TESIS**

Arequipa, 15 de diciembre del 2017

**Sr. Dr.**

**HUGO TEJADA PRADELL**

**Director de la Escuela de Postgrado de la UCSM**

**Presente.-**

Tengo el agrado de dirigirme a usted para saludarlo y a su vez poner en conocimiento que el maestro GONZALES MEDINA RONNY IVAN ha presentado su borrador de tesis titulado **IMPLEMENTACION DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES POR EL METODO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION EN LE DISTRITO DE ECHARATI LA CONVENCION – CUSCO 2017** el cual soy de la opinión debe pasar a exposición.

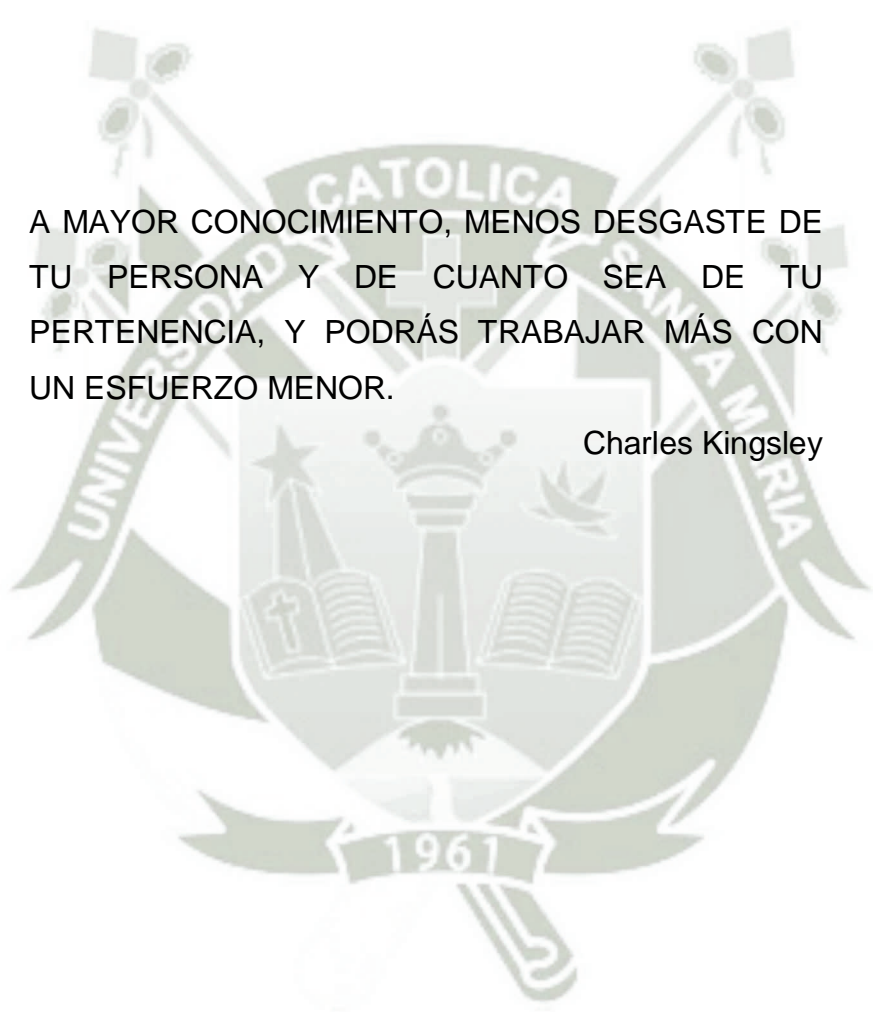
Sin otro particular, aprovecho la oportunidad para reiterar los sentimientos de mi mayor consideración.

Atentamente,



Dr. Edwin Bocardo Delgado

LA PERSEVERANCIA HACE DE QUE LOGRES LO QUE  
BUSCAS CONSEGUIR: A LA MEMORIA DE MI PADRE  
MÁXIMO WILFREDO DE MI HERMANA LUZ MARGARITA  
QUE DESDE LA ETERNIDAD ME ILUMINAN. A MI HIJO  
POR EL SER EL MOTOR DE SEGUIR ADELANTE A MI  
ESPOSA POR APOYARME Y ENTENDERME. A MI  
MADRE POR ESTAR SIEMPRE AHÍ, A MI HERMANA. Y  
POR SER PARTICIPE DEL INICIO Y CULMINACIÓN DE  
ESTE TRABAJO A UN AMIGO CHRISTIAN GUERRA.  
GRACIAS DIOS POR TODO LO QUE ME SIGUES  
DANDO.



A MAYOR CONOCIMIENTO, MENOS DESGASTE DE  
TU PERSONA Y DE CUANTO SEA DE TU  
PERTENENCIA, Y PODRÁS TRABAJAR MÁS CON  
UN ESFUERZO MENOR.

Charles Kingsley

## ÍNDICE

RESUMEN	
ABSTRACT	
INTRODUCCIÓN	
CAPÍTULO I GENERALIDADES .....	1
1. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS MEDIANTE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN .....	1
1.1. Sistemas Lagunares .....	2
1.2. Lagunas de estabilización .....	3
1.3. Microbiología Lagunas de estabilización .....	4
1.3.1 Bacterias .....	4
1.3.2 Fitoplancton .....	5
1.3.3 Benthos .....	6
1.4. Lagunas anaerobias .....	7
1.5. Laguna facultativa .....	9
1.6. Laguna de maduración .....	10
2. FACTORES DE INFLUENCIA EN LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN .....	11
2.1. Fotosíntesis .....	11
2.2. Oxígeno disuelto .....	13
2.3. pH .....	13
2.4. Radiación solar .....	14
2.5. Viento .....	14
2.6. Precipitación .....	15
2.7. Temperatura .....	15
2.8. Temperatura y su relación con las algas .....	16
2.9. Correlación Temperatura Aire Agua .....	16
2.10. Nutrientes .....	18
3. REMOCIÓN DE NUTRIENTES .....	18
3.1. Tiempo de retención hidráulica .....	20
3.2. Sedimentación de lodos .....	21

3.3.	Mamparas o Baffles .....	21
3.4.	Profundidad y Tamaño .....	21
3.5.	Sulfuros.....	23
3.6.	DBO y sólidos suspendidos .....	24
4.	DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	24
4.1.	Degradación anaerobia de la materia orgánica .....	25
4.1.1.	Hidrólisis .....	25
4.1.2.	Acidogénesis .....	25
4.1.3.	Acetogénesis .....	25
4.1.4.	Metanogénesis .....	26
4.2.	Sulfato Reducción.....	29
5.	LAGUNAS FACULTATIVAS .....	31
5.1.	Fundamentos de la depuración de lagunas facultativas .....	33
5.1.1.	Zona Fótica .....	35
5.1.2.	Zona Heterótrofa o Facultativa .....	35
5.1.3.	Zona Anaerobia.....	36
5.2.	Factores que afectan a la depuración en lagunas facultativas	37
5.2.1.	Factores físicos .....	37
5.2.1.1.	Estratificación.....	37
5.2.1.2.	Flujo a través de las lagunas.....	39
5.2.1.3.	Profundidad .....	39
5.2.2.	Factores químicos y bioquímicos.....	40
5.2.2.1.	pH.....	40
5.2.2.2.	Oxígeno disuelto .....	41
5.2.2.3.	Nutrientes .....	41
5.2.2.4.	Ciclo del nitrógeno .....	42
5.2.2.5.	Ciclo del fósforo .....	44
5.2.2.6.	Ciclo del azufre .....	45
5.2.2.7.	Sedimentos.....	46
5.3.	Seres vivos en las lagunas facultativas .....	47
5.3.1.	Microalgas presentes en sistemas lagunares de tratamiento .....	47

5.3.2. Biología de las algas .....	47
5.3.3. Procesos de algas en sistemas lagunares.....	48
5.3.4. Diversidad de las algas .....	49
5.3.5. Crecimiento de microalgas .....	50
5.3.6. Tasa de crecimiento .....	51
5.3.7. Parámetros que influyen en el crecimiento de las algas	
52	
5.3.7.1. Luz.....	52
5.3.7.2. Nutrientes .....	53
5.3.7.3. Protozoos.....	54
6. LAGUNAS DE MADURACION O PULIMENTO .....	54
6.1 Parámetros de diseño de las lagunas de maduración .....	56
6.2. Eliminación de patógenos en lagunas de maduración.....	56
CAPÍTULO II PLANTEAMIENTO OPERACIONAL .....	59
CAPÍTULO III RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	72
1. PERIODO DE DISEÑO.....	72
1.1. Población de Diseño .....	72
1.2. Dotación de agua .....	73
1.2.1. Consumo Medio Diario ( $Q_m$ ) .....	74
1.3. Caudal de Contribución de Alcantarillado ( $C$ ).....	74
1.4. Caudal Promedio de Desagüe ( $Q_D$ ) .....	74
2. DISEÑO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN.....	76
2.1. Anaerobias.....	76
2.2. Facultativas.....	76
2.3. Maduración .....	76
2.4. Componente de las Aguas Residuales .....	76
2.5. Obras de Llegada .....	77
2.5.1. Rejas .....	77
2.5.2. Desarenador.....	77
2.5.3. Medidor de caudal .....	77
3. DISEÑO PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES..78	
3.1. Parámetros de diseño. ....	78

4.	CRITERIOS DE DISEÑO.....	79
4.1.	Sistema lagunar.....	79
4.2.	Constantes de diseño.....	81
4.3.	Anteproyecto funcional.....	82
4.3.1.	Caja disipadora de presión.....	82
4.3.2.	Pretratamiento.....	83
4.3.2.1	Canal de rejas.....	83
4.3.2.2	Canal desarenador.....	85
4.3.2.3	Canal de medición Parshall.....	88
4.4.	Lagunas de estabilización.....	90
4.4.1	Laguna anaerobia.....	90
4.4.2	Laguna facultativa.....	92
4.4.3	Laguna de maduración.....	94
5.	BALANCE DE MASA.....	97
5.1.	Laguna anaerobia.....	97
5.2.	Laguna Facultativa.....	97
5.3.	Laguna de maduración.....	98
	CONCLUSIONES.....	103
	RECOMENDACIONES.....	104
	BIBLIOGRAFÍA.....	105
	ANEXOS.....	109

## RESUMEN

El sistema de tratamiento con lagunas de estabilización es el tipo más usado en América Latina, ya que son fáciles de operar y de construir, pero presenta una gran desventaja: el requerimiento de grandes extensiones de terreno. Por lo tanto, es recomendable llevar a cabo un estudio debidamente analizado de manera que los resultados arrojen la menor área requerida. Se plantea Rediseñar el sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas para los próximos 20 años, mediante la utilización de lagunas de estabilización para cumplir la norma (OS-090) del efluente para el cuerpo receptor del río Vilcanota, del Centro Poblado de Echarati. El diseño a utilizar es el modelo de flujo disperso dado por la ecuación de Whener-Wilhelm. Para la elaboración del diseño consideramos el cálculo de la población futura, dotación de agua, consumo medio diario, caudal de contribución de alcantarillado y caudal promedio de desagüe. Es importante destacar que el volumen de aguas residuales por las 377 conexiones que tiene el centro poblado de Echarati es de  $591.57 \text{ m}^3/\text{día}$  que llegan a la PTAR. Actualmente cuenta con una laguna de aproximadamente 1.50 m, la que está pronto a colapsar, pues la anterior ya se colmato al no contar con pre-tratamiento. El Distrito de Echarati cuenta con una extensión de terreno de  $10260 \text{ m}^2$  aproximadamente (Adquirido en el año 1998), sin embargo haciendo uso de un área de  $5256 \text{ m}^2$  aproximadamente más áreas de infraestructura se logra llevar a cabo el rediseño planteado para descargar los efluentes al río Vilcanota, mejorando la salud de la población y conservando el ecosistema del centro poblado de Echarati.

**Palabras Claves:** Lagunas de estabilización, parámetros, diseño, área.

## ABSTRACT

The treatment system with stabilization ponds is the most used type in Latin America, since they are easy to operate and build, but it has a great disadvantage: the requirement of large tracts of land. Therefore, it is advisable to carry out a study duly analyzed so that the results show the smallest area required. It is proposed to redesign the domestic wastewater treatment system for the next 20 years, through the use of stabilization ponds to meet the standard (OS-090) of the effluent for the receiving body of the Vilcanota River, from the Echarati Village Center. The design to be used is the scattered flow model given by the Whener-Wilhelm equation. For the elaboration of the design, we consider the calculation of the future population, water supply, average daily consumption, flow of sewage contribution and average drainage flow. It is important to note that the volume of wastewater from the 377 connections that the Echarati town has is 591.57 m<sup>3</sup> / day that reach the WWTP. Currently has a gap of approximately 1.50 m, which is soon to collapse, because the former and colmato not having pre-treatment. The District of Echarati has a land area of approximately 10260 m<sup>2</sup> (Acquired in 1998), however, using an area of 5256 m<sup>2</sup> approximately plus infrastructure areas, it is possible to carry out the proposed redesign to discharge the effluents to the Vilcanota river, improving the health of the population and conserving the ecosystem of the Echarati town center.

**Key Words:** Stabilization ponds, parameters, design, area.

## INTRODUCCIÓN

Según el Fondo Internacional de Emergencia de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF por sus siglas en inglés) el tratamiento de aguas residuales en América Latina (incluyendo Perú) más utilizado es el de lagunas de estabilización.

Los sistemas de lagunas de estabilización tienen como objetivo la remoción de la materia orgánica, es decir, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) con unidades de (mg /l); de nitrógeno, fósforo y la eliminación de coliformes fecales con unidades de número más probable por cada 100 ml (NMP 100 ml). Ésos últimos transmiten enfermedades por ejemplo: cólera, hepatitis infecciosa, tifoidea, gastroenteritis entre otras importantes.

La DBO también se utiliza para determinar las dimensiones de lagunas de estabilización, mide la eficiencia de algunos procesos de tratamiento y sirve para controlar el cumplimiento de las normas de calidad de agua tratada que son vertidas a cuerpos receptores Norma OS-090.

De acuerdo a la revisión bibliográfica, existen pocos estudios donde se proponga la optimización aplicada a sistemas lagunares, por tal motivo se planteó el presente trabajo con los siguientes objetivos: a) diseñar dos lagunas anaerobias; b) diseñar dos lagunas facultativas; y c) diseñar dos lagunas de maduración todas en paralelo según la norma Os-090, para así poder obtener la mejor eficiencia.

El tratamiento de las aguas residuales domésticas en las Lagunas de estabilización constituye una alternativa viable donde existan terrenos disponibles de bajo costo y éste método de tratamiento sea más económico que otros métodos alternos, tales como lodos activados, digestión aerobia, biodiscos, filtros biológicos, digestión anaerobia o el reactor de flujo ascendente (RAFA) y los sistemas Wetlands..

Oswald, 1995, anota que debido a la eficiencia de las lagunas, "... en este mundo de explosión de la población y agotamiento de recursos, las lagunas deben continuar siendo una parte en crecimiento en nuestro manejo de desechos líquidos". Además, teniendo en cuenta que las lagunas son eficaces en la remoción de organismos patógenos, se han hecho avances

significativos en el uso del efluente de lagunas en riego de cultivos y cría de peces, como un método eficaz de utilización de los diferentes fertilizantes y la materia orgánica remanente en aguas tratadas.

El diseño de lagunas de estabilización se ha hecho utilizando modelos desarrollados de información obtenida en lagunas que operan en diferentes condiciones meteorológicas y de mezcla. Estas circunstancias hace necesario tener extremo cuidado en que el método seleccionado corresponda a condiciones meteorológicas semejantes, de otra manera, existe el riesgo de diseñar y construir sistemas de lagunas que no se ajustan a las necesidades de tratamiento de una localidad específica.

Los modelos existentes permiten estimar la eficiencia de la laguna en la remoción de DBO, DQO, coliformes, calcular área, volumen, período de retención y estimar la DBO y NMP en el efluente. Con estos resultados se establecen las dimensiones y el número de lagunas necesarias en paralelo y en serie para obtener el grado de tratamiento exigido.

Sin embargo, existen vacíos de información que deben ser llenados en trabajos de investigación en cada zona de se requiera diseñar. También vendrán innovaciones que para atender a la solución de problemas específicos de uso del efluente de lagunas con el propósito de hacer un mejor uso de los recursos y establecer las bases del desarrollo sostenible. Las investigaciones más recientes se orientan a aprovechar el contenido de la materia orgánica y fertilizantes en el efluente tratado en riesgo de cultivos, piscicultura y producción de forraje para animales, con el propósito de disminuir el vertido de éstos poluentes a cuerpos de agua, proteger el ambiente y aumentar la producción de alimentos para una población cada vez más numerosa.

El uso del agua aumentará en función del crecimiento e intensidad de las actividades económicas del país y desde luego del crecimiento demográfico. Los posibles escenarios de demanda permiten perfilar políticas de manejo y prever estrategias institucionales para enfrentar necesidades cada vez mayores, bajo presiones de fuentes y escasez recurrente del líquido.

## OBJETIVOS

### Objetivo General

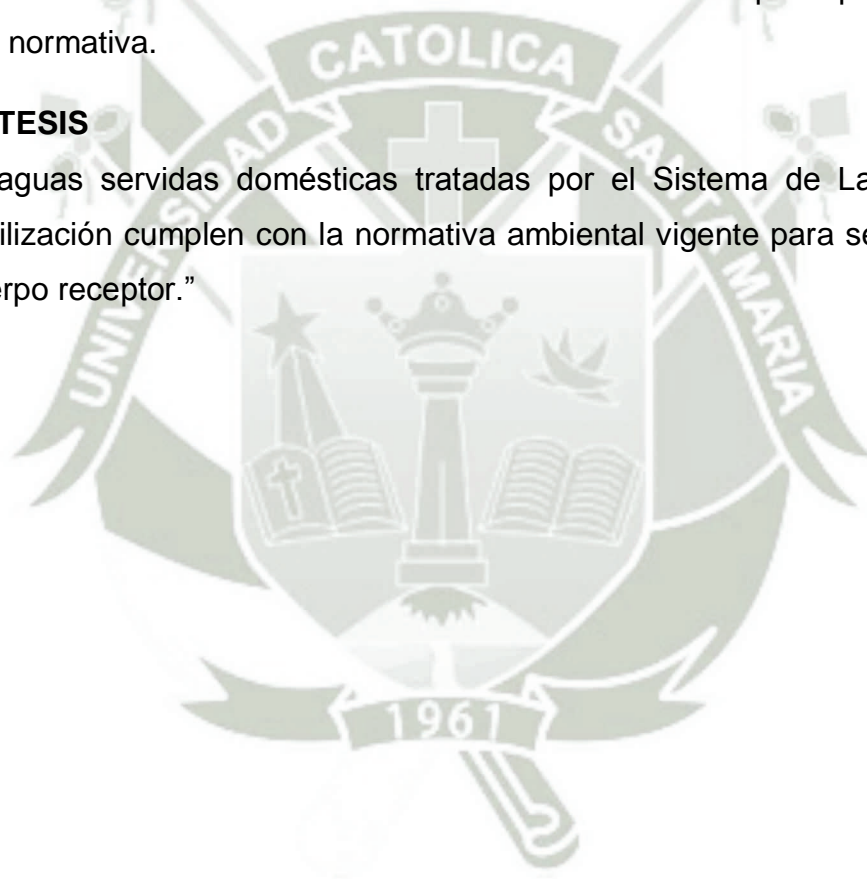
- Rediseñar el sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas, mediante la utilización de lagunas de estabilización para cumplir la norma del efluente para el cuerpo receptor del río Vilcanota, del Centro Poblado de Echarati.

### Objetivos específicos

- Calcular la población futura y los caudales de aguas servidas domesticas del Centro Poblado de Echarati, para los próximos 20 años.
- Rediseñar la PTAR del Centro de Poblado de Echarati para que cumpla la normativa.

## HIPÓTESIS

“Las aguas servidas domésticas tratadas por el Sistema de Lagunas de Estabilización cumplen con la normativa ambiental vigente para ser vertidas al cuerpo receptor.”



## CAPÍTULO I GENERALIDADES

### 1. TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS MEDIANTE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN

La depuración de aguas residuales por medio de sistemas donde se recrean los ecosistemas acuáticos como lagunas, son una alternativa viable para pequeñas poblaciones bajo diferentes puntos de vista. Estos también son llamados “sistemas naturales” sin costo energético, un mantenimiento sin altos requerimientos técnicos y bajo impacto ambiental, la depuración de aguas residuales con altas eficiencias de remoción en los diferentes parámetros de interés sanitario.

Son sistemas acuáticos naturales, normalmente excavados en suelos naturales construidos con diques perimetrales. Pueden ser o no alineados, dependiendo del tipo de terreno y la topografía.

La operación y mantenimiento de estos sistemas es mínimo. También deben ser monitoreados los parámetros de calidad del agua en el efluente (Reed y Middlebrooks, 1995).

En los países en desarrollo, el objetivo prioritario del tratamiento de las aguas residuales, debe ser la remoción de parásitos, bacterias y virus patógenos, pues son males endémicos en Latinoamérica (CEPIS, 1977). Estas dificultades pueden ser minimizadas mediante la aplicación del tratamiento adecuado a las aguas, siendo el más eficiente para remover patógenos las lagunas de estabilización (Mara y Pearson, 1998) o la combinación de tratamiento convencional con lagunas de maduración o pulimento (Bracho, 2006).

Los tratamientos biológicos en las lagunas de estabilización, representan una alternativa en el tratamiento de aguas residuales y facilitan la reutilización (Lau, Tam y Wong, 1995).

## 1.1. Sistemas Lagunares

Las investigaciones sobre los sistemas lagunares para el tratamiento de agua residual, realizadas en la década de 1940 han permitido su desarrollo como una alternativa de tratamiento de bajo costo, por lo que actualmente es una de las tecnologías más utilizadas por industrias, pueblos y ciudades de países en vías de desarrollo (Shilton, 2005). Además estos sistemas pueden funcionar de forma independiente o en combinación con otros sistemas de tratamiento (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Los sistemas lagunares poseen una profundidad variable, en donde se incluye la eliminación de sólidos mediante sedimentación, además de procesos de desinfección, reducción de compuestos orgánicos (Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO y Demanda Química de Oxígeno DQO) y en algunos casos, en donde se requiera un tratamiento terciario, se remueven nutrientes y metales pesados (Shilton, 2005).

Las lagunas de estabilización se proyectan para el tratamiento de aguas residuales por medio de interacción de las biomasas (algas, bacterias, protozoarios, entre otros), como grandes reservorios dentro de los cuales las aguas negras fluyen, entrando y saliendo después de un período de retención definido, contando únicamente con los procesos naturales de purificación biológica que ocurren en cualquier cuerpo natural de agua (Kellner y Pires, 1998).

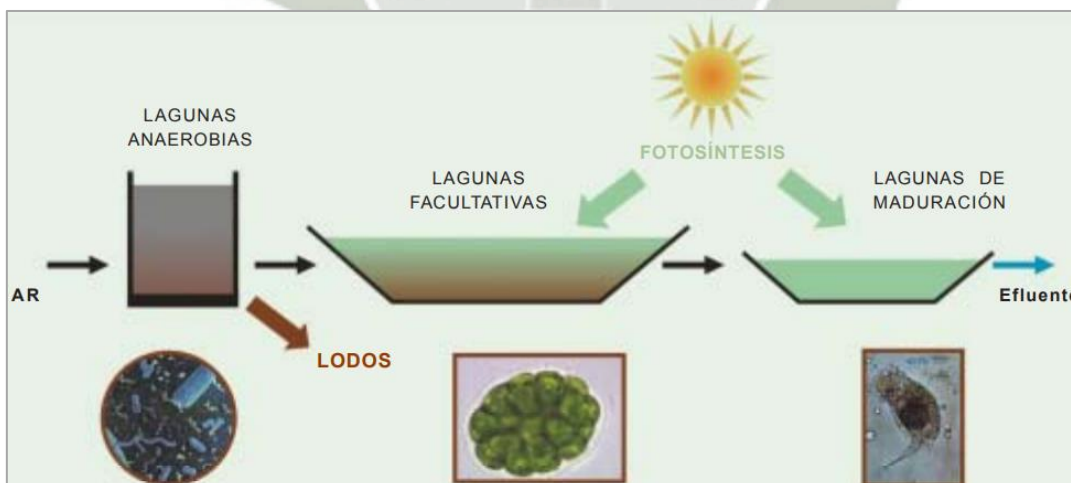


Figura 1: Sistema de tratamiento de aguas residuales por lagunas

Fuente: Kellner y Pires, 1998

## 1.2. Lagunas de estabilización

Las primeras investigaciones sobre lagunas de estabilización fueron realizadas en Estados Unidos mediante códigos de diseño como el Ten States Standards; además de la participación de dos profesores de ingeniería, Bill Oswald en EE.UU y Gerrit Marais en Sudáfrica, que con base en sus investigaciones se han fundamentado los principios básicos de los sistemas de tratamiento de aguas residuales (Mara, 2009). La primera vez que se instaló una laguna de estabilización para tratar aguas residuales domésticas fue en Dakota del Norte, EE.UU en 1948, desde entonces se han construido muchos de estos sistemas en varios países alrededor del mundo (Yáñez, 1993).

El uso de lagunas de estabilización comenzó a introducirse al final de la década de los años cincuenta en los países de América Latina y el Caribe. Entre las primeras instalaciones a que hace referencia la literatura se encuentran las lagunas de Cañas, Guanacaste, Costa Rica, que fueron construidas en 1958 y las lagunas de Chipre, Panamá, construidas por la misma época (Sáenz, 1975).

Las lagunas de estabilización son un sistema de tratamiento biológico de mucha utilidad en el tratamiento de agua residual especialmente en el sector rural (Rengel, 2000), entre las principales ventajas tenemos (Shilton, 2005; Mara, 2004):

- Simplicidad de construcción, operación y mantenimiento mínimo.
- Generalmente son de bajo costo, ya que no requiere de energía eléctrica para su operación, sin embargo esto depende de los costos de los terrenos y del costo de la oportunidad del capital.
- Las lagunas de estabilización son altamente eficientes, pueden remover más del 90% de la DBO soluble, sólidos suspendidos y más del 90% del nitrógeno amoniacal. Además son capaces de remover eficientemente bacterias fecales, virus, huevos de helmintos, E. coli.
- Son más resistentes al choque de cargas orgánicas e hidráulicas que otros procesos de tratamiento de aguas residuales.

Sin embargo como todo tratamiento de agua residual, los sistemas de lagunas de estabilización tienen algunas desventajas, entre las cuales se podría presentar:

- Liberación de olores
- Ocupación de terrenos, debido a que las lagunas de estabilización requieren terrenos mucho más amplios que los sistemas convencionales.
- Mala calidad del efluente
- La mayor parte de los sólidos suspendidos habrán sedimentado en el fondo de la laguna. Aunque el contenido de sólidos en suspensión se ve estrictamente limitada y reducida por la gran proliferación de colonias de algas, las cuales producen un efecto contrario al que se desea obtener.
- Se abra producido alguna eliminación de agentes patógenos.
- La descomposición anaerobia de sólidos suspendidos y bacterias produce una concentración y mineralización en el fondo (Alamancos, 1999).

Algunas de estas desventajas pueden ser resultado de una mala operación y mantenimiento, o por permitir que sean sobrecargadas; también podrían deberse a un mal diseño, o inclusive cuando el diseñador teniendo experiencia en sistemas WSP (waste stabilization ponds) en Europa o América del Norte, desconoce cómo diseñar WSP en climas más cálidos (Mara, 2004).

### **1.3. Microbiología Lagunas de estabilización**

Los tipos de microorganismos que se desarrollan en los diferentes tipos de lagunas vienen determinados por las características de las aguas contenidas. Estos microorganismos principalmente son: Bacterias, Fitoplancton y Zooplancton además de la fauna típica conocida como Benthos (CENTA, 2006).

#### **1.3.1 Bacterias**

Las bacterias predominantes responsables de los procesos de oxidación proporcionan un ambiente favorable para que se desarrollen las poblaciones de algas, y a través de la fotosíntesis generan gran cantidad de oxígeno disuelto (Rolim, 2000). Los tipos de bacterias varían extensamente en sus exigencias ambientales y preferencias, por ejemplo algunas bacterias solo pueden crecer en presencia de oxígeno (aerobias), otras sólo pueden crecer en ausencia (anaerobias) y otras pueden crecer en cualquiera de las dos situaciones

(facultativas) aunque el crecimiento es mejor en presencia de oxígeno (Mara, 1976).

En los ambientes anaerobios de las lagunas los dos grupos principales de bacterias están constituidos por las formadoras de ácidos y por las metanogénicas. Del equilibrio de ambas poblaciones depende el correcto funcionamiento de los sistemas. Las formadoras de ácidos incluyen bacterias heterótrofas capaces de convertir materiales orgánicos complejos en compuestos más simples como alcoholes y ácidos orgánicos, los cuales posteriormente son usados como sustratos por las bacterias metanogénicas. En el grupo de bacterias metanogénicas estrictamente anaerobias, se encuentran los grupos: *Methanobacterium* sp., *methanococcus* sp., *methanosarcina* sp., *methanospirillum* sp., y las reductoras de sulfatos *desulfovibrio* sp.

En los ambientes aerobios las bacterias más frecuentes son similares a las que se encuentran en sistemas de lodos activados son los géneros: *achromobacter* sp, *alcaligenes* sp, *flavobacterium* sp, y *pseudomonas* sp.

Las cianobacterias, también conocidas como algas verdeazuladas utilizan como principal fuente de carbono el  $\text{CO}_2$ , aunque también pueden emplear compuestos orgánicos de bajo peso molecular. Por medio de procesos fotosintéticos, son los encargados de aportar oxígeno a las aguas y además son capaces de fijar el nitrógeno atmosférico. Se encuentran los géneros: *Anabaena* sp., *anacystis* sp., *oscillatoria* sp., y *phormidium* sp.

Por último algunas de las bacterias patógenas que se encuentran normalmente en las lagunas pertenecen a los géneros: *escherichia* sp., *francisella* sp., *leptospira* sp., *salmonella* sp., *shigella* sp. Y *Vibrio* sp. Estas son bacterias que por consecuencia de fenómenos de sedimentación, competencia, degradación, cambios de pH y temperatura, radiación solar, entre otras normalmente no sobreviven a largos periodos en los medios acuáticos (Branco, 1984).

### 1.3.2 Fitoplancton

Las algas son organismos acuáticos unicelulares o pluricelulares básicamente autótrofos, pues son heterótrofos con compuestos orgánicos simples. Desempeñan un papel fundamental, ya que mediante el proceso de fotosíntesis

aportan al medio líquido el oxígeno necesario para la degradación biológica de la materia orgánica y para la vida de otros microorganismos. Entre los grupos principales de microalgas se destacan: clorophyta o algas verdes, euglenophyta y bacillariophyta o diatomeas (Mara, 1976).

Las algas son organismos acuáticos fotosintéticos cuyo papel es esencial en la biosfera; así pues, se estima que las algas contribuyen con alrededor de un 90% a la fotosíntesis de la Tierra. La presencia de algas en las lagunas es inherente a su condición de hábitats húmedos. Las algas, al realizar la función fotosintética, contribuyen a crear ambiente aerobio liberando oxígeno propicio para procesos oxidativos de la carga contaminante.

Las poblaciones de microalgas experimentan variaciones durante los meses fríos. La concentración de biomasa algal en las lagunas es función de la carga superficial con las que estas operan, oscilando entre 1 y 3 mg de clorofila por litro (CENTA, 2006).

### 1.3.3 Benthos

Son considerados la fauna adaptada a vivir en condiciones de poca luz y escasas concentraciones de oxígeno disuelto. Los quironómidos son los principales organismos que contribuyen con la estabilización de la materia orgánica, ya que presentan un elevado grado de tolerancia a las condiciones eutróficas de los sedimentos (CENTA, 2006).

### Clasificación de lagunas de estabilización

Las lagunas de estabilización pueden clasificarse de varias formas:

- Anaerobia,
- Facultativa
- Maduración o Pulimento

Su diseño se hace utilizando modelos empíricos desarrollados por investigadores de la zona, donde se hayan tenido en cuenta las condiciones meteorológicas e hidráulicas del entorno. Los modelos existentes permiten estimar la remoción de  $DBO_5$ , DQO, coliformes fecales, calcular la superficie, volumen y el período de retención (Mara, 1976).

#### 1.4. Lagunas anaerobias

Las reacciones anaerobias son más lentas y pueden originar malos olores. La condición es anaerobia cuando el consumo de oxígeno disuelto es mayor que la incorporación del mismo a la masa de agua por la fotosíntesis de las algas o por la aireación superficial. La aplicación de una carga superficial muy alta hace que desaparezcan las algas y el oxígeno disuelto y que la laguna se torne de color gris oscuro. El desdoblamiento de la materia orgánica ocurre en forma más lenta y se generan malos olores por la producción de sulfuro de hidrógeno. En la etapa final del proceso anaerobio se presentan las cinéticas conocidas como acetogénica y metanogénica (Sáenz, 1994).

La laguna anaerobia es la que recibe el agua más cargada, no existiendo oxígeno disuelto en su interior. Suele diseñarse con profundidades mayores a los 2.50 m, intentando tener una relación baja de superficie que favorece la retención calorífica del proceso. En estas condiciones se da una decantación de la materia sedimentable, en su mayoría de naturaleza orgánica, que provoca reacciones anaerobias en el fondo de la laguna. Estas reacciones generan biogás en forma de burbujas que afloran en la superficie.

En el caso de las lagunas anaerobias los métodos de diseño más utilizados son empíricos y se toman como parámetros principales la carga volumétrica y el tiempo de retención. Los modelos suelen basarse en mezcla completa, con relación L/A próxima a 1 se consigue una retención calorífica máxima (Gloyna, 1973), beneficiosa para el rendimiento de eliminación en  $DBO_5$ .

En las lagunas anaerobias es importante mantener estas condiciones, por lo que el tiempo de retención tendrá que ajustarse para que no aparezcan algas en la superficie que pueden aportar oxígeno al sistema. Por otro lado, para evitar olores generados por la emisión de ácido sulfhídrico, se recomienda trabajar con cargas volumétricas inferiores a  $400g\ DBO_5/m^3.día$ .

El tratamiento anaerobio de aguas residuales consiste en su depuración biológica en un ambiente carente de oxígeno. Por lo tanto, a diferencia del tratamiento aerobio, en el tratamiento anaerobio el aceptor final de electrones no es el oxígeno, sino otro sustrato, orgánico o inorgánico.

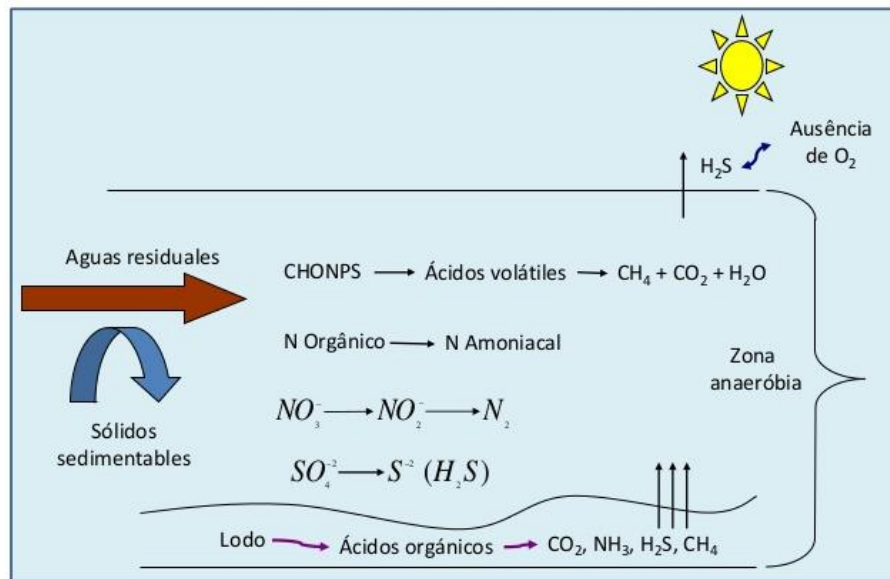


Figura 2: Respiración anaerobia (sustrato inorgánico) o fermentación (sustrato orgánico)

Fuente: Handajani, 2004.

El material sedimentado se va acumulando en el fondo en función de la carga de sólidos sedimentables que tenga el agua a tratar, lo que genera un lodo estabilizado.

Los lodos de la laguna anaerobia se originan en la depuración de las aguas residuales urbanas, constituyen un material semisólido, heterogéneo, cuya composición es muy variable y está determinada por las características del agua residual a tratar, por los procesos de depuración empleados y por el tratamiento a que es sometido el lodo (Pérez y Moreno, 2008).

En el tratamiento anaerobio se produce una compleja degradación de la materia orgánica a partir de reacciones de óxido-reducción. En estas reacciones, la materia orgánica oxidada parcialmente, como la glucosa (C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>), da lugar a compuestos completamente oxidados como el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), y a compuestos completamente reducidos como el metano (CH<sub>4</sub>) y el hidrógeno gas (H<sub>2</sub>). Por tanto, durante la degradación anaerobia, la materia orgánica compleja (macromoléculas) se transforma hasta generarse metano y dióxido de carbono. Esta degradación se lleva a cabo en varios pasos: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. En la digestión de un lodo el factor limitante será la hidrólisis de las macromoléculas, mientras que en el tratamiento del agua residual predominará la acidogénesis y la metanogénesis (Handajani, 2004).

Algunos de los productos intermedios que se generan durante la degradación anaerobia son azúcares, aminoácidos, péptidos y ácidos grasos de cadena larga y cadena corta (Handajani, 2004).

Son comúnmente la primera unidad de tratamiento en una serie de lagunas de estabilización (Mara, 2004). Su profundidad oscila entre los 2.00 y 5.00 m, con períodos de retención pequeños (entre 1 y 3 días), sus dimensiones son más pequeñas que las lagunas facultativas y el oxígeno que se consume es mayor al que se produce, por tal motivo predominan las condiciones anaerobias (Sperling, 2007).

La materia orgánica en ausencia de oxígeno es convertida por medio de microorganismos anaerobios en elementos más simples y estables. Estos microorganismos consiguen su energía a partir de la rotura de los enlaces de los compuestos orgánicos que se degradan a metano ( $\text{CH}_4$ ) y dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). La biodegradación de la materia orgánica en metano tiene lugar por medio de una población bacteriana compleja con actividades metabólicas individuales a distintos niveles tróficos.

El metano, producto reducido final y mayoritario en la fermentación, es esencialmente inerte en ausencia de aceptores de electrones lo que asegura la continuidad de la descomposición de la materia orgánica.

La degradación biológica de la materia orgánica se produce por un mecanismo de cuatro etapas llevado a cabo por distintos grupos de bacterias facultativas y anaerobias estrictas que, de manera secuencial utilizan los productos metabólicos generados por cada grupo. Involucra tres grandes grupos tróficos y cuatro pasos de transformación: Hidrólisis (Grupo I: Bacterias Hidrolíticas), Acidogénesis (Grupo I: Bacterias fermentativas), Acetogénesis (Grupo II: Bacterias acetogénicas), Metanogénesis (Grupo III: Bacterias metanogénicas).

### **1.5. Laguna facultativa**

En la laguna facultativa se degrada biológicamente la contaminación en condiciones aerobias, gracias al aporte de oxígeno que producen las microalgas.

Existen zonas de transición situadas en profundidades medias donde se desarrollan bacterias facultativas, que realizan procesos como la nitrificación-

desnitrificación, y zonas anaerobias en el fondo de la laguna. Se diseñan con profundidades como máximo de 2.00 m y de mayores superficies para propiciar así el crecimiento de las bacterias y microalgas. También incide en la eliminación de nutrientes el crecimiento de estas microalgas, que precisan estos nutrientes para su desarrollo.

En la zona anaerobia decanta material sedimentable estabilizado, que habrá que retirar con los años, aunque en menor medida que en las lagunas anaerobias.

La laguna facultativa se diseña mediante la carga orgánica superficial ( $\text{kgDBO}_5/\text{ha.día}$ ). Una de las formulaciones más utilizadas para la determinación de la carga superficial en función de la temperatura en el dimensionamiento de lagunas facultativas es la de Mara (1987), donde con temperaturas entre 20-25 °C, la carga superficial es de 250 a 350  $\text{kgDBO}_5/\text{ha.día}$ .

Para determinar la remoción que tienen estas lagunas una vez establecida la carga superficial, tanto en carga orgánica como en los coliformes fecales, se utilizan modelos cinéticos que, en este tipo de lagunas, están basados en la hidráulica del flujo pistón ideal, en la mezcla completa y en la combinación de regímenes de flujo, como el de flujo disperso. La tasa de reacción contemplada para estos contaminantes son de primer orden. Estas lagunas suelen tener una relación L/A de 2 a 3 (Crites y Tchobanoglous, 2000).

### **1.6. Laguna de maduración**

La laguna de maduración constituye la etapa final del tratamiento, cuyo principal objetivo es la eliminación de organismos patógenos, tienen un efecto desinfectante, eliminación de nutrientes y clarificador del efluente. Estas lagunas reciben el efluente de lagunas facultativas y la población de algas es mucho más diversa su tamaño y número depende de la calidad bacteriológica requerida en el efluente final.

Para ello, se diseña con profundidades y cargas orgánicas bajas, propiciando la aireación y el efecto bactericida de la radiación UV. No suelen superar 1.20 m de profundidad, así se aseguran las condiciones de luz y oxígeno en todo el perfil de la laguna (Oakley, 2005).

## 2. FACTORES DE INFLUENCIA EN LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN

### 2.1. Fotosíntesis

La fotosíntesis consiste en una serie de reacciones químicas mediante las cuales las algas y algunas bacterias captan y utilizan la energía de la luz para transformar la materia inorgánica de su medio externo en materia orgánica que utilizarán para su crecimiento y desarrollo (Hernández, 2001).

Cabe señalar que la actividad fotosintética o velocidad del proceso fotosintético es influenciada por diversos factores, tales como concentración de dióxido de carbono en la atmósfera, la temperatura, y la disponibilidad de agua y luz.

La fotosíntesis se realiza en las hojas y tallos verdes de la planta, en unas estructuras especiales de las células vegetales: los cloroplastos. Estos organelos contienen la clorofila, un pigmento verde que es sensible a la energía luminosa y la usa de manera eficiente para poner en marcha la fotosíntesis. Para que se realice la fotosíntesis es necesario la disponibilidad de luz y presencia de clorofila. El proceso ocurre mientras la planta recibe luz, bien sea natural o proveniente de una fuente artificial, existen dos tipos de fases en dicho proceso: *la fase luminosa* y *fase oscura*.

**La fase luminosa** recibe este nombre porque todas las reacciones que ocurren durante ella dependen de la presencia de la luz. Esta es captada por la clorofila permitiendo que se realice la fotólisis, reacción en la cual el agua se desdobla en hidrógeno y oxígeno. Como resultado de esta reacción, el oxígeno es liberado al ambiente y el hidrógeno es utilizado en otras reacciones que ocurren dentro del mismo proceso.

**La fase oscura** recibe este nombre porque las reacciones que ocurren en ella no dependen directamente de la luz, pero esto no significa que ocurre durante la noche. Esta fase requiere de compuestos formados durante la fase luminosa, además del dióxido de carbono que es tomado del ambiente. Éste último se combina con el hidrógeno liberado en la fotólisis y otros compuestos para formar glucosa, un carbohidrato sencillo (Madigan, 1999).

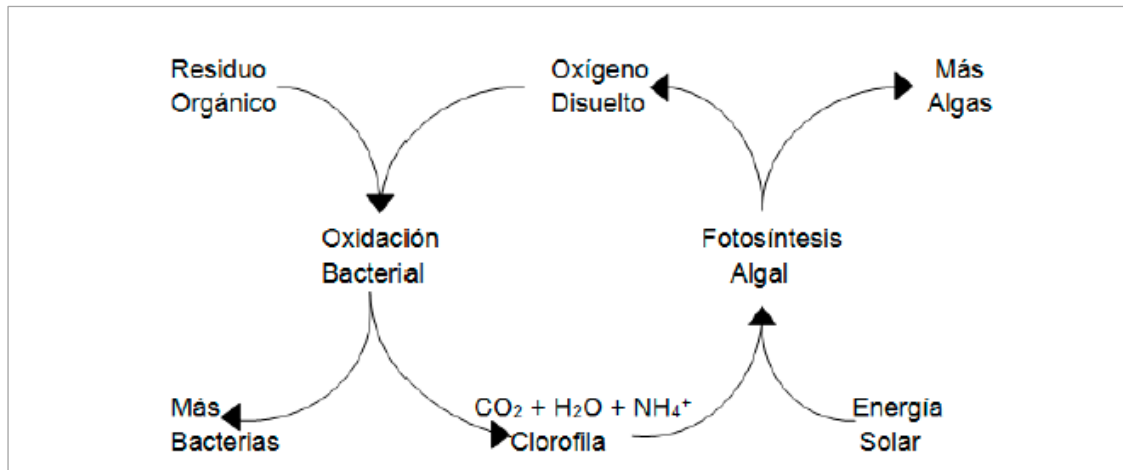


Figura 3: Ciclo fotosintético,  
Fuente: Romero, 1999

La producción fotosintética de oxígeno es cíclica y durante un día soleado el líquido contenido en una laguna poco profunda se sobresaturara con oxígeno. La fotosíntesis cesa en la noche pero la respiración continúa resultando en un incremento de  $\text{CO}_2$  y una disminución de  $\text{O}_2$  en la laguna (Romero, 1999).

La fotosíntesis oxigénica es la modalidad de fotosíntesis en la que el agua es el donante primario de electrones y que, por lo tanto, libera oxígeno  $\text{O}_2$  como subproducto.

Esta modalidad metabólica es propia de las cianobacterias y de sus descendientes por endosimbiosis, los diversos tipos de cianelas y plastos que se observan en las (algas) eucarióticas y en las plantas.

En las lagunas facultativas, la materia orgánica del agua residual doméstica es oxidada por las bacterias heterotróficas, utilizando el oxígeno producido por las algas. Las algas, utilizando energía solar, con el  $\text{CO}_2$  y el amoníaco producido por las bacterias, sintetizan materia orgánica y producen oxígeno. Durante el día, las algas pueden producir oxígeno en exceso del requerido para la respiración y crear condiciones de sobresaturación y pérdida de OD a la atmósfera. La oxidación fotosintética permite cargas de DBO de hasta  $25 \text{ g DBO/m}^3 \text{ d}$ ; pero en ausencia de oxigenación fotosintética, la oxigenación atmosférica sólo permite cargas de hasta  $5 \text{ g DBO/m}^3 \text{ d}$ , para condiciones aeróbicas (Romero, 2005).

## 2.2. Oxígeno disuelto

La actividad fotosintética intensa de las horas diurnas se refleja en las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) en la laguna. En una laguna la capa oxigenada superficial presenta una variación diurna de OD hasta llegar a valores de 36 mg/L lo que indicaría una sobresaturación de OD y durante la noche los valores tienden a disminuir (Eckenfelder, 1989).

Como se ha indicado también bajo la radiación solar, la existencia de formas tóxicas de oxígeno es importante para el decaimiento bacteriano. Es evidente que altas concentraciones de oxígeno disuelto tengan un efecto positivo sobre la formación de compuestos tóxicos de oxígeno (Curtís, 1992).

## 2.3. pH

El pH de un agua se debe sobre todo al equilibrio carbónico y a la actividad vital de los microorganismos acuáticos. Respecto a lo primero, la secuencia de equilibrios de disolución de  $\text{CO}_2$  en un agua, y la subsiguiente disolución de carbonatos e insolubilización de bicarbonatos, alteran drásticamente el pH de cualquier agua. Además, la actividad fotosintética reduce el contenido de  $\text{CO}_2$  disuelto de un agua, mientras que la respiración de los organismos heterótrofos produce  $\text{CO}_2$  causando un efecto contrario con respecto al pH medido. Por otro lado, el aporte de ácidos que naturalmente pueden acceder a un medio hídrico lo podría acidificar (así, por ejemplo, el  $\text{H}_2\text{S}$  formado en aguas poco oxigenadas y con fuerte ambiente reductor o los ácidos húmicos provenientes de la mineralización de la materia orgánica). Efectos de alcalinización natural de un agua pueden detectarse vía disolución de rocas y minerales de metales alcalinos y alcalinotérreos del terreno drenado por un agua (Sawyer; McCarty, 1996).

El valor del pH de aguas superficiales se encuentra en el intervalo de 6 a 8.5, pudiendo las aguas subterráneas presentar menores valores de pH que las superficiales. En lagos y embalses, el pH experimenta una evolución espacial y temporal ligada a la dinámica térmica del lago, de forma que esta variable disminuye con la profundidad del agua. Además, durante la mezcla la variación es apenas de 0.1-0.15 u.pH en toda la columna de agua; en cambio, durante la estratificación térmica, en las aguas superficiales ricas en fitoplancton que usan

CO<sub>2</sub> como alimento, se hallan valores de pH bastante más altos que en profundidad. En estas zonas profundas, pobres en O<sub>2</sub> y con abundantes microorganismos reductores, los valores de pH son más bajos, del orden de 1.0 u.pH inferiores a los de las aguas de superficie. Respecto a los vertidos de aguas residuales, los valores de pH pueden oscilar mucho. Así pues, aguas residuales domésticas exhiben valores de pH algunas décimas menores a los del agua potable de la que proceden (Sawyer, McCARTY, 1996).

#### **2.4. Radiación solar**

La luz es fundamental, para la actividad fotosintética. Esta depende no sólo de la luz que alcanza la superficie del agua, sino de la que penetra en profundidad. Dado que el medio es normalmente muy turbio, debido sobre todo a la presencia de las mismas algas (este fenómeno se conoce como autosombreado), la luz que penetra en la laguna se atenúa rápidamente y se anula a poca distancia de la superficie (Vollenweider, 1974; Moreno, 1984). Por esta razón la profundidad de las lagunas debe ser pequeña, garantizando así que la mayor parte de la columna de agua va a contar con cierto grado de iluminación.

Puesto que la intensidad de la luz varía a lo largo del día y a lo largo del año, la velocidad de crecimiento de las algas varía también de la misma forma. Este fenómeno da lugar a dos efectos fundamentales: el oxígeno disuelto y el pH del agua presentan valores mínimos al final de la noche, y aumentan durante las horas de luz solar hasta alcanzar valores máximos a media tarde. A partir de este punto los valores decrecen de nuevo a lo largo de la noche.

#### **2.5. Viento**

La mezcla de las aguas de una laguna de estabilización depende de varios factores, entre ellos el viento. La energía del viento disipada en mezcla es función de la extensión superficial de la laguna; por ello, las lagunas grandes tienden a tener mejor mezcla que las lagunas pequeñas. La mezcla es importante porque proporciona una distribución más uniforme de la temperatura, del oxígeno y de las algas en todo el estanque (Romero, 1999).

La acción del viento en las lagunas facultativas es importante por dos razones (W.H.O., 1987):

1. La reaireación a través de la interfase aire-agua depende de la velocidad del viento.
2. El efecto de mezcla del viento puede evitar el desarrollo de estratificación térmica, aunque en ocasiones la acción del viento puede dar lugar a la aparición de problemas de flujo.

## 2.6. Precipitación

El efecto inmediato de la lluvia es provocar un aumento del caudal de entrada, por lo que el tiempo de residencia del agua disminuye. Cuando la lluvia es fuerte, la turbulencia que ésta genera da lugar a que las lagunas aparezcan revueltas.

El oxígeno disuelto suele bajar después de las tormentas debido a la demanda adicional de oxígeno provocada por los sólidos arrastrados por el agua de lluvia y los sedimentos de las lagunas que se mezclan con la columna de agua. Este último fenómeno es especialmente importante en días cálidos, cuando la caída de tormentas provoca el enfriamiento superficial de las lagunas, con lo que se crea una capa de inversión que favorece el desprendimiento de fangos hacia la superficie. Otro efecto de la lluvia es una cierta oxigenación en la zona superficial de las lagunas, debido tanto al propio contenido en oxígeno de la lluvia como a la turbulencia que provoca con su caída.

## 2.7. Temperatura

Como ocurre con todos los procesos biológicos, la temperatura presenta una influencia marcada en todas las etapas. En general, y para los intervalos de temperatura normales en las lagunas, se puede decir que la velocidad de la depuración aumenta con la temperatura, en especial en lo que concierne a la actividad de las bacterias.

Sin embargo, en lo que respecta a las algas, se han detectado retardaciones importantes en la actividad fotosintética a temperaturas elevadas (superiores a 28 °C), relacionadas con la estimulación del crecimiento de algas verdiazules (cianofíceas), menos productivas que las algas verdes (clorofíceas) a las que sustituyen (W.H.O., 1987). Puesto que este fenómeno coincide con una gran actividad de las bacterias, y por tanto, grandes consumos de oxígeno, pueden desarrollarse zonas anaerobias en las lagunas facultativas en épocas muy

calurosas, especialmente si el calentamiento se produce de forma brusca. Normalmente esta situación es transitoria y las lagunas vuelven a funcionar correctamente al cabo de poco tiempo (AGAMIT, S.A., 1988; INYPSA, 1986).

## **2.8. Temperatura y su relación con las algas**

La productividad de las algas se acelera cuando la temperatura del medio en el que se encuentran aumenta, aunque lo recomendable sería llegar a una temperatura óptima, ya que por encima de esta, la producción celular disminuye debido al incremento de la respiración y fotorespiración de las algas (Park, 2010). El rango de temperaturas en el que las microalgas pueden desarrollarse es muy amplio, además difiere entre las distintas especies, la *Chlorella* por ejemplo puede crecer en un rango de 5 y 42°C (Ruiz Martínez, 2011). Las bajas temperaturas inducen a la acumulación celular de polioles y aminoácidos o derivados de aminoácidos que podrían contribuir a la sensibilidad o tolerancia de microalgas a la refrigeración (Richmond, 2004).

## **2.9. Correlación Temperatura Aire Agua**

La calidad del efluente está determinada por las condiciones climáticas y principalmente, por la temperatura y la luz solar (Yañez, 2000). Estudios realizados sobre el comportamiento de esta variable en países con climas tropicales y subtropicales han determinado que las lagunas de estabilización absorben calor vía radiación de onda corta y larga, y que la temperatura del líquido permanece varios grados por encima de la temperatura del aire, durante la mayor parte del año (Burgers, 1982; Auerswald, 1979) con menores diferencias durante los períodos de invierno (Vargas y Sánchez, 1972).

Un procedimiento de cálculo de la temperatura de las lagunas es el uso de correlaciones obtenidas con mediciones de temperatura del líquido y del ambiente en instalaciones existentes, pero su uso está limitado a condiciones climáticas similares (Yañez, 1993).

Tabla 1: Correlación de temperaturas de varios países

LUGAR	ECUACION	$r^2$	REFERENCIA
Campina Grande Brasil (1978)	$T_{\text{agua}} = 10,966 + 0,611 T_{\text{aire}}$ (7 38)	0,744	Auerswald (1979)
Lima Perú (1982)	$T_{\text{agua}} = 10,443 + 0,688 T_{\text{aire}}$ (7 39)	0,828	Burgers (1982)
Lima Perú (1982)	$T_{\text{agua}} = 9,336 + 0,780 T_{\text{aire}}$ (7.40)	0,831	Burgers (1982)
Melipilla Chile (1972)	$T_{\text{agua}} = 3,685 + 1,137 T_{\text{aire}}$ (7.41)	0,970	Vargas & Sánchez (1972)
Melipilla Chile (1982)	$T_{\text{agua}} = - 0,236 + 1,404 T_{\text{aire}}$ (7 42)	1,000	Vargas & Sánchez (1972)
Amman, Jordania	$T_{\text{agua}} = 2,688 + 0,945 T_{\text{aire}}$ (7 43)	0,975	Yañez & Pescod (1988)

Fuente: CEPIS, 1988

El objetivo es determinar el modelo y el grado de correlación entre la temperatura del aire y del líquido de lagunas de estabilización, para encontrar la temperatura de operación más crítica de este sistema en el período de estudio. El modelo obtenido permitirá predecir la eficiencia de remoción bacteriológica y orgánica del sistema de tratamiento de efluente, en las condiciones más desfavorables, para compararlas con las condiciones de operación del sistema y diseñar en condiciones climáticas similares.

El modelo que mejor ajusta los datos experimentales es  $T_{\text{agua}} = 12,994 + 0,4914 T_{\text{aire}}$  corresponde a las temperaturas promedio mensuales, con un coeficiente de determinación de  $R^2 = 0,973$ , lo que indica que el ajuste del modelo es muy bueno. Los intervalos de confianza para los coeficientes de regresión  $\alpha$  y  $\beta$  son de (11,102-14,886) y (0,410-0,573); y niveles de significación de  $p = 0,000$  en ambos casos (Saracho y Rodríguez, 2005).

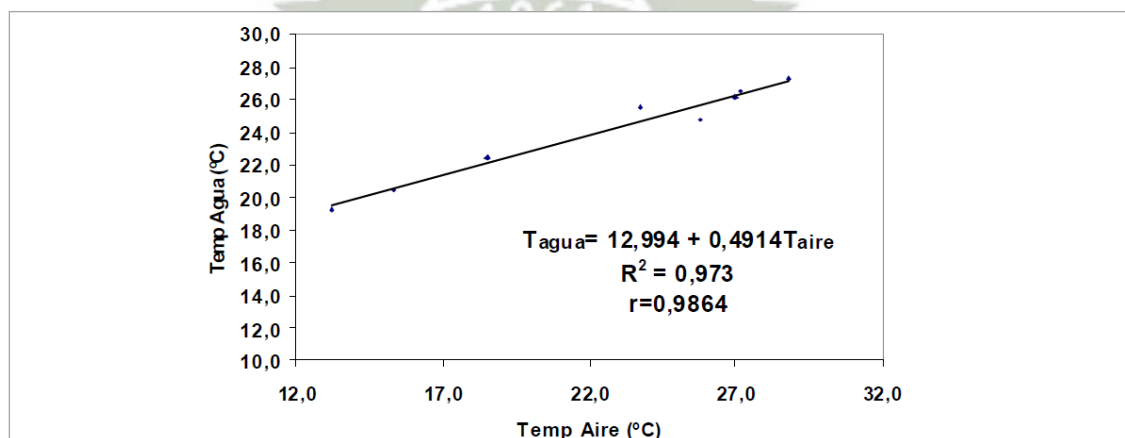


Figura 3: Correlación entre las temperaturas aire y agua

Fuente: Saracho y Rodríguez, 2005

## 2.10. Nutrientes

Los nutrientes son compuestos químicos necesarios para el ciclo de vida de ciertos microorganismos, para sus funciones de almacenamiento y reutilización, siendo perjudiciales en grandes cantidades en los cuerpos receptores (Reed, 1995).

Para la caracterización del agua residual cruda los nutrientes se clasifican en:

1. Fósforo total
  - Orto fosfato
  - Poli fosfatos
2. Nitrógeno total
  - Nitrógeno Orgánico
  - Nitrógeno Amoniacal
  - Nitratos
  - Nitritos

## 3. REMOCIÓN DE NUTRIENTES

La remoción de nutrientes es de gran importancia sanitaria, ya que su aumento en cuerpos de agua (especialmente lagos y lagunas), genera el fenómeno de eutrofización. La eutrofización consiste en un enriquecimiento excesivo de los elementos nutritivos del agua, que da lugar a una serie de cambios sistemáticos indeseables, entre ellos la producción perjudicial de algas y otras plantas acuáticas, el deterioro de la calidad de agua, la aparición de malos olores y sabores desagradables y la muerte de peces en el cuerpo de agua. La floración excesiva de algas y plantas acuáticas es un fenómeno visible que puede complicar considerablemente la utilización y la calidad estética de las masas de agua. El consumo de las plantas acuáticas es un proceso por el cual los alimentos entran a ellas. Su fuente de alimentación son los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) y otros nutrientes para crecer, entonces tiene el efecto de eliminación de estos elementos de la fase acuosa. Varios organismos en el entorno de las plantas acuáticas, incluyendo algas y bacterias, también asimilan estos alimentos. La cosecha periódica de las plantas elimina permanentemente estos alimentos de la columna del agua. La transformación de varios compuestos ocurre en la esfera de la planta acuática y los sedimentos de la planta. Los grupos

específicos de microorganismos son responsables de transformaciones (Thorén, 2004).

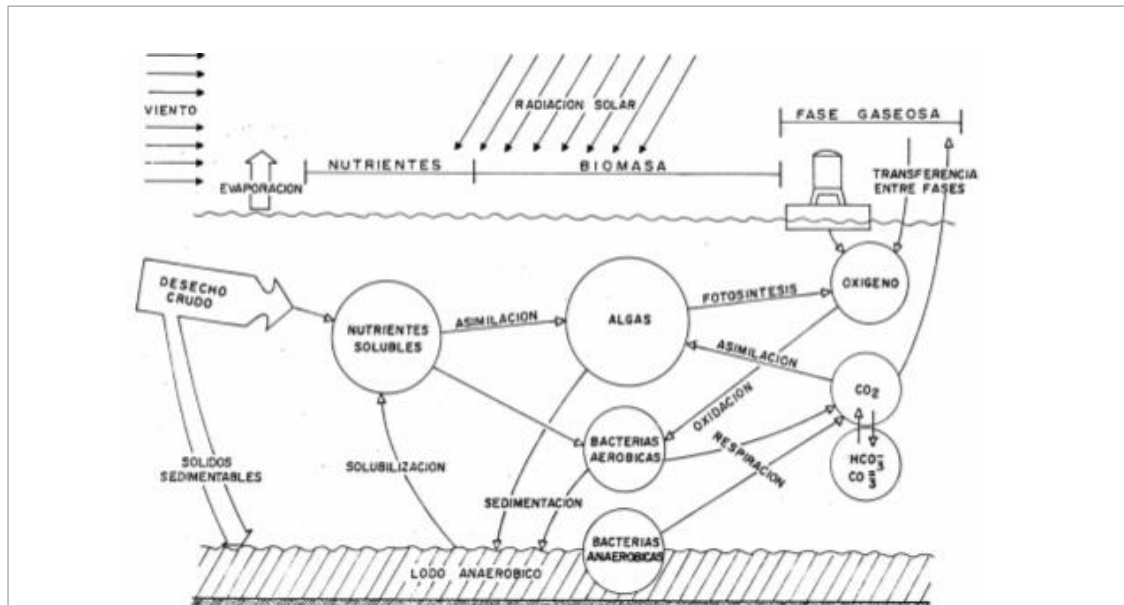


Figura 4: Diagrama modelo dinámico Lagunas Facultativas, mecanismo de asimilación de materia orgánica  
Fuente: Crites y Tchobanoglous, 2000

Las algas se encuentran en los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales, generando a través de la fotosíntesis un suplemento de oxígeno para los microorganismos heterótrofos que degradan los residuos orgánicos (Abeliovich, 2004).

Así mismo, los compuestos inorgánicos son controlados por varios procesos como la fotólisis y la sorción, entre otros. Con base en este concepto se diseñaron en un principio las lagunas algales de oxidación y estabilización. Posteriormente, el profesor William J. Oswald y su grupo en la Universidad de California en Berkeley desarrollaron el concepto de laguna algal de alta tasa (HRAP, en inglés), para el tratamiento del material orgánico presente en el agua (Oswald, 1988)

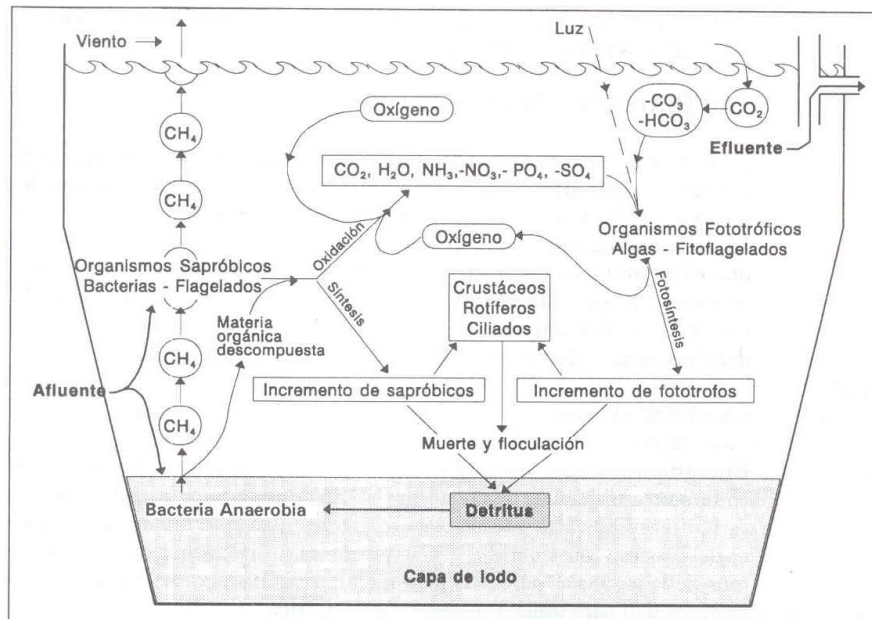


Figura 5: Actividad heterotrófica y fototrófica en la estabilización de la materia orgánica laguna facultativa

Fuente: OPS/CEPIS, 1998.

### 3.1. Tiempo de retención hidráulica

El tiempo que el agua permanece en el sistema se conoce como el tiempo de retención hidráulico (TRH), que se asocia con el tiempo necesario para que se lleven a cabo los procesos necesarios para garantizar un tratamiento adecuado (Kadlec y Wallace, 2009).

El tiempo que las bacterias están en contacto con el agua residual, es un factor importante de diseño y operación. Se debe tener el tiempo necesario para que las bacterias asimilen la materia orgánica que contiene el agua residual, de lo contrario no se lograra remover toda la materia orgánica y la DBO del efluente será alta.

Se basa en la premisa de que toda el agua contenida en las lagunas forma parte del flujo, motivo por el cual no tiene por qué representar realmente el tiempo de residencia hidráulico. Este hecho puede llevar a medir tiempos de retención hidráulicos menores a los calculados mediante las ecuaciones pertinentes (Kadlec y Knight, 1995).

La carga hidráulica y el tiempo de retención hidráulico son importantes en los procesos de depuración de las lagunas. A bajas cargas hidráulicas el tiempo de retención es elevado, mientras que a altas cargas el agua pasa rápidamente hasta la salida de las lagunas, reduciendo el tiempo de contacto entre el agua

residual y los microorganismos de las lagunas encargados de los procesos de degradación (Ngo Thuy, 2009).

### **3.2. Sedimentación de lodos**

En las lagunas de estabilización, parte de la reducción de la DBO se debe a la sedimentación de la materia orgánica como lodo, el cual se descompone anaerobiamente para reducir su concentración orgánica y liberar los productos de la fermentación anaerobia. Inicialmente la capa de lodos aumenta en volumen, pero eventualmente, la DBO añadida por la sedimentación se iguala con la DBO removida por fermentación anaerobia y el volumen de lodo no aumenta más (Romero, 1999).

### **3.3. Mamparas o Baffles**

A la fecha se han realizado estudios a nivel laboratorio donde se incluyó el uso de mamparas en estanques de estabilización, por ejemplo: Zanotelli (2002); Sperling (2003); Shilton y Mara (2005). Éstos investigadores concluyeron que con el uso de mamparas a 70% de la longitud se obtiene mayor eficiencia en el tratamiento del agua residual.

Sistemas de modelado han incorporado diferentes características por ejemplo: Salter (2000) consideró la influencia de las mamparas en condiciones de flujo hidráulico, más tarde Sweeney (2003) analizó específicamente el efecto del viento en el perfil hidráulico, luego Manga (2004) centró sus estudios en la longitud y la localización de entrada y salida en el régimen de flujo de los sistemas lagunares. Algunos estudios donde se incluyeron los efectos combinados del viento, el impacto de mamparas así como la posición de entradas y salidas: Shilton y Mara (2005). Por otro lado, Killani y Ogunrombi (1984) indican la necesidad de aplicar técnicas de optimización con el propósito de obtener el diseño del sistema lagunar a un costo mínimo.

### **3.4. Profundidad y Tamaño**

Los sistemas de lagunaje profundo (hasta 6.0m), la dinámica biológica tiene una marcada influencia sobre el pH del agua, las condiciones reductoras, la materia orgánica (detrítica o en organismos vivos) y los iones inorgánicos (Arauzo, 2000),

variables que pueden influir sobre el comportamiento y la biodisponibilidad de los metales pesados y de otros elementos traza potencialmente tóxicos. La laguna profunda actuaría como una gran trampa de sedimento en la que los procesos de asociación con la materia particulada (adsorción, precipitación, coprecipitación o asimilación por la biota) favorecerían la retirada de los metales de la columna de agua y su acumulación en el sedimento. La dominancia de los procesos de sedimentación en la laguna, debido a la profundidad, y los tiempos de residencia hidráulicos relativamente largos, son factores que contribuirían a potenciar la eliminación de estos elementos contaminantes.

El efluente se localiza en la parte superior de la laguna y debe estar por abajo de la superficie del líquido. El exceso de grasa no digerida flota formando un cobertor que evita que el calor se pierda y que entre aire.

Existen una serie de razones por las que se debe construir las lagunas anaerobias profundas. Las principales razones para esta elección son las siguientes:

1. **Conservación de calor.** La superficie expuesta a intercambios de calor con la atmósfera en lagunas profundas y de pequeño tamaño es muy reducida, y además, proporcionan un adecuado sistema de aislamiento para prevenir el enfriamiento excesivo del agua durante el invierno. De hecho, en lagunas anaerobias que operan se han registrado temperaturas medias del agua a la salida de estas lagunas tan sólo 1-2 °C por debajo del agua residual durante los meses de invierno.
2. **Disminución en los requerimientos de terreno.** Cuando se usan lagunas profundas disminuye la necesidad de superficie a ocupar para alcanzar un determinado nivel de depuración. Las lagunas anaerobias profundas permiten reducir la superficie ocupada total por la planta de lagunaje en un 40-50% (Mara, 1976).
3. **Disminución del riesgo de arrastre de sólidos.** En el diseño profundo, el fango sedimenta en el fondo de la laguna y es muy poco probable que se produzca su arrastre con la salida, que tiene lugar por superficie.
4. **Oxigenación restringida al minimizar la superficie.** Por una parte, al ser inferior la superficie la transferencia de oxígeno disminuye. Por otra, la

mezcla inducida por la acción del viento es muy escasa y la imposibilidad de formación de olas.

5. **La concentración de sólidos en una zona pequeña favorece la compactación de los fangos.** En lagunas anaerobias de gran tamaño y escasa profundidad se produce a menudo la flotación de los fangos, con el consiguiente peligro de arrastre por el efluente. Sin embargo, en lagunas profundas el fango se acumula en el fondo, donde se produce su mineralización en condiciones anaerobias.
6. **Los costes de mantenimiento son menores en lagunas profundas, ya que el fango se va acumulando.** De esta forma el diseño profundo no sólo facilita la acumulación de lodos, sino que proporciona un lugar de almacenamiento, donde tiene lugar su mineralización.

Estas características anteriormente descritas se pueden observar en la figura 6, donde se puede observar un esquema de una laguna anaerobia profunda, así como la compactación de lodos.

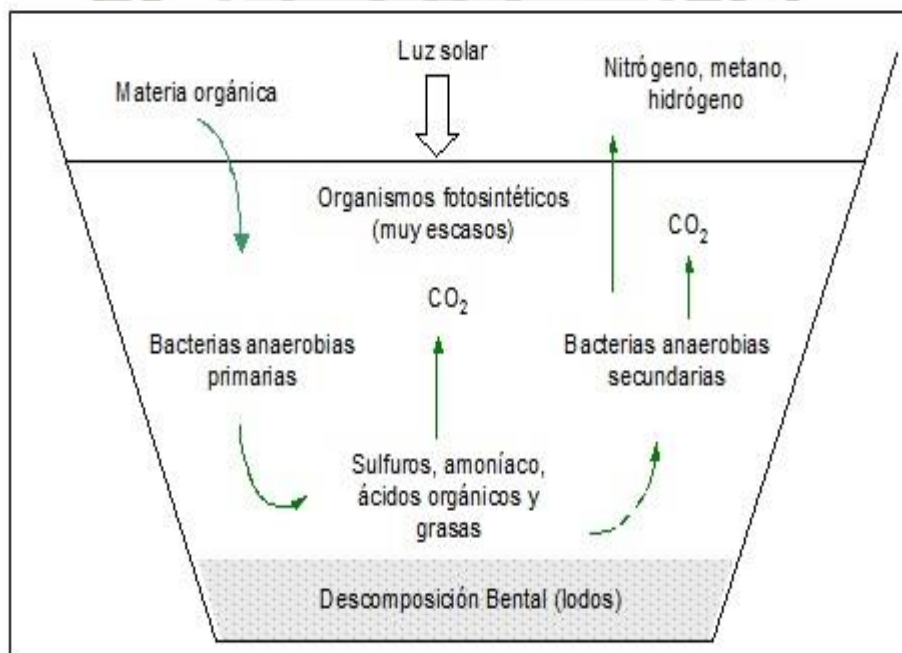


Figura 6: Esquema de una laguna anaerobia profunda

Fuente: Mara, 1976

### 3.5. Sulfuros

La existencia de compuestos de azufre, en el agua residual del afluente, afecta

la biota de las lagunas de estabilización, como en cualquier proceso biológico. Existen dos clases de bacterias que oxidan dos tipos de compuestos reducidos de azufre. El primer grupo son las bacterias incoloras, estrictamente aerobias, que utilizan el oxígeno molecular como aceptador de electrones. Estas bacterias son poco comunes en lagunas de estabilización y, en caso de encontrarlas, su ambiente óptimo es la capa superficial de la laguna. El segundo grupo son las bacterias fotosintéticas del azufre, estrictamente anaerobias, que utilizan luz solar y sulfuros, así como  $\text{CO}_2$ , como aceptadores de hidrógeno (Romero, 1999).

### 3.6. DBO y sólidos suspendidos

Aunque hay una gran variedad de insectos que pueden vivir en el hábitat constituido por las lagunas de estabilización, muy pocos de ellos contribuyen en alguna medida a la depuración, y la mayoría se pueden considerar más bien molestias a evitar en lo posible. Entre aquellos que pueden contribuir a la depuración destacan las larvas de la mosca de agua (Chironomidae), que son muy abundantes en algunas lagunas, especialmente cuando ya se ha alcanzado un buen grado de depuración. Estas larvas tienen un color rojo brillante, y resultan fácilmente visibles en la zona próxima a las orillas, donde viven en gran número. Se alimentan de materia detrítica, y en algunas especies de los detritos acumulados en el fondo de las lagunas.

Los zapateros (Corixidae) se alimentan también de materia detrítica, y a veces son muy numerosos en las lagunas. Estos insectos necesitan un soporte para la puesta de sus huevos, por lo que en lagunas correctamente operadas, en las que se eliminan las plantas de las orillas, su presencia es muy escasa. Esto mismo ocurre con los mosquitos, que prácticamente no están presentes en lagunas de estabilización en las que no haya vegetación emergente (Radoux, 1983).

## 4. DIGESTIÓN ANAEROBIA

La Digestión Anaerobia es el proceso fermentativo que ocurre en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales. El proceso se caracteriza por la conversión de la materia orgánica a metano y de  $\text{CO}_2$ , en ausencia de oxígeno y con la interacción de diferentes poblaciones bacterianas.

La digestión anaerobia es un proceso que se produce en ambientes naturales

como los pantanos, en zonas anegadas para el cultivo de arroz, en los sedimentos de lagos y mares, en las zonas anóxicas del suelo, en fuentes de aguas termales sulfurosas y en el tracto digestivo de los rumiantes (Díaz-Báez, 2002).

#### **4.1. Degradación anaerobia de la materia orgánica**

La degradación anaerobia de la materia orgánica requiere la intervención de diversos grupos de bacterias facultativas y anaerobias estrictas, las cuales utilizan en forma secuencial los productos metabólicos generados por cada grupo.

La digestión anaerobia de la materia orgánica involucra cuatro pasos de transformación y tres grandes grupos tróficos:

##### **4.1.1. Hidrólisis**

###### **Grupo I: Bacterias Hidrolíticas – Fermentativas**

Las bacterias que llevan a cabo las reacciones de hidrólisis y acidogénesis son anaerobias facultativas y los géneros más frecuentes que participan son los miembros de la familia Enterobacteriaceae, además los géneros Bacillus, Peptostreptococcus, Propionibacterium, Bacteroides, Micrococcus y Clostridium. Las bacterias con actividad proteolítica son en su mayoría especies de los géneros Clostridium, Peptococcus, Bifidobacterium y Staphylococcus. Bacterias como Anaerovibrio lipolytica con actividad lipolítica han sido aisladas del rumen; igualmente la Butyrovibrio fibrisolvens hidroliza fosfolípidos cuando crece con azúcares fermentables como fuente de carbono.

##### **4.1.2. Acidogénesis**

Grupo I: bacterias fermentativas

##### **4.1.3. Acetogénesis**

###### **Grupo II: Bacterias Acetogénicas**

Para que tenga lugar una eficiente metanogénesis, los productos de fermentación como el propionato y el butirato deben ser oxidados a acetato,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$ , esta oxidación es llevada a cabo por un grupo denominado “organismos acetógenos productores obligados de hidrógeno

(OHPA)", mediante un proceso conocido como acetogénesis. Aunque la mayoría de este tipo de reacciones consume energía, en ambientes anaerobios donde la energía disponible es baja, el acoplamiento de la actividad de las bacterias OHPA con las bacterias consumidoras de  $H_2$  (metanógenos hidrogenofilicos) permite un balance energético favorable. Este último grupo, consume el hidrogeno generado por las OHPA manteniendo una presión parcial de  $H_2$  a un nivel adecuado para que termodinámicamente pueda darse la conversión de los AGV a acetato e hidrógeno. Esta asociación se conoce como "relación sintrófica" o "transferencia interespecífica de hidrógeno". Solamente un limitado número de especies del grupo OHPA han sido aisladas; probablemente existan más, pero aún no son conocidas. Dentro de las especies aisladas se pueden mencionar:

**Syntrophomonas sapovorans**

**Syntrophobacter wolinii**

**Syntromonas wolfei**

**Syntrophospara bryantii**

**Syntrophus buswellii**

Dentro del grupo de acetógenos existe un grupo de bacterias conocidas como "bacterias homoacetogénicas" las cuales son anaerobias obligadas y utilizan el  $CO_2$ , como aceptor final de electrones, produciendo acetato como producto único de la fermentación anaerobia. Aunque este grupo no es un grupo taxonómico definido, en él se incluyen una variedad de bacterias Gram(+) y Gram(-) formadoras de esporas como: Clostridium aceticum, Clostridium formicoaceticum y Acetobacterium woodii (Díaz y Báez, 2002).

#### 4.1.4. Metanogénesis

##### **Grupo III: Bacterias Metanogénicas**

Las bacterias metanogénicas pertenecen al grupo actualmente conocido como Archaea. Estas características están relacionadas fundamentalmente con la composición química de algunas estructuras celulares. Las bacterias metanogénicas son anaerobias estrictas y

producen metano como principal producto del metabolismo energético. A pesar de los requerimientos estrictos de anaerobiosis obligada y el metabolismo especializado de este grupo, estas bacterias se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza. La actividad metanogénica es mucho mayor en ecosistemas de aguas dulces y terrestres, la menor actividad detectada en océanos, se debe a la alta concentración de sulfatos, condición que favorece la reducción en sedimentos marinos (Zinder 1998). Con base en el tipo de sustrato utilizado, las bacterias metanogénicas se subdividen en tres grupos:

Grupo 1: Utiliza como fuente de energía  $H_2$  formato y ciertos alcoholes, el  $CO_2$  es el aceptor final de electrones el cual es reducido a metano.

Grupo 2: Utiliza una amplia variedad de compuestos que tienen el grupo metilo. Algunas de las moléculas son oxidadas a  $CO_2$ , el cual actúa como aceptor final de electrones y se reduce directamente a metano.

Grupo 3: Aunque la mayor parte del metano que se genera en la naturaleza proviene del rompimiento del acetato, la habilidad de catabolizar este sustrato está limitada a los géneros: Methanosarcina y Methanosaeta (Methanotrix). Es frecuente encontrar en reactores anaerobios, una competencia por el acetato entre estos dos géneros, sin embargo, las bajas concentraciones de acetato que usualmente predominan al interior de los reactores favorece el crecimiento de las Methanosaeta (Díaz y Báez, 2002).

El proceso se inicia con la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos por la acción de enzimas extracelulares producidas por las bacterias del Grupo I. Los productos de esta reacción son moléculas de bajo peso molecular como los azúcares, los aminoácidos, los ácidos grasos y los alcoholes, los cuales son transportados a través de la membrana celular; posteriormente son fermentados a ácidos grasos con bajo número de carbonos como los ácidos acético, fórmico, propiónico y butírico, así compuestos reducidos como el etanol, además de  $H_2$  y  $CO_2$ . Los productos de fermentación son convertidos a acetato, hidrógeno y

dióxido de carbono por la acción de las bacterias del Grupo II, las cuales son conocidas como “bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno”. Finalmente las bacterias del Grupo III o metanogénicas convierten el acetato a metano y  $\text{CO}_2$ , o reducen el  $\text{CO}_2$  a metano. Estas Transformaciones involucran dos grupos metanogénicos que son los encargados de llevar a cabo las transformaciones mencionadas anteriormente: acetotróficas e hidrogenotróficas. En menor proporción, compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico pueden también ser usados como sustratos del grupo metanogénico (Díaz y Báez, 2002).

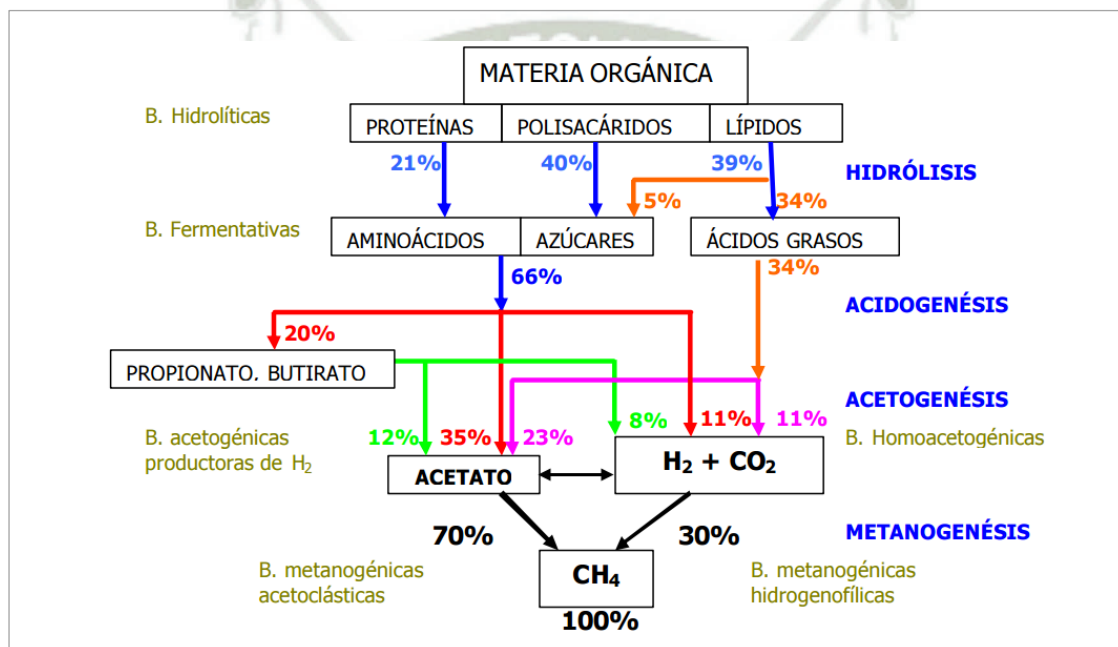


Figura 7: Etapas de la digestión anaerobia  
Fuente: Madigan, 1977; Van haandel, 1994

Deben ser tenidos en cuenta dos puntos importantes, con respecto a los diferentes procesos que ocurren durante la digestión anaerobia de la materia orgánica:

1. Según la figura 7 se observa que solamente cerca del 30% de la materia orgánica afluente es convertida a metano por la vía hidrogenofílica, por lo tanto una condición necesaria para obtener una óptima remoción de la materia orgánica en un sistema anaerobio, es que la metanogénesis acetoclástica se desarrolle eficientemente.

2. La fermentación ácida tiende a bajar el pH, debido a la producción de ácidos grasos volátiles (AGVs) y otros productos intermediarios, mientras que la metanogénesis solo se desarrolla cuando el pH está cercano al neutro. Por lo tanto, si por alguna razón la tasa de remoción de AGVs a través de la metanogénesis no acompaña a la tasa de producción de AGVs, puede surgir una situación de inestabilidad: baja significativamente el pH del sistema, causando la inhibición de las bacterias metanogénicas. Esta "Acidificación" del sistema es una de las principales causas de falla operacional en los reactores anaerobios. Lo anterior puede ser evitado cuando se garantiza un equilibrio entre la fermentación ácida y la fermentación metanogénica, a través de mantener una alta capacidad metanogénica y una buena capacidad buffer en el sistema (van Haandel, 1994).

#### **4.2. Sulfato Reducción**

La sulfato reducción es el proceso durante el cual el sulfato se reduce a sulfuro de hidrógeno, mediante la participación de las bacterias sulfato reductoras (BSR).

Durante la degradación anaerobia de la materia orgánica, puede ocurrir que las BSR utilicen el sulfato como aceptor de electrones, aunque pueden utilizar también compuestos como el tiosulfato, el tetrionato y el azufre elemental. Los donadores de electrones más utilizados por las BSR son  $H_2$ , lactato, piruvato entre otros. Las BSR son anaerobios estrictos, ampliamente distribuidas en ambientes acuáticos y terrestres, cumplen un importante papel en las etapas finales de la degradación de la materia orgánica, especialmente en la remoción de los sulfatos presentes en el afluente. Pueden crecer en presencia o ausencia de sulfatos, utilizando vías metabólicas diferentes; una fermentativa y la otra oxidativa.

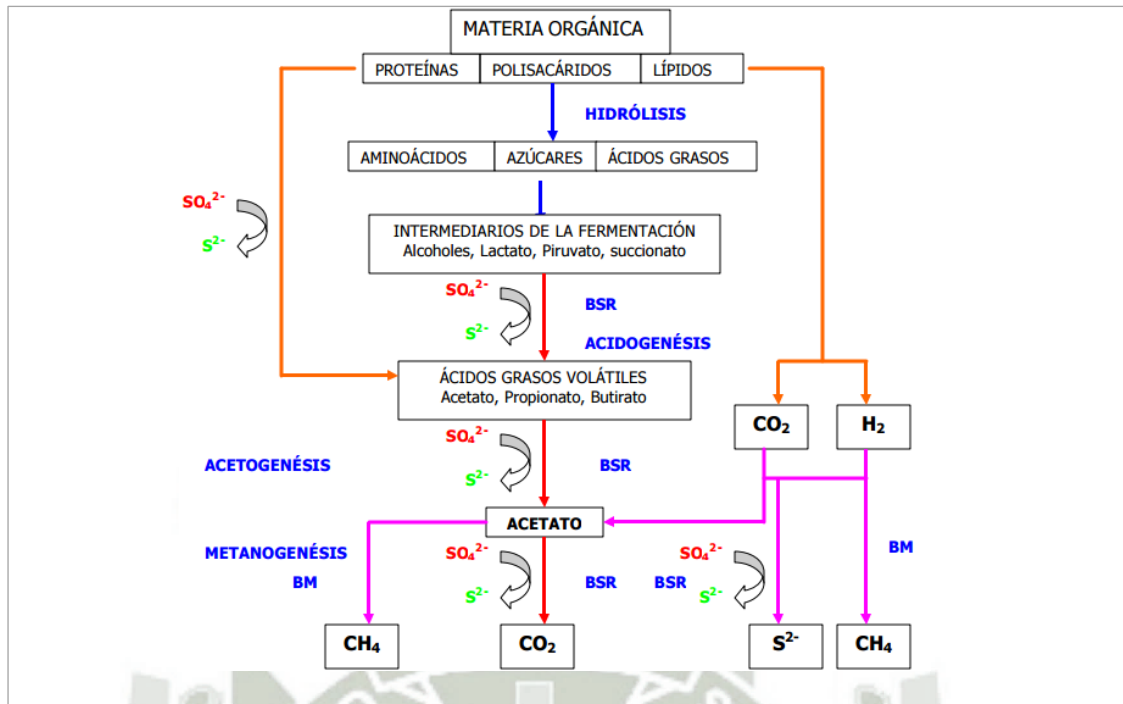


Figura 8: Sulfato reducción en la degradación de la materia orgánica

Fuente: Gibson, 1990

En presencia de sulfatos las BSR compiten con las bacterias metanogénicas (BM) por sustratos comunes como: formato e hidrógeno, con las bacterias acetogénicas (BA) por componentes como propionato y butirato. Esto no significa que la metanogénesis y la sulfato reducción sean excluyentes, pues pueden ocurrir simultáneamente cuando el metano se genera a partir del metanol y/o aminas metiladas, sustratos por los cuales las BSR tienen poca afinidad. Los reactores anaerobios operan a valores umbrales para el consumo de hidrógeno por la población metanogénica. Sin embargo, el valor umbral de las BSR es más bajo, por lo que en presencia de sulfato, el hidrógeno es consumido principalmente por las BSR. Esta población tiene ventajas cinéticas frente a las BM que favorecen su proliferación al interior de los reactores. En reactores anaerobios con alta concentración de sulfato, las BSR también compiten con las BA por sustratos como propionato y butirato, por lo que la relación sintrófica entre las BM y BA para la oxidación de estos compuestos es superada por las BSR. En ausencia de sulfato, las BSR pueden constituir el 15% del total de la biomasa presente en el reactor anaerobio. Bajo estas condiciones fermentan sustratos como: piruvato, lactato, etanol, fructuosa, propanol y acetato entre otros, y crecen

como organismos acetogénicos (Díaz y Báez, 2002).

En general, durante la degradación anaerobia de la materia orgánica, la sulfato reducción puede interferir con la metanogénesis, generando problemas como (Elferink, 1994):

1. Competencia entre las BSR y las BM, por sustratos comunes y la consecuente disminución en la producción de metano.
2. Inhibición de varios grupos bacterianos por la presencia de  $H_2S$
3. Toxicidad generada por el  $H_2S$ , malos olores y corrosión.

A pesar de los problemas que ocasiona la sulfato reducción al interior de los reactores anaerobios, este proceso puede presentar algunas ventajas (Elferink, 1994):

1. Contribuye a mantener un bajo potencial de óxido-reducción en el sistema.
2. Constituye un método biotecnológico para la remoción de sulfato.
3. Los complejos Metal  $-S_2^-$  tienen baja solubilidad, propiedad que puede ser utilizada para la precipitación de metales pesados como Co, Ni, Pb, y Zn.

Estas lagunas son diseñadas para recibir altas cargas orgánicas y su principal función es la remoción de DBO, que con cortos tiempos de retención pueden eliminar hasta más del 60% de carga orgánica, a través de la precipitación de sólidos sedimentables y la digestión de los mismos (Mara, 2004).

## 5. LAGUNAS FACULTATIVAS

Son diseñadas para remover baja carga orgánica, con lo que contribuyen al desarrollo de las algas, las cuales reciben agua residual decantada proveniente de las lagunas anaerobias (Mara, 2004).

En este tipo de lagunas, como se muestra en la figura 9, se pueden identificar tres zonas, estas son la anaerobia, que ocurre en el fondo de la laguna debido a la sedimentación de una parte de materia orgánica y a la escasa presencia de oxígeno predominando los procesos anaerobios. La zona facultativa, que se ubica entre la zona aerobia y la anaerobia, en esta parte las bacterias sobreviven con o sin la presencia de oxígeno; y finalmente la zona aerobia, que se encuentra en la parte superior de la laguna en la que existe alta concentración de oxígeno debido a la actividad fotosintética de las algas (von Sperling, 2007; Shilton, 2005).

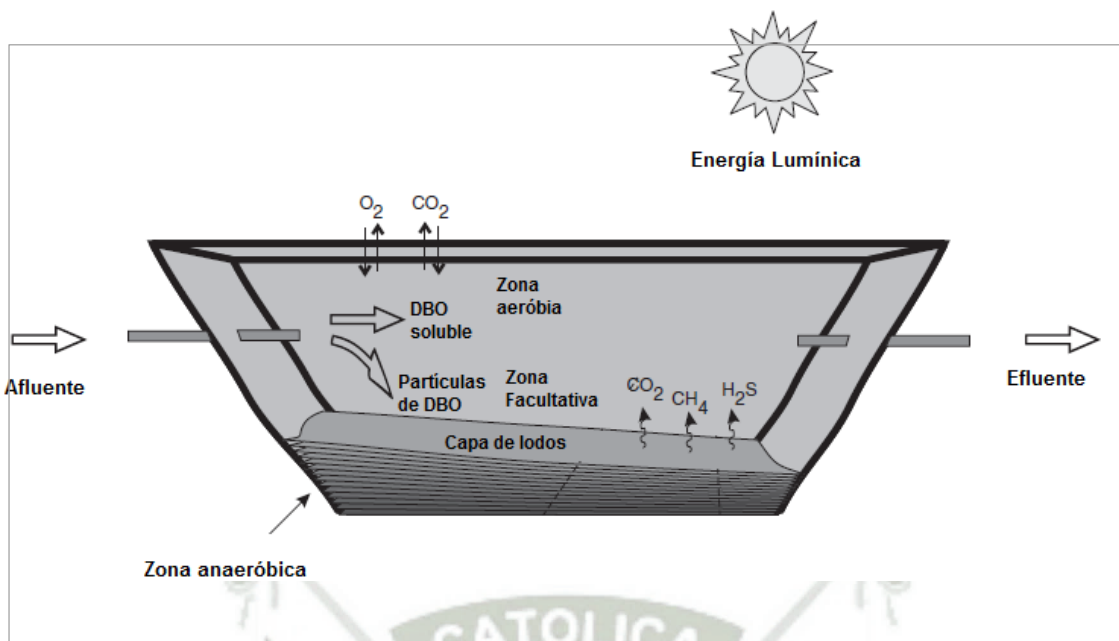


Figura 9: Laguna Facultativa  
Fuente: Von Sperling, 2007

Lagunas en paralelo, estas tienen relación con las etapas de implementación, la topografía del terreno, y las condiciones de operación y mantenimiento de la instalación, en la figura 10 se muestra la configuración de este tipo de lagunas.

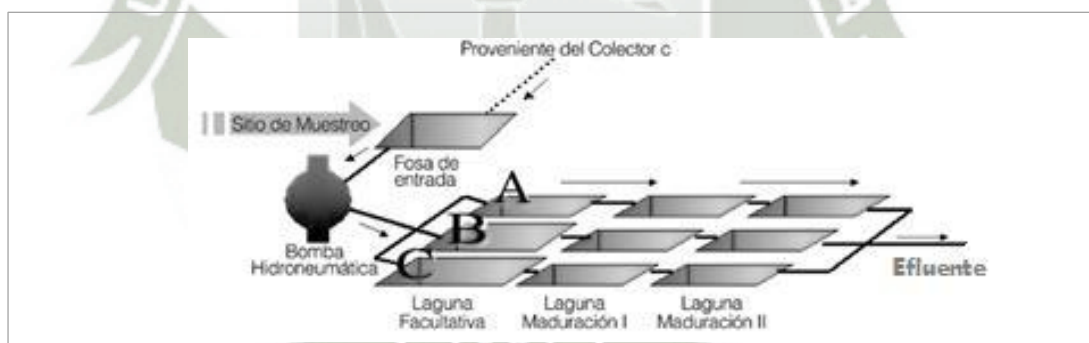


Figura 10: Lagunas en Paralelo  
Fuente: Valbuena, 2002

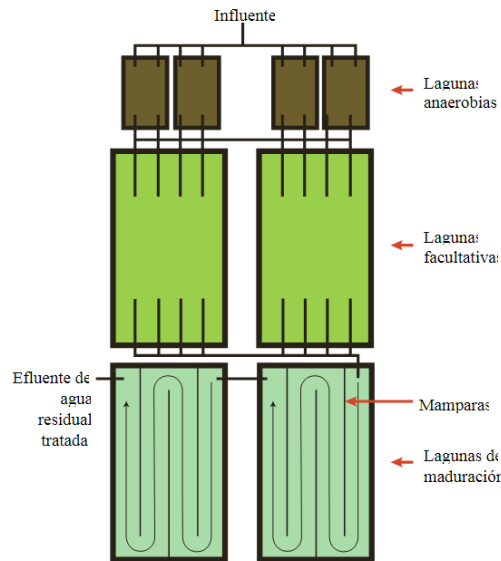


Figura 11: Configuración de lagunas en paralelo  
Fuente: Oakley, 2005

### 5.1. Fundamentos de la depuración de lagunas facultativas

Las lagunas facultativas tienen como función remover carga orgánica, en este caso se emplea la constante de biodegradación de la materia orgánica  $K_T$ , involucrada para el diseño.

La degradación de la materia orgánica en lagunas facultativas tiene lugar fundamentalmente, por la actividad metabólica de bacterias heterótrofas facultativas, que pueden desarrollarse tanto en presencia como en ausencia de oxígeno disuelto, si bien su velocidad de crecimiento, y por tanto la velocidad de depuración, es mayor en condiciones aerobias (Metcalf y Eddy, 1979). Puesto que la presencia de oxígeno es ventajosa para el tratamiento, las lagunas facultativas se diseñan de forma que se favorezcan los mecanismos de oxigenación del medio.

Puesto que las algas necesitan luz para generar oxígeno, y la difusión de éste en el agua es muy lenta, las lagunas tienen normalmente poca profundidad (1.00 a 2.00 m), para facilitar así un ambiente oxigenado en la mayor parte del perfil vertical.

Uno de los signos de buen funcionamiento en las lagunas facultativas es el desarrollo de un color verde brillante debido a la presencia de algas. Las bacterias y las algas actúan en forma simbiótica, con el resultado global de la degradación de la materia orgánica. Las bacterias utilizan el oxígeno suministrado por las

algas para metabolizar en forma aeróbica los compuestos orgánicos. En este proceso se liberan nutrientes solubles (nitratos, fosfatos) y dióxido de carbono en grandes cantidades. Estos son utilizados por las algas en su crecimiento. De esta forma, la actividad de ambas es mutuamente beneficiosa (Mara, 1976; Brock, 1978; Dinges, 1982). En la figura aparece un diagrama en el que se resume esta actividad coordinada entre algas y bacterias

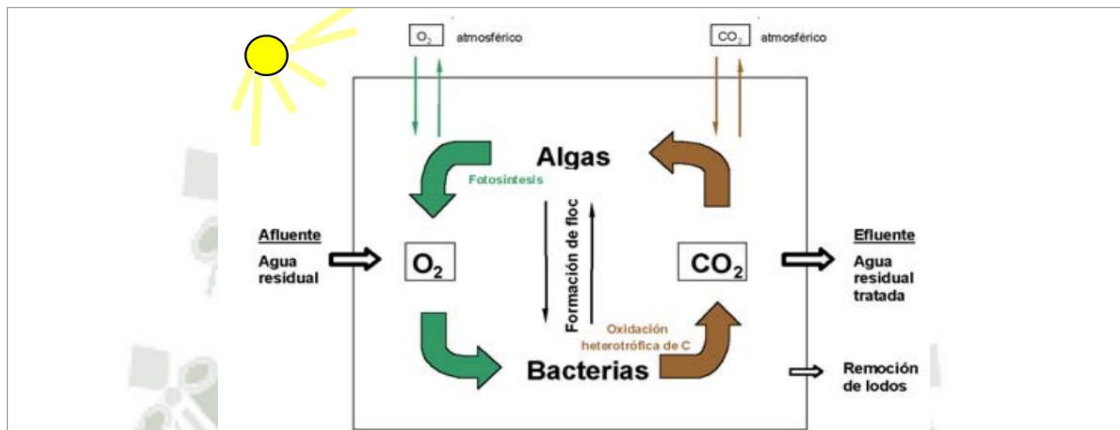


Figura 12: Relación simbiótica entre algas y bacterias

Fuente: Von Sperling, 1996

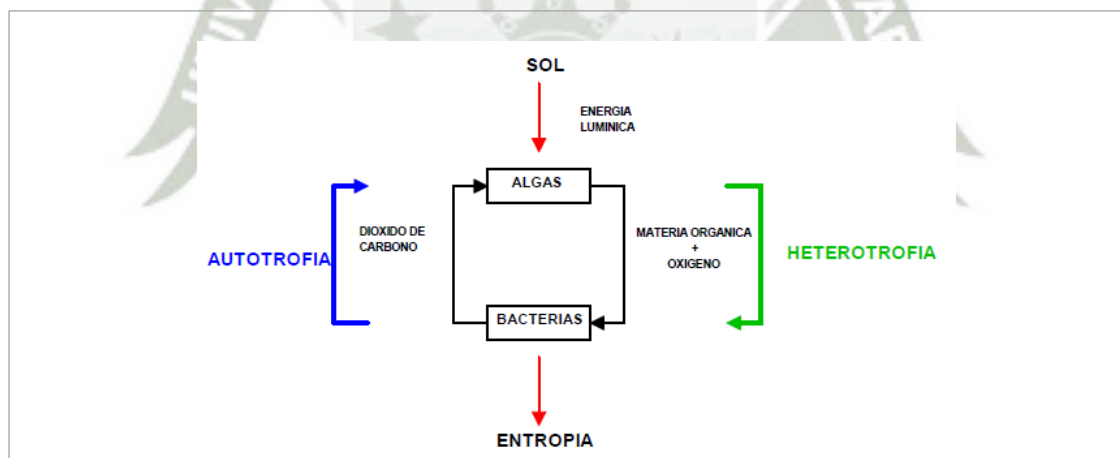


Figura 13: Relación simbiótica entre algas y bacterias

Fuente: Mara, 1976

Desde el punto de vista de la depuración, las bacterias se pueden describir como pequeños reactores bioquímicos, capaces de autorregularse. La oxidación biológica es la conversión bacteriana de los compuestos orgánicos hasta compuestos inorgánicos oxidados, proceso que se conoce con el nombre de mineralización.

Las bacterias oxidan los productos de desecho para conseguir la energía y

materias primas necesarias para la síntesis de las moléculas complejas de las que están formadas (proteínas, polisacáridos, etc.).

En conjunto se obtiene una estabilización de la materia orgánica, que se traduce en fuertes descensos de la demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno del agua a su paso por las lagunas facultativas (Mara, 1976).

En la figura aparece un esquema simplificado de los principales procesos por los que tiene lugar la depuración en lagunas facultativas.

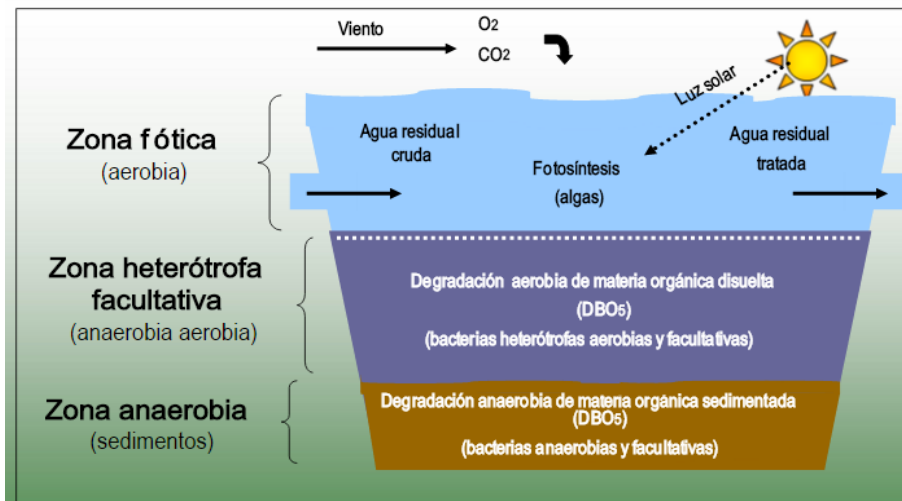


Figura 14: Mecanismos responsables de la depuración en lagunas facultativas

Fuente: Metcalf y Eddy, 1991

### 5.1.1. Zona Fótica

Es la parte del sistema que cuenta con oxigenación/aireación donde ocurren los procesos básicos: la fotosíntesis y la transferencia de oxígeno atmosférico al agua por efecto del viento, siendo el primero el más importante.

**Profundidad:** La profundidad es del orden de 0.60 m aunque está determinada por la concentración de algas y otros factores como: sólidos suspendidos, carga orgánica y transparencia del agua residual.

### 5.1.2. Zona Heterótrofa o Facultativa

En esa zona se lleva a cabo la degradación de la materia orgánica ( $DBO_5$  soluble) disuelta y coloidal.

Existe una relación simbiótica entre la zona fótica y la zona facultativa, el producto final de cada zona es utilizado por la otra: la zona fótica genera oxígeno,

usado por bacterias para degradar materia orgánica, como resultado de la degradación se genera  $\text{CO}_2$  que requieren las algas como fuente de carbono para generar oxígeno.

### 5.1.3. Zona Anaerobia

Se encuentra en el fondo de la laguna, y está definida por materia orgánica sedimentada la cual se transforma por acción de las bacterias, en ácidos grasos y posteriormente en metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) ácido sulfhídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ).

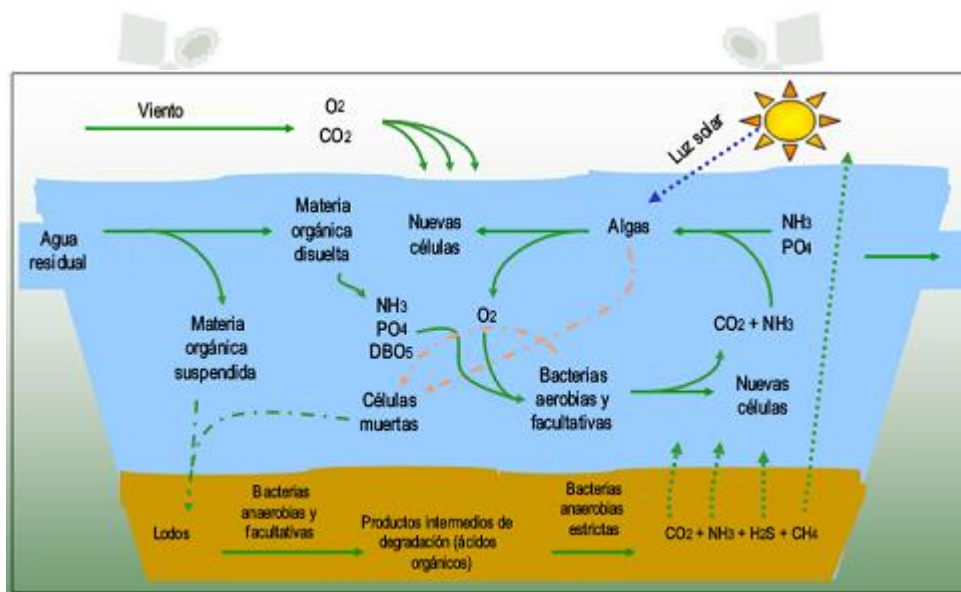


Figura 15: Tratamiento de aguas residuales dentro de una laguna facultativa

Fuente: Metcalf y Eddy, 1991

El agua residual entra a la laguna, la materia orgánica y partículas sedimentables se depositan en el fondo, mientras que la materia orgánica soluble y coloidal será consumida por las bacterias que se encuentran en la zona de degradación. Las bacterias utilizan el oxígeno disuelto en el agua para transformar la materia orgánica en  $\text{CO}_2$  y en más bacterias, para completar el proceso es necesario que el agua contenga nitrógeno amoniacal y fosfatos. Las nuevas bacterias se incorporan al proceso, las células muertas sedimentan y forman parte de los lodos que se degradan por vía anaerobia.

El  $\text{CO}_2$  generado por las bacterias es utilizado por las algas en presencia de la luz solar para generar más algas y oxígeno molecular que será aprovechado por las bacterias Aerobias. Bacterias y algas requieren de nitrógeno y fósforo para

completar el proceso de transformación.

En el fondo de la laguna en la zona de sedimentos ocurre una degradación a nivel anaerobio (ausencia de oxígeno) la materia orgánica es transformada por acción de las bacterias anaerobias, en compuestos intermedios como ácidos orgánicos y finalmente en compuestos más simples como metano, dióxido de carbono, nitrógeno amoniacal y ácido sulfhídrico. El  $\text{CO}_2$  el  $\text{NH}_3$  y el  $\text{H}_2\text{S}$  son altamente solubles y serán utilizados por los microorganismos o se combinan para formar nuevos compuestos, el metano tenderá a escapar a la atmósfera

## **5.2. Factores que afectan a la depuración en lagunas facultativas**

Dado que la actividad de algas y bacterias es el fundamento de la depuración del agua residual almacenada, cualquier variable que afecte esta actividad repercutirá en el tratamiento. Los factores más importantes son los siguientes.

### **5.2.1. Factores físicos**

#### **5.2.1.1. Estratificación**

Puesto que la densidad del agua cambia con la temperatura, es mínima a  $4\text{ }^\circ\text{C}$  y aumenta para temperaturas menores o mayores, el agua más cálida es más ligera y tiende a flotar sobre las capas más frías. Como durante los meses de primavera y verano el calentamiento tiene lugar desde la superficie, las capas superiores están más calientes que las inferiores, son menos densas y flotan sobre ellas sin que se produzca la mezcla entre unas y otras. Este fenómeno es lo que se conoce como estratificación (Madigan, 2004).

La zona próxima a la superficie, más cálida y con una temperatura casi uniforme, es el epilimnio. La zona central, en la que la temperatura desciende bruscamente al aumentar la profundidad, es la termoclina. Por último, la zona del fondo, que presenta una temperatura más baja, es el hipolimnio.

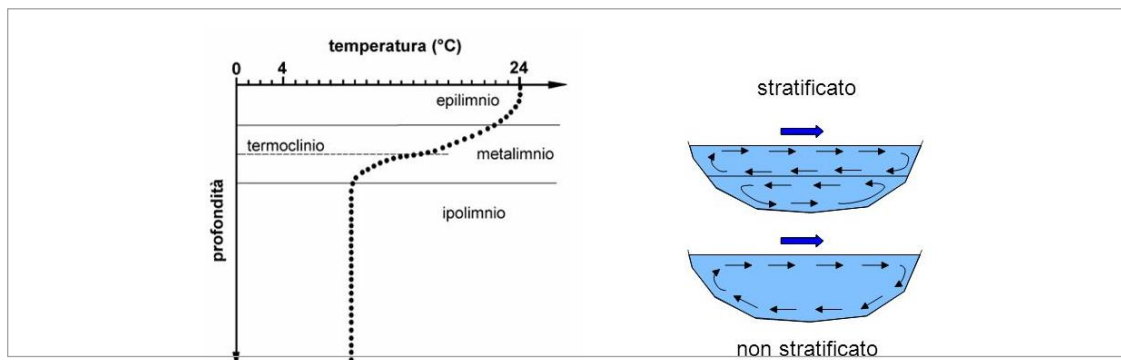


Figura 16: Efecto principal de la estratificación térmica en lagunas facultativas

Fuente: Madigan, 2004

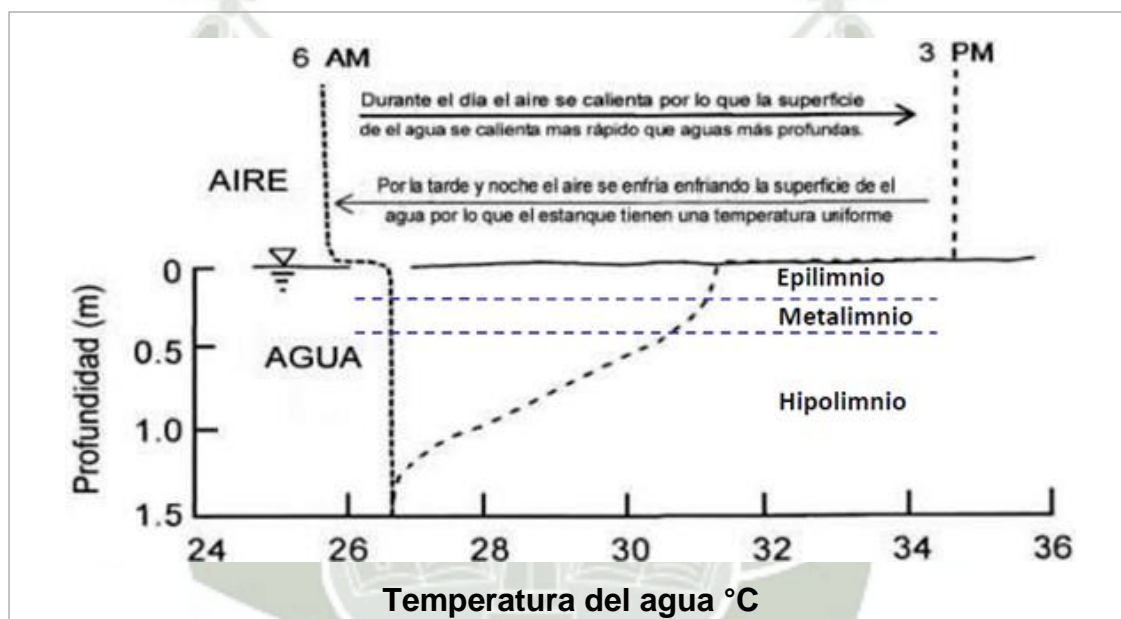


Figura 17: Estratificación térmica al subir temperatura del aire versus temperatura del agua

Fuente: Madigan, 2004

El efecto principal de la estratificación térmica en lagunas facultativas es la segregación a efectos de flujo de la capa fría inferior. Como la alimentación a la laguna facultativa viene directamente del alcantarillado o de las lagunas anaerobias, su temperatura es normalmente alta, similar a la que existe en el epilimnio. Puesto que su densidad es también similar a la del agua en el epilimnio, se mezcla únicamente con ésta, es decir, se distribuye en una capa fina próxima a la superficie, y ocupa sólo una fracción del volumen de la laguna.

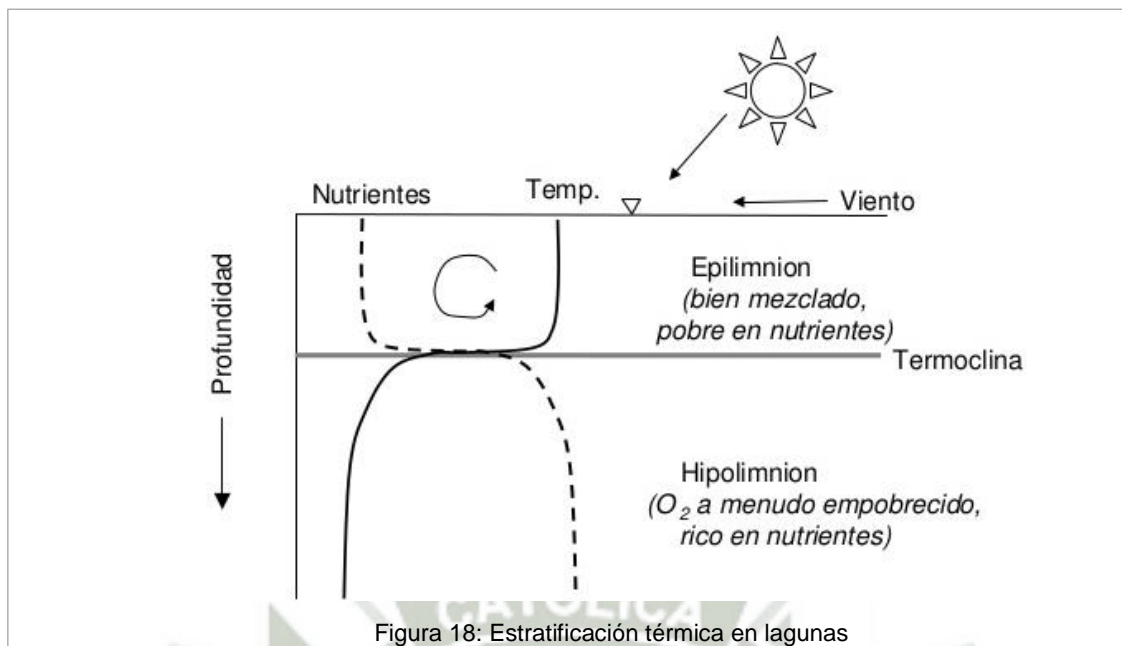


Figura 18: Estratificación térmica en lagunas

Fuente: Madigan, 2004.

### 5.2.1.2. Flujo a través de las lagunas

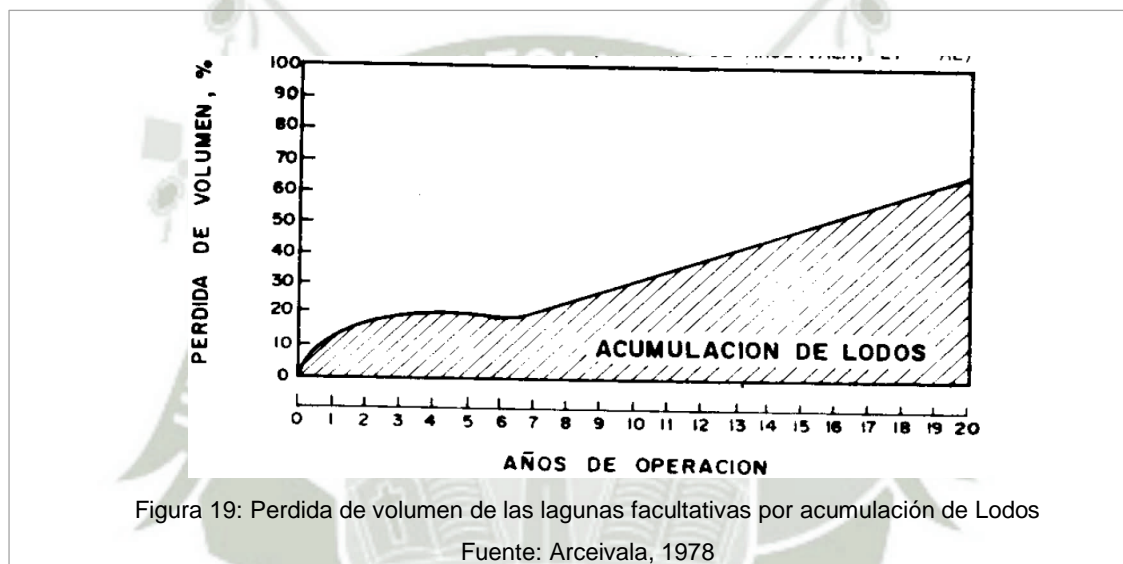
La actividad biológica en las lagunas facultativas está muy influida por las características de la circulación del agua. Cuando se proyecta una laguna facultativa, se calcula el tiempo necesario para alcanzar un determinado grado de depuración. Este tiempo se denomina tiempo teórico de retención, y resulta de dividir el volumen de la laguna por el caudal de agua a tratar que recibe.

La circulación del agua a través de la laguna viene afectada por la forma y tamaño de ésta, la situación de entradas y salidas, velocidad y dirección de los vientos dominantes y la aparición de diferencias de densidad dentro del estanque (Ferrera y Harleman, 1981; Levenspiel, 1986; Middlebrooks, 1982; Moreno, 1984).

### 5.2.1.3. Profundidad

La profundidad de las lagunas facultativas suele fijarse entre 1.00 a 2.00 m. El límite inferior viene condicionado a la posibilidad de crecimiento de vegetación emergente para profundidades menores, lo cual se desaconseja normalmente para evitar el desarrollo de mosquitos. En cuanto al límite superior, las profundidades inferiores a 2.00 m tienen el objetivo de limitar la posibilidad de la estratificación, así como favorecer un ambiente aerobio en la mayor parte del perfil vertical.

Se han sugerido varias razones para explicar la mayor eficacia depuradora detectada en estos sistemas profundos, entre otras la mayor productividad de las algas en un medio en el que tienden a sedimentar en la zona profunda y morir, bien por ausencia de luz o por el efecto tóxico de sulfuros solubles, lo que da lugar a que las poblaciones en superficies sean más jóvenes y, por tanto, productivas. La zona profunda tiende a estar en condiciones anaerobias, y en ella se produce la degradación lenta de compuestos orgánicos y microorganismos sedimentados desde la zona superficial. De esta forma se generan nutrientes solubles que se reincorporan a la capa superficial y contribuyen a la actividad biológica en esta (Abeliovich, 1982).



## 5.2.2. Factores químicos y bioquímicos

### 5.2.2.1. pH

El pH de las lagunas facultativas viene determinado fundamentalmente por la actividad fotosintética del fitoplancton y la degradación de la materia orgánica por las bacterias.

Las algas consumen anhídrido carbónico en la fotosíntesis, lo que desplaza el equilibrio de los carbonatos y da lugar a un aumento del pH. Por otra parte, la degradación de la materia orgánica conduce a la formación de  $\text{CO}_2$  como producto final, lo que causa una disminución del pH. Cuando las lagunas facultativas están operando correctamente el pH presenta valores ligeramente alcalinos, del orden de 7,5 a 8,5.

Debido a que la fotosíntesis depende de la radiación solar, el pH de las lagunas facultativas presenta variaciones durante el día y el año. Cuanto mayor es la intensidad luminosa, los valores del pH son más altos. Estas variaciones diarias son muy marcadas en verano, cuando pueden alcanzarse niveles de pH de hasta 9 o mayores, partiendo de valores del orden de 7 a 7,5 al final de la noche.

El pH puede afectar muchos de los procesos bioquímicos asociados con el crecimiento y metabolismo de las algas, incluso la disponibilidad de los iones de Nitrógeno como nutrientes. El rango de pH generalmente varía entre 8 y 10, aunque para la producción en masa el pH recomendable está alrededor de 8.2 y 8.7, valores de pH excesivamente bajos o altos disminuyen la productividad (Ruiz y Martínez, 2011; Park, 2010).

#### **5.2.2.2. Oxígeno disuelto**

El contenido de oxígeno disuelto en las lagunas facultativas es uno de los mejores indicadores sobre su funcionamiento. La principal fuente de oxígeno disuelto es la fotosíntesis, seguida por la reaeración superficial. Una laguna facultativa que opere correctamente debe tener una capa superficial oxigenada. La concentración de oxígeno disuelto presenta una variación sinusoidal a lo largo del día. El contenido de oxígeno es mínimo al amanecer y máximo por la tarde, y puede oscilar entre un valor nulo hasta la sobresaturación. Durante el verano es muy común encontrar que las lagunas están sobresaturadas de oxígeno disuelto en las capas superficiales (Arocena y Conde 1999).

Además de las variaciones diarias en el contenido en oxígeno disuelto, este presenta también variaciones importantes en profundidad. La concentración de oxígeno disuelto es máxima en superficie, y a medida que aumenta la profundidad va disminuyendo hasta anularse. La profundidad a la que se anula el oxígeno disuelto se llama oxipausa, y su posición depende de la actividad fotosintética, el consumo de oxígeno por las bacterias y el grado de mezcla inducido por el viento. (Bain y Stevenson 1999).

#### **5.2.2.3. Nutrientes**

Los nutrientes son fundamentales para la buena marcha de la depuración en

lagunas. El agua residual urbana posee un contenido en nutrientes adecuado para el desarrollo de los microorganismos responsables de la depuración sin que sea necesario ajustar la concentración de ninguno de ellos. A medida que progresa la depuración, y especialmente cuando se dispone de varias lagunas en serie, se va produciendo una eliminación de nutrientes que puede dar lugar a que uno o varios alcancen concentraciones limitantes para el desarrollo subsiguiente de algas o bacterias.

Este hecho sólo constituye un problema cuando todavía hay una concentración importante de materia orgánica por estabilizar. Normalmente, en lagunas de estabilización el agotamiento de nutrientes sólo ocurre en épocas de intensa actividad biológica, y suele venir precedido de la eliminación de materia orgánica hasta los niveles máximos en este tipo de tratamiento (10-30 mg DBO<sub>5</sub>/L) (Dinges, 1982). Es mucho más frecuente la estabilización total de la materia orgánica sin que ello suponga el agotamiento de nutrientes. Las lagunas facultativas se pueden alcanzar eficacias de eliminación de nutrientes (nitrógeno y fósforo) del 40-90% (U.S. Environmental Protection Agency, 1983).

#### 5.2.2.4. Ciclo del nitrógeno

El nitrógeno entra en las lagunas facultativas en forma orgánica y amoniacal. El agua residual urbana a veces contiene nitrógeno en forma oxidada (nitritos y nitratos), pero durante su tratamiento en lagunas anaerobias estas formas desaparecen. Los procesos que afectan a las distintas formas de nitrógeno en las lagunas facultativas son los siguientes (Pano y Middlebrooks, 1982; Ferrara y Avci, 1982; Fritz, 1979; Abeliovich, 1983; Reddy, 1987):

**Mineralización o amonificación.** Consiste en la transformación de nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal. Los mecanismos responsables de esta transformación son la hidrólisis de la materia orgánica y la desaminación subsiguiente de los aminoácidos resultantes.

**Nitrificación.** Es la oxidación del nitrógeno amoniacal hasta nitritos y nitratos, llevada a cabo por las llamadas bacterias nitrificantes. Este proceso tiene lugar únicamente en medio aerobio, y tiene gran importancia, ya que el nitrato sirve como nutriente en el desarrollo de las algas. La nitrificación tiene lugar en dos etapas: en la primera se generan nitritos, y en la segunda los nitritos se oxidan a

nitratos. La primera etapa es mucho más lenta que la segunda, y limita la velocidad del proceso global. La concentración de nitritos se mantiene siempre baja en relación con la de nitratos. Además, los nitritos son poco estables y tienden a evolucionar hasta el producto final nitrato o bien a ser reducidos de nuevo para producir óxido nitroso ( $N_2O$ ) o nitrógeno molecular ( $N_2$ ) (Brock, 1978).

**Desnitrificación.** En condiciones anaerobias, las formas oxidadas de nitrógeno, es decir, los nitritos y nitratos, son reducidos a ( $N_2O$ ) y ( $N_2$ ) por las llamadas bacterias desnitrificantes. Como los productos finales de la desnitrificación son gaseosos y muy poco solubles, tienden a escapar de la laguna e incorporarse a la atmósfera, por lo que este proceso se traduce en una pérdida neta de nitrógeno (Schroeder, 1977).

Asimilación por los microorganismos. Tanto el nitrógeno amoniacal como los nitratos pueden ser utilizados por los microorganismos como nutrientes. De esta forma se incorporan al tejido celular y vuelven a formar parte del nitrógeno orgánico presente en el medio.

Teniendo en cuenta a los sedimentos, el nitrógeno viene afectado por los dos procesos siguientes:

**Sedimentación:** una parte de la materia orgánica y los microorganismos sedimentan y forman parte de la capa de fangos acumulada en el fondo. Esto se traduce en un almacenamiento temporal de nitrógeno en forma orgánica.

**Regeneración:** el nitrógeno orgánico de los sedimentos sufre los fenómenos de hidrólisis y desaminación, con lo que se genera nitrógeno amoniacal que se reincorpora como nutriente a la capa líquida.

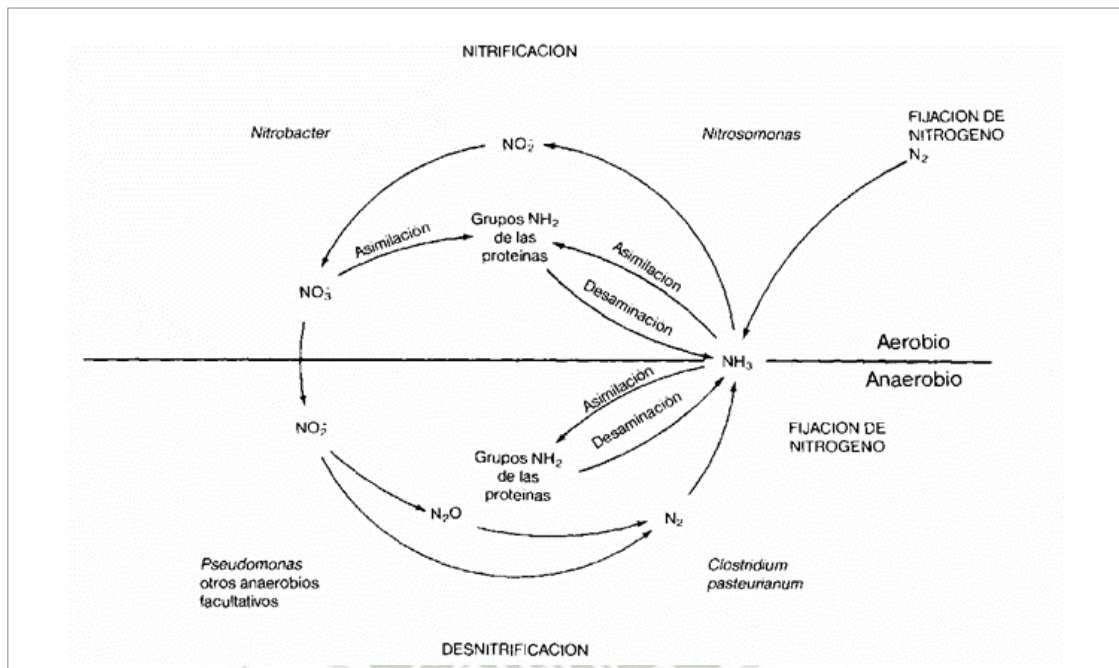


Figura 20: Ciclo del nitrógeno en ambientes acuáticos

Fuente: Brock, 1978

### 5.2.2.5. Ciclo del fósforo

El fósforo tiene gran interés en los procesos de depuración porque normalmente es el nutriente limitante, es decir, el que se presenta en concentraciones inferiores y regula así la posibilidad de crecimiento de microorganismos.

Las lagunas que reciben aguas residuales urbanas no suelen estar limitadas en cuanto a su contenido en fósforo, pero es conveniente que la concentración de fósforo a la salida sea lo menor posible para evitar proliferaciones de algas en los cursos de agua receptores. Las formas de fósforo más significativas en las lagunas facultativas son el fósforo orgánico y el fósforo soluble (ortofosfatos). Los procesos de transformación a que se encuentran sometidos los compuestos de fósforo son los siguientes (Ferrara y Harleman, 1980; Fritz, 1979; Margalel, 1986; Moreno, 1987):

Mineralización del fósforo orgánico, que resulta en la liberación de fósforo soluble directamente asimilable por los microorganismos. El fósforo orgánico está en forma de ésteres fosfóricos y resulta fácilmente hidrolizable, por lo que la reincorporación al medio como nutriente tras la muerte de los microorganismos es rápida y uniforme.

Precipitación del fósforo como sales insoluble, que quedan inmovilizados a efectos de la actividad biológica en los sedimentos del fondo. La fracción más importante de este fósforo precipita en forma de fosfato cálcico y fosfato férrico.

Asimilación de fósforo soluble en el crecimiento de algas y bacterias, con lo que queda incorporado a su tejido celular y convertido, por tanto, en fósforo orgánico.

Los sedimentos actúan, pues, como una trampa en la que se pierde una fracción importante (alrededor del 10% en procesos de lagunaje) del fósforo introducido en el sistema (Ferrara y Harleman, 1980). Este hecho es ventajoso desde el punto de vista de eliminación de nutrientes, ya que contribuye a la reducción de riesgos de contaminación en aguas receptoras. Por otra parte, los sedimentos participan, además, en el ciclo del fósforo en la forma siguiente:

Sedimentación de materia orgánica y microorganismos, lo que da lugar, como en el caso del nitrógeno, al almacenamiento temporal de fósforo orgánico en el fango del fondo.

Regeneración del fósforo soluble durante la degradación anaerobia de los fangos, por hidrólisis de los compuestos orgánicos de fósforo almacenados.

Debido a la facilidad con que se produce el paso de fósforo orgánico a inorgánico, la fracción del primero suele estar entre un 2 a 20% del total (Brock, 1978).

#### **5.2.2.6. Ciclo del azufre**

El azufre no es, como el nitrógeno y fósforo, uno de los nutrientes mayoritarios en las lagunas de estabilización. Sin embargo, y dada la trascendencia de alguna de sus formas en la marcha de la depuración, es importante el estudio de su ciclo, en especial en relación con problemas de funcionamiento que pueden aparecer en las lagunas.

El azufre puede existir en la naturaleza en distintas formas. Entre ellas, las que poseen mayor significado ecológico son los sulfuros, azufre elemental y sulfatos. De estas tres formas, los sulfatos son normalmente la única presente en el agua residual bruta, excepto cuando ésta presenta condiciones sépticas, en cuyo caso hay tanto sulfatos como sulfuros. Los procesos que afectan a la concentración de estas formas de azufre en las lagunas facultativas son los siguientes (Brock, 1978):

Reducción bacteriana de los sulfatos a sulfuros. Esta transformación tiene

lugar en medio anaerobio, y preferentemente cuando la concentración de materia orgánica es elevada. Por tanto, las lagunas anaerobias son un buen ejemplo de hábitats en los que se produce esta reducción, que también puede ocurrir en la zona anaerobia de las lagunas facultativas. Una de las consecuencias de la producción de sulfuros es la formación de sulfuro de hierro, que confiere el color negro a los fangos.

Oxidación de los sulfuros a azufre elemental. Este proceso se puede llevar a cabo en medio aerobio y en medio anaerobio. Puesto que el sulfuro de hidrógeno se oxida espontáneamente en presencia de oxígeno para dar azufre elemental y agua, las bacterias oxidantes que realizan este mismo proceso suelen vivir en la zona donde entran en contacto el  $\text{SH}_2$  procedente del fondo y el  $\text{O}_2$  procedente de la superficie.

Por otra parte, en medios anaerobios y siempre que haya luz disponible, las bacterias fotosintéticas del azufre pueden llevar a cabo esta oxidación, estas bacterias son responsables de la coloración roja que aparece en ocasiones en estos sistemas. El desarrollo de estas coloraciones en lagunas facultativas es un síntoma de sobrecarga, por lo que hay que tomar medidas para facilitar el funcionamiento de la planta tan pronto como se detecte este fenómeno (Dinges, 1982).

Oxidación de los sulfuros a sulfatos. También puede llevarse a cabo por bacterias aerobias o por bacterias fotosintéticas en medio anaerobio.

Asimilación del sulfato por parte de los microorganismos, con lo que se incorpora al tejido celular en los grupos tiol ( $\text{SH}$ ) de las proteínas.

Degradación de la materia orgánica, que da lugar a la aparición de sulfuros solubles.

#### **5.2.2.7. Sedimentos**

Los sedimentos que aparecen en las lagunas facultativas están formados por desechos orgánicos refractarios al tratamiento biológico, compuestos orgánicos biodegradables y complejos minerales precipitados. Cuando la laguna facultativa recibe el efluente de una laguna anaerobia la generación de fangos en el fondo es extremadamente lenta (Moreno, 1984).

La fracción biodegradable del fango ejerce una demanda continua de oxígeno

de la zona superficial. Puesto que el fango está compuesto en gran parte por materia orgánica, y la difusión de oxígeno es muy lenta, los sedimentos tienden a estar siempre en condiciones anaerobias, incluso cuando el agua por encima de ellos presenta concentraciones de oxígeno disuelto superiores a 2 mg/l. Sólo una capa muy fina, de unos milímetros de espesor, consigue estar en condiciones aerobias.

Por tanto la degradación de la materia orgánica en los sedimentos tiene lugar mediante los mecanismos anaerobios. En este proceso se liberan nutrientes solubles que se reincorporan a las capas superiores y son asimilados por los microorganismos (Schneiter, 1984). La capa de sedimentos puede también servir de hábitat para pequeños invertebrados, como larvas de insectos, que se alimentan de la materia orgánica acumulada en el fondo. Su efecto es beneficioso, ya que contribuyen a la estabilización de la materia orgánica y la liberación de nutrientes (Dinges, 1982).

### **5.3. Seres vivos en las lagunas facultativas**

Además de las bacterias y las algas las lagunas facultativas se convierten en el hábitat de otras formas de vida, como son protozoos, hongos, insectos y otros animales y plantas más complejos.

#### **5.3.1. Microalgas presentes en sistemas lagunares de tratamiento**

La microbiología de los sistemas de tratamiento de agua residual es compleja y muy variada. Los procesos microbiológicos que se llevan a cabo en estos sistemas son de mucha importancia ya que juegan un papel importante para la desinfección del agua residual. (Mara, 2004).

#### **5.3.2. Biología de las algas**

Las microalgas se encuentran presentes en todos los ecosistemas, tanto acuáticos como terrestres, lo que implica una gran variedad de especies que viven en diferentes condiciones ambientales (Richmond, 2004). Estas representan una de las formas de vida más antigua que se conoce, son plantas primitivas que no poseen raíces, tallo ni hojas (Brennan y Owende, 2010). Las algas pueden ser células procariotas o eucariotas.

Las procariotas o cianobacterias no presentan un núcleo definido, sino que su material celular se concentra en una región del citoplasma denominada nucleoide, además carecen de mitocondrias, aparato de Golgi, flagelos y son más parecidos a bacterias que a algas. Las eucariotas a diferencia de las procariotas son células que tienen un núcleo definido, en donde se localiza el material genético. Estas deben su color a la clorofila, carotenoides y xantofilas presentes en su estructura; las más importantes son las algas verdes o Chlorophyta, algas rojas o Rhodophyta y diatomeas o Bacillariophyta (Ruiz Martínez, 2011; Brennan and Owende, 2010).

Las algas por su forma de sintetizar los compuestos pueden ser autótrofas o heterótrofas. Las autótrofas requieren únicamente de compuestos inorgánicos como CO<sub>2</sub>, sales y luz para su crecimiento; en cambio las heterótrofas no son fotosintéticas por lo que requieren de una fuente externa de compuestos orgánicos, nutrientes y una fuente de energía; sin embargo existen ciertos géneros que pueden ser mixotróficos, es decir que tienen la capacidad de realizar la fotosíntesis y adquirir nutrientes orgánicos exógenos (Brennan y Owende, 2010).

### **5.3.3. Procesos de algas en sistemas lagunares**

Las microalgas son microorganismos unicelulares que son capaces de llevar a cabo la fotosíntesis en presencia de luz, convirtiendo el carbón inorgánico y agua en oxígeno y materia orgánica; debido a esto el oxígeno que necesitan las bacterias para oxidar el DBO de las aguas residuales es suministrado principalmente por microalgas que crecen de forma natural y profusa en los sistemas lagunares (por lo que tiene un característico color verde); y el dióxido de carbono que necesitan las algas es proporcionado principalmente por las bacterias presentes en los estanques como un producto final de su metabolismo; de esta manera se crea una relación simbiótica entre las algas y las bacterias del estanque (Mara, 2004), un esquema de esto se muestra en la figura 21.

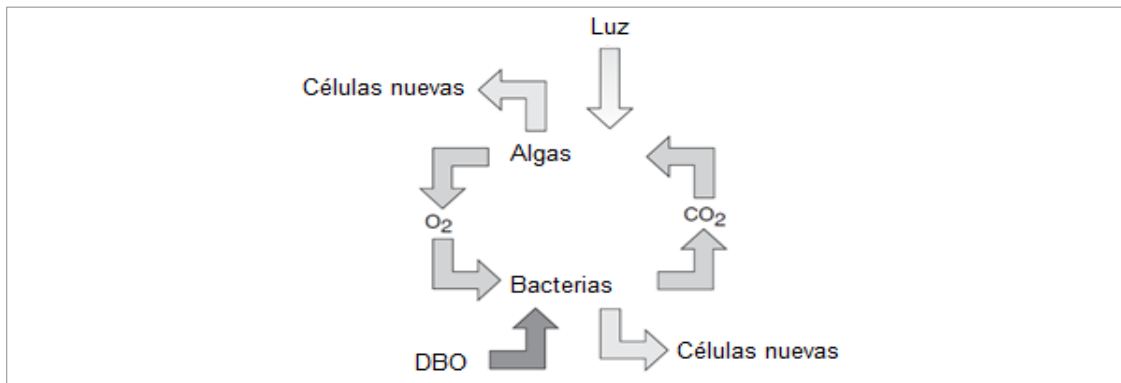


Figura 21: Relación simbiótica entre algas y bacterias presentes en lagunas facultativas y de maduración

Fuente: Mara, 2004

En el proceso de fotosíntesis las algas producen materia orgánica necesaria para su supervivencia, convirtiendo la energía de la luz en energía química. Durante las 24 horas del día ellas respiran, oxidan la materia orgánica producida y liberan energía en los procesos de crecimiento, reproducción, movimiento y otros. El balance entre la producción (fotosíntesis) y el consumo (respiración) de oxígeno favorecen ampliamente a la fotosíntesis, en efecto las algas pueden producir 15 veces más oxígeno del que ellas consumen. De esta forma en los sistemas lagunares se genera una división entre la parte superficial y la parte oscura de la laguna, en donde existe equilibrio entre el oxígeno que se consume y el que se produce, este punto se denomina oxipausa (Von Sperling, 2007).

Las microalgas al ser organismos fotosintéticos requieren energía lumínica, debido a esto es común que en los sistemas lagunares estas se sitúen cerca de la superficie de la laguna y a medida que la profundidad de esta descende, la penetración de luz disminuye por lo que la concentración de microalgas se reduce (von Sperling, 2007).

#### 5.3.4. Diversidad de las algas

Existe una amplia diversidad de especies de algas y cyanobacterias en sistemas de tratamiento lagunar. Comúnmente su concentración está por debajo de los 200 mg/L en términos de sólidos suspendidos secos y pueden estar en un rango de 10<sup>4</sup> a 10<sup>6</sup> células por ml. Los géneros y las especies que predominan en las lagunas de tratamiento se desarrollan en función de la carga orgánica que estas reciben, sin embargo una alta carga orgánica provoca que la diversidad de

especies disminuya (Alvarado, 2013).

Los principales tipos de algas encontradas en los sistemas lagunares son:

**Alga verde** (Chlorophyta) y alga pigmentada (pigmented flagellated) (Euglenophyta): este tipo de algas le dan el característico color verde a la laguna, predominando los géneros: Chlamydomonas, Chlorella y Euglena. Chlamydomonas y Euglena son usualmente las primeras en desarrollarse, predominan en periodos fríos y poseen flagelos, lo que ayuda a su movilidad optimizando su posición con relación a la incidencia de la luz (von Sperling, 2007).

Cyanobacterias (Cyanophyta o alga verde azulada): estas presentan características de alga y bacteria pero actualmente son clasificadas como bacterias. Estos organismos no poseen sistema de locomoción pero son capaces de moverse por deslizamiento. Se pueden proliferar en cualquier ambiente que tenga al menos CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, agua, algunos minerales y luz. Son organismos de típicas condiciones de bajo pH y poca disponibilidad de nutrientes. Las Cyanobacterias más importantes que están presentes en las lagunas de estabilización son: Oscillatoria, Phormidium, Anacystis y Anabaena. Otro tipo de microalgas que se encuentran son: Bacillariophyta y Chrysophyta (von Sperling, 2007).

### 5.3.5. Crecimiento de microalgas

El crecimiento microbiano está influenciado por condiciones físicas y químicas, como la concentración de sustrato o de otros factores limitantes que pueden reducir la tasa de crecimiento. Cada especie y subespecie de microalgas tienen sus características propias con respecto a ciertas condiciones de crecimiento, así como productividades máximas alcanzadas en diferentes configuraciones de cultivos (Ruiz, 2011; Richmond, 2004).

Según Lee y Shen (2004) las fases de crecimiento que se desarrollan en un cultivo de microalgas son:

- **Fase de latencia o adaptación:** esta se observa en la fase inicial del crecimiento, con frecuencia ocurre un retardo en el desarrollo de las células, debido al ajuste fisiológico por los cambios en las condiciones de nutrientes o del medio de cultivo.

- **Fase Exponencial:** llamada también fase de crecimiento acelerado, en la cual las células se han adaptado a su nuevo entorno, comienzan a multiplicarse y crecen de forma exponencial.
- **Fase de crecimiento lineal:** conforme el cultivo va creciendo se produce una disminución de nutrientes, cambios de pH y alteración de otros factores como consecuencia del incremento de la población. La biomasa empieza a acumularse a una tasa constante, el crecimiento se hace lineal y la energía ya no se produce para la sobrevivencia de las células (Romo Piñera, 2002).
- **Fase estacionaria:** en esta ya no se observa una división celular neta, es decir que el número de células alcanzado se mantiene constante por cierto período de tiempo debido al balance entra la natalidad y la mortalidad que presenta el cultivo.
- **Fase de muerte:** en esta fase las células empiezan a morir, aunque pueden durar en la fase estacionaria semanas e incluso meses (Romo Piñera, 2002).

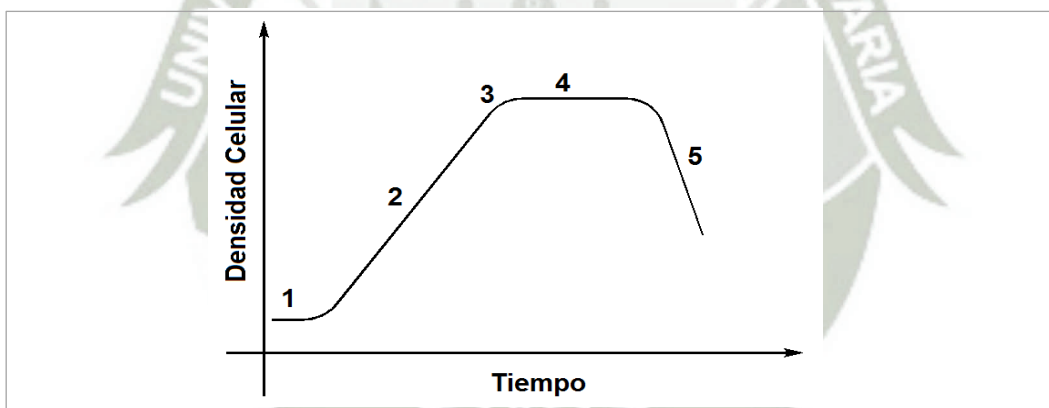


Figura 22: Curva de crecimiento de un cultivo de microalgas. 1 Fase de latencia; 2 Fase exponencial; 3 Fase de crecimiento lineal; 4 Fase estacionaria; 5 Fase de muerte  
Fuente: Fogg y Thake, 1987

### 5.3.6. Tasa de crecimiento

El crecimiento de microalgas depende del factor limitante del crecimiento, este es aquel que está presente en cantidades más próximas al mínimo crítico necesario para estos microorganismos. Debido a esto es importante conocer las condiciones óptimas y los límites de tolerancia de las microalgas para todos o el mayor número de parámetros. Sin embargo, estas condiciones o límites para un parámetro, generalmente cambian cuando un segundo parámetro fluctúa, por lo

que la influencia de un conjunto de parámetros crea una determinada respuesta en el crecimiento de las microalgas (Romo Piñera, 2002).

Teóricamente la máxima tasa de crecimiento de un cultivo de microalgas debe ser igual a la tasa máxima de fotosíntesis. Sin embargo la productividad de microalgas se ve limitada por factores como: la concentración de nutrientes, intensidad de luz, pH y temperatura (Richmond, 2004).

### 5.3.7. Parámetros que influyen en el crecimiento de las algas

Como todo organismo vivo, las condiciones físicas tienen gran influencia en el crecimiento de las microalgas. Cada especie tiene un particular intervalo de temperatura, intensidad de luz, salinidad, pH, nutrientes, dióxido de carbono y oxígeno para la producción de un máximo crecimiento (Romo Piñera, 2002).

#### 5.3.7.1. Luz

La luz es uno de los parámetros que mayor incidencia tiene en el crecimiento y productividad de microalgas, debido a que el crecimiento de los microorganismos fotosintéticos es proporcional a la intensidad de la luz recibida, este comportamiento se ve generalizado en la Figura 23, en donde se puede observar que a intensidades de luz baja se obtiene bajas tasas de crecimiento; mientras que este se acelera con el aumento de la luz pudiendo llegar a la saturación, alcanzando así la tasa de crecimiento máxima ( $I_s$ ); si se incrementa la intensidad de la luz por encima de este punto ( $I_h$ ) provocará una disminución en la tasa de crecimiento, ocasionando la muerte celular debido a la fotoinhibición (Alcántara, 2001).

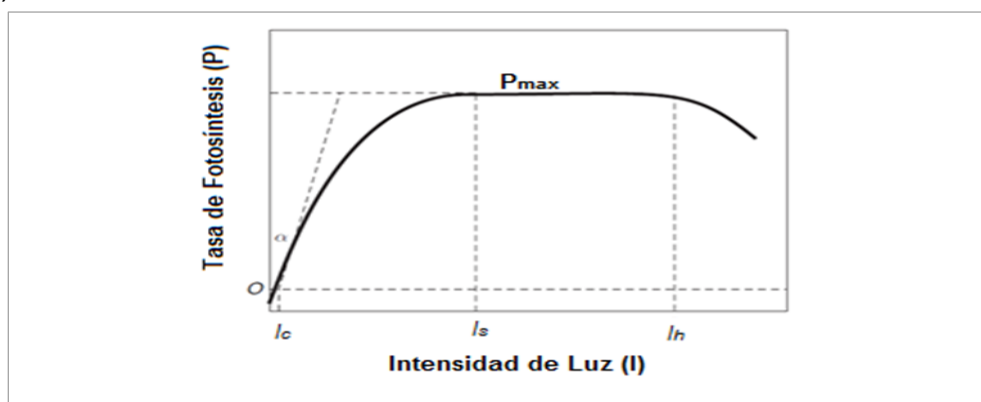


Figura 23: Curva intensidad de luz versus Tasa de fotosíntesis

Fuente: Alcántara, 2001

Las algas son microorganismos que convierten la energía lumínica en metabólica mediante la fotosíntesis, esta energía lumínica puede ser recibida de forma natural en ciclos de día y noche; o artificial, que a su vez puede ser de forma continua o discontinua en ciclos alternados de luz y oscuridad (Romo Piñera, 2002).

#### 5.3.7.2. Nutrientes

##### **Carbono**

A diferencia de las plantas terrestres, el  $\text{CO}_2$  presente en la atmósfera no resulta suficiente para cultivos de producción de alto rendimiento. En los sistemas de tratamiento de agua residual la presencia de  $\text{CO}_2$  depende de la oxidación de compuestos orgánicos como las bacterias (Park, 2010; Richmond, 2004).

##### **Nitrógeno**

El nitrógeno es el nutriente más importante que contribuye a la producción de biomasa, después del carbono. Además es un factor crítico para la regulación del contenido lipídico celular de las microalgas. Sin embargo en exceso puede disminuir el crecimiento celular (Park, 2010).

El contenido de nitrógeno en las células de las microalgas generalmente oscila entre 1-10% de biomasa, puede variar según la especie y de la disponibilidad de este. La fuente nitrógeno puede ser suministrada como nitrato ( $\text{NO}_3$ ), amonio ( $\text{NH}_4$ ) o urea (Richmond, 2004).

##### **Fósforo**

El fósforo es esencial para el crecimiento de las algas, así como para varios procesos como la transferencia de energía, biosíntesis de ácidos nucleicos, etc. El contenido de fósforo en las células está alrededor del 1% de la biomasa; además es uno de los factores más importantes para el crecimiento de las algas en biotecnología y puede ser suministrado como orto-fosfato ( $\text{PO}_4$ ). El suministro de fósforo influencia a la composición de la biomasa producida, especialmente en el contenido de lípidos y carbohidratos (Richmond, 2004).

### 5.3.7.3. Protozoos

Los protozoos se alimentan de bacterias y materia detrítica, o incluso, de otros protozoos. La mayoría de los protozoos en las lagunas de estabilización poseen cilios, es decir, apéndices diminutos como pequeños pelos, cuyo movimiento les permite desplazarse en el medio acuático (Paramecium) o impulsar las partículas de alimento hacia sus cavidades digestivas (Vorticella). Los protozoos, a veces, poseen pedúnculos y viven anclados en materia sólida. Entre este tipo de protozoos están los géneros Vorticella y Opercellaria.

Aunque en el pasado se creía que la contribución de los protozoos a la depuración en lagunas era pequeña, las investigaciones recientes sugieren un papel más destacado.

Esta contribución se debe a su consumo directo de materia orgánica, y especialmente a su actividad predatoria sobre las bacterias, lo que estimula el crecimiento adicional de las poblaciones bacterianas (Bowie, 1985).

## 6. LAGUNAS DE MADURACION O PULIMENTO

Para el diseño de estas lagunas existen múltiples modelos, que correlacionan el diseño con la remoción de bacterias fecales, teniendo en cuenta principalmente los siguientes factores: tiempo de residencia, temperatura, pH, intensidad de luz y tipo de mezcla, siendo este último factor dependiente fundamentalmente, de la forma geométrica de la laguna.

De los múltiples modelos hidráulicos que se pueden utilizar para el diseño de las lagunas de maduración los más utilizados son los de mezcla completa, flujo pistón y flujo disperso. Los dos primeros son modelos ideales y, por tanto, más sencillos en su modelización, siendo el último el más recomendado, por adaptarse mejor a cualquier tipo y forma de laguna (von Sperling, 2002). En este último modelo la mayor dificultad estriba en determinar los valores de dispersión, debido a la diferencia entre el uso de trazadores, el diseño físico de la laguna, la posición de los dispositivos de entrada y salida, etc. Existen diversas formulaciones para obtener este valor de dispersión, donde se tiene en cuenta: la relación L/A de la laguna, la temperatura, la profundidad, el TRH, etc. Las más sencillas son la de

Yáñez (1983), donde el valor de dispersión solo depende de la relación L/A. En estas formulaciones, cuanto mayor es la relación L/A, menor es el coeficiente de dispersión.

La constante de decaimiento bacteriano ( $K_b$ ) está directamente relacionada con el modelo o tipo de régimen hidráulico adoptado. Además, varía en función de la zona de implantación, situándose en un rango de  $0.5-2.5 \text{ d}^{-1}$ , en función del tipo de agua residual, del tipo y forma de laguna, de las condiciones climáticas, etc. Hay que calcularla por tanto para cada tipo de laguna (facultativa o de maduración) y preferiblemente con datos experimentales de lagunas ya instaladas en la zona. Para relacionar la  $K_b$  a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  con otras temperaturas, la formulación más utilizada es la de Marais (1974), aunque hay otras como la de León y Moscoso (1996), donde se dan diferentes formulaciones en función del tipo de laguna.

Una vez determinadas las constantes y valores en función del modelo que se vaya a utilizar para el dimensionamiento de la laguna de maduración, se podrá estimar la remoción de coliformes fecales. Esta remoción está directamente relacionada con el TRH, por lo que en una misma laguna a mayor TRH mayor es la remoción de coliformes. En general, se puede llegar a eliminar de 2-3 u.log de coliformes fecales, con tiempos de retención en la laguna de maduración por encima de los 5 días en zonas tropicales (Oakley, 2005).

Una vez que la DBO ha sido degradada a niveles aceptables para su descarga a corrientes de agua, la concentración de los coliformes fecales por lo común es muy alta ( $10^6$  ó  $10^7$ ). En este caso se recurre al uso de lagunas de maduración que además pueden servir de criadero de peces.

Un problema en el diseño de estas lagunas es que no han sido extensamente estudiados los factores que afectan la muerte bacteriana. Hoy día, la mayoría de las lagunas de maduración se diseñan con base en métodos empíricos y semiempíricos a partir de fórmulas desarrolladas para las lagunas facultativas. Sin embargo, algunos de los estudios reportados en la literatura como el de Oswald, Thirumurti y Mara han revelado que la muerte bacteriana depende principalmente de parámetros ambientales y climatológicos. Los parámetros que han sido postulados como aquellos que interfieren son: pH alto (Parhad y Rao), la producción de compuestos extracelulares tóxicos por las algas (Davis y Gloyna),

el agotamiento de los nutrientes (McGarry, 1992) y la exposición al sol o a la luz ultravioleta (Kapuscinski; Moller y. Polprasert, 1983) (Quin, 1991) además de la temperatura, incluyeron los efectos de la concentración de algas, la carga orgánica, la intensidad y duración de la luz, el tiempo de retención hidráulica, la rapidez de degradación del sustrato y el coeficiente de dispersión para la muerte bacterial (Mancini y Ridgewood, 1987) por su parte, indicaron que la muerte bacterial también depende del coeficiente de extinción de la luz y la profundidad del agua para conseguir un mezclado perfecto. Asimismo, Parhad y Rao determinaron que la generación de efectos antagónicos y antibióticos afectan la tasa de decaimiento bacterial (Quin, 1991).

### **6.1 Parámetros de diseño de las lagunas de maduración**

Los parámetros de diseño más importantes en lagunas de maduración son el TRH, la profundidad de la laguna y el número de coliformes fecales en el efluente final. Para favorecer las condiciones aerobias en este tipo de lagunas se debe trabajar con cargas orgánicas bajas. Se recomienda estar por debajo de 100 kg DBO<sub>5</sub>/ha.día para profundidades de 0.80-1.20 m. Por otra parte, a medida que el TRH sea mayor, mayor será la eliminación de coliformes fecales, por lo que este parámetro será el que condicione la superficie de la laguna. Para estas recomendaciones se opta por el modelo de dispersión con cálculo de la  $k_b$  por medio de la formulación de Mara (1996), fijando antes un  $k_b$  (20 °C) que en la zona de estudio puede estar entre 1-2  $d^{-1}$ . Para el cálculo del coeficiente de dispersión se adopta la formulación dada por (Yáñez, 1983), donde se relaciona este coeficiente con la forma de la laguna (L/A).

### **6.2. Eliminación de patógenos en lagunas de maduración**

Las bacterias coliformes se utilizan como indicadores de la calidad del agua desde el punto de vista de su contaminación por microorganismos patógenos, es decir, causantes de enfermedades. Su eliminación en las lagunas de maduración se debe a la acción combinada de varios factores, que en conjunto crean unas condiciones muy desfavorables para su supervivencia (Bowles, 1979). Los factores que afectan a la desaparición de microorganismos patógenos en las lagunas de maduración pueden dividirse en las categorías siguientes:

**Físicos:** la temperatura y sedimentación son los dos factores más importantes (Gannon, 1983). La sedimentación consiste en la incorporación al fondo de la laguna de agregados de microorganismos. Una vez que se produce su depósito en el fondo, estos agregados son atacados por bacterias que se desarrollan en la capa del fango, y finalmente desaparecen. La temperatura juega un papel importante en la velocidad de desaparición de microorganismos patógenos. La velocidad de eliminación de patógenos aumenta con la temperatura (Lantrip, 1983). Por lo que durante los meses de verano la eficacia en la reducción de patógenos es máxima.

**Físico-químicos:** dentro de los más influyentes están la salinidad del agua, el pH, la concentración de oxígeno disuelto e intensidad de luz solar. La eliminación de patógenos aumenta con el pH de la laguna. La actividad del fitoplancton da lugar a un aumento del pH, mientras que la actividad metabólica de las bacterias genera dióxido de carbono que provoca un descenso en el pH. Uno de los principales factores es la intensidad de la luz (Kay, y McDonald, 1980). La eliminación de patógenos es mucho más rápida en presencia de luz, es decir, en días despejados, especialmente al comienzo del verano, cuando la duración del día es máxima.

**Bioquímicos:** la limitación de nutrientes es un factor muy importante, no sólo por su efecto directo sobre la posibilidad de crecimiento de los microorganismos patógenos, sino por la competencia con otros microorganismos mejor adaptados que aquellos al medio (Moreno, 1991). Las algas secretan sustancias tóxicas que afectan a los microorganismos patógenos, algunas de ellas muy activas en presencia de luz (Pearson, 1987).

El tiempo de supervivencia de los microorganismos patógenos varía inversamente con la salinidad del medio (Mitchell y Chamberlin, 1978). Puesto que las lagunas de maduración son la última etapa del tratamiento, la evaporación en estas lagunas y en las etapas anteriores determina un aumento en la concentración de sales que resulta beneficioso desde este punto de vista. Sin embargo, este aumento de salinidad puede ser perjudicial si el efluente va a

utilizarse en riegos.

Puesto que en las lagunas de maduración la carga orgánica es muy baja, se produce una generación muy escasa de CO<sub>2</sub>. Por otra parte, la actividad fotosintética suele ser bastante elevada, por lo que globalmente se suele apreciar un aumento de pH con respecto a las lagunas facultativas, que se traduce en un medio más desfavorable para la supervivencia de los microorganismos patógenos (Mitchell y Chamberlin, 1978).

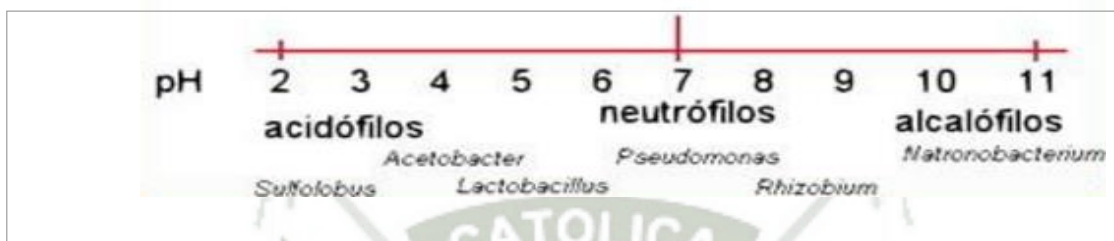


Figura 24: Preferencias por el pH de algunas bacterias

Fuente: Mitchell y Chamberlin, 1978

La presencia de oxígeno disuelto, y sobre todo el efecto de choque del paso entre lagunas facultativas con concentraciones bajas o moderadas de oxígeno a lagunas de maduración con concentraciones elevadas, da lugar a un aumento en la velocidad de eliminación de patógenos (Kott, 1982).

En las regiones tropicales y subtropicales por sus condiciones climáticas, los microorganismos fotosintéticos, son utilizados como un biosistema alternativo para el tratamiento de aguas residuales. Tales microorganismos se han utilizado principalmente en procesos de tratamiento terciario, debido a su habilidad de remover nutrientes inorgánicos como el nitrógeno y el fósforo de las aguas residuales, los cuales son asimilados para su crecimiento. Además, las microalgas juegan un papel clave en estos sistemas de tratamiento de residuos por su acción generadora de oxígeno a través del proceso de la fotosíntesis. La intensidad de la luz es uno de los principales factores (Krinsky, 1977; Sieracki, 1980).

La limitación en nutrientes es un factor muy importante, no sólo por su efecto directo sobre la posibilidad de crecimiento de los microorganismos patógenos, sino por la competencia con otros microorganismos mejor adaptados que aquellos al medio (Mitehelí y Chamberlin, 1978; Dutka y Kwan, 1983). La escasa concentración de materia orgánica en estas lagunas constituye un serio obstáculo

para la supervivencia de los microorganismos heterótrofos como los que se pretende eliminar en esta etapa del tratamiento (bacterias, protozoos y hongos). Por último, la presencia de predadores como protozoos, bacteriófagos, microcrustáceos y rotíferos da lugar a una fuerte reducción en las bacterias patógenas (Dinges, 1982).

Desde 1946, Camp demostró que el patrón de flujo que gobierna el fluido en reactores afecta la calidad del tratamiento. Posterior a ello, varios investigadores han dirigido sus estudios para confirmar que, al mejorar la dispersión, se mejora la remoción de los patógenos, en lagunas de maduración.

De acuerdo a Thackston, (1987), la dispersión es causada principalmente por la variación lateral y vertical del tiempo promedio de la velocidad local. Lo anterior conduce a diseñar las lagunas de maduración considerando los modelos hidráulicos: mezcla completa, flujo disperso y flujo pistón, los cuales involucran la constante cinética de decaimiento bacteriano  $K_b$  (Bracho, 2003).

El flujo disperso se define como aquel en que cada elemento del caudal tiene un tiempo de retención diferente para cada período. También es llamado flujo arbitrario y se encuentra comprendido entre flujo pistón y mezcla completa, es decir que "d" se encuentra entre cero e infinito. El flujo disperso se determina por la ecuación de Wehner y Wilhelm (1956).

La muerte de las bacterias en las lagunas de pulimento depende de varios factores ambientales y climatológicos, los principales son: pH alto, producción por algas de compuestos tóxicos extracelulares, agotamiento de nutrientes y exposición al sol (en especial a la luz ultravioleta). En consecuencia, una mayor exposición a la luz solar y el incremento en la concentración de algas implica un aumento en la tasa de remoción de las bacterias fecales y de patógenos (Bowles, 1979).

## CAPÍTULO II

### PLANTEAMIENTO OPERACIONAL

#### 2.1 Instrumentos y Materiales

##### 2.1.1 Información Existente

Para la evaluación se trabajara con los últimos censos del Instituto nacional de estadística e informática, y para saber la cantidad de usuarios conectados a la red de alcantarillado se trabajará con base en la información de la Oficina Municipal de Saneamiento básico rural.

## 2.2. Campo de Verificación

### Ubicación y Área de Estudio

El centro poblado de Echarati, cuenta con una precipitación pluvial que fluctúa entre 2,100 a 2,600 mm/año. El periodo de lluvias se extiende desde el mes de Noviembre hasta el mes de marzo y dentro de ese periodo enero es el mes de mayor precipitación.

#### Ubicación espacial

Lugar	: Centro Poblado de Echarati.
Distrito	: Echarati
Provincia	: La Convención
Departamento	: Cusco
Región Geográfica	: Ceja Selva
Latitud Sur	: S12 38 18"
Longitud Oeste	: W73 12 15"
Norte	: 8' 602,190
Sur	: 73' 12.15
Altitud	: 1,162.00 msnm



Figura 05: División política del Perú,  
Fuente: IGM, 1987



Figura 06: Banco de información distrital  
Fuente: IGM, 1987

### 2.3. Ubicación Temporal

La presente investigación se realizara tomando el Centro Poblado de Echarati. Desde el mes de abril del 2015 a octubre del 2016.

#### 2.4. Unidades de Estudio

Según dato obtenido de la oficina OMSABAR de Echarati en el presente año en consulta, se refiere al Centro Poblado Echarati, existen 270 conexiones de desagüe.

#### 2.5. Estrategia de recolección de datos

##### Organización

La organización de la investigación es la siguiente:

- Se tomará contacto con las organizaciones públicas involucradas con el sector (Gerencia del Medio Ambiente, OMSABAR, ALA,) para la recolección de información.
- Se tomará contacto con los usuarios y pobladores del Centro Poblado de Echarati para la recolección de datos.
- Se coordinará y programarán las fechas de recolección de datos con OMSABAR.
- Toma de muestra de la Laguna Existente.

#### 2.6. Recursos

Recursos Humanos, representado por el investigador en la toma de muestras con respecto a los parámetros a analizar y para el rediseño de la PTAR de la presente investigación.

#### 2.7. Criterios para el Diseño

En la actualidad se presentan y se discuten diferentes modelos de acuerdo a las condiciones meteorológicas, aquí se presentan los modelos más importantes para el diseño de lagunas de estabilización en función de la remoción de materia orgánica, medida como DBO y la extinción de coliformes medidos como NMP/100 ml.

## 2.8. Disminución de DBO.

En las lagunas anaerobias la remoción de DBO se asegura (como en los tanques sépticos) por la sedimentación de sólidos sedimentables y la subsecuente digestión anaerobia en la capa de lodos resultante: éste es particularmente intenso a temperaturas por encima de los 15 °C cuando la superficie lagunar burbujea liberando el biogás la producción del metano se incrementa siete veces más en 5 °C de aumento de temperatura (Marais, 1970). Los grupos de bacterias involucrados son los mismos del reactor anaerobio (bacterias acidogénicas y bacterias metanogénicas).

## 2.9. Remoción de patógenos.

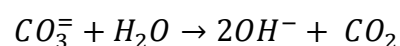
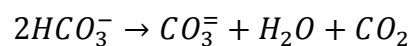
### 2.9.1. Bacterias.

Las bacterias fecales son removidas en las lagunas anaerobias y facultativas pero especialmente en las lagunas de maduración cuyo tamaño determina la cantidad de coliformes fecales en el efluente final. Los principales mecanismos de remoción de bacterias fecales dependen de los siguientes factores:

- Tiempo
- Temperatura
- Alto pH (>9)
- Alta intensidad de luz

La mortandad de bacterias fecales se incrementa con estos parámetros (Feachem et al., 1983).

Ocurren en las lagunas por la velocidad de fotosíntesis de las algas que consumen CO<sub>2</sub> rápidamente que es aprovechado por la respiración de bacterias; como resultado de este proceso los iones carbonato y bicarbonato se disocian:



El CO<sub>2</sub> resultante es empleado por las algas y los iones hidroxilo acumulados aumentan el pH, frecuentemente arriba de 10. Las bacterias fecales mueren rápidamente en cuestión de minutos (Pearson et al., 1987).

El factor de alta intensidad de luz ha sido recientemente aclarado (Curtis et al., 1992). Las ondas luminosas dañan directamente las bacterias fecales. La intensidad de la luz produce mortandad depende de la presencia de oxígeno y modifica considerablemente el pH.

### **2.9.2. Virus.**

En la actualidad se conoce poco el mecanismo de remoción viral, se considera que ocurre por adsorción de sólidos sedimentables.

### **2.9.3. Parásitos.**

Los quistes de protozoarios y huevos de helmintos son removidos por sedimentación. La velocidad de asentamiento es bastante alta por ejemplo  $3.4 \times 10^{-4}$  m/s en caso de *ascaris lumbricoides*, consecuentemente se remueve en la fase anaerobia y facultativa.

## **2.10. Modelos de Diseño**

Las primeras aproximaciones al diseño de lagunas han sido principalmente empíricas utilizando parámetros tales como: profundidad, tiempo de residencia, forma física de la laguna y reducción de DBO, derivada de la experiencia práctica observada. Los avances en oxidación biológica y el fenómeno de la fotosíntesis han hecho posible una aproximación desde el punto de vista biológico.

### **2.10.1. Lagunas Anaerobias.**

A pesar del gran número de investigaciones sobre las lagunas anaerobias, hay notables discrepancias en relación con los coeficientes de las ecuaciones y con los criterios de diseño, debido al alto número de variables existentes en el proceso y la falta de uniformidad en las evaluaciones realizadas.

- **Correlación sudafricana (Vicent, 1963).**

Válida para zonas tropicales y subtropicales. Asume mezcla completa para el cálculo de la constante de degradación (K). En la cual existen discrepancias. Hay peligro de incrementar exageradamente el tiempo de residencia hidráulico.

$$K_b = 2,6 \times 1,19^{(T-20)}$$

- **Para lagunas anaerobias primarias.**

Válida para concentraciones de DBO<sub>5</sub> del afluente entre 629 y 826 mg/l; temperatura del agua entre 14.4 y 27 °C; carga volumétrica de 0.091 a 0.153 kg/m<sup>3</sup>.d.; y tiempo de residencia hidráulico de 4 a 7 días.

$$L_e = -1326 + 7,4T + 3961\lambda_v - 68\theta$$

- **Para lagunas anaerobias secundarias.**

Válida para concentraciones de DBO<sub>5</sub> del afluente entre 213 y 440 mg/l; la temperatura del agua entre 13.8 y 27.5 °C; carga volumétrica de 0,029 a 0,078 kg/m<sup>3</sup>.d. y tiempo de residencia hidráulico de 4.7 a 8 días.

$$L_e = -138 + 0,35T + 3494\lambda_v - 32\theta$$

- **Yañez, Fabián.**

$$\lambda_s = 357,4 \times 1,085^{(T-20)}$$

### 2.10.2 Lagunas Facultativas.

Los modelos cinéticos basados en la hidráulica del flujo pistón ideal y en la mezcla completa o combinación de regímenes de flujo y tasa de reacción de primer orden con o sin las relaciones de la cinética enzimática de Michaelis – Menten se han propuesto por varios autores para describir el funcionamiento de las lagunas facultativas. Los modelos más importantes se tienen:

- **Hermann y Gloyna (1958).**

Modelo basado en la cinética de primer orden y mezcla completa. Supone una remoción de DBO alrededor del 90%.

Dimensionamiento para temperatura del mes más frío. Válido para profundidades < 2 m. Adecuado para lagunas de celda única.

$$\theta = 0,035L_{ui}x1,0853^{(5-T)}$$

$$\lambda_s = 285,7Zx1,0853^{(5-T)}$$

- **Marais (1966, 1970).**

Incorpora la influencia del lodo anaerobio al modelo de mezcla completa con cinética de primer orden. Los valores aproximados para  $i_s$ ,  $i_p$  y  $S_p$  son 0.5, 0.4 y 0.6.

$$L_u = \frac{L_{ui}}{(1 + K^1)\theta} (i_p + S_p.i_s)$$

- **Yañez, Fabián (1979, 1980, 1988).**

Utiliza correlaciones de carga a base de datos de DQO soluble.

$$\lambda_{sr} = A + B\lambda_s$$

$$\lambda_{smax} = 357,4x1,085^{T-20}$$

- **Modelo de flujo disperso (Thirimurthy, 1969).**

Se desarrolla a partir de un balance de masa, alrededor de un reactor con flujo laminar tipo pistón.

$$\frac{N_e}{N_i} = \frac{4a \cdot e^{(1/2d)}}{[(1 + a)^2]e^{a/2d} - [(1 - a)^2]e^{-a/2d}}$$

- **Modelo dinámico (Fritz y Meredith, 1978 y 1979).**

Es el más completo en la descripción de los procesos que intervienen en el tratamiento por lagunas de estabilización.

### 2.10.3. Lagunas de maduración.

Las más recomendadas son de flujo disperso y mezcla completa. El modelo de flujo disperso se basa en balance de masa alrededor de un reactor con flujo laminar tipo pistón. En el cual existen dos mecanismos de transporte: la convectiva en la dirección del flujo y la dispersión molecular

axial. Los modelos más importantes son:

- **Modelo de mezcla completa.**

Se supone mezcla completa para el sub modelo hidráulico o cual produce distorsiones cuando se diseña lagunas en serie.

### Una sola laguna

$$N_e = \frac{N_i}{1 + K_T \theta}$$

### Constante de decaimiento bacteriano (Marais, 1974)

$$K_T = 2,6 \times 1,19^{T-20}$$

- **Modelo de flujo disperso.**

El modelo de dispersión considera un reactor con flujo laminar tipo pistón, en el cual el mecanismo de transporte está afectado por la dispersión convectiva en la dirección del flujo y en el otro sentido por la difusión molecular axial.

$$\frac{N_e}{N_i} = \frac{4a \cdot e^{(1/2d)}}{[(1+a)^2]e^{a/2d} - [(1-a)^2]e^{-a/2d}}$$

$$a = \sqrt{1 + 4K_b \theta d}$$

## 2.11. Planta de Tratamiento

El tratamiento de aguas residuales se realiza en sistemas de lagunas de estabilización, para lo cual se define cada una de las unidades y operaciones unitarias que conforman el sistema.

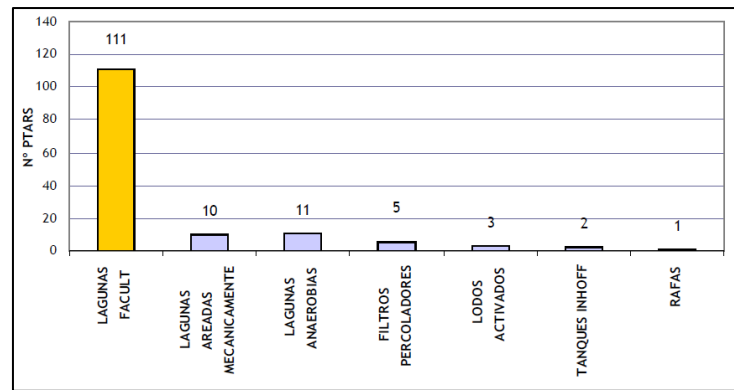


Figura 07: Tecnologías de Tratamiento de Aguas Residuales en Perú Fuente: Perusan, 2008

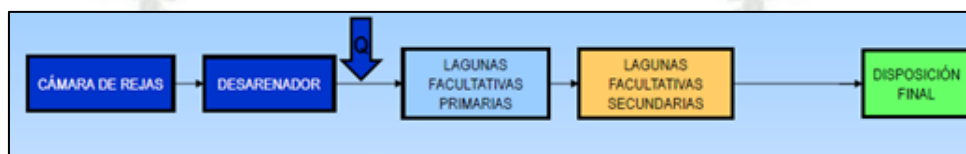


Figura 08: Operaciones unitarias de una Laguna de Estabilización (físicas, química y biológica) Fuente: elaboración propia

## 2.12. Descripción de las Operaciones Unitarias.

### 1° Pretratamiento.

Su finalidad es la de eliminar sólidos de gran tamaño y basuras flotantes. A su vez el pretratamiento contempla las siguientes operaciones.

- **Canal de rejillas.**

Tiene como objeto principal remover o reducir el contenido de sólidos y basuras que pueden interferir en el buen funcionamiento de los equipos de la planta, como válvulas, etc.

La rejilla de cribado será del tipo “cribado de barras” por su sencilla construcción, la limpieza será de tipo manual. La criba consistirá de barras de acero, inclinadas a 45° con respecto a la horizontal, las cuales estarán espaciadas a intervalos iguales e irán soldadas a un marco del mismo material. Esta criba de barras será colocada en la sección transversal del canal de cribado para retener los sólidos y basuras flotantes presentes en el agua residual que sirve de

alimentación a la planta.

- **Canal desarenador.**

Esta unidad, es la segunda etapa del tratamiento preliminar de las aguas residuales. El desarenado tiene por objeto extraer del agua residual la arena y partículas más o menos finas, con el fin de evitar que se produzcan sedimentaciones en los canales y conducciones para evitar sobrecargas en las unidades de tratamiento.

El desarenado se refiere normalmente a las partículas superiores a 250 micras.

- **Canal de medición Parshall.**

Nos permite determinar la cantidad de agua que entra a la planta de tratamiento.

- **Aliviadero**

Los aliviaderos son estructuras de regulación y de protección que sirven para evacuar caudales de demasías o caudales superiores a los del diseño. Si estas aguas excedentes ingresarán a las diferentes obras que componen el sistema, podrían ocasionar daños imprevisibles.

- **Lagunas de estabilización.**

Es la parte fundamental del proceso biológico, para el gasto del horizonte de proyecto, se utilizarán dos trenes en paralelo con las siguientes lagunas:

- **Laguna anaerobia.** Esta laguna en la etapa del proceso tiene como finalidad reducir la carga orgánica presente en el agua residual y un pequeño devaste a los organismos patógenos.
- **Laguna facultativa.** Está diseñada para tratar el efluente de la laguna anaerobia. Su función es reducir los organismos patógenos.
- **Laguna de maduración.** Su función es de pulimento y reducir los organismos patógenos a valores que cumplan con la calidad

determinada para su descarga (Metcalf y Eddy, 1997)

### **Criterios y parámetros de diseño.**

El desarrollo de un anteproyecto es fundamental para consolidar un sistema de tratamiento que satisfaga las expectativas de la planeación; desde luego se deben incluir todos los aspectos de las especificaciones técnicas, que se involucran con la concepción de una planta, como son: caracterización de las aguas residuales, hidráulica, arquitectura y control.

### **Parámetros de diseño.**

En el cuadro 1 se indican los parámetros físicos, químicos y bacteriológicos que se utilizarán para el diseño del sistema de tratamiento.

Para comunidades sin sistema de alcantarillado, la determinación de las características debe efectuarse calculando la masa de los parámetros más importantes, a partir de los aportes per cápita según se indica en el siguiente cuadro

### Cuadro N°1

#### Aporte Per Cápita para Aguas Residuales Domésticas Parámetros

DBO 5 días, 20 °C, g/(hab.d)	50
Sólidos en suspensión, g/(hab/d)	90
NH3-N como N, g/(hab.d)	8
N Kjeldahl total como N, g/(hab.d)	12
Fósforo total, g/(hab.d)	3
Coliformes fecales. N° de bacterias/(hab.d)	$2 \times 10^{11}$
Salmonella Sp., N° de bacterias/(hab.d)	$1 \times 10^8$
Nematodos intes., N° de huevos/(hab.d)	$4 \times 10^5$

Norma: OS.090 (4.3.6) Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales

#### Método de Cálculo

##### Método Racional

El método más utilizado para el cálculo de la población futura en las zonas rurales es el analítico y con más frecuencia el de crecimiento aritmético. Este método se utiliza para el cálculo de poblaciones bajo la consideración de que éstas van cambiando en la forma de una progresión aritmética y que se encuentran cerca del límite de saturación. La fórmula de crecimiento aritmético es: (Agüero, 1997)

$$Pf = Pa \left( 1 + \frac{rt}{1000} \right)$$

Dónde:

Pf: Población futura

Pa: Población actual

r: Coeficiente de crecimiento anual (o tasa de crecimiento) por 1000 habitantes

t: Tiempo en años

#### PRESUPUESTO

<b>Toma y Análisis de muestra</b>	<b>S/ 1500.00</b>
<b>Pasajes y estadía</b>	<b>S/ 2500.00</b>
<b>Impresiones de planos y otros</b>	<b>S/ 200.00</b>
<b>Total</b>	<b>S/ 4200.00</b>

## CAPÍTULO III RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 1. PERIODO DE DISEÑO.

Para proyectos de poblaciones, así como para proyectos de mejoramiento y/o ampliación de servicios en asentamientos existentes, el período de diseño será fijado por la norma (OS. 090).

La población de la zona es de crecimiento moderado pues tiene una tasa de crecimiento de 2.0 % (INEI, 2007), con muchas posibilidades de desarrollo pero con una área urbana no definida, se asume un periodo de diseño de **20 años**.

**Cuadro N° 1: Censo Poblacional**

AREA GEOGRAFICA	SUPERFICIE (KM2)	POBLACION				DENSIDAD POBLACIONAL	
		1993	2007	1993	2007		
Departamento Cusco	71,987	1,028,763	1,171,403	14.3	16.3		
Provincia La Convención	30,239	157,240	166,833	5.2	5.5		
<b>Distrito Echarati</b>	<b>21,733</b>	<b>40,870</b>	<b>42,676</b>	<b>1.9</b>	<b>2.0</b>		

Fuente: INEI 2007

#### 1.1. Población de Diseño

Para el cálculo de la población de diseño, tomaremos en cuenta las siguientes condiciones:

La población futura para el período de diseño considerado deberá calcularse:

- a) Tratándose de asentamientos humanos existentes, el crecimiento deberá estar acorde con el plan regulador y los programas de desarrollo regional si los hubiere; en caso de no existir éstos, se deberá tener en cuenta las características de la ciudad, los factores históricos, socio-económico, su tendencia de desarrollo y otros que se pudieren obtener.
- b) Tratándose de nuevas habilitaciones para viviendas se considera norma O.S.-100 considera 6 habitante/vivienda.
  - La zona en estudio no cuenta con un numero definido de lotes de vivienda y con área no definida (urbano rural), por lo tanto se hace inadecuado aplicar el método de densidad poblacional de acuerdo al

plano adjunto, tenemos la cantidad de 377 conexiones de alcantarillado.

- La población de diseño inicial son 377 conexiones de alcantarillado X 6 habitantes/vivienda  $P_o = 2262$  habitantes.
- El cálculo de población de diseño por el método más adecuado para poblaciones en franco crecimiento dado por:

**Método de interés simple:**

$$P_f = P_o \left[ 1 + \frac{r}{100} \right]^{\Delta t}$$

Dónde:

$P_f$  : Población futura.

$P_o$  : Población inicial del año base.

$r$  : Constante de crecimiento.

$\Delta t$  : Variación de tiempo en años.

Dónde:

$P_o = 2262$  habitantes.

$r = 2.0$

Entonces:

$$P_f = 2262 \left[ 1 + \frac{2.0}{100} \right]^{20}$$

Por tanto se tendrá:

$\Delta t$	$P_f$
20	3361

**1.2. Dotación de agua**

La dotación representa la cantidad de agua necesaria para el desarrollo de las actividades de un núcleo urbano, y está dada en litros por habitantes por día (l/hab.-día).

Si se comprobara la no existencia de estudios de consumo y no se justificara su ejecución, se considerará por lo menos para sistemas con conexiones

domiciliarias una dotación de 180 l /hab.-día, en clima frío y de 220 l/hab.-día en clima templado y cálido. Por tanto se asume una dotación de **220 l/hab.-día**,

### 1.2.1. Consumo Medio Diario ( $Q_m$ )

Es el promedio del gasto diario durante un año de registros expresados en l/s.

Representado por la siguiente expresión:

$$Q_m = \frac{\text{Población(hab)} \times \text{Dotación(l / hab.día)}}{24 \text{ horas} \times 3600 \text{ s}} \quad (\text{l / s})$$

Por tanto:

$$Q_m = \frac{3361 \times 220}{86400} (\text{l / s})$$

$$Q_m = 8.5586 (\text{l / s})$$

### 1.3. Caudal de Contribución de Alcantarillado ( $C$ )

Se considerará que el 80% del caudal de agua potable consumida ingresa al sistema de alcantarillado.

### 1.4. Caudal Promedio de Desagüe ( $Q_D$ )

El consumo unitario, se obtiene mediante la siguiente relación

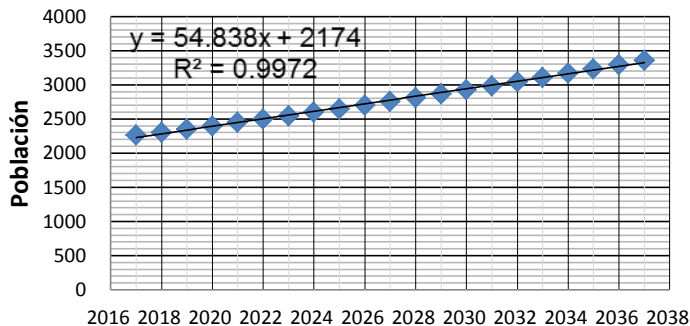
$$Q_D = C Q_m$$

$$Q_D = 0.80(8.5586 \text{ l / s})$$

$$Q_D = 6.8469 \text{ l / s}$$

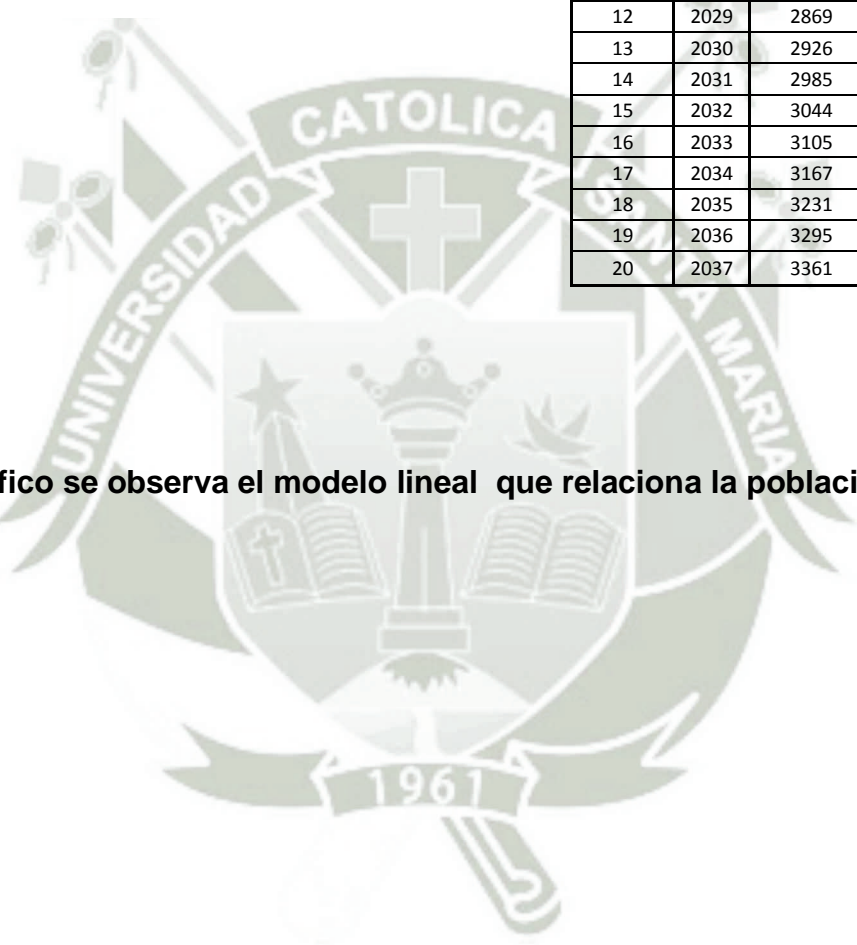
$$Q_D = 591.5735 \text{ m}^3 / \text{día}$$

**CRECIMIENTO POBLACIONAL  
Y  
CONSUMO DE AGUA**



Nº	AÑO	POBLACION	CONSUMO
0	2017	2262	398.112
1	2018	2307	406.074
2	2019	2353	414.196
3	2020	2400	422.480
4	2021	2448	430.929
5	2022	2497	439.548
6	2023	2547	448.339
7	2024	2598	457.306
8	2025	2650	466.452
9	2026	2703	475.781
10	2027	2757	485.296
11	2028	2813	495.002
12	2029	2869	504.902
13	2030	2926	515.000
14	2031	2985	525.300
15	2032	3044	535.806
16	2033	3105	546.522
17	2034	3167	557.453
18	2035	3231	568.602
19	2036	3295	579.974
20	2037	3361	591.573

En el gráfico se observa el modelo lineal que relaciona la población futura a 20 años.



## 2. DISEÑO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN

### 2.1. Anaerobias

Gasto de diseño.	591.57 m <sup>3</sup> /día
Profundidad de cálculo	5.30 m
Ancho Asumido	36.00 m
Largo Asumido	9.00 m
Número de módulos	2
Población por modulo, (Pm)	1,681 hab
Gasto de diseño por módulo.	295.79 m <sup>3</sup> /día
Demanda bioquímica de oxígeno afluente	284.09mg/l
Sólidos suspendidos totales	511.36 mg/l
Coliformes fecales en el afluente	2×10 <sup>11</sup> NMP/100 ml
Acumulación de lodos, (Al)	40 l/hab.-año.

### 2.2. Facultativas

Gasto de diseño	591.57 m <sup>3</sup> /día
La profundidad de cálculo	1.50 m
Número de módulos	2
Gasto de diseño por módulo	295.79 m <sup>3</sup> /día
Régimen hidráulico	Flujo disperso.

### 2.3. Maduración

Gasto de diseño	591.57 m <sup>3</sup> /día
La profundidad de cálculo	1.00 m
Número de módulos	2
Gasto de diseño por módulo	295.79 m <sup>3</sup> /día
Régimen hidráulico	Flujo disperso

### 2.4. Componente de las Aguas Residuales

Es conveniente considerar la forma proporcional en que los diversos componentes de las aguas residuales entran a formar parte de ella además de hacerlo en términos absolutos.

En el Distrito de Echarati no se tiene análisis se asume según la norma

## Cuadro N° 2: Aporte per cápita para aguas residuales domesticas

DBO <sub>5</sub> días a 20°C	50 g/hab.-día
Sólidos en suspensión	90 g/hab.-día
NH <sub>3</sub> – N como N	8 g/hab.-día
N Kjeldahl total como N	12 g/hab.-día
Fosforo total	3 g/hab.-día
Coliformes fecales	2*10 <sup>11</sup> N° bacterias/hab.-día
Salmonella Sp.	1*10 <sup>8</sup> N° bacterias/hab.-día
Nematodos intestinales	4*10 <sup>5</sup> N° de huevos/hab.-día

Fuente: Norma de Saneamiento O.S 090.

### 2.5. Obras de Llegada

Las obras de llegada a la planta de tratamiento son el conjunto de facilidades ubicadas entre el punto de llegada del interceptor y los procesos de tratamiento preliminar.

#### 2.5.1. Rejas

Aun en los procesos de pre-tratamiento y de tratamiento más simples como son las lagunas, son indispensables para impedir la obstrucción de vertederos, facilidades de división de flujo y la formación de natas, de modo que deben utilizarse en toda planta de tratamiento.

Para el dimensionamiento se considera dos canales con cribas dimensionadas para el caudal máximo horario del final del periodo de diseño, pasando por una sola unidad. En este caso se asume que una de las unidades está fuera de operación por mantención.

#### 2.5.2. Desarenador

Los desarenadores son obligatorios en las lagunas de estabilización, para evitar la colmatación.

#### 2.5.3. Medidor de caudal

Después de las rejas y desarenadores se incluye un medidor de caudal de régimen crítico del tipo Parshall.

### 3. DISEÑO PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento de aguas residuales se realiza en sistema de lagunas de estabilización, para lo cual se define cada una de las unidades y operaciones unitarias que conforman el sistema.

- Caja disipadora de presión.
- Pretratamiento.
  - Canal de rejillas.
  - Canal desarenador.
  - Canal de medición Parshall.
- Lagunas de estabilización.
  - Laguna anaerobia.
  - Laguna facultativa.
  - Laguna de maduración.

#### 3.1. Parámetros de diseño.

En el cuadro 1 se indican los parámetros físicos, químicos y bacteriológicos que se utilizan para el diseño del sistema de tratamiento.

**Cuadro N° 3: Precipitación anual estación meteorológica Cirialo**

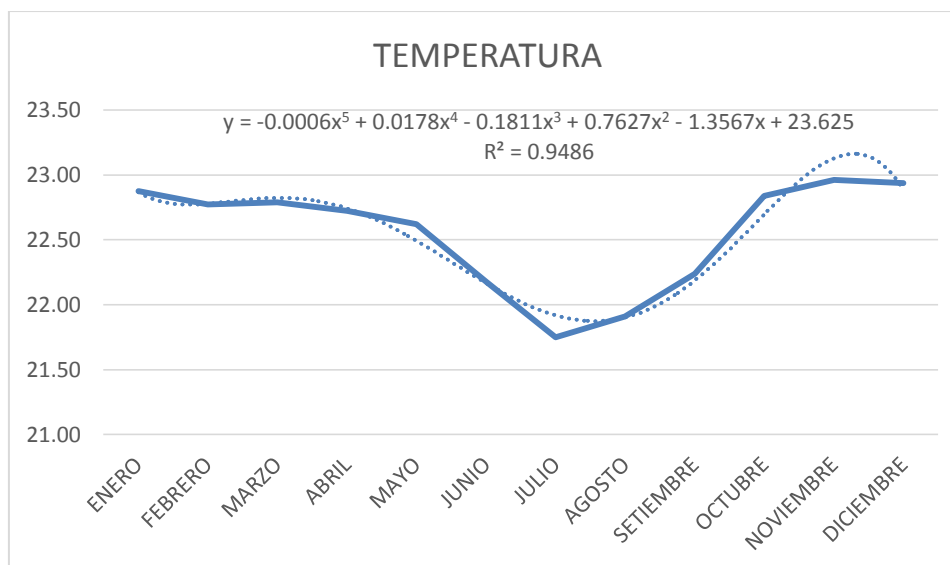
Estación	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic	Anual
Cirialo	20,11	19,9	19,93	19,8	19,59	18,69	17,82	18,14	18,81	20,03	20,28	20,23	19,44
Puerto Ocopa	21,54	21,52	21,46	21,23	20,41	19,5	18,54	18,92	19,72	20,81	21,29	21,5	20,54

Fuente: WALSH PERÚ SA, 2015

**Cuadro N° 4: Correlacion T° Aire/T° Agua del mes mas frío**

MES	TEMPERATURA DEL AIRE ( ° C )	TEMPERATURA DEL AGUA ( ° C )
ENERO	20.11	22.88
FEBRERO	19.90	22.77
MARZO	19.93	22.79
ABRIL	19.80	22.72
MAYO	19.59	22.62
JUNIO	18.69	22.18
JULIO	17.82	21.75
AGOSTO	18.14	21.91
SETIEMBRE	18.81	22.24
OCTUBRE	20.03	22.84
NOVIEMBRE	20.28	22.96
DICIEMBRE	20.23	22.94

Fuente: Elaboración propia



**Cuadro N° 5: Parámetros físicos, químicos y bacteriológicos**

PARÁMETRO	UNIDAD	AFLUENTE
<b>Físicos</b>		
Temperatura del agua	°C	21.75
Sólidos suspendidos totales	mg/l	511.25
<b>Químicos</b>		
DBO <sub>5</sub>	mg/l	284.09
Fósforo	mg/l	17.04
Nitrógeno total	mg/l	68.17
<b>Bacteriológicos</b>		
Coliformes fecales	NMP/100 ml	2x10 <sup>11</sup>

Fuente: Elaboración propia

#### 4. CRITERIOS DE DISEÑO.

##### 4.1. Sistema lagunar.

En la actualidad existen diversos criterios para el diseño de lagunas de estabilización, su aplicación está en función del tipo de laguna y las necesidades particulares de cada estudio.

El objetivo es la reducción de carga orgánica y patógenos; para tal efecto se adoptará el modelo de flujo disperso.

Este criterio está dado por la expresión. Flujo disperso por la ecuación de Whener-Wilhelm (1958), y por la ingeniería sanitaria de Thirimurthy (1969).

$$\frac{C}{C_0} = \frac{4ae^{\left(\frac{1}{2d}\right)}}{(1+a)^2 e^{\left(\frac{a}{2d}\right)} - (1-a)^2 e^{\left(\frac{-a}{2d}\right)}}$$

Dónde:

$C_0$ : Concentración del contaminante en el influente.

$C$ : Concentración del contaminante en el efluente.

$d$ : Factor de dispersión (en función de las características de la laguna).

$a$ : Constante.



**Cuadro N° 6: Criterio de diseño en Lagunas de Estabilización**

LAGUNA	CRITERIO DE DISEÑO	MODELO APLICADO
Anaerobia	Remoción de carga orgánica	
Facultativa	Remoción de carga y patógenos	Flujo disperso
Maduración	Remoción de carga y patógenos	Flujo disperso

Fuente: Elaboración propia

#### 4.2. Constantes de diseño.

La definición de las constantes de diseño, contiene aspectos derivados de las siguientes fuentes:

- a) Planta de tratamiento de tratamiento de aguas residuales norma OS. 090
- b) Lineamientos en cuanto a la normatividad para la disposición final del agua tratada, LMP.

A continuación se establecen las especificaciones técnicas para el diseño del sistema de tratamiento.

##### 4.2.1. Caja disipadora de presión.

La caja disipadora tiene la función de romper la presión del agua influente procedente del emisor, transformando el régimen turbulento a laminar.

##### 4.2.2. Pretratamiento

▪ Canal de rejillas	
Tipo	Limpieza manual
Forma	Rectangular
Gasto de diseño	6.8469 l/s
Velocidad de aproximación	0.60 m/s
Factor de forma de la barra	1.67
Claro entre barras	12.7 mm (½")
Ancho de la barra	50.8 mm (2")
Espesor de la barra	6.35 mm (¼")
Angulo de inclinación de barras	45° con respecto a la horizontal

▪ Canal desarenador	
Tipo	Horizontal limpieza manual
Gasto de diseño	6.8469 l/s
Velocidad horizontal	0.25 – 0.4 m/s
Velocidad de sedimentación	1.0 a 1.3 m/min
Diámetro de partícula removida	0.25 mm
Densidad relativa de partícula	2.65

### 4.3. Anteproyecto funcional.

#### 4.3.1. Caja disipadora de presión.

Dado que el objetivo de la caja es liberar presión y dar carga hidráulica a las unidades subsecuentes, en esta unidad el tiempo de retención no es un factor determinante, las dimensiones son propuestas para cumplir con los requerimientos de equipamiento, esto es, de acuerdo con las dimensiones del pretratamiento y las líneas de llegada del emisor presurizado.

#### Datos básicos

Gasto máximo de diseño	6.8469 l/s
Nº de unidades	1
Forma	Rectangular
Control	Niveles
Ancho de pretratamiento	3.28 m
Resumen de resultados	
Ancho	3.06 m
Largo	2.00 m
Tirante útil	2.00 m
Bordo libre	0.30 m

#### 4.3.2. Pretratamiento.

##### 4.3.2.1 Canal de rejas.

###### Datos básicos.

Gasto de diseño por canal, (Qd)	6.8469 l/s
Velocidad de aproximación, (Va)	0.6 m/s
Angulo de inclinación, (θ)	45° respecto a la horizontal
Claro entre barras, (c)	0.0127 m (½")
Ancho de las barras, (b)	0.0508 m (2")Ø
Espesor de las barras, (b)	0.00635 m (¼")
Factor de forma de la barra, (β)	1.67 (barra rectangular con las caras de aguas arriba y aguas abajo semicirculares)
Aceleración de la gravedad, (g)	9.81 m/s <sup>2</sup>
Cantidad de material retenido, (Mr)	23.3 ml/m <sup>3</sup>

###### Ecuaciones

$$Atr = \frac{Qd}{1000Va}$$

$$h = \left( \frac{Atr}{2} \right)^{0.5}$$

$$a = 2h$$

$$Nb = \left( \frac{a+e}{c+e} \right) - 1$$

$$a' = (Nb+1)c + (Nb)e$$

$$h' = \frac{Atr}{a'}$$

$$Vr = \frac{Qd}{1000[h'((a'-(Nb)e)]}$$

$$hv = \frac{Vr^2}{2g}$$

$$hf = \beta \left( \frac{e}{c} \right)^{4/3} hv \operatorname{sen} \theta$$

$$Vm = \frac{Mr \times Qd \times 86.4}{10^6}$$

Dónde:

*Atr*: Área transversal, (m<sup>2</sup>)

*h*: Tirante hidráulico, (m)

*a*: Ancho del canal, (m)

*Nb*: Número de barras

*a'*: Ancho del canal corregido, (m)

*h'*: Tirante hidráulico corregido, (m)

*Vr*: Velocidad a través de la reja, (m/s)

*hv*: Carga de velocidad, (m)

*hf*: Pérdida de carga a través de la reja, (m)

*Vm*: Volumen de material retenido, (m<sup>3</sup>/día)

Desarrollo.

Sustituyendo valores y efectuando operaciones.

$$Atr = \frac{96.40}{1000(0.6)} = 0.16 \text{ m}^2$$

$$h = \left( \frac{0.16}{2} \right)^{0.5} = 0.28 \text{ m}$$

$$a = 2 \times 0.28 = 0.57 \text{ m}$$

$$Nb = \left( \frac{0.57 + 0.00635}{0.0127 + 0.00635} \right) - 1 = 29.09 \approx 29$$

$$a' = (29 + 1)0.0127 + (29)0.00635 = 0.57 \text{ m}$$

$$h' = \frac{0.16}{0.57} = 0.28 \text{ m}$$

$$Vr = \frac{96.40}{1000[0.28(0.57 - (29)0.00635)]} = 0.89 \text{ m/s}$$

$$hv = \frac{(0.89)^2}{2 \times 9.81} = 0.04 \text{ m}$$

$$hf = 1.67 \left( \frac{0.00635}{0.0127} \right)^{4/3} 0.04 \text{sen} 45^\circ = 0.02 \text{ m}$$

$$Vm = \frac{23.3 \times 96.40 \times 86.4}{10^6} = 0.19 \text{ m}^3 / \text{día}$$

Resumen de resultados.

Área transversal del canal, (Atr)	0.16 m <sup>2</sup>
Tirante hidráulico, (h)	0.28 m
Ancho del canal, (a)	0.57 m
Número de barras, (Nb)	29
Ancho del canal corregido, (a')	0.57 m
Tirante hidráulico corregido, (h')	0.28 m
Velocidad a través de la reja, (Vr)	0.89 m/s
Carga de velocidad, (hv)	0.04 m
Pérdida de carga a través de la reja, (hf)	0.02 m
Volumen de material removido, (Vm)	0.19 m <sup>3</sup> /día

#### 4.3.2.2 Canal desarenador

##### Datos básicos

Tipo.	Horizontal, limpieza manual
Gasto de diseño, (Qd)	6.8469 l/s
Diámetro mínimo de la partícula, (D)	0.25 mm
Velocidad de sedimentación, (Vs)	1.80 cm/s
Coefficiente de Darcy, (f)	0.03 (concreto)
Aceleración de la gravedad, (g)	9.81 m/s
Producción de arena, (Pa)	15 ml/m <sup>3</sup>
Gravedad específica de la arena, (s)	2.65

Ecuaciones de diseño.

$$As = \frac{Qd}{10Vs}$$

$$Va = \frac{\left[ 8(0.40)gD \left( \frac{S-1}{f} \right) \right]^{\frac{1}{2}}}{1000}$$

$$Cs = 86.4 \left( \frac{Qd}{As} \right)$$

$$At = \frac{Qd}{1000Va}$$

$$a = \frac{At}{h}$$

$$Lc = \frac{As}{a}$$

$$LTC = 1.4Lc$$

$$Tr = \frac{LTC \times a \times h \times 1000}{Qd}$$

$$Atp = \frac{Pa \times Qd \times 86.4}{10^6}$$

Dónde:

*As*: Área superficial, (m<sup>2</sup>)

*Va*: Velocidad de arrastre, (m/s)

*Cs*: Carga superficial, (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>-día)

*At*: Área transversal, (m<sup>2</sup>)

*h*: Tirante útil en el canal, (m)

*a*: Ancho del canal, (m)

*Lc*: Longitud del canal, (m)

*Ltc*: Longitud del canal por transición, (m)

*Tr*: Tiempo de retención

*Atp*: Arena total producida, (m<sup>3</sup>/día)

Desarrollo.

$$As = \frac{96.4}{10 \times 1.8} = 5.36m^2$$

$$Va = \frac{\left[ 8 \times 0.40 \times 9810 \times 0.25 \left( \frac{2.65-1}{0.03} \right) \right]^{\frac{1}{2}}}{1000} = 0.208 \frac{m}{s}$$

$$Cs = 86.4 \left( \frac{96.4}{5.36} \right) = 1555.20 \text{ m}^3 / \text{m}^2 - \text{día}$$

$$At = \frac{96.4}{1000 \times 0.208} = 0.46 \text{ m}^2$$

$$a = \frac{0.46}{0.68} = 0.68 \text{ m}$$

$$Lc = \frac{5.36}{0.68} = 7.85 \text{ m}$$

$$Ltc = 1.4 \times 7.85 = 10.99 \text{ m}$$

$$Tr = \frac{10.99 \times 0.68 \times 0.68 \times 1000}{96.40} = 52.89 \text{ s}$$

$$Atp = \frac{15 \times 96.4 \times 86.4}{10^6} = 0.12 \text{ m}^3 / \text{día}$$

Resultados de diseño:

Area superficial, (As)	5.36 m <sup>2</sup>
Velocidad de arrastre, (Va)	0.208 m/s
Carga superficial, (Cs)	1555.20 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> -día
Area transversal, (At)	0.46 m <sup>2</sup>
Tirante útil en el canal, (hu)	0.68 m
Ancho del canal, (Lc)	0.68 m
Longitud del canal por transición, (LCT)	10.99 m
Tiempo de retención, (Tr)	52.89 m/s
Arena total producida, (Atp)	0.12 m <sup>3</sup> /día

#### 4.3.2.3 Canal de medición Parshall.

##### Datos básicos.

Gastos		
Q. mínimo	8.9010 l/s	0.0089 m <sup>3</sup> /s
Q. promedio	6.8469 l/s	0.0068 m <sup>3</sup> /s
Q. Máximo inst.	17.1173 l/s	0.0171 m <sup>3</sup> /s

Con el gasto de diseño se selecciona un medidor Parshall con un ancho de garganta igual a 30.48 cm (1 pie). El cual tiene un rango de medición mínimo de 3.11 l/s y un máximo de 455.60 l/s, y cuyos coeficientes son:

$$K = 0.69$$

$$n = 1.522$$

Dimensiones.

$$W = 30.48 \text{ cm}$$

$$A = 137.20 \text{ cm}$$

$$B = 134.40 \text{ cm}$$

$$C = 61.00 \text{ cm}$$

$$D = 84.50 \text{ cm}$$

$$E = 91.50 \text{ cm}$$

$$F = 61.00 \text{ cm}$$

$$G = 91.50 \text{ cm}$$

$$K = 7.60 \text{ cm}$$

$$N = 22.90 \text{ cm}$$

$$Q = K(H)^n$$

$$H = \left(\frac{Q}{K}\right)^{\frac{1}{n}}$$

$$H_2 = \frac{2}{3} H$$

$$S = W \times H_2$$

$$V = \frac{Q}{S}$$

$$H2 = H3 - K \quad (1)$$

$$hf = H - (H3 - K) \quad (2)$$

Sustituyendo (1) en (2) tenemos:

$$hf = H - H2 \quad \text{pero} \quad H2 = \frac{2}{3} H \quad \text{por lo tanto}$$

$$hf = H - \left(\frac{2}{3} H\right) = \frac{1}{3} H$$

$$H3 = H + K - hf$$

Dónde:

$Q$ : Gasto de diseño del Parshall, ( $m^3/s$ ).

$k$ : Coeficiente de diseño.

$n$ : Coeficiente exponencial de diseño.

$H$ : Altura del agua antes de la garganta de medición, (m).

$H2$ : Altura del agua en la garganta de medición.

$S$ : Pendiente hidráulica.

$W$ : Ancho del canal en la zona de medición, (m).

$V$ : Velocidad al gasto de diseño, (m/s).

$hf$ : Pérdida de carga, (m).

$H3$ : Altura del agua después de la garganta de medición, (m).

$K$ : Desnivel entre los canales antes y después de la garganta, (m).

$N$ : Desnivel en la zona de medición, (m).

Desarrollo.

Sustituyendo valores y efectuando operaciones.

$$H = \left(\frac{0.28921}{0.69}\right)^{\frac{1}{1.522}} = 0.5648m = 56.48cm$$

$$H2 = \frac{2 \times 0.5648}{3} = 0.3765m = 37.65cm$$

$$S = 0.3048 \times 0.3765 = 0.1148$$

$$V = \frac{0.28921}{0.1148} = 2.52 \frac{m}{s}$$

Como la velocidad es mayor que 2 m/s, esto nos indica que la selección del canal Parshall es correcta.

$$hf = \frac{1}{3}(0.5648) = 0.19m = 19.00cm$$

$$H3 = 0.5648 + 0.076 - 0.19 = 0.4508m = 45.08cm$$

Resumen de resultados.

Altura del agua antes de garganta de medición, (H).	0.5648 m (56.48 cm)
Altura del agua en la garganta de medición, (H2).	0.3765 m (37.65 cm)
Pendiente hidráulica, (S).	0.1148
Velocidad al gasto de diseño, (V).	2.52 m/s
Pérdida de carga, (hf).	0.19 m (19.00 cm)
Altura de agua después de garganta de medición, (H3).	0.4508 m (45.08 cm)

#### 4.4. Lagunas de estabilización.

##### 4.4.1 Laguna anaerobia.

Ecuaciones de diseño.

$$I = 20T - 100$$

$$I = 20(21.75) - 100$$

$$I = 335.00$$

$$V = \frac{LQ}{I}$$

$$V = \frac{284.09 \text{ mg} / \text{l} \times 295.79 \text{ m}^3 / \text{dia}}{335 \text{ g} / \text{m}^3 \text{ dia}}$$

$$V = 250.84 \text{ m}^3$$

Dimensiones asumidas

Ancho	36.00 m
Largo	09.00 m
Área	324 m <sup>2</sup>
Profundidad	05.30 m
Volumen Total	1717.00 m <sup>3</sup>

$$Tr = \frac{V}{Q}$$

$$Tr = \frac{1717.20 \text{ m}^3}{295.79 \text{ m}^3}$$

$$Tr = 5.81$$

$$RDBO = \frac{(2T + 20)}{100}$$

$$RDBO = 63.50\%$$

$$CDBOR = L \times \left(1 - \frac{RDBO}{100}\right)$$

$$CDBOR = 103.69 \text{ mg} / \text{l}$$

Por Norma OS.090- 5.2.2.2 (C)

$$CDBOR = 142.05 \text{ mg} / \text{l}$$

$$ACL = Pm \times \frac{Al}{1000}$$

$$ACL = 1681 \text{ hab.} \times \frac{40 \text{ l} / \text{hab.} - \text{año}}{1000}$$

$$ACL = 67.24 \text{ m}^3$$

$$Pal = \frac{ACL}{A}$$

$$Pal = \frac{67.24m^3}{324m^2}$$

$$Pal = 0.21m$$

Dónde:

*I*: Carga volumétrica, (g/m<sup>3</sup>-día)

*V*: Volumen de la laguna, (m<sup>3</sup>)

*RDBO*: Remoción de DBO, (%)

*CDBOR*: Concentración de DBO remanente, (mg/l)

*Tr*: Tiempo de residencia hidráulica, (día)

*A*: Área superficial de la laguna, (m<sup>2</sup>)

*ACL*: Acumulación anual de lodos, (m<sup>3</sup>)

*Pal*: Profundidad adicional para lodos, (m)

#### 4.4.2 Laguna facultativa.

Ecuaciones de diseño.

$$L_s = 250(1.05)^{T-20}$$

$$L_s = 250(1.05)^{21.75-20}$$

$$L_s = 272.283kgDBO/ha - día$$

$$L_{sr} = 0.765L_s - 0.80$$

$$L_{sr} = 0.765(272.283) - 0.80$$

$$L_{sr} = 206.696kgDBO/ha - día$$

$$A_f = \frac{LQ}{L_s \times 1000}$$

$$A_f = \frac{142.05 \times 295.79}{272.283 \times 1000}$$

$$A_f = 0.154ha$$

Dimensiones asumidas

Ancho	36.00 m
Largo	30.00 m
Área	1080.00 m <sup>2</sup>
Profundidad	01.50 m
Volumen Total	1620.00 m <sup>3</sup>

$$Tr = \frac{V}{Q}$$

$$Tr = \frac{1620m^3}{295.79m^3}$$

$$Tr = 5.48dia$$

$$Wf = 36m$$

$$Lf = 30m$$

$$X = \frac{Lfx0.7(N^om + 1)}{Wf / (N^om + 1)}$$

$$X = 14.58$$

$$d = \frac{X}{-0.26118 + 0.25392X + 1.01460X^2}$$

$$d = \frac{9.33}{-0.26118 + 0.25392(14.58) + 1.01460(14.58)^2}$$

$$d = 0.067$$

$$Kb = 0.941(1.04)^{T-20}$$

$$Kb = 0.941(1.04)^{21.75-20}$$

$$Kb = 1.01$$

$$a = (1 + 4Kb \times Tr \times d)^{0.5}$$

$$a = (1 + 4(1.01)(4.48)(0.103))^{0.5}$$

$$a = 1.57$$

$$Ne = \frac{4aNie^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{(a/2d)} - (1-a)^2 e^{(-a/2d)}}$$

$$Ne = \frac{4(1.81)(2 \times 10^{11})e^{0.0515}}{(1+1.81)^2 e^{(1.81/2 \times 0.103)} - (1-1.81)^2 e^{(-1.81/2 \times 0.103)}}$$

$$Ne = 1.46 \times 10^6$$

Dónde:

*Ls*: Carga orgánica superficial, (Kg DBO/ha-día)

*Lsr*: Carga removida en las lagunas, (Kg DBO/ha-día)

*Af*: Área superficial de la laguna, (ha)

*V*: Volumen de la laguna, (m<sup>3</sup>)

*Tr*: Tiempo de retención, (día)

*Wf*: Ancho de la laguna, (m)

*Lf*: Largo de la laguna, (m)

*X*: Relación largo a ancho.

*Kb*: Constante de remoción de coliformes fecales

*d*: Coeficiente de dispersión hidráulica

*a*: Coeficiente

*Ni*: Coliformes fecales en afluente

*Ne*: Coliformes fecales en el efluente

#### 4.4.3 Laguna de maduración.

Ecuaciones de diseño.

$$Tr = \frac{V}{Q}$$

$$Tr = \frac{1260}{295.79}$$

$$Tr = 4.26$$

$$C_s = \frac{LiQ}{Am}$$

$$C_s = \frac{LiQ}{Am}$$

$$C_{sr} = 0.765C_s - 0.8$$

$$S_{se} = \frac{1000C_s \times Am}{Q}$$

$$S_{te} = 2.3 \times S_{se}$$

$$W_f = 36m$$

$$L_f = 35m$$

$$X = \frac{L_f \times 0.7(N^{\circ}m + 1)}{W_f / (N^{\circ}m + 1)}$$

$$X = 17.01$$

$$d = \frac{X}{-0.26118 + 0.25392X + 1.01460X^2}$$

$$d = \frac{17.01}{-0.26118 + 0.25392(17.01) + 1.01460(17.01)^2}$$

$$d = 0.0571$$

$$Kb = 0.841(1.07)^{T-20}$$

$$Kb = 0.841(1.07)^{21.75-20}$$

$$Kb = 0.9468$$

$$a = (1 + 4KbTrd)^{0.5}$$

$$a = (1 + 4(0.9468)(4.26)(0.0571))^{0.5}$$

$$a = 1.3863$$

$$Ne = \frac{4aNie^{1/2d}}{(1+a)^2 e^{(a/2d)} - (1-a)^2 e^{(-a/2d)}}$$

$$Ne = \frac{4(1.3863)(1.46 \times 10^6) e^{1/2 \times 0.02855}}{(1+1.3863)^2 e^{(1.3863/2 \times 0.0571)} - (1-1.3863)^2 e^{(-1.3863/2 \times 0.0571)}}$$

$$Ne = 9$$

Dónde:

*X*: Relación largo a ancho

*V*: Volumen de la laguna, (m<sup>3</sup>)

*Am*: Área superficial de la laguna, (ha)

*Lm*: Largo de la laguna, (m)

*Cs*: Carga orgánica superficial, (KgDBO/ha-día)

*Csr*: Carga removida en las lagunas, (KgDBO/ha-día)

*Sse*: Carga remanente solubles, (mg/l)

*Ste*: Carga remanente total, (mg/l)

*Kb*: Constante de remoción de coliformes fecales.

*d*: Coeficiente de dispersión hidráulica.

*a*: Coeficiente.

*Ne*: Coliformes fecales en el efluente.

**Cuadro N° 7: Resumen de resultados.**

Concepto.	Laguna Anaerobia.	Laguna Facultativa.	Laguna Maduración.
Número.	2	2	2
Ancho, (m).	36.00	36.00	36.00
Largo, (m).	8.00	30.00	35.00
Profundidad, (m).	5.30	1.50	0.90
Área, (m <sup>2</sup> ).	576.00	2,160.00	2,520.00
Volumen, (m <sup>3</sup> ).	3,052.80	3,240.00	2, 268.00
Tiempo de retención, (día).	5.16	5.48	3.83
DBO <sub>5</sub> efluente, (mg/l).	142.05	47.31	26.36
SST efluente, (mg/l).		41.48	32.16
Coliformes fecales, NMP/100ml.		1.46x10 <sup>6</sup>	9

Fuente: Elaboración propia

## 5. BALANCE DE MASA.

Las lagunas de estabilización se utilizarán para remover microorganismos patógenos y la demanda bioquímica de oxígeno, los resultados del balance de masa son:

### 5.1. Laguna anaerobia.

DBO en el afluente = 284.04 mg/l

La remoción de DBO está en función de la temperatura del agua media del mes más frío igual a 21.75 °C.

Remoción de DBO =  $2T + 20 = 2 \times 21.75 + 20 = 63.5\%$

La concentración de DBO remanente es:

$$\text{DBO en el efluente} = 284.04 \left( 1 - \left( \frac{63.5}{100} \right) \right) = 103.67 \text{ mg/l}$$

Por Norma OS.090- 5.2.2.2 (C) [máximo 50%]

$$\text{DBO en el efluente} = 284.04 \left( 1 - \left( \frac{50}{100} \right) \right) = 142.05 \text{ mg/l}$$

### 5.2. Laguna Facultativa.

DBO en el influente = 142.05 mg/l.

La remoción de DBO se evaluará en función de la DBO soluble, que ésta a su vez depende de la carga orgánica superficial y la carga removida en la laguna:

**Carga orgánica superficial, (Ls).**

$$L_s = 250(1.085)^{(T-20)}$$

$$L_s = 250(1.085)^{(21.75-20)} = 272.29 \text{ KgDBO / ha - dia}$$

**Carga removida en la laguna (Lsr).**

$$L_{sr} = 0.765 L_s - 0.80$$

$$L_{sr} = 0.765 (272.29) - 0.80 = 207.50 \text{ KgDBO/ha/d}$$

**Carga remanente soluble, (Sse).**

$$S_{se} = 1000 (L_s - L_{sr}) \text{ Af/Q}$$

$$S_{se} = 1000 (272.29 - 207.5)(0.108) / 295.78 = 23.66 \text{ mg/l}$$

DBO en el efluente, (DBO<sub>e</sub>).

$$DBO_e = 2(S_{se}) = 2(23.66) = 47.31 \text{ mg/l.}$$

**Sólidos suspendidos totales en el efluente, (SSTe).**

$$SSTe = 46.48 \text{ mg/l.}$$

### 5.3. Laguna de maduración.

DBO en el influente (L<sub>i</sub>) = 47.31 mg/l.

De una forma similar a la laguna facultativa la remoción de DBO se evaluará en función de la DBO soluble:

**Carga orgánica superficial, (C<sub>s</sub>).**

$$C_s = L_i Q / A_m$$

$$C_s = 47.31 (295.78) / 0.126 / 1000 = 111.08 \text{ Kg DBO/ha-d}$$

**Carga removida en la laguna (C<sub>sr</sub>)**

$$C_{sr} = 0.765 C_s - 0.8$$

$$C_{sr} = 0.765 (111.08) - 0.8 = 84.18 \text{ Kg DBO/ha-d}$$

**Carga remanente soluble (S<sub>se</sub>).**

$$S_{se} = 1000 (L_s - L_{sr}) A_f / Q$$

$$S_{se} = 1000 (111.08 - 84.18)(0.126) / 295.78 = 11.46 \text{ mg/l}$$

**DBO en el efluente (DBO<sub>e</sub>).**

$$DBO_e = 2.3 S_{se}$$

$$DBO_e = 2.3 (11.46) = 26.36 \text{ mg/l}$$

**Sólidos suspendidos totales en el efluente (SSTe).**

$$SSTe = 32.16 \text{ mg/l}$$

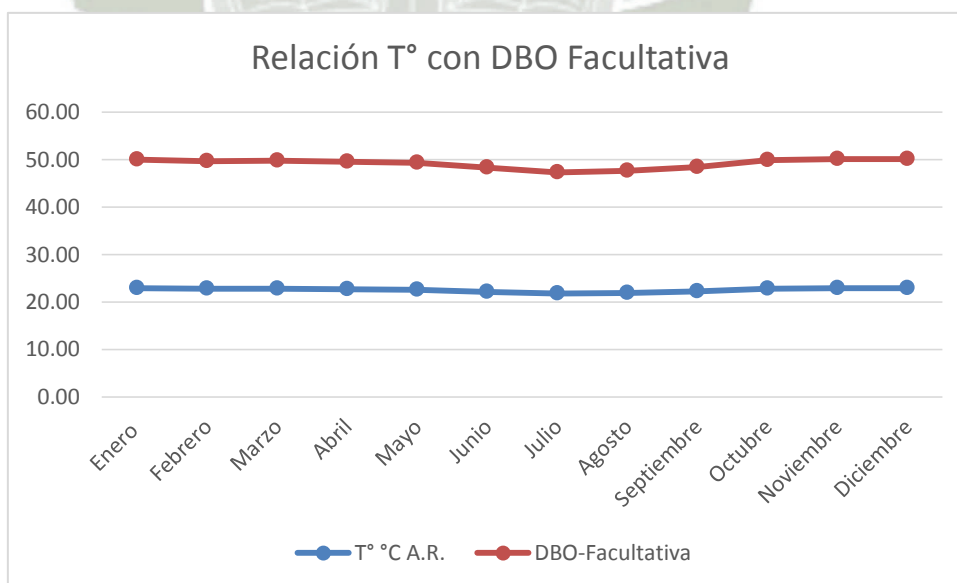
**Cuadro N° 8: Resumen del balance de masa**

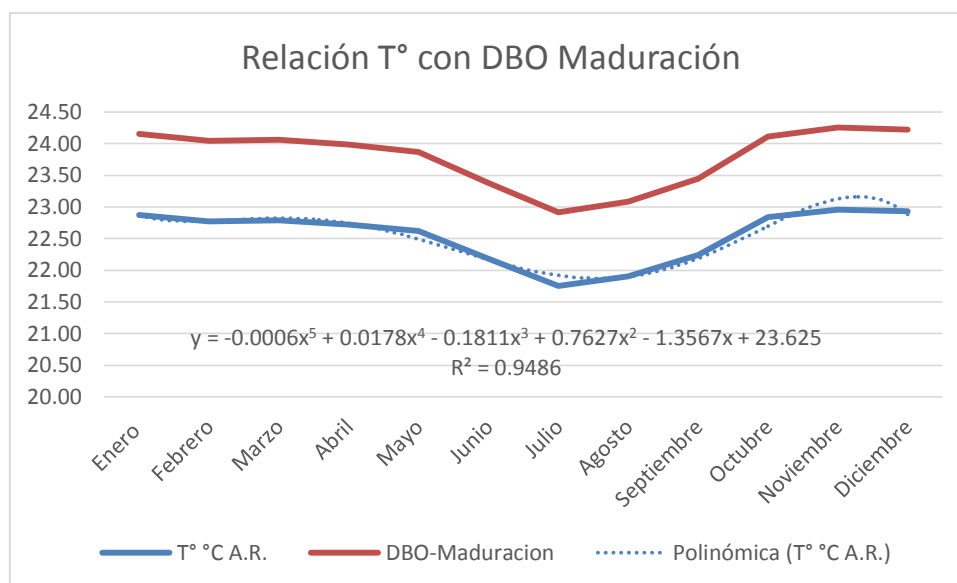
CONCEPTO	LAGUNA ANAEROBIA	LAGUNA FACULTATIVA	LAGUNA MADURACIÓN
Efluente			
DBO <sub>5</sub> , mg/l	142.05	47.31	26.36
SST, mg/l		46.48	32.16
Coliformes Termotolerantes, NMP/100 ml		1.46x10 <sup>6</sup>	9

Fuente: Elaboración propia

**T° promedio min. Quillabamba 2016**

Mes	T° °C A.R.	DBO-Facultativa	DBO-Maduración
Enero	<b>22.88</b>	49.950	24.158
Febrero	<b>22.77</b>	49.702	24.041
Marzo	<b>22.79</b>	49.737	24.058
Abril	<b>22.72</b>	49.584	23.986
Mayo	<b>22.62</b>	49.338	23.871
Junio	<b>22.18</b>	48.297	23.381
Julio	<b>21.75</b>	47.313	22.918
Agosto	<b>21.91</b>	47.672	23.088
Septiembre	<b>22.24</b>	48.435	23.446
Octubre	<b>22.84</b>	49.855	24.114
Noviembre	<b>22.96</b>	50.151	24.253
Diciembre	<b>22.94</b>	50.092	24.225
	21.75	47.313	22.918





#### Límites Máximos Permisibles Para los Efluentes de PTAR

Parámetro	Unidad	LMP de efluentes para vertidos a cuerpos de aguas
Aceites y grasas	mg/L	20
Coliformes <u>Termotolerantes</u>	NMP/100 mL	10,000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	100
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	200
pH	unidad	6.5-8.5
Sólidos Totales en Suspensión	mg/L	150
Temperatura	°C	<35

Fuente: Decreto Supremo N°003-2010-MINAM

#### LAGUNA ANAEROBIA PROFUNDA

En las lagunas profundas se desarrollan diversos fenómenos que condicionan la mezcla del agua y por lo tanto las características del efluente. Estos fenómenos, que denominaremos hidrodinámicos, tienen su origen en las características geométricas de las unidades y en parámetros ambientales como el viento, la temperatura y la radiación solar. De estos cuatro factores, se ha

comprobado que el que tiene mayor relevancia en el comportamiento de una laguna es la temperatura, seguido de la radiación solar, teniendo la geometría y el viento poca relevancia.

Estas lagunas profundas implican menores necesidades de terreno como ventaja adicional sobre el lagunaje convencional. Estas lagunas profundas, cuyo estudio y desarrollo son relativamente nuevas, suelen ser construidas con una doble finalidad. La zona anaerobia en una laguna profunda es considerablemente mayor que en una laguna tradicional, presentando junto a esta característica dos fenómenos distintos respecto al lagunaje convencional, una amplia zona no fótica y la presencia de estratificación térmica.

### PROFUNDIDAD LAGUNA MADURACION

La penetración de luz en un cuerpo acuático se mide generalmente determinando el límite de visibilidad en la columna de agua.

Visto de otro ángulo, la radiación solar puede convertirse en un factor que genera tensión ambiental. Para los organismos que ocupan o transitan por la superficie del agua, la exposición a la luz ultravioleta puede ocasionarle la muerte. Inclusive, la exposición a intensidades altas de luz visible puede ser detrimental para los organismos, en la medida que se producen reacciones de fotooxidación que destruyen los patógenos.

De ahí la importancia en las lagunas de maduración de darle poca profundidad, pero a la vez un TRH, lo cual se logra con los baffles o pantallas, para el diseño de estas lagunas se usó un profundidad 0.90 m

Las aguas residuales antes de ser vertidas a las masas receptoras, deben recibir un tratamiento adecuado, capaz de modificar sus condiciones físicas, químicas y microbiológicas al límite de evitar que su disposición provoque problemas graves de contaminación en el cuerpo receptor.

En las pequeñas y medianas comunidades que generan residuos líquidos biodegradables se pueden considerar las lagunas de estabilización, ya que se tienen extensiones de terreno y son más económicas tanto en construcción, operación y mantenimiento.

A la fecha se han realizado estudios a nivel laboratorio donde se incluyó el uso de mamparas en estanques de estabilización, por ejemplo: Killani y Ogunrombi (1984); Pedahzur et al. (1993); Muttamara, y Puetpaiboon (1996; 1997); Sperling

et al. (2003); Zanotelli et al. (2002); Shilton y Harrison (2003a; 2003b); Shilton y Mara (2005). Éstos investigadores(as) concluyeron que con el uso de mamparas a 70% de la longitud se obtiene mayor eficiencia en el tratamiento del agua residual.

Según Shilton y Mara (2005) recomiendan el uso de canales o mamparas, ya que se utiliza toda el área de la laguna obteniendo las siguientes ventajas: a) se incrementa la eficiencia en el tratamiento del agua residual; b) se mejoran las condiciones de flujo dentro del estanque; y c) se reducen de manera importante las zonas muertas.



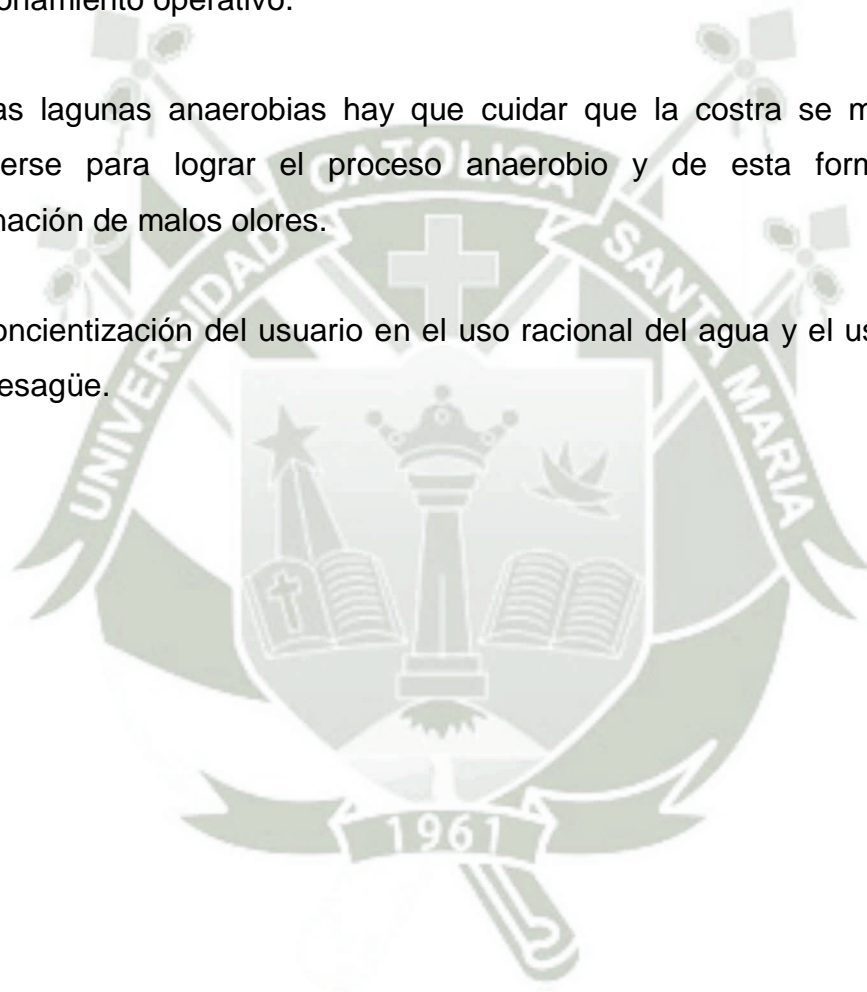
## CONCLUSIONES

1. En relación a los parámetros para el rediseño del sistema, se realizó el cálculo de la población y del consumo del Centro Poblado de Echarati para un período de diseño de 20 años.
2. Se logra adaptar la planta propuesta al terreno disponible de 5,256.00 m<sup>2</sup>, cumpliendo la norma del diseño en paralelo. Utilizando baffles en las lagunas facultativas y de maduración con lo cual se logra una mayor relación L/A acercándose al modelo flujo pistón.



## RECOMENDACIONES

1. Es de vital importancia que en todo diseño exista el pretratamiento con un adecuado mantenimiento, de esto dependerá el buen funcionamiento de la PTAR.
2. Una vez instalado el tratamiento anaerobio, se debe inocular la laguna inicial con los lodos de otra planta o excremento de vacuno para obtener un buen funcionamiento operativo.
3. En las lagunas anaerobias hay que cuidar que la costra se mantenga sin romperse para lograr el proceso anaerobio y de esta forma evitar la emanación de malos olores.
4. La concientización del usuario en el uso racional del agua y el uso adecuado del desagüe.



## BIBLIOGRAFÍA

- Arauzo, M., M. Valladolid & E. Martínez. (2001). Lagunaje profundo: dinámica interna y rendimiento en el proceso de autorregeneración del agua residual.
- Bracho, N. R., B. Lloyd y G. Aldana. (2006). Rehabilitación de una laguna de maduración utilizando baffles.
- Crites, R. and Tchobanoglous, G. (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones McGraw-Hill Interamericana, S.A.
- Duan N., Liu X.D., Dai J., Lin C., Xia X.H., Gao R.Y., Wang Y., Chen S.Q., Yang J. and QI J. (2011), Evaluating the environmental impacts of an urban wetland park based on energy accounting and life cycle assessment: A case study in Beijing, *Ecological Modelling*, 222, 351-359
- Durazno, G. (2009). Resultados de la Evaluación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales, Ecuador.
- Fuchs V.J., Mihelcic J.R. and Gierke J.S. (2011), Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions, *Water Resources*, 45, 2073-2081
- Gikas G.D., Tsihrintzis V.A. and Akratos C.S. (2011), Performance and modeling of a vertical flow constructed wetland – maturation pond system, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 46, 692–708.
- Gikas G.D., Tsihrintzis V.A. and Papachristos C.G. (2013), Economic and environmental evaluation of stabilization pond systems for wastewater treatment, *Proceeding of 13th International Conference on Environmental Science and Technology, CEST2013, Athens, Greece, 5-7 September 2013* (<http://cest2013.gnest.org>), Paper # 654.
- Hernandez Muñoz, Aurelio. (1992). *Depuración de Aguas Residuales*. Ed. Servicio de Publicaciones de la Escuela de Ingenieros de Caminos de Madrid. España.

- Lazcano C., (1981). Riego con desagües tratados; manual de metodologías para análisis biológico de aguas residuales y suelos. Tacna, Perú.
- León Suematsu, (1992). Acuicultura con aguas residuales. Lima: Universidad Nacional de Ingeniería, Facultad de Ingeniería Ambiental.
- Mburu N., Tebitendwa S., van Bruggen J., Rousseau D.P.L. and Lens P. (2013), Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: A case study of the Juja sewage treatment works, *Journal of Environmental Management*, 128, 220-225.
- Méndez Vega Juan Pablo, Marchán Peña Johnny (2008). Estudio diagnóstico situacional de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en las Eps del Perú y propuestas de solución.
- Metcalf and Eddy (1995). Ingeniería de Aguas Residuales: Tratamiento, vertido y reutilización, McGraw-Hill, Madrid
- Moscoso, J.; León Suematsu, G.; Gil Merino, E. (1992). Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan. Lima: CEPIS.
- OPS/OMS y Cenagua. (1999). Estudios técnicos de sustitución aplicables al saneamiento de aguas servidas de pequeñas comunidades. Sistemas de tratamiento de aguas servidas por medio de humedales artificiales. Santa Fe de Bogotá. Colombia.
- Organización Mundial de la Salud (OMS-CEPIS). (1981). Proyecto de desarrollo tecnológico de las instituciones de abastecimiento de agua potable y alcantarillado: Tratamientos preliminares. Lima.
- Pérez J, (1977). Factores que afectan al tiempo de retención. Curso sobre tecnología de tratamiento de agua para países en desarrollo, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. CEPIS.
- Rickard D. «Microbial Sulfate Reduction in Sediments.» Cap. 8 de *Sulfidic sediments and sedimentary rocks*, 767. Elsevier, 2012.


- Rivas-Mijares, G. (1978). Tratamiento de aguas residuales. Ediciones Vega, Caracas, Venezuela.
- Rodier, J. (1981). Análisis de Aguas: aguas naturales, aguas residuales, agua de mar, Barcelona.
- Romero Rojas Jairo Alberto. (2000). Tratamiento de aguas residuales. teoría y principios de diseño. Primera edición. Santafé de Bogotá: Editorial escuela colombiana de ingeniería.
- Romero Rojas, Jairo (2000). Tratamiento de aguas residuales. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia.
- Romero-Rojas, J. A. (2004). Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño (3 ed.). Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, Colombia.
- Ruiz Martínez, A. (2011). Puesta en marcha de un cultivo de microalgas para la eliminación de nutrientes de un agua residual urbana previamente tratada anaeróbicamente. Master, Universidad Politécnica de Valencia.
- Sáenz Forero, R. (1987). Predicción de la calidad de efluentes de lagunas de estabilización. Lima: CEPIS.
- Sáenz Forero, R. (1994). Modernización y avances en el uso de aguas negras para la irrigación. Intercambio de aguas. Uso urbano y riego. Washington, DC:
- Saenz, R. (1985). Lagunas de estabilización y otros sistemas simplificados para el tratamiento de aguas residuales. CEPIS/OPS.
- Saenz, R. (1987). Predicción de la calidad del efluente de lagunas de estabilización. CEPIS/OPS.
- Sanabria Gomez, Janeth. (1998). Microbiología Ambiental. Para Ingenieros Sanitarios y Ambientales.
- Science and Technoloy 64, nº 11 (2011): 2259-2264.
- Seoánez Calvo Mariano. (2004). Depuración de las aguas residuales por tecnologías ecológicas de bajo costo. Madrid. España: Mundi-Prensa.

- Sergio Rolim Mendonca. (2000). Sistemas de lagunas de estabilización. Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío. Bogotá: Editorial Nomos S.A.
- Soler, A., J. Sáez, M. Llorens & Y. Martínez. (1988). Evolución de los parámetros físico-químicos y microbiológicos en la depuración de aguas residuales por lagunaje profundo.
- Souza C. L., Chernicharo C.A.L. y Aquino S.F. «Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions.» Water
- Tchobanoglous, George (2000). Sistemas de tratamiento de aguas residuales. Mc Graw Hill. Book Company.
- Villón Béjar Máximo. (2002). Hidrología. Instituto tecnológico de Costa Rica. Segunda Edición. Editorial Villón.
- XXI Congreso interamericano de ingeniería química. Lima, Perú. Abril 24 al 27 del 2005. Un nuevo enfoque en el estado del arte en el diseño de lagunas de estabilización.
- Yáñez, F. (1993). Lagunas de Estabilización: Teoría, Evaluación y Mantenimiento, Cuenca.
- Yáñez Cossío, Fabian (1993). Lagunas de Estabilización. Teoría, Diseño, Evaluación y Mantenimiento. Ed. COANDES. Etapa. Cuenca – Ecuador.
- Yáñez Fabián. (1993) Lagunas de estabilización. Teoría, diseño, evaluación y mantenimiento. CEPIS.
- Yáñez, F. (1982). Avances en el tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización. CEPIS/OPS.
- Yáñez, F. (1986). Reducción de organismos patógenos y diseño de lagunas de estabilización en países en desarrollo. Trabajo presentado en el Seminario Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización desarrollado en CEPIS/OPS en 1986. Lima: CEPIS.


## ANEXOS

### ANEXO N° 1

### INFORME DE ENSAYOS



**INFORME DE ENSAYOS N° 3804-2015**  
PÁGINA 01 DE 02



<b>SOLICITANTE</b>	: GONZÁLES MEDINA RONNY IVAN
<b>RUC</b>	: --
<b>DIRECCIÓN</b>	: Calle Valparaiso 311 - Hunter
<b>PRODUCTO DECLARADO</b>	: AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA
<b>DESCRIPCIÓN DEL PRODUCTO</b>	: Líquido ligeramente turbio con ligera presencia de sedimento
<b>CODIFICACIÓN / MARCA</b>	: No Especifica
<b>PROCEDENCIA</b>	: No Especifica
<b>CANTIDAD DE MUESTRA RECIBIDA</b>	: 01 muestra de 2500 mililitros aproximadamente
<b>PRESENTACION, ESTADO Y CONDICIÓN</b>	: En frascos de vidrio y polietileno cerrados En contenedor isotérmico a una temperatura de 31 °C
<b>FECHA DE PRODUCCIÓN</b>	: No Especificada
<b>FECHA DE VENCIMIENTO</b>	: No Especificada
<b>PROCEDIMIENTO DE MUESTREO</b>	: Responsabilidad del Cliente
<b>REGISTRO DE MUESTREO N°</b>	: No Aplica
<b>FECHA Y HORA DEL MUESTREO</b>	: 24/07/2015 12:00 hrs. <i>(Declarado por el Cliente)</i>
<b>CONDICIONES DE RECEPCIÓN DE LA MUESTRA</b>	: Muestra recibida en el Laboratorio <i>(Envases proporcionados)</i>
<b>PERIODO DE CUSTODIA</b>	: No Aplica

INFORME DE ENSAYOS N° 3804-2015

PÁGINA 02 DE 02

RESULTADOS FÍSICOQUÍMICOS

DETERMINACIÓN	AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA	UNIDADES
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	98	mg/L
Sólidos Suspendedos Totales	40	mg/L
Aceites y Grasas	12.0	mg/L

ABREVIATURAS:

- mg/L, Miligramos por litro de muestra

OBSERVACIONES

- Ninguna.

MÉTODOS UTILIZADOS:

- Demanda Química de Oxígeno (DQO) : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF Part 5000 Method 5220 D Chemical Oxygen Demand(COD) Closed Reflux,Colorimetric Method, Pag 5-8 22nd Ed. 2012
- Sólidos Suspendedos Totales : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF Part 2000 Method 2540-D Solids Total Suspended Solids Dried at 103-105°C, Pag 4, 22nd Ed. 2012
- Aceites y Grasas : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA-WEF Part 5000 Method 5520 B Oil and Grease Liquid-Liquid Partition-Gravimetric Method, Pag. 2-4, 22nd Ed. 2012

FECHA DE EJECUCIÓN DE LOS ENSAYOS: 30 / 07 / 2015 al 05 / 08 / 2015

NOTAS IMPORTANTES

- BHICS LABORATORIOS no guarda contramuestras de productos perecibles o de productos cuyas características puedan variar durante el almacenamiento
- El presente Informe de Ensayos es válido por 30 días a partir de la fecha de emisión

FECHA DE EMISIÓN DEL PRESENTE INFORME DE ENSAYOS: 05 / 08 / 2015

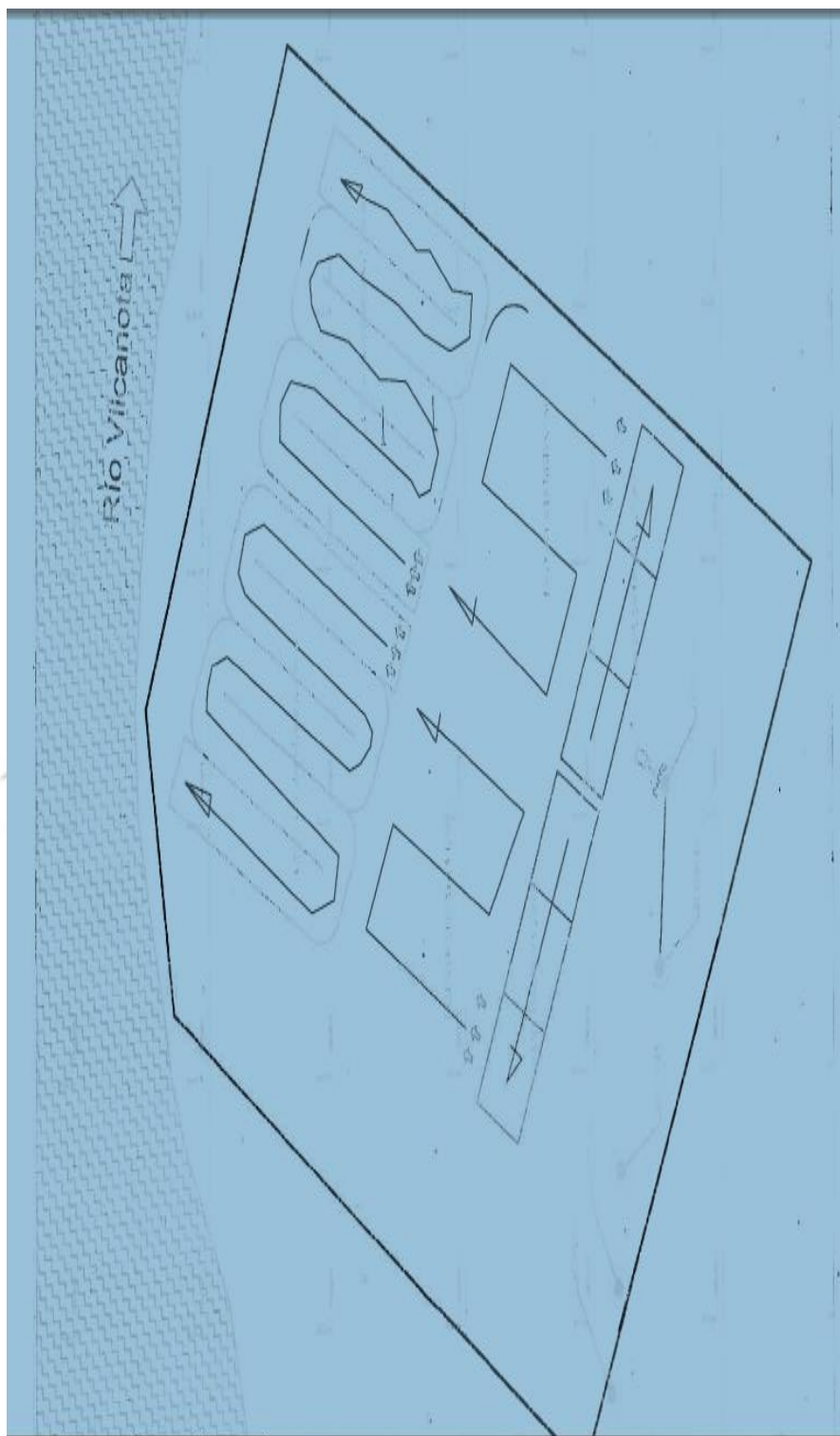


  
Bigo, Miguel Valdivia Martínez  
Gerente Técnico

PRT-10F-01HEP Versión: 04 A (GG)

## ANEXO N° 2

### PLANO DE LA LAGUNA DE ESTABILIZACIÓN



**Fuente: Elaboración propia**

## ANEXO N°3

# MEMORIA DE CÁLCULO

### MEMORIA DE CALCULO

#### CALCULO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

Laguna Anaerobia + Facultativa + Maduración

#### DATOS DE PROYECTO

		Primera Etapa
Población de proyecto 20 Años	hab	3,361
Dotación de agua potable	L-hab/d	220.00
Caudal Promedio (Qp)=	L/s	8.56
Caudal Promedio (Qp)=	m <sup>3</sup> /dia	739.47
Aportación de aguas residuales	(L-hab/d)*80%	176.00
Caudal promedio proyecto de aguas residuales	l/s	6.85
Caudal promedio proyecto de aguas residuales	m <sup>3</sup> /d	591.57
Temperatura del agua mes más frio	°C	21.75
<b>Características del afluente</b>		
DBO5 dias, 20 °C	g/(hab.d)	50.00
Solidos en suspensión	g/(hab.d)	90.00
NH3 - N como N	g/(hab.d)	8.00
N Kjeldahl como	g/(hab.d)	12.00
Fósforo total	g/(hab.d)	3.00
Coliformes fecales	Nº bac/(hab-d)	2.00E+11
Salmonella Sp.	Nº bac/hab-d	1.00E+09
Huevos de Helminto	Nº	
Carga orgánica total	Huevos/(hab.d)	4.00E+05
Lodos generados por población proyectada	kg/d	2,624.40
	L-hab/año	40

Fuente: Elaboración Propia

**LAGUNA ANAEROBIA**

Población de Diseño	hab	3,361
Gasto de Diseño	m <sup>3</sup> /día	591.57
N° de trenes de lagunas	N°	2
Población por Tren de Lagunas	hab	1,681
Gasto por Tren de Lagunas	m <sup>3</sup> /día	295.79
DBO <sub>5</sub> Total afluente	g/m <sup>3</sup>	284.09
Carga orgánica diaria	kg/día	84.03
Sólidos Suspendidos	g/m <sup>3</sup>	511.36
Sólidos Suspendidos Totales	kg/día	151.25
Temperatura promedio Agua mes más frío (°C)	°C	21.75

**Criterios de cálculo y dimensiones para evitar generación de olor**

Carga volumétrica de diseño Cv=20T-100	g/m <sup>3</sup> día	335.00
Volumen de laguna anaerobia	m <sup>3</sup>	250.84
Lodos generados por población proyectada	L-hab/año	40
Frecuencia de desazolve de cada laguna	años	1.0
Volumen para concentración de lodos	m <sup>3</sup>	67.22
Volumen total de laguna	m <sup>3</sup>	318.06
Profundidad Efectiva de Laguna	m	5.30
Área requerida	m <sup>2</sup>	60.01
Espesor de lecho de lodos	m	0.23
Borde Libre	m	0.40
Profundidad total propuesta	m	5.93
Relación Largo/Ancho		1.0
Ancho de laguna propuesto	m	7.75
Largo de laguna propuesto	m	7.75

**Dimensiones Finales de Laguna**

Largo Asumido	m	8
Ancho Asumido	m	36
Área asumida	m <sup>2</sup>	288
Tirante hidráulico	m	5.30
Volumen	m <sup>3</sup>	1,526.40
Tiempo hidráulico de retención	día	5.16
Carga orgánica volumetrica resultante	g/m <sup>3</sup> d	55.05

**Concentraciones del efluente**

-Carga removida en la laguna	[mg/l]	103.69
-Carga removida en la laguna	[mg/l]	142.05
-Sólidos Suspendidos totales	[mg/l]	255.7

**Eficiencias de remoción**

DBO disuelta	%	63.5%
DBO disuelta	%	50.0%
Eficiencia de sedimentación de SST	%	50%

OS.090- 5.2.2.2 ( C )

OS.090- 5.2.2.2 ( C )

**Fuente: Elaboración Propia**

### SISTEMA DE LAGUNAS FACULTATIVAS EN PARALELO

Población de Diseño	hab	3,361
Gasto por tren	m <sup>3</sup> /día	591.57
N° de trenes de lagunas		2
Población por Tren de Lagunas	hab	1,681
Gasto por tren	m <sup>3</sup> /día	295.79
DBO influente	mg/l	142.05
	NMP/100	
Coliformes fecales influente	ml	2.00E+11
Temperatura (°C)	°C	21.75

#### Cálculo de dimensiones

Carga superficial Maxima = $250 (1.05)^{T-20}$	kg-ha/día	272.29
Carga orgánica influente	kg/día	142.05
Ancho de la laguna	m	36.00
Longitud de la laguna	m	30.00
Area	m <sup>2</sup>	1,080.00
Profundidad de la laguna	m	1.50
Numero de Mampara	N°	4
Volumen de la laguna	m <sup>3</sup>	1,620.00
Tiempo de retención	día	5.48
Rel. largo/ancho $x = L/A$	x	14.58
Factor de dispersión "d"	d	0.067
Factor adimensional "a"	a	1.57
Factor adimensional "kb"	kb	1.01

#### Concentraciones del efluente

-Carga removida en la laguna	kg-ha/día	207.5
-Carga remanente soluble	mg/l	23.66
- DBO efluente	mg/l	47.31
	NMP/100	
- Coliformes fecales	ml	1.46E+06

Fuente: Elaboración Propia

### SISTEMA DE LAGUNAS MADURACION EN PARALELO

Población de Diseño	hab	3,361
Gasto por tren	m <sup>3</sup> /día	591.57
N° de trenes de lagunas		2
Población por Tren de Lagunas	hab	1,681
Gasto por tren	m <sup>3</sup> /d	295.79
DBO influente	mg/l	47.31
	NMP/100	
Coliformes fecales influente	ml	1.46E+06
Temperatura (°C)	°C	21.75

### Cálculo de dimensiones para evitar generación de olor

Carga orgánica máxima permitida	kg-ha/día	111.07
Carga orgánica influente	kg/día	47.31

### Calculo de la remoción del sistema lagunar

Ancho de la laguna	m	36.00
Longitud de la laguna	m	35.00
Area	m <sup>2</sup>	1,260.00
Profundidad de la laguna	m	0.90
Numero de Mampara	N°	4
Volumen de la laguna	m <sup>3</sup>	1,134.00
Tiempo de retención	día	<b>3.83</b>

Rel. largo/ancho $x = L/A$	<b>x</b>	17.01
Factor de dispersión "d"	<b>d</b>	0.0571
Factor adimensional "a"	<b>a</b>	1.3526
Factor adimensional "kb"	<b>kb</b>	0.9468

### Concentraciones del efluente

-Carga removida en la laguna	kg-ha/día	84.17
-Carga remanente soluble	mg/l	11.46
- DBO efluente	mg/l	26.36
	NMP/100	
- Coliformes fecales	ml	1.06E+01

Fuente: Elaboración Propia

## DISEÑO CAMARA DE REJAS

### 1.0.-ESPACIAMIENTO ENTRE BARRAS :

Se asume según la Norma de Saneamiento S.090 el valor de : 25.00 mm.

### 2.0.- TIPOS DE REJAS :

Se utilizará Rejas Sencillas de Limpieza Manual

### 3.0.- DIMENSIONES DE LAS BARRAS :

En general las barras tendrán sección rectangular de las siguientes características :

Espesor : 6.40 mm. ( 1/4" )  
 Ancho : 38.00 mm. ( 1 1/2" )

### 4.0.- INCLINACION DE LAS BARRAS :

Las barras tendrán una inclinación de 45°.

### 5.0.- DISEÑO PROPIAMENTE DICHO :

#### 5.1.- Caudal Máximo Horario :

22.2525 L/s

#### 5.2.- Velocidad a través de las Barras Limpias :

Asumimos un valor de : 0.65 m/s

#### 5.3.- Cálculo del Area Util :

$$A_u = Q / V$$

$$A_u = 0.0342 \text{ m}^2$$

#### 5.4.- Cálculo del Area Total o Sección de Flujo Aguas Arriba de las Rejas (S) :

$$S = A_u / E$$

$$E = ( a/a+t)$$

Donde :

E: Eficiencia.  
 a : Abertura entre barras.  
 t : Espesor de las barras.

$$E = 0.80$$

$$S = 0.0428 \text{ m}^2$$

#### 5.5.- Nivel de Agua Arriba de las rejás para Qmáx :

Asumimos un ancho del canal de : 0.30 m.  
 Nivel de Agua arriba de las rejás : 0.14 m.

#### 5.6.- Velocidad en el canal de aproximación a las rejás :

Asumimos una pendiente de : 0.70 %  
 Coeficiente de rugosidad (n) del concreto : 0.018

$$V = \frac{S^{(1/2)} \times R^{(2/3)}}{n} \quad \dots \text{Fórmula de Manning.}$$

$$V = 0.81 \text{ m/s}$$

5.7.- Pérdida de Carga a Través de las barras ( Según Metcalf & Eddy ) :

$$hf = 1.143 ( V1^2 - V2^2 ) / 2g$$

Se asume que el 50% del área de cribas está obstruida por lo que  $V1 = 2V2$

$$hf = 0.0185 \text{ m.}$$

Del resultado obtenido , y comparando con el abaco de pérdida de carga admisible en las rejillas de : " MANUAL DE DISEÑO DE ESTACIONES DEPURADORAS DE AGUAS RESIDUALES - Aurelio Hernández Lehmann ). Se puede deducir que está dentro de los parámetros admisibles. ( 2.80 cm.)

5.8.- Ancho del canal :

Para el cálculo del ancho del canal en la zona de las rejillas se utiliza la siguiente expresión :

$$W = \frac{Q_{\text{máx}}}{v * D} * \left( \frac{a + s}{s} \right) + C_{\text{rej}}$$

Donde :

W	Ancho del canal de rejillas en m.
Q <sub>máx</sub>	Caudal máximo que pasa en m <sup>3</sup> /s
v	Velocidad paso entre rejillas en m/s
D	Nivel aguas arriba de rejilla a Q <sub>máx</sub> en m.
a	Ancho de barrotes en m.
s	Separación libre entre barrotes en m.
C <sub>rej</sub>	Coeficiente de seguridad en m.

Este coeficiente de seguridad puede ser para rejillas finas 0.10 m. y para rejillas gruesas 0.30 m., se tomará el último valor para este caso.

$$W = 0.90 \text{ m.}$$

Por lo tanto asumimos un canal de 0.90 m. de ancho .

## 6.0.- DISEÑO TRANSICION ENTRE EMISOR Y REJAS :

6.1.- Longitud :

$$L = \frac{B2 - B1}{2Tg(12^{\circ}30')}$$

Donde :

B1 : Ancho del canal de Aproximación a las rejillas

B2 : Diámetro del emisor.

L : Longitud de Transición.

Ancho del canal de Aproximación : **0.30 m.**

Por lo tanto se asume un canal de : **0.30 m**

Longitud de Transición = **0.30 m.**

6.2.- Pérdida de Carga :

$$hf(t) = 0.10 ( v1^2 - v2^2)/(2g)$$

Donde :

hf(t) : Pérdida de carga en la transición (m).

v1 : Velocidad en el emisor (m).

v2 : Velocidad en el canal (m).

$$Hf(t) = 0.0016 \text{ m.}$$

**7.0.- DISEÑO TRANSICIÓN ENTRE CANAL DE APROXIMACIÓN Y CANAL AGUAS ARRIBA :**

Longitud de transición : **1.40 m.**

**8.0.- DESNIVEL ENTRE EL FONDO DEL CANAL Y SOLERA DEL EMISOR :**

$$\Delta Z = ( v1^2 / 2g + y1 ) - ( v2^2 / 2g + y2 ) - hf(t)$$

Donde :

$\Delta Z$  : Desnivel (m).

y1 : Tirante de agua en el emisor.

y2 : Tirante de agua en el canal.

$$\Delta Z = 0.13$$

Asumimos un  
valor de :

$$\Delta Z = 0.15 \text{ m.}$$

**9.0.- DISEÑO BY PASS :**

$$Q = 1.838 L.H^{3/2}$$

Donde :

Q : Caudal máximo en m<sup>3</sup>/s

L : Longitud vertedero en m.

Altura de la lámina de agua sobre la cresta

H : del vertedero. (m).

....  
Francis.

( L = 0.50 m.)

Asumimos una longitud del by pass de 0.50 m.

$$H = 0.084$$

Asumimos que las dimensiones del by pass serán de 0.50 m \* 0.50 m.

Diseño del canal :

Para el diseño del canal By - Pass , se asumirán los siguientes valores :

B = **0.50 m.**

n = **0.014** .... Rugosidad del concreto.

S = **2.00 %**

$$\frac{Q \cdot n}{S^{1/2} \cdot B^{8/3}} = \frac{(y/b + v^2/b^2 t)^{5/3}}{(1 + y/b \cdot 2(1+t^2)^{1/2})^{2/3}}$$

$$S^{1/2} \cdot B^{8/3}$$

$$(1 + y/b \cdot 2(1+t^2)^{1/2})^{2/3}$$

.... Ecuación  
Manning.

$$Y = 0.0357$$

**10.0.- CANTIDAD DE MATERIAL RETENIDO :**

Los valores recomendados por la norma :

Aberturas mm	Cantidad l-hab/año
> 40	02 - 03
20 - 40	05 - 10
03 - 20	15 - 25

Asumiendo que se contará con un contenedor de : **6.00 m<sup>3</sup>**

Abertura de las cribas : 25.00 mm.

Población de diseño : **3361** hab.

Tiempo Limpieza contenedor : 65.16 días.

Por lo tanto se recomienda que la limpieza del contenedor que recepcionará el material retenido por las rejillas se realice cada 2 meses.

**Fuente: Elaboración Propia**



**RESUMEN :**

**A) Características de las barras :**

Espaciamiento: 25.00 mm.  
Tipo : Sencillas de limpieza manual.  
Dimensiones : Espesor : mm. ( 1/4" ) 6.40 mm ( 1/4" )  
Ancho : mm. ( 1 1/2" ) 38.00 mm ( 1 1/2" )  
Inclinación : 45°

**B) Características del canal aguas arriba de las rejillas :**

Tirante: 0.14 m.  
Ancho: **0.30 m.**  
Longitud de Transición: **0.30 m.**  
Desnivel entre el fondo del canal y la solera del emisor : 0.15 m.  
Borde libre : 0.39 m. > 0.03 OK!!!!  
Altura Total : **0.60 m.**  
Pendiente : 0.70 %

**C) Características del canal de aproximación a las rejillas :**

Ancho: **0.90 m.**  
Longitud de Transición: **1.40 m.**

**D) Características By Pass :**

Longitud Vertedero : **0.50 m.**  
Altura Vertedero : **0.50 m.**  
Pendiente Canal : 2.00 %

**Fuente: Elaboración Propia**

## DESARENADOR

DATOS		UNID	FORMULA	RESULTADOS	UNID
Poblacion	3361	hab		Qp = 8.5586	m <sup>3</sup> /s
Dotacion	220	l-hab/d			
Coeficiente de Retorno	0.8	-	Qpc = Qp*coefR	Qpc = 0.0068	m <sup>3</sup> /s
Kmax	2.5	-	Qmax = Qpc*Kmax	Qmax 0.0171	m <sup>3</sup> /s
Kmin	1.3	-	Qmin = Qpc*Kmin	Qmin 0.0089	m <sup>3</sup> /s

### PRE DIMENSIONAMIENTO HIDRAULICO DEL SISTEMA DESARENADO

#### A.- CALCULAR CAUDAL DE DESCARGA (Q)

**DATOS:**

Ancho de Vertedero	b=	0.20	m
Altura mínima	a=	0.250	m
Altura de Agua (H=a)	H=	0.250	m

**CALCULO**

$Q = (2.74*(a*b)^{0.5})*(H-a/3)$	Q=	0.1021	m <sup>3</sup> /s
Qminimo	Qmin =	0.0089	m <sup>3</sup> /s
Q < Qmin	<b>CUMPLE</b>		

#### B.- ALTURA DE LAMINA DE AGUA

**DATOS:**

Qmax	Qm	0.0171	m <sup>3</sup> /s
Ancho de Vertedero	b	0.20	m
Altura mínima	a	0.250	m

**CALCULO**

De:	<b>Hmax</b>	0.1113	m
$Q = (2.74*(a*b)^{0.5})*(H-a/3)$			

#### C.- LONGITUD DEL DESARENADOR

**DATOS:**

Altura de Agua	Hmax	0.11	m
----------------	------	------	---

**CALCULO**

$L = 25*H$	<b>Ld</b>	2.8	m
------------	-----------	-----	---

#### D.- ANCHO DEL DESARENADOR

**DATOS:**

Caudal Máximo	Qmax	0.0171	m <sup>3</sup> /s
Velocidad Horizontal	Vh	0.30	m/s
Altura de Agua	Hmax	0.11	m

**CALCULO**

$B = Qmax / (Vh*Hmax)$	<b>B</b>	0.51	m
------------------------	----------	------	---

#### E.- AREA DE TOLVA

##### DATOS:

Ancho del Desarenador	B	0.51	m
Ancho de Fondo	b	0.20	m

##### CALCULO

$$A = ((B + (B - 2 \cdot 0.10)) \cdot 0.5) \cdot 0.1 \quad \mathbf{A} \quad 0.0413 \quad \text{m}^2$$

#### F.- VOLUMEN DE TOLVA

##### DATOS:

Area de la tolva	A	0.04	m <sup>2</sup>
Longitud del Desarenador	Ld	2.8	

##### CALCULO

$$\text{Vol de Tolva} = A \cdot Ld \quad \mathbf{Vol} \quad 0.1148 \quad \text{m}^3$$

#### G.- TASA DE ACUMULACIÓN DE ARENA

##### DATOS:

Caudal Promedio	Q	0.0068	m <sup>3</sup> /s
		591.573	m <sup>3</sup> /dia

##### CALCULO

Asumiendo 30 lt arena/1000m<sup>3</sup>  
 $ta = 30 / 1000 \cdot Qp \quad \mathbf{ta} \quad 17.75 \quad \text{l/d}$

#### H.- PERIODO DE LIMPIEZA (P)

##### DATOS:

Volumen de Tolva	Vol	0.11	m <sup>3</sup>
Tasa de Acumulacion	ta	17.75	l/d

##### CALCULO

$$P = \frac{\text{Vol Tolva}}{\text{Tsade Acumulacion}} \quad \mathbf{P} \quad 6.4701 \quad \text{d}$$

$$\mathbf{P} \quad 7.0000 \quad \text{d}$$

#### I.- VERIFICACIÓN

##### DATOS:

Ancho de Vertedero	b	0.20	m
Altura mínima	a	0.250	m
Caudal Promedio	Qp	0.0068	m <sup>3</sup> /s
Caudal mínimo	Qmin	0.0089	m <sup>3</sup> /s

##### CALCULO

De:

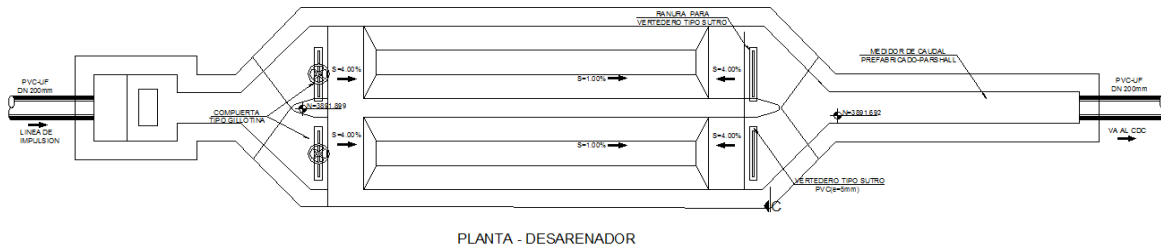
$$Q = (2.74 \cdot (a \cdot b)^{0.5} \cdot (H - a/3)) \quad \mathbf{Hprom} \quad 0.0945 \quad \text{m}$$

$$\quad \mathbf{Vprom} \quad 0.1413 \quad \text{m/s}$$

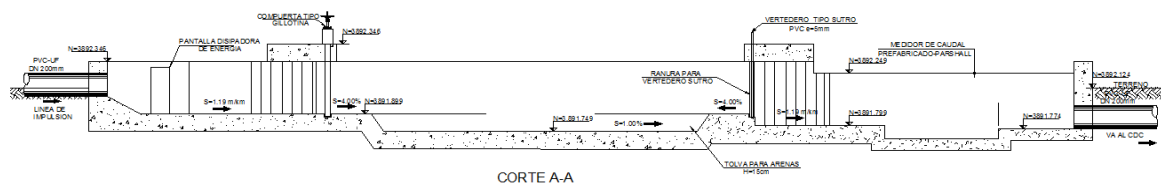
las velocidades cumplen con V:  
 0.24-0.36  $\mathbf{Hmin} \quad 0.0979 \quad \text{m}$   
 $\mathbf{Vmin} \quad 0.1774 \quad \text{m/s}$

Fuente: Elaboración Propia

2.8



2.8



MN0705-CFMP

FECHA DE LIBERACIÓN: MAYO 2016 REVISIÓN: 02

## ANEXO N° 4 MANUALES

MANUAL 05 SECCION 07

### CALCULO DE FLUJO DE MEDIDOR PARSHALL

La ecuación fundamental para el cálculo del flujo de un medidor parshall es:

$$Q = C (Ha)^n$$

Donde:

Q = flujo o gasto del canal Parshall, para condiciones de descarga libre en:  
l / seg para Parshall de 25 mm (1") a 229 mm (9")  
m<sup>3</sup>/seg para Parshall de 305 mm (12") a 2 438 mm (96")

C = constante específica para cada tamaño de Parshall

Ha = altura del flujo en el Parshall, medido en la sección convergente, en:  
mm para Parshall de 25 mm (1") a 229 mm (9")  
m para Parshall de 305 mm (12") a 2 438 mm (96")

n = constante específica para cada tamaño de Parshall

W = ancho de garganta del Canal Parshall en:  
mm para Parshall de 25 mm (1") a 229 mm (9")  
m para Parshall de 305 mm (12") a 2 438 mm (96")

Valores de C y n en la ecuación  $Q = C (Ha)^n$  para diferentes anchos de garganta (W)

ANCHO DE LA GARGANTA		VALORES DE "C" y "n"	
W (mm)	W (in)	C	n
25.40	1	0.001352	1.55
50.80	2	0.002702	
76.20	3	0.003965	
152.40	6	0.006937	1.58
228.60	9	0.013762	1.53

MN0705-CFMP

FECHA DE LIBERACIÓN: MAYO 2016 REVISIÓN: 02

ANCHO DE LA GARGANTA		VALORES DE "C" y "n"	
W (m)	W (in)	C	n
0.3048	12	0.6909	1.52
0.4572	18	1.06	1.54
0.6096	24	1.43	1.55
0.9144	36	2.18	1.57
1.2192	48	2.95	1.58
1.5240	60	3.73	1.59
1.8288	72	4.52	1.60
2.1336	84	5.31	
2.4384	96	6.11	1.61
3.0480	120	7.48	1.60
3.6580	144	8.86	
4.5720	180	10.96	
6.0960	240	14.45	
7.6200	300	17.94	
9.1440	360	21.44	
12.1920	480	28.43	
15.2400	600	35.41	

### EQUIVALENCIAS DE FLUJOS

Para efectuar los cálculos las equivalencias de los flujos en diferentes unidades de medidas son:

1 MGD (millones de galones /día) = 1.547 ft<sup>3</sup>/seg

1 ft<sup>3</sup> / seg = 28.311 / seg (litros / segundo)

1 l/ seg = 0.02283 MGD

1 MGD = 43.801 / seg

MN0705-CFMP

FECHA DE LIBERACIÓN: MAYO 2016 REVISIÓN: 02

### FLUJOS (GASTO) DE AGUA PARA PARSHALL DE 1", 2" y 3"

PARSHALL 1"		PARSHALL 2"		PARSHALL 3"	
Ha (mm)	Q (l/s)	Ha (mm)	Q (l/s)	Ha (mm)	Q (l/s)
10	0.05	10	0.10	50	1.70
20	0.14	20	0.28	100	4.99
30	0.26	30	0.53	150	9.36
40	0.41	40	0.82	200	14.62
50	0.58	50	1.16	250	20.66
60	0.77	60	1.54	300	27.40
70	0.98	70	1.96	350	34.80
80	1.20	80	2.41	400	42.80
90	1.45	90	2.89	450	51.37
100	1.70	100	3.40	500	60.48
110	1.97	110	3.94	550	70.11
120	2.26	120	4.51	600	80.24
130	2.56	130	5.11		
140	2.87	140	5.73		
150	3.19	150	6.38		
160	3.53	160	7.05		
170	3.87	170	7.74		
180	4.23	180	8.46		
190	4.60	190	9.20		
200	4.98	200	9.96		
210	5.38	210	10.74		
220	5.78	220	11.55		
230	6.19	230	12.37		

MN0705-CFMP

FECHA DE LIBERACIÓN: MAYO 2016 REVISIÓN: 02

### FLUJOS (GASTO DE AGUA PARA PARSHALL DE 6", 9" Y 12")

<b>PARSHALL 6"</b>	
<b>Ha (mm)</b>	<b>Q (l/s)</b>
50	3.35
100	10.03
150	19.03
200	29.98
250	42.65
300	56.89
350	72.58
400	89.62
450	107.96
500	127.51
550	148.23
600	170.08

<b>PARSHALL 9"</b>	
<b>Ha (mm)</b>	<b>Q (l/s)</b>
50	5.47
100	15.80
150	29.38
200	45.63
250	64.20
300	84.85
350	107.43
400	131.78
450	157.80
500	185.40
550	214.50
600	245.05
650	276.97
700	310.23
750	344.77

<b>PARSHALL 12"</b>	
<b>Ha (mm)</b>	<b>Q (l/s)</b>
0.05	0.01
0.10	0.02
0.15	0.04
0.20	0.06
0.25	0.08
0.30	0.11
0.35	0.14
0.40	0.17
0.45	0.20
0.50	0.24
0.55	0.28
0.60	0.32
0.65	0.36
0.70	0.40
0.75	0.45
0.80	0.49
0.85	0.54
0.90	0.59

MN0705-CFMP

FECHA DE LIBERACIÓN: MAYO 2016 REVISIÓN: 02

**FLUJOS (GASTO) DE AGUA PARA PARSHALL DE 18", 24" Y 36"**

<b>PARSHALL 18"</b>		<b>PARSHALL 24"</b>		<b>PARSHALL 36"</b>	
<b>Ha (mm)</b>	<b>Q (l/s)</b>	<b>Ha (mm)</b>	<b>Q (l/s)</b>	<b>Ha (mm)</b>	<b>Q (l/s)</b>
0.05	0.01	0.05	0.01	0.05	0.02
0.10	0.03	0.10	0.04	0.10	0.06
0.15	0.06	0.15	0.08	0.15	0.11
0.20	0.09	0.20	0.12	0.20	0.17
0.25	0.13	0.25	0.17	0.25	0.25
0.30	0.17	0.30	0.22	0.30	0.33
0.35	0.21	0.35	0.28	0.35	0.42
0.40	0.26	0.40	0.35	0.40	0.52
0.45	0.31	0.45	0.41	0.45	0.62
0.50	0.36	0.50	0.49	0.50	0.73
0.55	0.42	0.55	0.57	0.55	0.85
0.60	0.48	0.60	0.65	0.60	0.98
0.65	0.55	0.65	0.73	0.65	1.11
0.70	0.61	0.70	0.82	0.70	1.25
0.75	0.68	0.75	0.92	0.75	1.39
0.80	0.75	0.80	1.01	0.80	1.54
0.85	0.83	0.85	1.11	0.85	1.69
0.90	0.90	0.90	1.21	0.90	1.85

MN0705-CFMP

FECHA DE LIBERACIÓN: MAYO 2016 REVISIÓN: 02

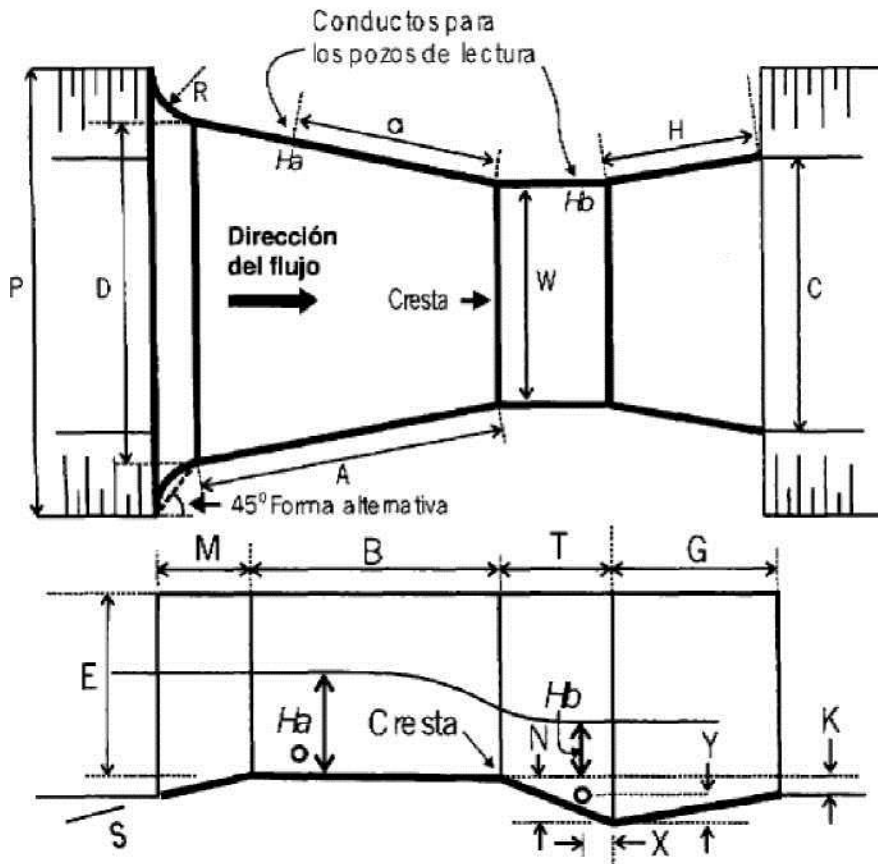
**FLUJOS (GASTO) DE AGUA PARA PARSHALL DE 48", 60" Y 72"**

<b>PARSHALL 48"</b>		<b>PARSHALL 60"</b>		<b>PARSHALL 72"</b>	
<b>Ha (mm)</b>	<b>Q (l/s)</b>	<b>Ha (mm)</b>	<b>Q (l/s)</b>	<b>Ha (mm)</b>	<b>Q (l/s)</b>
0.05	0.03	0.05	0.03	0.05	0.04
0.10	0.08	0.10	0.10	0.10	0.11
0.15	0.15	0.15	0.18	0.15	0.22
0.20	0.23	0.20	0.29	0.20	0.34
0.25	0.33	0.25	0.41	0.25	0.49
0.30	0.44	0.30	0.55	0.30	0.66
0.35	0.56	0.35	0.70	0.35	0.84
0.40	0.69	0.40	0.87	0.40	1.04
0.45	0.84	0.45	1.05	0.45	1.26
0.50	0.99	0.50	1.24	0.50	1.49
0.55	1.15	0.55	1.44	0.55	1.74
0.60	1.32	0.60	1.66	0.60	2.00
0.65	1.49	0.65	1.88	0.65	2.27
0.70	1.68	0.70	2.12	0.70	2.55
0.75	1.87	0.75	2.36	0.75	2.85
0.80	2.07	0.80	2.62	0.80	3.16
0.85	2.28	0.85	2.88	0.85	3.49
0.90	2.50	0.90	3.15	0.90	3.82

MN0705-CFMP

FECHA DE LIBERACIÓN: MAYO 2016 REVISIÓN: 02

## NOMENCLATURA DE LAS PARTES DEL AFORADOR PARSHALL



### NOMENCLATURA

W= Ancho de la garanta  
 A= Longitud de las paredes de la sección convergente  
 a= Ubicación del punto de medición  $H_a$   
 B= Longitud de la sección convergente  
 C= Ancha de la salida  
 D= Ancho de la entrada de la sección convergente  
 E= Profundidad total  
 T= Longitud de la garganta  
 G= Longitud de la sección divergente  
 H= Longitud de las paredes de la sección divergente  
 K= Diferencia de elevación entre la salida y la cresta  
 M= Longitud de la transición de entrada  
 N= Profundidad de la cubeta  
 P= Ancho de la entrada de la transición  
 R= Radio de curvatura  
 X= Abscisa del punto de medición  $H_b$   
 Y= Ordenada del punto de medición

Respecto a la tabla 1, se aclara que los valores de M, P y R no se reportan en algunos casos, ya que es posible que se realice una transición entre el canal y el aforador con una pared vertical a 45° respecto del eje horizontal del aforador. Tal como se observa en la figura 3