



ANESAPA

Edificio Señor de la Misión • Av. Ecuador 2044 • Sopocachi
Telf.Fax: (591-2)2411671 -2411674 • casilla 13029
Email: anesapa@anesapa.org • www.anesapa.org
La Paz - Bolivia

PROAPAC

• Av. 20 de Octubre N° 2625 esquina Campos
• Edificio Torre Azul Piso 11 • Sopocachi
Tel: + 591(2) 2430488- 2430447 • Casilla 11400
Email: info@proapac.org • www.proapac.org
La Paz - Bolivia

Recomendaciones para la elección de plantas de tratamiento de agua residual aptas para Bolivia



Recomendaciones para la elección de plantas de tratamiento de agua residual aptas para Bolivia.

Dr.-Ing. Wolfgang Wagner

Primera Edición : Marzo 2010

Recomendaciones para la elección de plantas de tratamiento de agua residual aptas para Bolivia.

La presente publicación ha sido elaborada por ANESAPA, a través de un experto CIM, y financiada y redactada por la Cooperación Técnica Alemana, ejecutada por la Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, a través del Programa de Agua Potable y Alcantarillado Sanitario en Pequeñas y Medianas Ciudades GTZ/ PROAPAC

Invitamos cordialmente a las y los lectores hacer uso responsable del material proporcionado y difundirlo ampliamente, pidiendo que se cite debidamente la fuente.

La Publicación se puede descargar en forma gratuita en www.proapac.org bajo el título de publicaciones.

La Paz, Bolivia

Presentación	7
Prefacio	9
Agradecimientos	11
1. Introducción	13
1.1. Objetivo del presente libro	13
1.2. Demandas con respecto a la calidad del efluente de la planta	14
2. Sistemas disponibles	15
2.1. Tipos de sistemas PTAR.....	15
2.2. Potencial de purificación de los diferentes sistemas	17
2.3. Eliminación de la DBO y coliformes fecales.....	18
2.3.1. Eliminación de la DBO.....	18
2.3.2. Eliminación de coliformes fecales	19
2.4. Eliminación de helmintos.....	20
2.5. Eliminación de nitrógeno y fósforo	20
2.5.1. En lagunas de estabilización	20
a) Nitrógeno amoniacal NH ₄ -N (Nitrificación).....	20
b) Nitrógeno total (N _{tot})	26
c) Eliminación de fósforo (P)	29
2.5.2. En filtros percoladores	30
a) Eliminación de nitrógeno (N)	30
b) Eliminación de fósforo (P)	30
2.5.3. En sistemas con biodiscos.....	31
2.5.4. En humedales artificiales (wetlands)	31
a) Tipos de humedales artificiales.....	31
b) FWS wetlands (humedales artificiales de flujo superficial)	32
c) VBS wetlands (humedales artificiales de flujo subsuperficial)	32
2.5.5. Lodos activados	32
2.5.6. Los diferentes sistemas en comparación.....	33
3. Base del diseño de los sistemas más importantes y la demanda de área	34
3.1. Generales	34
3.2. Plantas con lagunas de estabilización	34
3.2.1. Lagunas anaeróbicas	35
3.2.2. Lagunas facultativas.....	36
3.2.3. Lagunas de maduración.....	37
3.2.4. Áreas específicas para toda la planta	38
a) Áreas netas totales de las lagunas (anaeróbicas, facultativas y maduración).....	38
b) Áreas brutas.....	39

3.2.5. Plantas en combinación con una estación de desinfección	39
3.3. Plantas con reactores anaeróbicos (UASB, RALF) y lagunas de maduración	40
3.3.1. Reactores	40
3.3.2. Las lagunas en combinación con reactores anaeróbicos	42
3.4. Plantas con tanques Imhoff, filtros percoladores y lagunas de sedimentación	44
3.4.1. Explicación del sistema	44
3.4.2. Filtros percoladores	45
3.4.3. Tanques Imhoff	46
a) Sistema: tipo 1 (Sin recirculación del lodo).....	47
b) Sistema: tipo 2 (con recirculación del lodo).....	48
3.4.4. Áreas para las lagunas de sedimentación.....	49
3.4.5. Tanque de equalización	50
3.4.6. Lechos de secado	50
3.4.7. Áreas totales para la planta.....	50
3.5. Áreas necesarias para otros tipos de plantas	50
4. Costos de inversión	52
4.1. Costos para plantas (PTAR).....	52
4.2. Costos de estaciones de bombeo	56
5. Costos de operación	60
5.1. Componentes de los costos de operación	60
5.2. Costos del personal	60
5.2.1. Costos específicos del personal	60
5.2.2. Costos del personal necesario para la operación de lagunas de estabilización	60
5.2.3. Costos del personal necesario para la operación de los sistemas con reactores anaeróbicos, filtros percoladores o biodiscos.	62
5.2.4. Sistemas con lodos activados.....	62
5.2.5. Comparación del personal necesario para la operación de los diferentes sistemas	63
5.2.6. Personal necesario para eliminación de fósforo, plantas de desinfección y estaciones de bombeo	65
5.3. Costos de energía	65
5.3.1. Costos de energía para el funcionamiento de una PTAR.....	65
5.3.2. Costos de energía para elevar agua a la planta	65
5.3.3. Otros tipos de consumo de energía (iluminación y pretratamiento).....	65
5.3.4. Consumo de energía para la operación de filtros percoladores	66
5.3.5. Consumo de energía para la operación de lagunas con aireación	67
5.3.6. Balance de energía en caso de la instalación de reactores anaeróbicos (UASB).....	67
5.3.7. Consumo de energía para la operación de plantas en base a lodos activados ..	68

a) Tipos de sistemas en base a lodos activados	68
b) Consideraciones con respecto a la potencia eléctrica necesaria para la aireación en dependencia de la altura.	70
5.3.8. Consumo de energía para la operación de plantas con biodiscos	74
5.4. Costos para la eliminación de desechos de la plantas	74
5.4.1. Tipos de desechos	74
5.4.2. Cantidad de cribado y arena	75
a) Cribado	75
b) Arena.....	76
5.4.3. Cantidad de lodos	76
a) Cantidades específicas de la carga de sólidos suspendidos y de la DBO en la entrada de la planta.....	76
b) Determinación de la cantidad de sólidos del lodo de purga	76
b.1) Lagunas de estabilización	76
b.2) Producción de lodo en lagunas con aireación.....	77
b.3) Sistemas con reactores anaeróbicas (UASB, RALF) y lagunas	77
b.4) Sistemas con Tanques Imhoff y filtros percoladores (o biodiscos).....	77
b.5) Sistemas con lodos activados	80
• Lodos activados con aireación prolongada	80
• Lodos activados con digestores separados	80
• Lodo suplementario en caso de una eliminación de fósforo.....	81
c) Volúmenes de lodo producidos en los diferentes sistemas.....	82
5.4.4. Costos específicos para el depósito de los desechos de las plantas	82
5.5. Costos para análisis de muestras	84
5.6. Costos para seguridad del personal de operación, reactivos y otros.....	85
5.6.1. Seguridad del personal y costos generales	85
5.6.2. Reactivos para una precipitación	85
5.6.3. Costos de cloro (en caso de una desinfección separada)	86
5.7. Costos del mantenimiento	86
5.8. Comparación de los costos de operación de los diferentes sistemas	89
6. Valores presentes	91
7. Medidas para la mitigación de olores y ruidos	93
7.1. Olores	93
7.2. Ruidos	94
8. Resumen.....	95
Bibliografía.....	98
Anexo 1: Abreviaciones.....	101
Anexo 2: Definiciones y explicaciones	105
1. Parámetros que describen las características de las aguas residuales.....	105
Demanda biológica de oxígeno (DBO)	105

Demanda química de oxígeno (DQO).....	105
Gérmenes.....	105
Coliformes fecales.....	105
Helmintos.....	105
Nutrientes.....	106
Nitrógeno (N).....	106
Fósforo (P).....	106
Algas.....	107
2. Etapas de plantas de tratamiento de aguas residuales.....	108
Lodos activos.....	108
Filtros percoladores.....	109
Tanque Imhoff.....	110
Desinfección.....	110
Sedimentadores.....	111
Pantanos artificiales (humedales artificiales).....	112
Biodiscos.....	113
Lagunas de estabilización.....	114
Reactores anaeróbicos.....	115
Uso de los lodos producidos.....	117
Anexo 3: Ilustración 12: PTAR (Plantas de tratamiento de aguas residuales) mayores en Bolivia.....	118
Anexo 4: Tabla 2 Diagnóstico situacional de PTAR mayores de Bolivia.....	119
Anexo 5: Índice de Figuras, Tablas e Ilustraciones.....	120

Presentación

Estimado lector, estimada lectora:

En Bolivia, en los últimos años, el tema del tratamiento de aguas residuales está priorizado por el gobierno plurinacional a través del Ministerio de Medio Ambiente y Agua, ya que constituye una contribución esencial para la protección del medio ambiente acuático y sus usos reales o potenciales aguas abajo. Medidas como, por ejemplo, evitar la contaminación de fuentes de agua potable o utilizar aguas tratadas en la agricultura con fines de riego, aumentan considerablemente la sostenibilidad del uso del agua.



Por otra parte, el tratamiento de aguas residuales contribuye a la eliminación de posibles focos de contaminación que afectan la salud de las personas, sobre todo de los grupos sociales más vulnerables.

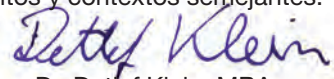
Por estas razones, el gobierno de Bolivia y la Cooperación Alemana a través del programa: GTZ/PROAPAC, promueve una gestión sostenible del recurso hídrico en el sector de agua potable y saneamiento, entre otros, a través de asesoramiento y asistencia técnica a las empresas operadoras de plantas de tratamiento de aguas residuales y a las autoridades competentes.

En el marco de la instalación de conexiones de alcantarillado sanitario, primordial para la salud en el ambiente urbano, se debe buscar siempre la forma más adecuada y económica para el tratamiento de aguas residuales, correspondiendo de esta manera a las respectivas condiciones ambientales y sociales de Bolivia. En este sentido, el presente libro se dedica a tal problemática, basándose en las experiencias del experto integrado alemán (CIM), Dr. Wolfgang Wagner, quien durante 5 años trabajó en el asesoramiento a Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales en Bolivia, trabajando con la Asociación Nacional de Empresas de Servicios de Agua Potable y Alcantarillado (ANESAPA).

A través del apoyo a esta publicación, GTZ/PROAPAC busca contribuir a la ampliación de los conocimientos de trabajadores del sector en general, planificadores y operadores de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, así como a estudiantes de ingeniería civil y ambiental en Bolivia.

Subrayamos que el libro está enfocado a la descripción de técnicas adecuadas para la construcción de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales y, por ello, no contempla tecnologías alternativas como el Saneamiento Ecológico (ECOSAN), ni tecnologías de tratamiento de aguas residuales industriales, sin que aquello signifique una devaluación de estos procedimientos, que -por supuesto- están adecuados a sus respectivas áreas de aplicación.

GTZ/PROAPAC desea a todos/as una lectura informativa y espera haber logrado con este libro un manual útil para todos los especialistas en el sector de tratamiento de aguas residuales en Bolivia y -en su caso- en otros países que presenten elementos y contextos semejantes.



Dr. Detlef Klein, MBA
Coordinador GTZ/PROAPAC

Prefacio

La aplicación e implementación de tecnologías adecuadas a nuestro medio en el rubro de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, tiene una fuerte incidencia en la economía de las entidades encargadas del servicio de agua potable y alcantarillado sanitario, así como en la preservación de la calidad ambiental, en directa dependencia con la sostenibilidad en la operación y mantenimiento de dichas Plantas.



Ing. Ronny Vega Márquez

Debido a estas consideraciones, este libro tiene la finalidad de aportar a las EPSA del país y al Sector de Saneamiento Básico en general, con importantes conceptos, necesarios para la toma de decisiones, sobre la tecnología a implantar a través de la elección de un adecuado Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales, considerando los factores más influyentes, como la eficiencia, costos de inversión, y los costos de operación y mantenimiento.



Ing. Fernando Ibáñez Cuellar

Por otra parte, deseamos destacar que la Cooperación Alemana, a través del Centro para la Migración y el Desarrollo CIM, mediante la participación del Dr. Wolfgang Wagner como Experto Integrado, nos ha permitido, además del apoyo a nuestras empresas socias en el tema de tratamiento de aguas residuales, plasmar su vasta experiencia académica y de campo en este documento, que estamos seguros contribuirá al mejoramiento del saneamiento básico en el país.

Finalmente, expresamos nuestro agradecimiento a la Cooperación del Gobierno de la República Federal de Alemania, que a través de instituciones como CIM y GTZ/ PROAPAC, ha hecho posible la publicación de este importante aporte tecnológico.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Ronny Vega Márquez'.

Ing. Ronny Vega Márquez
Gerente General ANESAPA

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Fernando Ibáñez Cuellar'.

Ing. Fernando Ibáñez Cuellar
Presidente Directorio ANESAPA

Agradecimientos

Me resulta grato tener la ocasión de agradecer a todas y cada una de las personas que han colaborado, trabajando arduamente, en la producción de este libro.



Un reconocimiento muy especial va para la Ingeniera Sarah Beerhalter, Asesora Principal del Componente Gestión y Operación de EPSA y especialista en aguas residuales de GTZ/PROAPAC; a la Ingeniera Patricia Venegas, Asesora Principal en Políticas y Estrategias Sectoriales del mismo Programa; a ambas, gracias sinceras por sus aportes, apoyo y sugerencias.

De igual manera, agradezco a los profesionales de la Unidad de Comunicación de este Programa, por la colaboración brindada en la edición y diseño del presente trabajo.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'W. Wagner'.

Dr.-Ing. Wolfgang Wagner

1. Introducción

1.1. Objetivo del presente libro

Dada la existencia de una diversidad de sistemas de tratamiento de aguas residuales, el presente libro tiene la finalidad de orientar en la toma de decisiones a profesionales del sector, así como a sus autoridades, proporcionando los elementos fundamentales, que permitan implementar estas tecnologías que involucren conceptos para que las obras sean sostenibles tanto técnica como económicamente, con la mayor preservación del medio ambiente.

A los lectores que no tienen conocimientos profundos en el tema de tratamiento de agua residual estudiar previamente las explicaciones en el Anexo 2.

Para determinar el sistema más apto, se tiene que considerar -junto con las demandas de la calidad del efluente- los siguientes factores:

- Tamaño de la planta
- Altura sobre el nivel del mar
- Características del agua residual (DBO, nutrientes, temperatura, etc.)
- Características del suelo
- Nivel freático
- Costos del terreno
- Área del terreno disponible
- Costos de energía eléctrica
- Capacidades del personal que construye, opera y mantiene la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR)
- Posibilidades y condiciones para el depósito de los desechos de la planta
- Nivel socio-económico de la población

Estos factores influyen también en los costos de las plantas (inversión y operación), que son muy diferentes, ya que dependen de las condiciones del sitio y demandas al efluente.

En la actualidad boliviana, los costos de operación de una PTAR juegan un papel más determinante que los de la inversión. Estos costos tienen que ser cubiertos directamente por las tarifas; en cambio las inversiones en su mayor parte son financiadas a través de donaciones y créditos de la cooperación internacional y/o del gobierno nacional.

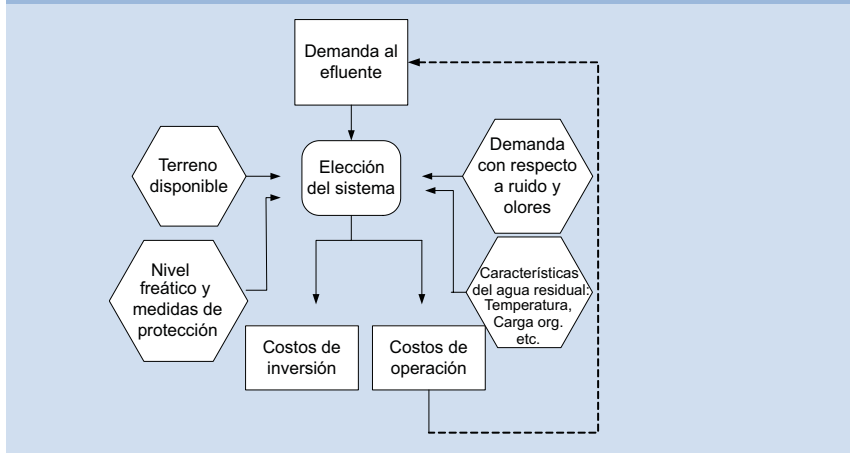
Para elegir el sistema óptimo, primero se tienen que definir las demandas de la calidad del efluente. Después se examina, qué terreno está disponible y puede usarse. La distancia de este terreno a la localidad más próxima, así como la dirección predominante de los vientos, determinará las medidas necesarias respecto al olor. Es necesario considerar también el nivel freático para decidir qué medidas de protección son necesarias.

Luego del análisis de los factores arriba mencionados, será posible determinar los sistemas más aptos, que pueden ser implementados. El sistema óptimo es aquel que puede cumplir todas las demandas descritas, incluyendo los costos mínimos.

En caso de que los costos de inversión y/o operación de la PTAR sean altos, es posible que la obra no se ejecute; para este caso se podría examinar la posibilidad de disminuir las demandas de la calidad del efluente (respetando las normas ambientales vigentes).

El esquema en la Figura 1 muestra el proceso arriba descrito.

Figura 1:
Esquema del proceso para la determinación del sistema óptimo



1.2. Demandas con respecto a la calidad del efluente de la planta

En Bolivia existe un reglamento en materia de contaminación hídrica que está basado en la ley 1333 del medio ambiente, y determina las demandas al efluente. El reglamento de esta ley tiene demandas elevadas (especialmente $\text{NH}_4\text{-N}$), que determina un valor de 4 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ como pico diario y un valor de 2 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ como promedio mensual.

Todavía no existe en Bolivia, una planta que cumpla con estos parámetros. Actualmente las nuevas PTAR son diseñadas con los siguientes valores (Tabla 1):

Tabla 1:
Valores límite para el efluente de una PTAR

Parámetro	Valor de diseño	Unidad
DBO_5	80	mg/l
DQO	250	mg/l
Coliformes fecales	1000	CF/100 ml

Asimismo es necesario, determinar el estado (las características) del cuerpo de agua receptor (arroyo, río u otros) y el uso previsto del agua (Por ejemplo consumo humano, riego, industria y ganadería).

También es necesario examinar la necesidad de reducir nitrógeno y fósforo.

La matriz en la Tabla 2 muestra ejemplos de combinaciones de demandas y cómo pueden tener sentido considerando las características de los cuerpos de agua receptores.

Tabla 2:
Combinaciones de demandas a los valores límite

Posibles combinaciones	A	B	C	D	E	F	G	H	I
$\text{DBO} < 80 \text{ mg/l}$	x	x	x	x	x	x	x	x	x
$\text{DQO} < 250 \text{ mg/l}$	x	x	x	x	x	x	x	x	x
$\text{NH}_4\text{-N} < 10 \text{ mg/l}$				x	x	x	x	x	x
Ntot Remoción > 80%							x	x	x
Coliformes fecales < 1000 CF/ml		x	x		x	x		x	x
Helminetos < 1 H/l			x			x			x

2. Sistemas disponibles

2.1. Tipos de sistemas PTAR

Existen varios sistemas para plantas de tratamiento de aguas residuales. Todos se componen de diferentes etapas. En la Tabla 3 se enlistan algunas de ellas, las mismas que pueden ser combinadas.

Tabla 3:
Tipos de etapas en plantas de tratamiento de agua

1	Lagunas anaeróbicas
2	Lagunas facultativas
3	Lagunas de maduración
4	Reactores anaeróbicos como UASB, RALF
5	Tanques Imhoff
6	Fosas sépticas
7	Filtros percoladores
8	Biodiscos
9	Lagunas con aireación
10	Lodos activados
11	Precipitación
12	Lagunas de sedimentación
13	Pantanos artificiales (FWS / VBS wetlands)
14	Lechos de infiltración
15	Desinfección (Cloro, Ozono, UV)
16	Filtros anaeróbicos
17	Filtros aireados
18	Sedimentadores primarios
19	Digestores para lodo
20	Sedimentadores secundarios

Para toda etapa existen diferentes posibilidades con respecto a la construcción y al diseño. En un trabajo como este, es solamente posible describir tendencias. En todo caso es necesario, investigar las condiciones particulares para buscar el diseño más apto para cada situación especial.

No todos los tipos de plantas requieren el mismo pretratamiento.

El pretratamiento puede consistir en:

Rejas gruesas	R
Tamices o rejas finas	T
Desarenadores	D

Las combinaciones pueden ser:

Rejas gruesas con desarenadores ó	RD
Tamices y rejas finas con desarenadores	TD

Figura 2:
Tamices con autolimpieza (Sistema Huber)

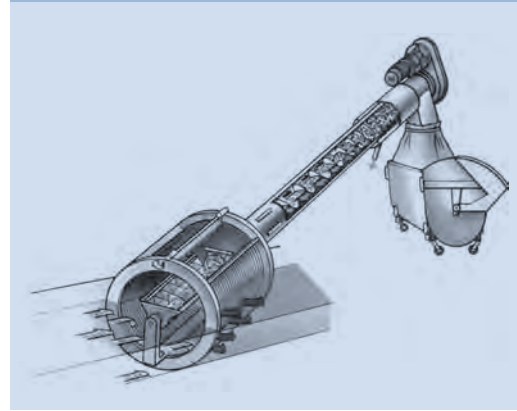


Figura 3:
Desarenador en Sucre



Casi todas las variantes se pueden combinar con estaciones de desinfección y precipitación.

La Tabla 4 muestra posibles combinaciones de etapas. Los números se refieren a las etapas de las PTAR en la Tabla 3.

**Tabla 4:
Combinaciones de etapas comunes**

Etapas combinadas (según Tabla 3)					Combinación (Definición tabla 5)	Pretratamiento necesario
1	2	3			AT	R (D)*
2	3				T	R (D)*
1	2	15			ATDe	R (D)*
2	15				TDe	R (D)*
4	3				UT	RD, TD
4	3	15			UTDe	RD, TD
4	10		20		UL	RD, TD
4	10	15	20		ULDe	RD, TD
4	10	3	20		ULT	RD, TD
5	7				IF	RD, TD
5	7	15	20 (12)		IFDe	RD, TD
5	7	3	20 (12)		IFT	RD, TD
5	10	20			IL	RD, TD
5	10	15			ILDe	RD, TD
5	10	20	3		ILT	RD, TD
9					LA	RD, TD
9	15				LADe	RD, TD
4	10	20	3		ULM	RD, TD
4	10	20	15		ULDe	RD, TD
10	20				L	RD, TD
10	15	20			LDe	RD, TD
10	3	20			LT	RD, TD
10	20	18	19		L S	RD, TD
10	15	20	18	19	LSDe	RD, TD
10	3	20	18	19	LSM	RD, TD

(D)* La última columna muestra el pretratamiento necesario en caso de mucha arena

**Tabla 5:
Definiciones de las abreviaciones de la Tabla 4**

AT	Lagunas de estabilización (lagunas anaeróbicas, facultativas, maduración)
T	Lagunas de estabilización (lagunas facultativas, maduración)
ATDe	Lagunas de estabilización (lagunas anaeróbicas, facultativas, desinfección)
TDe	Lagunas de estabilización (facultativas, desinfección)
UT	Reactores anaeróbicos, lagunas de maduración
UTDe	Reactores anaeróbicos, lagunas de maduración pequeñas, desinfección
UL	Reactores anaeróbicos, lodos activados
ULDe	Reactores anaeróbicos, lodos activados, desinfección
ULM	Reactores anaeróbicos, lodos activados, lagunas maduración pequeñas
IF	Tanques Imhoff, filtros percoladores
IFDe	Tanques Imhoff, filtros percoladores, desinfección
IFM	Tanques Imhoff, filtros percoladores, lagunas de maduración pequeñas
IL	Tanques Imhoff, lodos activados
ILDe	Tanques Imhoff, lodos activados, desinfección
ILM	Tanques Imhoff, lodos activados, lagunas de maduración pequeñas
LA	Lagunas con aireación
LADe	Lagunas con aireación, desinfección
ULM	Reactores anaeróbicos, lodos activados, laguna de maduración pequeñas
ULDe	Reactores anaeróbicas, lodos activados, desinfección
L	Lodos activados (tanque de aireación, sedimentador secundario)
LDe	Lodos activados (tanque de aireación, sedimentador secundario), desinfeccion
LT	Lodos activados (tanque de aireación, sedimentador secundario), lagunas de maduración pequeñas
L S	Lodos activados (sedimentador primario, tanque de aireación, sedimentador secundario)
LSDe	Lodos activados (sedimentador primario, tanque de aireación, sedimentador secundario, desinfección)
LSM	Lodos activados (sedimentador primario, tanque de aireación, sedimentador secundario, lagunas de maduración pequeñas)

En la Tabla 5 se presentan las definiciones de las abreviaciones enlistadas en la Tabla 4.

2.2. Potencial de purificación de los diferentes sistemas

La Tabla 6 muestra los sistemas que pueden cumplir con las demandas requeridas.

Es evidente que muchos sistemas pueden cumplir las mismas demandas; sin embargo para tomar una decisión, se deben considerar otros criterios adicionales.

Tabla 6:
Sistemas que cumplen diferentes demandas al efluente

	DBO < 80 mg/l	DQO < 250 mg/l	Coliformes < 1000 CF/l	Helmintos < 1 H/l	NH ₄ -N < 10 mg/l	NH ₄ -N < 2 mg/l	Remoción Ntot > 80 %
AT	x	x	x	x			
T	x	x	x	x			
ATDe	x	x	x	x			
TDe	x	x	x	x			
UT	x	x	x	x			
UTDe	x	x	x	x			
UL	x	x			x	x	
ULDe	x	x	x		x	x	
ULM	x	x		x*	x	x	
IF	x	x			x	x	
IFDe	x	x	x		x	x	
IFM	x	x		x*	x	x	
IL	x	x			x	x	
ILDe	x	x	x		x	x	x
ILM	x	x		x*	x	x	x
LA	x	x		x*			
LADe	x	x	x	x*			
ULM	x	x	x	x*	x	x	
ULDe	x	x	x		x	x	
L S	x	x			x	x	x
LSDe	x	x	x		x	x	x
LSM	x	x		x*	x	x	x

X* - En caso de tiempos de detención de más de 10 días

2.3. Eliminación de la DBO y coliformes fecales

2.3.1. Eliminación de la DBO

La eliminación de la DBO es una tarea fundamental de todos los sistemas comunes. Sin embargo, los valores son diferentes en el posible efluente dependiendo del diseño. En caso de que las PTAR fueran diseñadas como se describe en el capítulo 3, inciso 3.2, se pueden cumplir valores límites de 80mg DBO/l. Este valor incluye la DBO de las algas, que se calcula entre 15 hasta 30mg DBO/l (lagunas). En condiciones favorables se puede lograr valores para la DBO_{soluble} menores a 50mg/l e incluso 30mg/l. Con lodos activados es posible lograr un valor de hasta 15mg DBO/l con un

diseño adecuado. El rendimiento depende especialmente de la edad del lodo, la temperatura del agua así como la calidad del sedimentador secundario. Con filtros percoladores y biodiscos es posible obtener los mismos valores.

Con pantanos artificiales es posible cumplir valores de 20mg DBO/l. Como postratamiento, los valores pueden ser menores.

Con reactores anaeróbicos (UASB, RALF, u otros) sería posible una reducción de la DBO hasta un 80%, dependiendo de la temperatura y del tiempo de detención. En función de la carga específica y de la concentración en la entrada se puede lograr valores del efluente entre 60 – 100 mg DBO/l. Normal-

mente estos reactores están acompañados de lagunas para mejorar el efluente (ver capítulo 3 inciso 3.3).

La remoción en tanques Imhoff es normalmente entre 30 hasta 40%, en fosas sépticas 50 hasta 60%, estos valores obedecen a la temperatura y el tiempo de detención*.

2.3.2. Eliminación de coliformes fecales

Sistemas técnicos como lodos activados, filtros percoladores, biodiscos, reactores UASB y otros. no son capaces de eliminar coliformes en un grado alto. Como máximo, se puede calcular una remoción de más ó menos un logaritmo de unidad. Lo

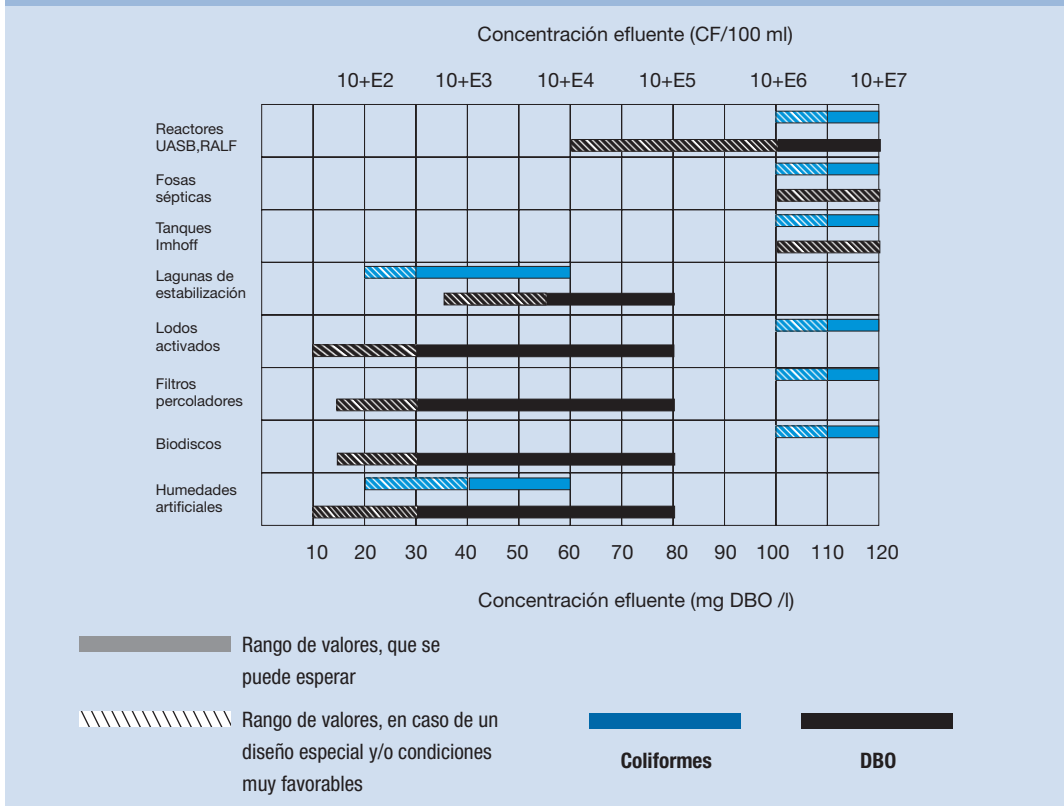
mismo vale para tanques Imhoff y fosas sépticas.

De lagunas diseñadas con las áreas descritas en el capítulo 3, inciso 3.2, se puede esperar valores menores a 1.000CF/100ml.

La Figura 4 es una referencia para el rango de valores en condiciones usuales y favorables.

En todo sistema de PTAR es posible disminuir los coliformes casi en su totalidad, mediante la instalación de una estación de desinfección (cloración, luz ultravioleta, ozono). Este potencial no es considerado en la Figura 4.

Figura 4:
Potencial de la eliminación de la DBO y coliformes fecales de diferentes sistemas



*Todos los valores de este párrafo tienen su base en experiencias propias del autor, cálculos teóricos ó referencias de la literatura.

2.4. Eliminación de helmintos

La eliminación de helmintos (huevos de gusanos) se realiza especialmente en lagunas. Con la ayuda de la siguiente ecuación es posible calcular la eficiencia de la remoción. En caso de lagunas en serie, es necesario calcular las eficiencias de las diferentes lagunas separadas, según Figura 5.

$$Rem = 100 \cdot \left\{ 1 - 0,41 \cdot \exp(-0,49 \cdot R_h + 0,0085 \cdot R_h^2) \right\}$$

Rem - remoción de helmintos (%)

R_h - tiempo de detención (días)

Para eliminar helmintos a un valor de 1H/I se necesita un tiempo de detención de aproximadamente 10 días.

2.5. Eliminación de nitrógeno y fósforo

2.5.1. En lagunas de estabilización

a) Nitrógeno amoniacal NH_4-N (Nitrificación)

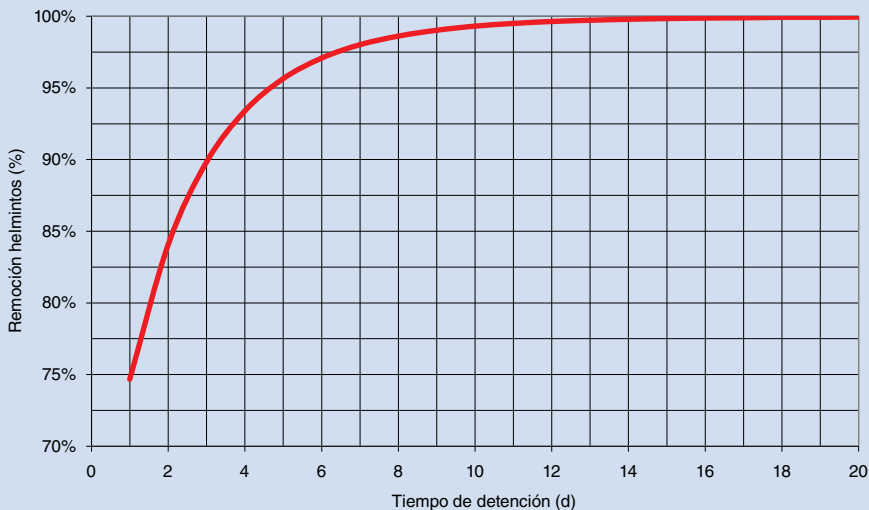
Una nitrificación puede tener lugar en lagunas de estabilización, en las lagunas facultativas y lagunas de maduración. Teóricamente, es siempre posible realizar una nitrificación con aéreas superficiales grandes y a temperaturas de más de 4°C. Para estimar el potencial respecto a la nitrificación se puede usar la ecuación siguiente, para temperaturas menores a 20°C, según Romero Rojas/1/.

$$\frac{N_e}{N_o} = \frac{1}{1 + \left[\left(\frac{A}{Q} \right) (0,0038 + 0,000134 \cdot T) \cdot e^{(1,041 + 0,044 \cdot T)(pH - 6,6)} \right]}$$

Donde:

Ne	mg/l	Nitrógeno amoniacal en el efluente
No	mg/l	Nitrógeno amoniacal en el afluente
A	m ²	Área de la laguna
Q	m ³ /d	Caudal afluente
T	°C	Temperatura

Figura 5:
Eliminación de helmintos



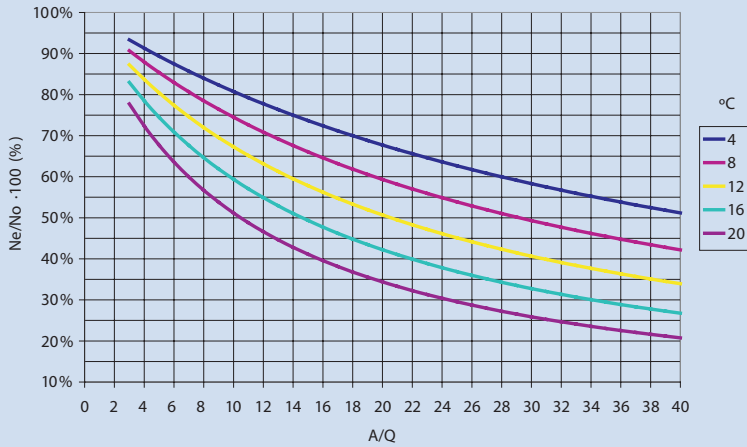
Fuente: Romero Rojas, /1/

La Figura 6 muestra la influencia evidente del valor de pH en la capacidad de remo-

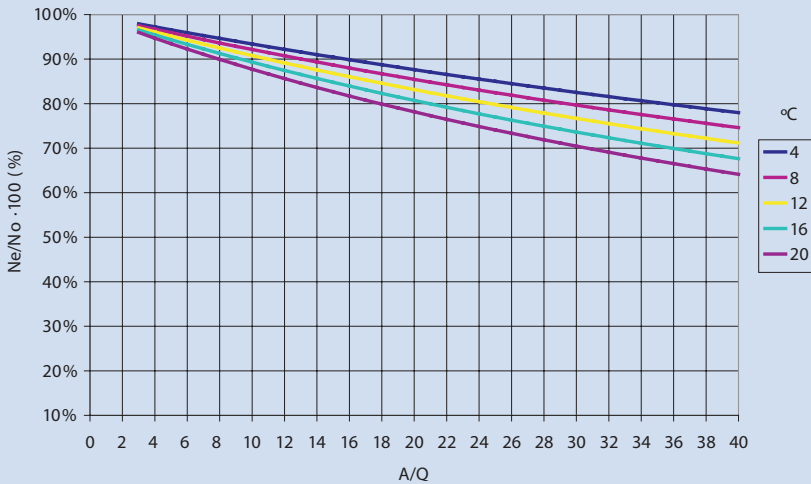
ción. Es favorable un valor de pH elevado.

Figura 6:
Ne/No según la ecuación precedente (laguna facultativa o de maduración) para valores del pH de 7 y 8, considerando una laguna

pH = 8



pH = 7



Los cálculos de las Tablas 7 hasta la 13, han sido realizados en base a la fórmula anterior así como de las áreas específicas para las lagunas facultativas y de maduración, presentadas en el capítulo 3, inciso 3.2, donde la remoción de la DBO y de los coliformes fecales son la base del diseño de estas áreas específicas (m²/hab.) .

Ne/No significa la relación entre el nitrógeno amoniacal a la salida dividido por el nitróge-

no amoniacal a la entrada de cada laguna. Este es un indicador que describe el porcentaje del nitrógeno que se queda en el agua tratada. La remoción del nitrógeno se puede describir como $1 - Ne/No$

Ne/No total significa la relación entre el nitrógeno amoniacal a la salida dividido entre el nitrógeno amoniacal a la entrada de toda la planta.

Tabla 7:
Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 50 l/(hab.•d), 45g DBO/(hab.•d) a diferentes temperaturas

Temperatura	°C	10	15	20
Carga NH ₄ -N	g NH ₄ -N/(hab.•d)	8	8	8
Caudal	l/(hab.•d)	50	50	50
No	mg/l	160	160	160
Área laguna 1	m ² / hab.	1,63	0,9	0,48
A/Q laguna 1	d/m	32,6	18	9,6
pH laguna 1		7	7	7
Ne/No	%	76,75%	82,88%	88,17%
Ne laguna 1	mg/l	123	133	141
Área laguna 2	m ² /hab.	0,25	0,25	0,25
A/Q laguna 2	d/m	5	5	5
pH laguna 2		8	8	8
Ne/No	%	83,03%	76,08%	67,70%
Ne laguna 2	mg/l	102	101	96
Ne/No total	%	63,72%	63,06%	59,70%

hab.= Habitantes conectados

Tabla 8:
Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 100 l/(hab.●d), 45g DBO/(hab.●d)

Temperatura	°C	10	15	20
Carga NH ₄ -N	gNH ₄ -N/(hab.●d)	8	8	8
Caudal	l/(hab.●d)	100	100	100
No	mg/l	80	80	80
Área laguna 1	m ² / hab.	1,63	0,9	0,48
A/Q	d/m	16,3	9	4,8
pH laguna 1		7	7	7
Ne/No	%	86,84%	90,64%	93,71%
Ne laguna 1	mg/l	87	91	94
Área laguna 2	m ² /hab.	0,6	0,6	0,6
A/Q	d/m	6	6	6
pH laguna 2		8	8	8
Ne/No	%	80,31%	72,61%	63,60%
Ne laguna 2	mg/l	70	66	60
Ne/No total	%	87,18%	82,27%	74,50%

Tabla 9:
Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 150 l/(hab.●d), 45g DBO/(hab.●d)

Temperatura	°C	10	15	20
Carga				
NH ₄ -N	g NH ₄ -N/(hab.●d)	8	8	8
Caudal	l/(hab.●d)	150	150	150
No	mg/l	53	53	53
Área laguna 1	m ² / hab.	1,63	0,9	0,48
A/Q	d/m	10,87	6	3,2
pH laguna 1		7	7	7
Ne/No	%	90,83%	93,56%	95,72%
Ne laguna 1	mg/l	48	50	51
Área laguna 2	m ² /hab.	1,2	0,9	0,9
A/Q	d/m	8	6	6
pH laguna 2		8	8	8
Ne/No	%	75,36%	72,61%	63,60%
Ne laguna 2	mg/l	36	36	32
Ne/No total	%	68,45%	67,94%	60,87%

**Tabla 10:
Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 50 l/(hab.●d),
60g DBO/(hab.●d)**

Temperatura	°C	10	15	20
Carga NH ₄ -N	g NH ₄ -N/(hab.●d)	8	8	8
Caudal	l/(hab.●d)	50	50	50
No	mg/l	160	160	160
Área laguna 1	m ² / hab.	2,17	1,2	0,64
A/Q	d/m	43,4	24	12,8
pH laguna 1		7	7	7
Ne/No	%	71,26%	78,41%	84,83%
Ne laguna 1	mg/l	114	125	136
Área laguna 2	m ² /hab.	0,25	0,25	0,25
A/Q	d/m	5	5	5
pH laguna 2		8	8	8
Ne/No	%	83,03%	76,08%	67,70%
Ne laguna 2	mg/l	95	95	92
Ne/No total	%	59,16%	59,66%	57,43%

**Tabla 11:
Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 100 l/(hab.●d),
60g DBO/(hab.●d)**

Temperatura	°C	10	15	20
Carga NH ₄ -N	g NH ₄ -N/(hab.●d)	8	8	8
Caudal	l/(hab.●d)	100	100	100
No	mg/l	80	80	80
Área laguna 1	m ² / hab.	2,17	1,2	0,64
A/Q	d/m	21,7	12	6,4
pH laguna 1		7	7	7
Ne/No	%	83,22%	87,90%	91,79%
Ne laguna 1	mg/l	67	70	73
Área laguna 2	m ² /hab.	0,6	0,6	0,6
A/Q	d/m	6	6	6
pH laguna 2		8	8	8
Ne/No	%	80,31%	72,61%	63,60%
Ne laguna 2	mg/l	53	51	47
Ne/No total	%	66,83%	63,82%	58,38%

Tabla 12:
Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 150 l/(hab.•d), 60g DBO/(hab.•d)

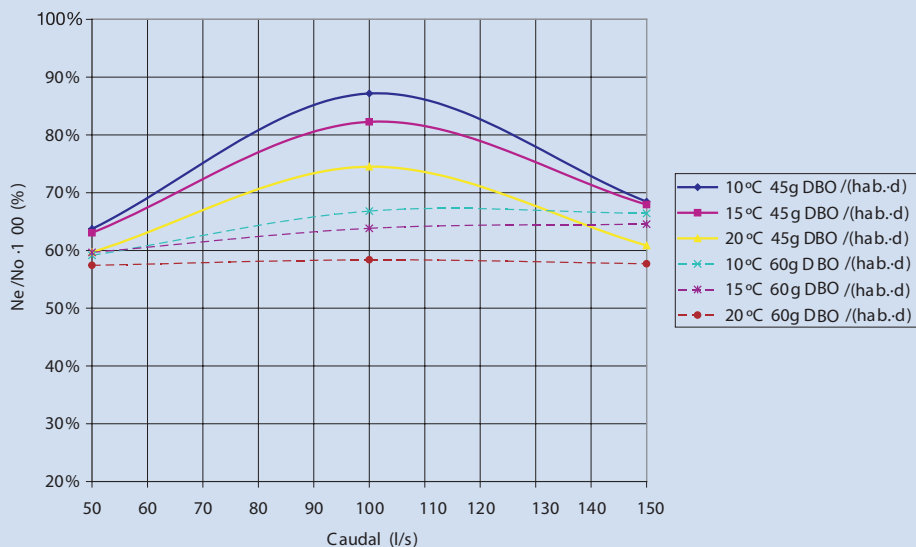
Temperatura	°C	10	15	20
Carga NH ₄ -N	g NH ₄ -N/(hab.•d)	8	8	8
Caudal	l/(hab.•d)	150	150	150
No	mg/l	53	53	53
Área laguna 1	m ² /hab.	2,17	1,2	0,64
A/Q	d/m	14,47	8,00	4,27
pH laguna 1		7	7	7
Ne/No	%	88,15%	91,59%	94,37%
Ne laguna 1	mg/l	47	49	50
Área laguna 2	m ² /hab.	1,2	1	1
A/Q	d/m	8	6,67	6,67
pH laguna 2		8	8	8
Ne/No	%	75,36%	70,47%	61,12%
Ne laguna 2	mg/l	35	34	31
Ne/No total	%	66,43%	64,54%	57,68%

Tabla 13:
Resumen, potencial de nitrificación en lagunas (Ne/No %)

Temperatura °C	10	15	20
g DBO/(hab.•d)	45	45	45
Caudal l/(hab. •d)	Ne/No	Ne/No	Ne/No
50	63,72%	63,06%	59,70%
100	87,18%	82,27%	74,50%
150	68,45%	67,94%	60,87%
g DBO/(hab.•d)	60	60	60
Caudal l/(hab.•d)	Ne/No	Ne/No	Ne/No
50	59,16%	59,66%	57,43%
100	66,83%	63,82%	58,38%
150	66,43%	64,54%	57,68%

A primera vista, la Tabla 13 y la Figura 7 no parecen plausibles. Pero hay que considerar, que en la fórmula arriba se encuentran los parámetros Q, A, T y pH. El valor A (área) es resultado del diseño, que es hecho para la eliminación de la DBO y los coliformes.

Figura 7:
Resultados de la Tabla 13



Se puede notar, que la remoción del nitrógeno amoniacal en lagunas, según las ecuaciones usadas, aumenta con la temperatura y tiene -según el diseño en el capítulo 3- un rango aproximado entre 15 hasta 45%.

b) Nitrógeno total (Ntot)

La nitrificación realiza solamente una transferencia de amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$) a nitrato (NO_3). El nitrógeno total no se reduce. La remoción del nitrógeno total pasa por una incorporación de bacterias, plantas y algas o por una denitrificación. Para estimar la remoción del

nitrógeno total se puede usar la siguiente ecuación de Romero Rojas /1/:

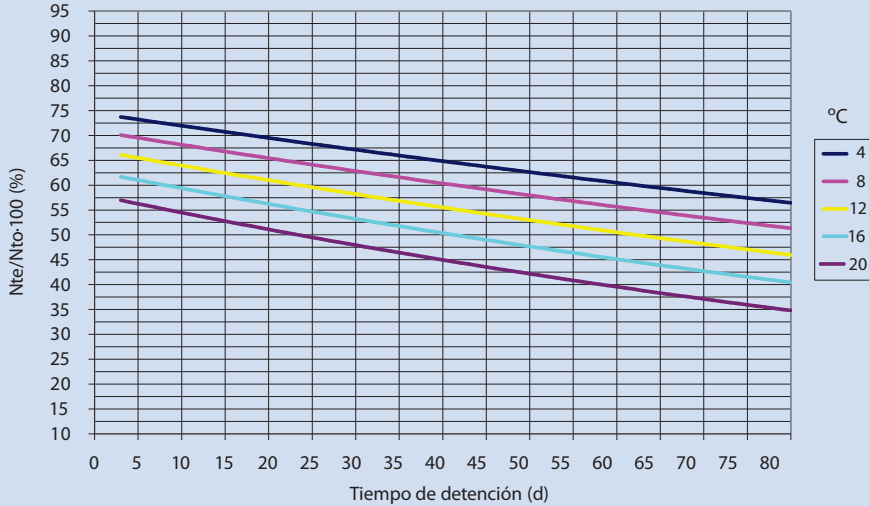
$$\frac{N_{te}}{N_{to}} = e^{-\left[0,0064 \cdot (1,039)^{(T-20)}\right] \cdot \left[R_h + 60,6 \cdot (pH - 6,6)\right]}$$

Donde

N_{te}	mg/l	Nitrógeno total en el efluente
N_{to}	mg/l	Nitrógeno total en el afluente
R_h	días	Tiempo de detención
T	°C	Temperatura

Figura 8:
Resultados de la ecuación precedente (valores de pH de 7 y 8) / considerando una laguna

pH = 8



pH = 7

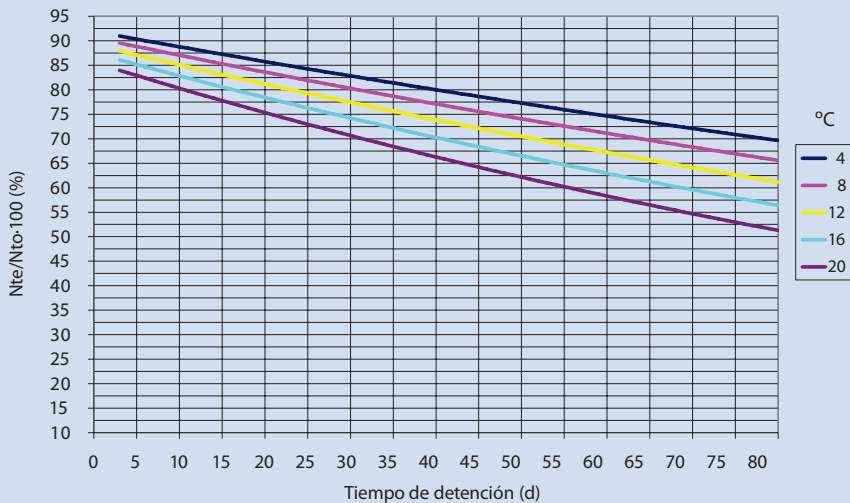


Tabla 14:
Potencial de la eliminación de nitrógeno total de una planta con lagunas de estabilización (Diseño: Áreas específicas, ver capítulo 3 inciso 3.2) para caudal 50 l/(hab.●d), 45g DBO/(hab.●d)

Temperatura	°C	10	15	20
Carga N-tot	g N/(hab.●día)	10	10	10
Caudal	l/(hab.●d)	50	50	50
Nto	mg/l	200	200	200
Área laguna 1	m ² / hab.	1,63	0,9	0,48
Volumen	m ³ /hab.	3,26	1,8	0,96
Rh	días	65,2	36	19,2
pH laguna 1		7	7	7
Nte/Nto	%	67,68%	72,73%	75,73%
Nte laguna 1	mg/l	135	145	151
Área laguna 2	m ² /hab.	0,25	0,25	0,25
Volumen	m ³ /hab.	0,3	0,3	0,3
Rh	días	6	6	6
pH laguna 2		8	8	8
Nte/Nto	%	67,26%	61,87%	55,91%
Nte laguna 2	mg/l	91	90	85
Nte/Nto total	%	45,52%	47,34%	42,34%

Tabla 15:
Potencial de la eliminación de nitrógeno total de una planta con lagunas de estabilización (Diseño: Áreas específicas, ver capítulo 3 inciso 3.2) para caudal 100 l/(hab.●d), 45g DBO/(hab.●d)

Temperatura	°C	10	15	20
Carga N-tot	g N/(hab.●día)	10	10	10
Caudal	l/(hab.●d)	100	100	100
Nto	mg/l	100	100	100
Área laguna 1	m ² / hab.	1,63	0,9	0,48
Volumen	m ³ /hab.	3,26	1,8	0,96
Rh	días	32,6	18	9,6
pH laguna 1		7	7	7
Nte/Nto	%	78,03%	79,99%	80,53%
Nte laguna 1	mg/l	78	80	81
Área laguna 2	m ² /hab.	0,6	0,6	0,6
Volumen	m ³ /hab.	0,72	0,72	0,72
Rh	días	7,2	7,2	7,2
pH laguna 2		8	8	8
Nte/Nto	%	66,91%	61,48%	55,49%
Nte laguna 2	mg/l	52	49	45
Nte/Nto total	%	52,21%	47,34%	44,68%

Tabla 16:
Potencial de la eliminación de nitrógeno total de una planta con lagunas de estabilización (Diseño: Áreas específicas, ver capítulo 3 inciso 3.2) para caudal 150 l/(hab.·d), 45g DBO/(hab.·d)

Temperatura	°C	10	15	20
Carga N-tot	g N/(hab.·d)	10	10	10
Caudal	l/(hab.·d)	150	150	150
Nto	mg/l	67	67	67
Área laguna 1	m ² /hab.	1,63	0,9	0,48
Volumen	m ³ /hab.	3,26	1,8	0,96
Rh	días	21,73	12,00	6,40
pH laguna 1		7	7	7
Nte/Nto	%	81,82%	82,57%	82,19%
Nte laguna 1	mg/l	55	55	55
Área laguna 2	m ² /hab.	1,2	0,9	0,9
Volumen	m ³ /hab.	1,44	1,08	1,08
Rh	días	9,6	7,2	7,2
pH laguna 2		8	8	8
Nte/Nto	%	66,21%	61,48%	55,49%
Nte laguna 2	mg/l	36	34	30
Nte/Nto total	%	54,17%	47,34%	45,61%

Nte/Nto es la relación entre el nitrógeno total de la salida, dividido por el nitrógeno de la entrada de cada laguna. Es un indicador que describe el porcentaje del nitrógeno que se queda en el agua tratada. La remoción del nitrógeno se puede describir como $1 - \text{Nte/Nto}$.

Nte/Nto total es la relación entre el nitrógeno total a la salida dividido por el nitrógeno a la entrada de toda la planta (PTAR).

Según estos resultados (ecuaciones usadas), es posible eliminar el nitrógeno en lagunas que son diseñadas, como se describe en el capítulo 3 inciso 3.2 en un rango aproximado entre el 46 hasta 58%.

Grandes áreas (tiempo de detención alto), altas temperaturas y altos valores de pH son favorables para aumentar la disminución del nitrógeno.

c) Eliminación de fósforo (P)

La eliminación de una pequeña parte de fósforo en la PTAR, pasa por la incorporación de bacterias, algas y procesos de una precipitación natural. La proporción de fósforo en las células de algas no excede el 1,5%, por lo tanto, el agua con 5mg P/l puede alcanzar crecimientos de más de 333mg/l de células de algas.

Se puede calcular, con valores de P en el efluente, de 4 hasta 25mg/l en caso de lagunas sin técnicas adicionales (precipitación / dosificación de hierro o aluminio).

Es posible integrar una etapa de precipitación (dosificación de iones de hierro o aluminio), lo que significa la posibilidad de cumplir valores límites en el efluente de la planta menores a 2mg P/l, con un promedio de 1mg P/l (ver capítulo 5, inciso 5.6.2)

2.5.2. En filtros percoladores

a) Eliminación de nitrógeno (N)

La nitrificación (oxidación del amonio amoniacal a nitrato) en un filtro percolador es posible, pero depende de muchos parámetros. Lo más importante es una remoción muy

Figura 9:
Dependencia de la reducción de amonio de la carga de la superficie interna

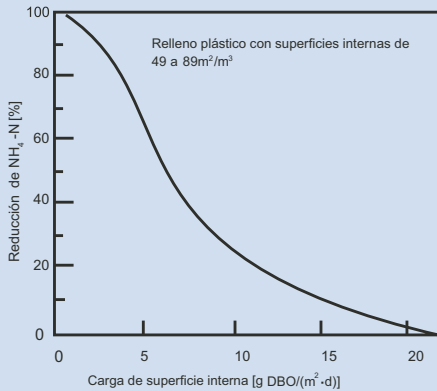
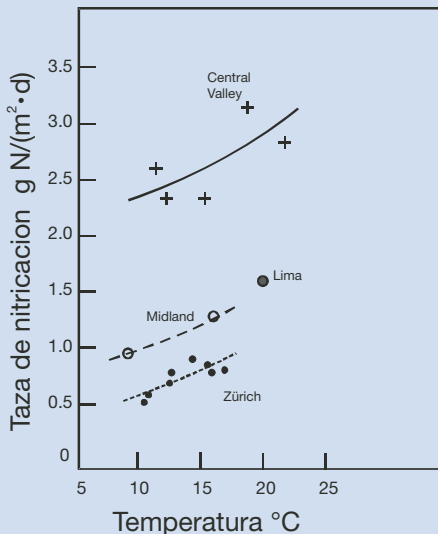


Figura 10:
Tasas de nitrificación en relación a la temperatura



Fuente: Parker D.S. and T. Richard /3/

alta de la DBO, que es condición para una nitrificación. Los valores de la DBO_{soluble} en el efluente de la etapa anterior no deben sobrepasar 25 hasta 30mg/l. Los valores de la carga de superficie, tienen que ser menores a 4g DBO/(m²•d) y 4g NH₄-N/(m²•d) (otras fuentes indican de 2g NH₄-N/(m²•d) /2/) (ver EPA, 2000/2/).

Con un diseño adecuado es posible reducir el amonio hasta 2mg NH₄-N/l. Como se muestra en la Figura 10, existe una dependencia de la tasa de nitrificación de la temperatura.

Tabla 17:
Cargas límite para el diseño de filtros percoladores

Para reducción de la DBO sin nitrificación	10 – 15g DBO / (m²•d)
Para reducción de la DBO con nitrificación	4 – 8g DBO / (m²•d)
Tasa de nitrificación (> 3 mg NH ₄ -N / l)	1 – 2g NH ₄ -N / (m²•d)
Tasa de nitrificación (< 3 mg NH ₄ -N / l)	0.1 - 0.7g NH ₄ -N / (m²•d)

Fuente: EXPO-NET-DANMARK A/S/4/

La Tabla 17 muestra, que las tasas de nitrificación disminuyen enormemente en caso de que los efluentes deseados tengan una concentración menor a 3mg NH₄-N/l.

Se puede realizar una denitrificación en filtros, pero es un proceso complicado y poco común.

b) Eliminación de fósforo (P)

Para el crecimiento de bacterias se necesita fósforo, por esto es posible eliminar por cada gramo de la DBO a la entrada de una planta de 0,01 hasta 0,005g de P (valor de referencia 0,008g P) según ATV-DVWK /5/.

En caso de que no existiera un tratamiento especial (precipitación y otros), la remoción de fósforo es aproximadamente de 15% (ver Tabla 18).

Tabla 18:
Eliminación de fósforo en filtros percoladores
(Carga de la entrada filtro 45 • 0,7* = 31,5g DBO/hab.•d)

Caudal	Afluente DBO	P eliminado	P eliminado	P entrada	P eliminado / P entrada	P efluente
l/(hab.•d)	mg DBO /l	mg P /l	g P/(hab.•d)	g P/(hab.•d)	%	mg P/l
50	630	5,04	0,252	1,8	14%	30,96
75	420	3,36	0,252	1,8	14%	20,64
100	315	2,52	0,252	1,8	14%	15,48
125	252	2,02	0,252	1,8	14%	12,38
150	210	1,68	0,252	1,8	14%	10,32
175	180	1,44	0,252	1,8	14%	8,85

* Eliminación de 30 % de la DBO en una etapa del pretratamiento

Con precipitación simultánea es posible lograr un valor límite de 2mg P/l en el efluente o un valor promedio de 1mg P/l. En caso de una filtración con floculación como última etapa, se puede alcanzar un valor menor a 0,5mg P/l, con un promedio de 0,2mg P/l.

2.5.3. En sistemas con biodiscos

Los biodiscos pueden reducir el nitrógeno amoniacal igual que los filtros percoladores. Una desnitrificación es complicada. Los reglamentos para el diseño de PTAR de este tipo, en Alemania determinan lograr un valor en el efluente de NH₄-N de 10mg/l para una temperatura de 12°C.

Según estas reglas, para realizar una nitrificación sería necesario trabajar con cascadas. Para una cascada con 3 etapas, (diseño de las áreas superficiales de los discos), se usan los siguientes valores:

- Carga/área para DBO 5,6g/(m²•d)
- Carga/área para TKN 1,1g/(m²•d).

Para determinar las áreas específicas, es necesario sumar.

Con 4 etapas, se usan los siguientes valores:

- Carga/área para DBO 7g/(m²•d)
- Carga/área para TKN 1,4g/(m²•d).

Asumiendo 45g DBO/ (hab.•d) y 8g TKN/ (hab.•d), se tendría un área específica total -en caso de 4 etapas- de:

$$45\text{gDBO}/(\text{hab.}\cdot\text{d})/7\text{gDBO}/(\text{m}^2\cdot\text{d})+8\text{gTKN}/(\text{hab.}\cdot\text{d})/1,4\text{gTKN}/(\text{m}^2\cdot\text{d})=12,1\text{m}^2/\text{hab.}$$

Para recibir valores del NH₄-N menor a 10mg/l, hay que disminuir los valores de la carga/área (carga superficial).

Con respecto al fósforo, vale lo mismo que para filtros percoladores (ver capítulo 2 inciso 2.5.2. subíndice b).

2.5.4. En humedales artificiales (wetlands)

a) Tipos de humedales artificiales

Se distinguen diferentes tipos de humedales artificiales. Según EPA,1999 /7/, donde se encuentra también un análisis grueso sobre su eficiencia, hay que diferenciar especialmente entre dos tipos que son los más importantes:

- FWS wetlands (surface flow wetlands) y
- VBS wetlands (subsurface flow wetlands)

En caso de FWS wetlands, el agua sale sobre la superficie y tiene un espejo del agua libre. En caso de VBS wetlands, el agua no tiene

un espejo del agua libre, el agua busca la vía a través del suelo.

Respecto al potencial de este tipo de plantas, existen diferentes fuentes, con diferentes resultados.

b) FWS wetlands (humedales artificiales de flujo superficial)

En caso de contar con una etapa principal previa a los wetlands, con un efluente de 30mg DBO/l, y una carga superficial de 40kg DBO/(ha•día) es posible obtener un valor menor a 20mg DBO/l. Para un caudal de 150 l/(hab.•día) se calcula un área de más o menos 1m²/hab*.

Para eliminar nitrógeno amoniacal, se tiene que trabajar con una carga menor a 3,3kg TKN/(ha•d). Con esta carga es posible -en caso de una concentración a la entrada de 30 hasta 50mg TKN/l- obtener un efluente menor a 10mg TKN/l. Para esto se necesita un área por habitante de más o menos 18m². Calculando con valores mayores que 10kg TKN/(ha•d), se puede esperar una remoción de hasta 30%. Tomando esto en cuenta se necesitaría un área por habitante de 6m².

Respecto a su potencial para desnitrificar, no existen datos exactos. En todo caso una desnitrificación es posible, por lo que se puede calcular con una carga 3,3kg TKN/(ha•d) y esperar una reducción del Ntot de por lo menos 50%.

Para cargas de fósforo menores a 0,55kg P/(ha•d), se puede esperar un efluente de menos de 1,5mg P/l*. La remoción del ortofósforo depende del tiempo de detención. Se puede calcular la remoción posible con la ecuación

$$R - P_{\text{orto}}(\text{mg / l}) = 0,13655 + 0,0021878 \cdot HTR$$

* Ver texto de Constructed Wetlands treatment of municipal wastewaters (7).

Donde

R-P _{orto}	mg/l	Remoción del ortofósforo
HTR	horas	Tiempo de detención

c) VBS wetlands (humedales artificiales de flujo subsuperficial)

Hay recomendaciones para que este sistema pueda trabajar, después de un tanque séptico y otro de pretratamiento, con una carga superficial de 6g DBO/(m²•día). Con esta carga es posible obtener un valor del efluente menor a 30mg DBO/l. Para un efluente de 20mg/l la carga superficial debería ser menor a 1,6g DBO/(m²•día)*.

Con una remoción de la DBO de 50% en la primera etapa (pretratamiento) y una carga de 45g DBO/(hab.•d) en la entrada de la planta, se necesitaría un área de 14m²/hab. para una carga superficial de 1,6g DBO/(m²•día) ó 3,75m²/hab., en caso de 6g DBO / (m²•día)*.

El potencial de la nitrificación depende especialmente del oxígeno que está disponible en la capa del suelo. Respecto al potencial de la nitrificación hay diferentes valores con un rango muy grande, por esto no es recomendable usar este sistema en caso de que la demanda de una nitrificación amplia o una eliminación del nitrógeno total, sea muy alta. Para una mejor orientación, se puede considerar que para cumplir con un efluente del TKN de menos de 10mg/l con una carga menor a 0,5g TKN/(m²•d), se necesita un área superior a 16m²/hab.

2.5.5. Lodos activados

Con lodos activados -la condición es siempre un diseño adecuado- es posible cumplir valores del efluente menores a 1mg NH₄-N / l y una eliminación del nitrógeno total (Ntot) de hasta 80%.

Acerca de la eliminación del fósforo, vale lo mismo que se indica para filtros percoladores (ver en el presente capítulo, el inciso 2.5.2 subíndice b).

2.5.6. Los diferentes sistemas en comparación

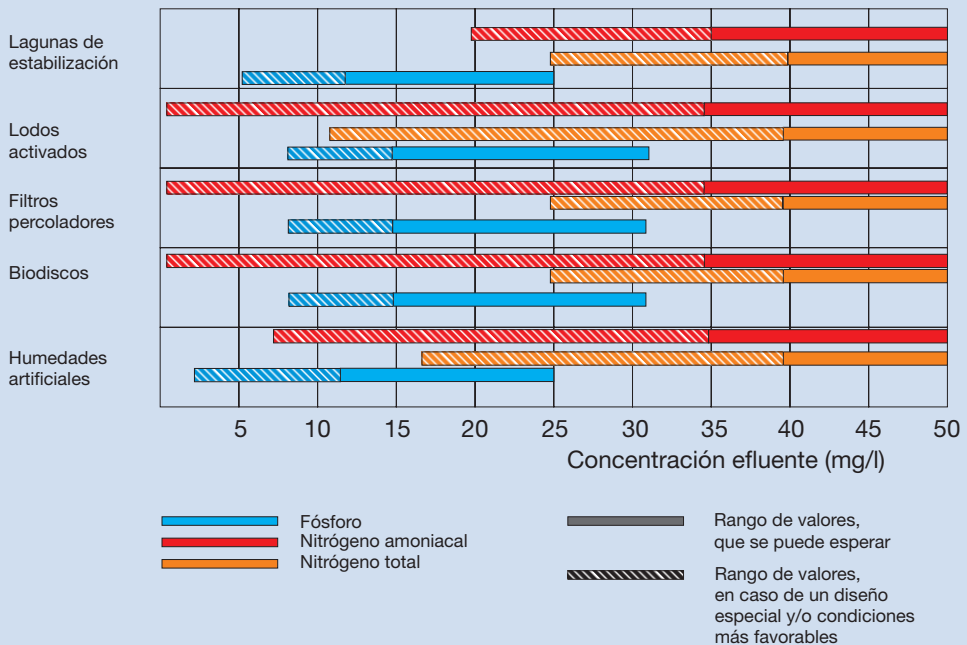
La Figura 11 muestra rangos de valores para el efluente de PTAR, que se pueden esperar para los diferentes sistemas. Los valores del efluente para cada sistema dependen de muchos factores. Estos son especialmente:

- Cargas (concentraciones) a la entrada
- Caudales a la entrada
- Diseño de la planta
- Temperatura
- Valor de pH
- Componentes en el agua, que inhiben las reacciones bioquímicas

En la figura 11, se pueden encontrar para cada parámetro y cada sistema dos rangos de valores: i) el rango rayado representa valores en casos favorables (concentraciones bajas en la entrada, diseños seguros grandes volúmenes y áreas, técnicas especiales para eliminar nutrientes, otros); ii) El rango uniforme simboliza valores sin un diseño especial para eliminar nutrientes y condiciones normales o menos favorables.**

Los valores para el fósforo no prevén una precipitación ni una filtración con floculación, porque existe la posibilidad de combinar estas técnicas con cada sistema, se pueden lograr los mismos valores del efluente con cada sistema (Precipitación: 2mg P/l filtración: 0,5 mg P/l)

Figura 11:
Concentraciones de fósforo, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total en el efluente de las plantas



** Estos son valores, que tienen su base en la experiencia del autor. Las empresas que construyen o venden tecnología para los diferentes sistemas, indican por lo general valores más favorables.

3. Base del diseño de los sistemas más importantes y la demanda de área

3.1. Generales

El propósito del presente capítulo es el de plantear los lineamientos necesarios para el diseño de los sistemas más comunes e importantes para Bolivia, evaluar volúmenes, así como áreas necesarias.

Todos los valores se refieren a unidades específicas ($m^3/hab.$; $m^2/hab.$). Con estos va-

lores específicos es fácil obtener por multiplicación los volúmenes o áreas totales para una PTAR, los mismos que son la base para determinar costos.

3.2. Plantas con lagunas de estabilización

El sistema de lagunas de estabilización ha sido implementado en muchos lugares de Bolivia tales como: El Alto, Oruro, Santa Cruz, Montero, Cochabamba, Tarija, Trinidad, etc.

La mayoría de lagunas de estabilización tienen lagunas anaeróbicas.

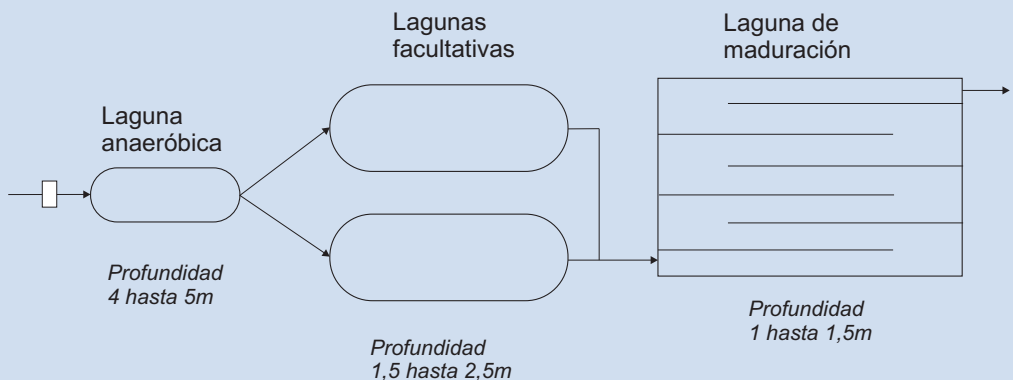
Figura 12:
La planta en Puchukollo con lagunas anaeróbicas



Figura 13:
Lagunas de estabilización en Montero con lagunas anaeróbicas



Figura 14:
Esquema de un sistema de lagunas de estabilización (con lagunas anaeróbicas)



3.2.1. lagunas anaeróbicas

La tarea principal de estas lagunas es la eliminación de la DBO. El área específica necesaria depende especialmente de los siguientes parámetros:

- Temperatura del agua (promedio en el mes más frío)
- Profundidad
- Carga DBO (g DBO/(hab.•d))
- Caudal (l/(hab.•d))

Para lagunas anaeróbicas, se puede traba-

jar con cargas volumétricas tal como están descritas en la Tabla 19, tomando como referencia al autor Andy Shirton /8/. En esta tabla también se indica el volumen necesario para las cargas volumétricas. Sin embargo, hay que considerar, que se necesita un tiempo de detención mínimo. Las recomendaciones para el tiempo de detención mínimo, tienen un gran rango (ver Ramiro rojas/1/*).

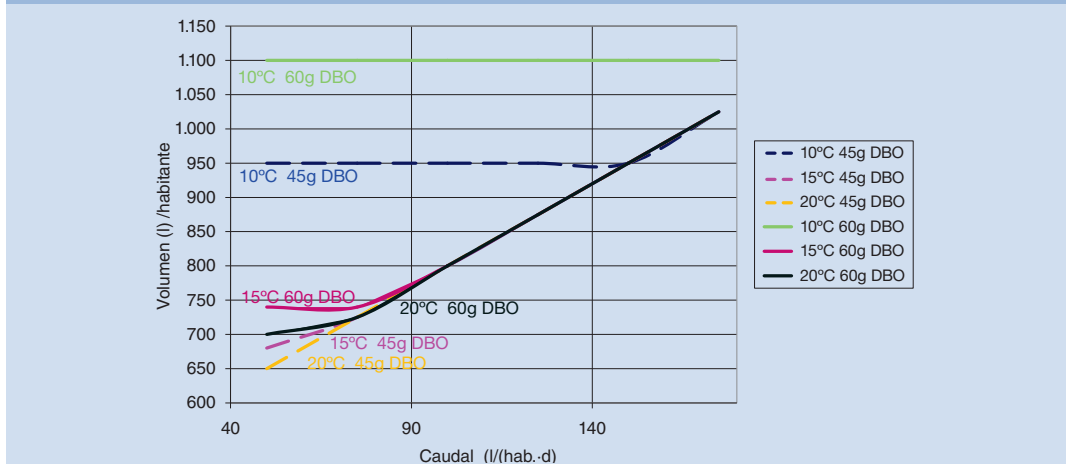
También se necesita un volumen adicional para almacenar el lodo**. Esto significa un volumen de:

$$0,05\text{m}^3/(\text{hab.}\cdot\text{año})\cdot 10 \text{ años} = 0,5\text{m}^3/\text{hab.}$$

Tabla 19:
Parámetros describiendo el volumen necesario de lagunas anaeróbicas (Volumen l/hab.) (sin el volumen para el lodo)

Carga DBO	45g DBO /(hab.•día)			60g DBO /(hab.•día)		
Temperatura	10°C	15°C	20°C	10°C	15°C	20°C
Caudal l/(hab.•d)	100g DBO/ (m ³ •d)	250g DBO/ (m ³ •d)	300g DBO/ (m ³ •d)	100g DBO/ (m ³ •d)	250g DBO/ (m ³ •d)	300g DBO/ (m ³ •d)
50	450	180	150	600	240	200
75	450	225	225	600	240	225
100	450	300	300	600	300	300
125	450	375	375	600	375	375
150	450	450	450	600	450	450
175	525	525	525	600	525	525

Figura 15:
Volúmenes por habitante para lagunas anaeróbicas (suma para lodo y remoción)



* Para la presente investigación, el autor calcula con un tiempo de detención del agua de 3 días.

** Aquí el autor calcula con un volumen de 50 l/(hab.•año) según las siguientes referencias bibliográficas/1/,/9/,/10/ y un tiempo de detención del lodo en las lagunas de 10 años.

Base de las curvas en la Figura 15 son diferentes cálculos:

- Primera condición: El tiempo de detención es mayor a 3 días
- Segunda condición: La carga volumétrica no es más grande que la carga volumétrica límite /8/

Con una profundidad promedio de 4,5m, se calculan áreas específicas (netas) entre 0,15 hasta 0,25m²/hab.

3.2.2. Lagunas facultativas

Estas lagunas tienen la función principal de eliminar la DBO y los coliformes.

Para determinar el área de las lagunas facultativas se recomienda usar la relación mostrada en la Figura 16.

$$\text{Carga superficial (kg DBO/(ha} \cdot \text{d))} = 357,4 \cdot 1,085^{(T-20)} \text{ (Yañes, Cossío, 1993/10)}$$

Donde

T (°C) Temperatura del agua

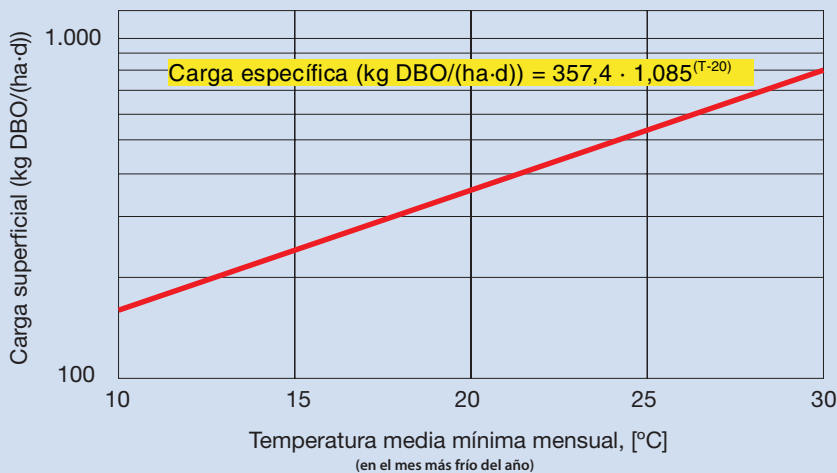
Un diseño basado en esta fórmula asegura suficiente oxígeno en las lagunas (producido por las algas) y normalmente es posible cumplir solamente un valor límite del efluente de 80mg DBO/l, incluida la DBO de las algas.

Las siguientes tablas muestran las áreas específicas necesarias para diferentes cargas (45 y 60g DBO/(hab.·d)) y diferentes temperaturas.

Se calculan las áreas para los dos sistemas:

- Lagunas facultativas con lagunas anaeróbicas previas
- Solamente lagunas facultativas

Figura 16:
Cargas superficiales límites para lagunas facultativas



Fuente: Yañez Cossío, 1993/10/

Tabla 20:
Áreas específicas (m²/hab.) para lagunas facultativas sin lagunas anaeróbicas previas

Temperatura	10	15	20	°C
Carga superficial	166	250	375	kg DBO/ (ha.●d)
45g DBO/ (hab.●d)	2.71	1.80	1.20	m ² /hab.
60g DBO/ (hab.●d)	3.61	2.40	1.60	m ² /hab.

Tabla 21:
Áreas específicas (m²/hab.) para lagunas facultativas con lagunas anaeróbicas previas

Temperatura	10	15	20	°C
Remoción en las lagunas anaeróbicas	40	50	60	%
Carga superficial	166	250	375	kg DBO/(ha.●d)
45g DBO/ (hab.●d)	1.63	0.90	0.48	m ² /hab.
60g DBO/ (hab.●d)	2.17	1.20	0.64	m ² /hab.

Tabla 22:
Áreas (m²/hab.) para las lagunas de maduración en caso de la instalación de lagunas anaeróbicas antes de la laguna facultativa

Carga DBO	45g DBO /(hab.●día)			60g DBO /(hab.●día)		
	10°C	15°C	20°C	10°C	15°C	20°C
Temperatura						
Caudal l /(hab.●día)						
50	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
75	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
100	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
125	0,8	0,8	0,8	0,7	0,7	0,7
150	1,2	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
175	1,6	1	1	1,2	1	1

3.2.3. Lagunas de maduración

La tarea de las lagunas de maduración (profundidad entre 1 hasta 1,5m) es especialmente la remoción de coliformes. El autor calcula con una profundidad de 1,2m y una relación longitud/ancho 3:1 para lagunas facultativas y con una relación longitud/ancho 10:1 para lagunas de maduración (chicanas).

La base del cálculo es el modelo de dispersión Yañez Cossío, 1993 /10/, con una profundidad de 1,2m en las lagunas de maduración y 2,0m en las lagunas facultativas. El autor calcula para las lagunas facultativas con un valor k_{d20} de 0,4 1/d (tasa de mortalidad de gérmenes) y para las lagunas de maduración con un valor k_{d20} de 0,8 1/d. El autor considera en el modelo, que también en las lagunas facultativas existe una remoción de gérmenes.

Con estos valores, se define -para cumplir un valor de 1.000CF/100ml en el efluente (con una concentración de 10^7 en el afluente de las lagunas facultativas) - las áreas específicas de las Tablas: 20, 21, 22 y 23.

Los cálculos tienen también la condición de que las lagunas de maduración tienen un tiempo de detención real de más de 5 días (zonas muertas son consideradas con 30% del volumen). Este es el tiempo mínimo que se puede considerar para lagunas de maduración. (Romero Rojas, /1/).

Tabla 23:
Áreas (m²/hab.) para las lagunas de maduración sin la instalación de lagunas anaeróbicas antes de la laguna facultativa

Carga DBO	45g DBO /(hab.·día)			60g DBO /(hab.·día)		
	10°C	15°C	20°C	10°C	15°C	20°C
50	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
75	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
100	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
125	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
150	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
175	1	1	1	1	1	1

3.2.4. Áreas específicas para toda la planta

a) Áreas netas totales de las lagunas (anaeróbicas, facultativas y maduración)

Las dos siguientes Figuras (17 y 18) muestran las áreas específicas netas necesarias (áreas

de la superficie del agua) de plantas con diferentes condiciones (cargas específicas de la DBO/temperaturas). El área representa la superficie necesaria para la construcción de todas las lagunas. Se puede comprender estas áreas como **áreas mínimas**.

Figura 17:
Áreas netas (m²/ hab.) para una planta con lagunas anaeróbicas, facultativas y de maduración

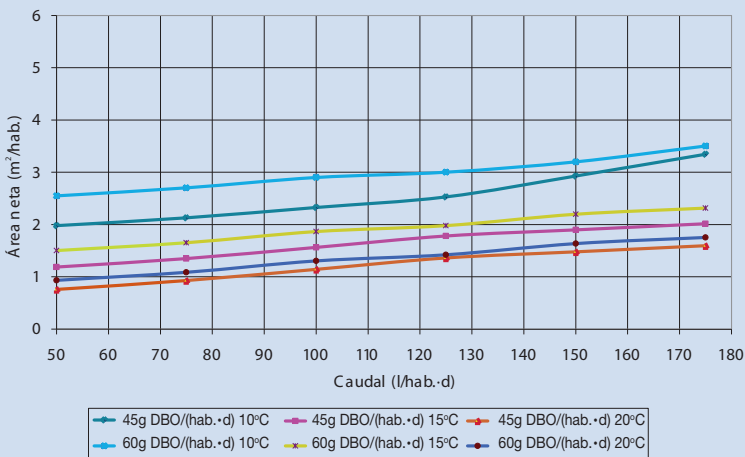
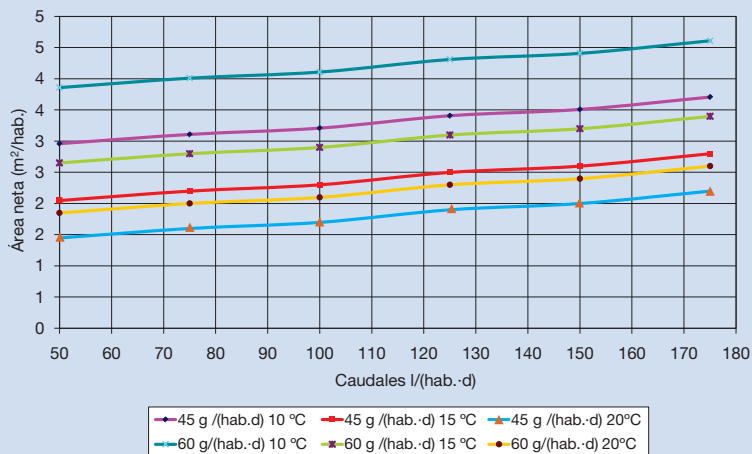


Figura 18:
Áreas netas (m²/ hab.) para una planta con lagunas facultativas y de maduración (sin lagunas anaeróbicas)



b) Áreas brutas

Todos los resultados del último capítulo, se refieren al área del espejo de agua. No obstante, en una planta se necesitan también espacios para el borde libre, diques, caminos, pretratamiento y edificaciones. Una planta con diferentes lagunas en paralelo demanda mayor superficie que una planta donde cada etapa tiene solamente una laguna. Estos suplementos son considerados con el factor f , un factor de multiplicación. En caso de plantas pequeñas, este factor es más grande en comparación con plantas grandes.

El autor calcula para f :

- Para plantas menores a 10.000 hab. $f = 2$
- Para plantas de 10.000 hasta 100.000 hab. $f = 1,75$
- Para plantas mayores a 100.000 hab. $f = 1,4$

Estos valores son el resultado del análisis de muchos diseños de plantas de estos tipos, realizados por el autor.

3.2.5. Plantas en combinación con una estación de desinfección

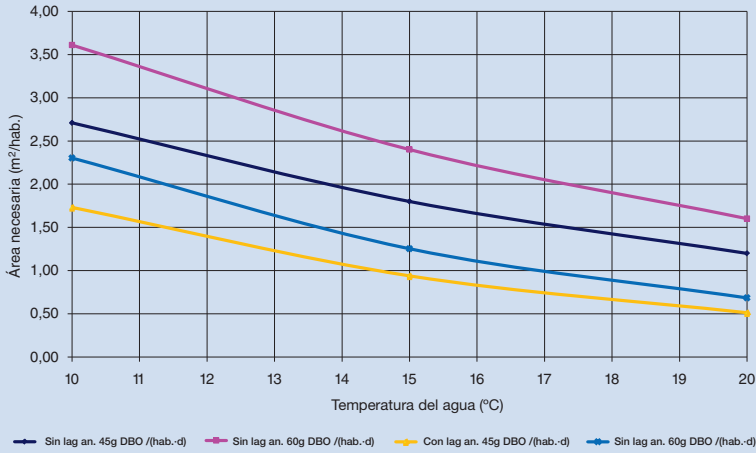
Para reducir la DBO (hasta 80mg DBO/l), normalmente es suficiente construir las lagunas anaeróbicas y facultativas. Esta combinación puede ser una solución que necesita poca área y bajos costos de inversión; sin embargo al evitar la construcción de lagunas de maduración y construir una planta de desinfección separada (por ejemplo Cloración), significa elevar los costos de operación (químicos, costos del personal adicional).

La Figura 19 muestra las áreas netas necesarias para las lagunas en este caso.

Aquí las áreas dependen especialmente de la carga de la DBO (en menor grado de los caudales).

Figura 19:

Áreas netas específicas necesarias para lagunas de estabilización (sin lagunas de maduración) en caso de la construcción de una planta de desinfección



3.3. Plantas con reactores anaeróbicos (UASB, RALF) y lagunas de maduración

3.3.1. Reactores

La abreviación “UASB” significa “Upflow Anaerobic Sludge Blanket” y RALF significa “Reactor Anaeróbico de Lodo Fluidizado”

Los tiempos de detención necesarios para reactores UASB se muestran en la Figura 20.

Los volúmenes específicos de los reactores para aguas residuales domésticas dependen solamente de los caudales (l/(hab.·d)) y del tiempo de detención, que es una función de la temperatura (ver Figuras 20 y 22).

Figura 20:

Tiempos de detención para la remoción de la DBO en reactores UASB como función de la temperatura del agua (CEPIS)

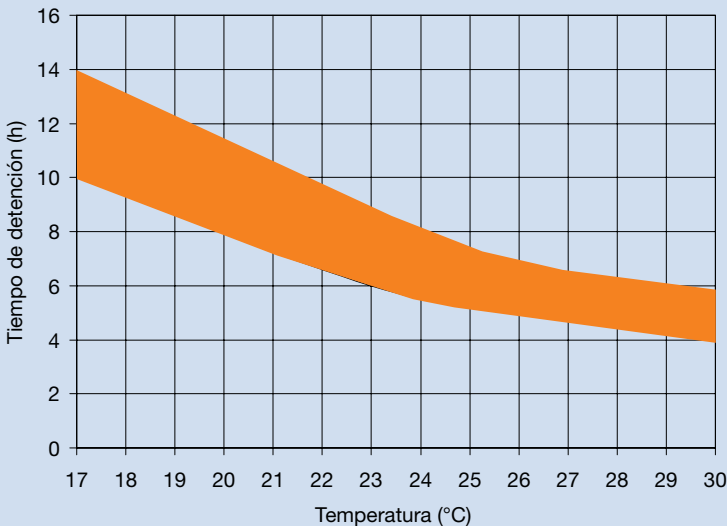
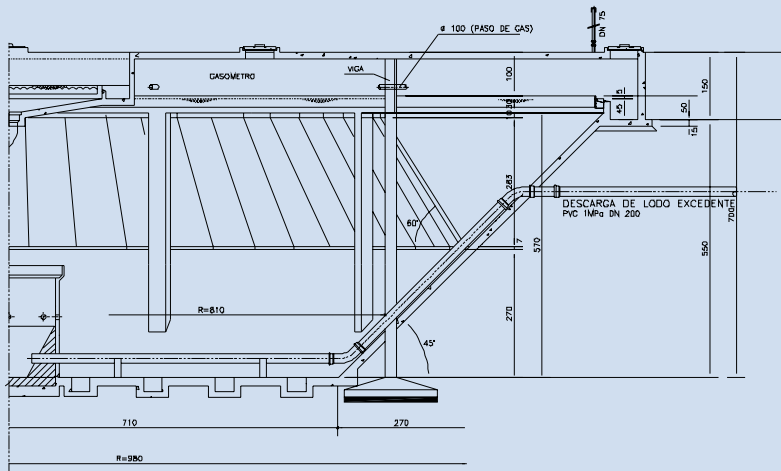


Figura 21:
Reactor anaeróbico, sistema RALF (Camiri, Villamontes, Monteagudo / Diseño Fichtner)



La temperatura de diseño es la temperatura promedio del agua en el mes más frío del año. Construir estos sistemas tiene sentido solamente en caso de que las temperaturas sean superiores a los 13°C. En caso de temperaturas más bajas, su funcionamiento no es seguro.

La altura de un reactor de este tipo es más o menos 5m. Esto significa un espacio necesario para la instalación de 2 hasta 16m²/ (1000 hab.). Es posible eliminar la DBO hasta el 80%, dependiendo de las características del agua y del tiempo de detención.

Figura 22:
Volumen (m³ /hab.) para UASB-reactores

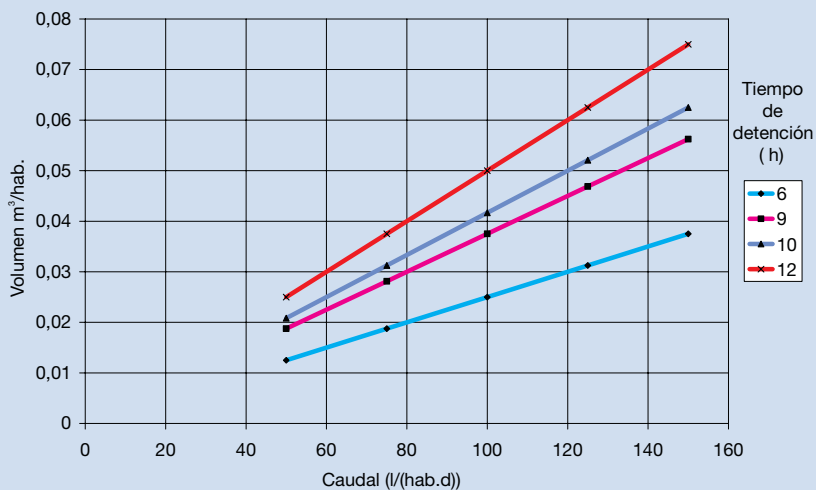
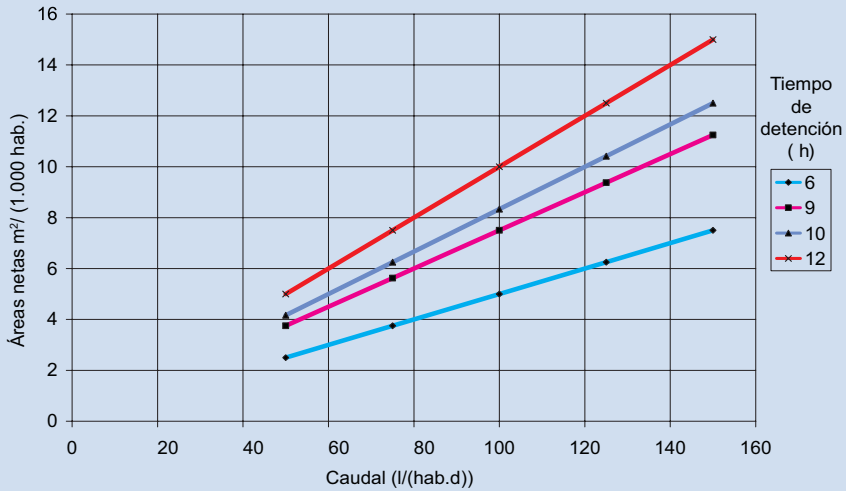


Figura 23:**Espacio necesario para la instalación de reactores UASB, RALF (Áreas netas)****3.3.2. Las lagunas en combinación con reactores anaeróbicos**

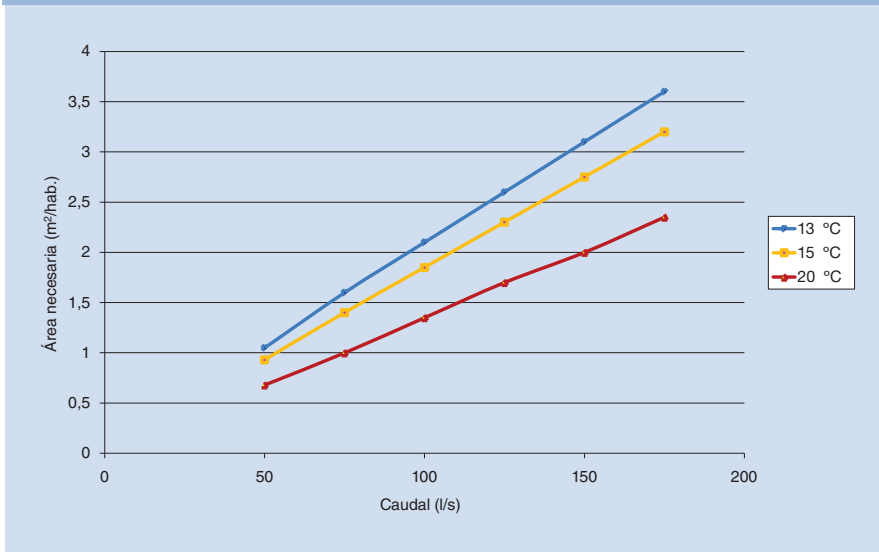
En caso de la combinación de un reactor anaeróbico (UASB / RALF) con lagunas, se puede disminuir la carga de la DBO de 70 hasta 80% según Lettinga y otros, 1980/11/; y Böhnke y otros, 1993/12/. Sin embargo el reactor no es capaz de disminuir los coliformes fecales (máximo 1 logaritmo de unidad).

Los valores de la Tabla 24 muestran las áreas netas para las lagunas, con lo que es posible disminuir los coliformes fecales a un valor de 1.000 CF/100ml con una concentración del afluente de 10^7 CF/100ml (entrada lagunas) y una profundidad de 1,2m.

Tabla 24:
Áreas netas necesarias (m²/hab.) para lagunas después de reactores UASB y RALF

Caudal L / (hab.·día)	13 °C	15 °C	20°C
50	1,05	0,93	0,68
75	1,6	1,4	1
100	2,1	1,85	1,35
125	2,6	2,3	1,7
150	3,1	2,75	2
175	3,6	3,2	2,35

Figura 24:
Áreas netas necesarias (m²/hab.) para lagunas después de reactores UASB y RALF



La base del cálculo fue también aquí el modelo de dispersión con un valor k_{d20} de 0,8 1/d y una relación de longitud/anchura de la laguna de 3:1.

Este sistema también puede tener sentido en combinación con una planta de desinfección separada (p.e. cloración), cuando no es necesario eliminar las coliformes en la laguna.

En este caso (profundidad 1,5m) se necesitan solamente áreas específicas para las lagunas como son descritas en la Tabla 25. Aquí también se indican las áreas netas (multiplicar por el factor f para obtener las áreas totales).

Tabla 25:
Áreas netas necesarias solamente para eliminar la DBO_{efluente} hasta 80mg DBO/l después de una remoción en los reactores USAB de 75% (m²/hab.)

DBO en el afluente	10°C (no recomendable)	15°C	20°C
45g $DBO/(\text{hab.} \cdot \text{d})$	0,75	0,5	0,35
60g $DBO/(\text{hab.} \cdot \text{d})$	1,00	0,7	0,5

Figura 25:
Plano de la planta en Villamontes con un reactor anaeróbico y lagunas de maduración

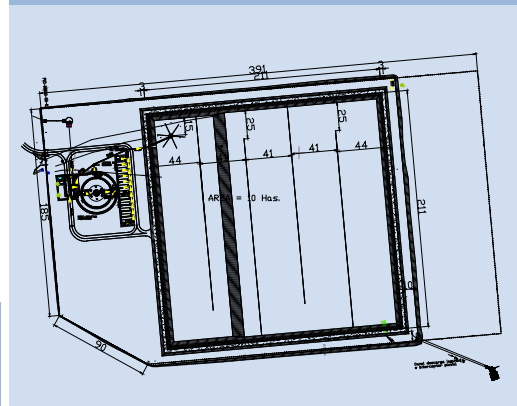
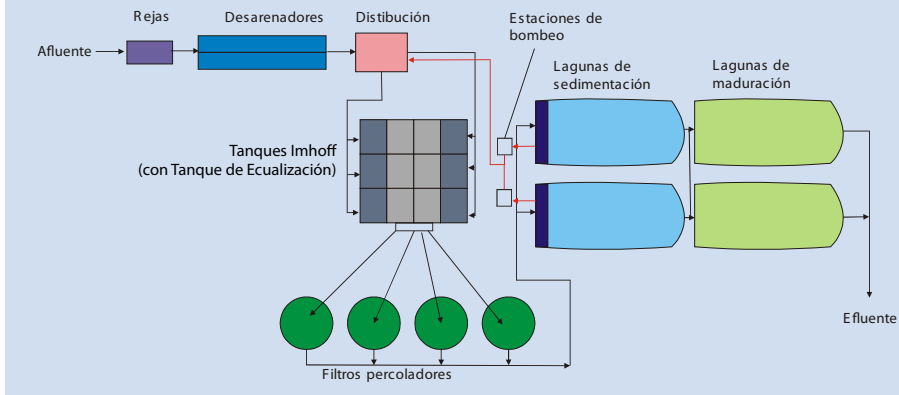


Figura 26:
Esquema de la planta en Sucre



3.4. Plantas con tanques Imhoff, filtros percoladores y lagunas de sedimentación

3.4.1. Explicación del sistema

Una planta de este tipo se encuentra en Sucre.

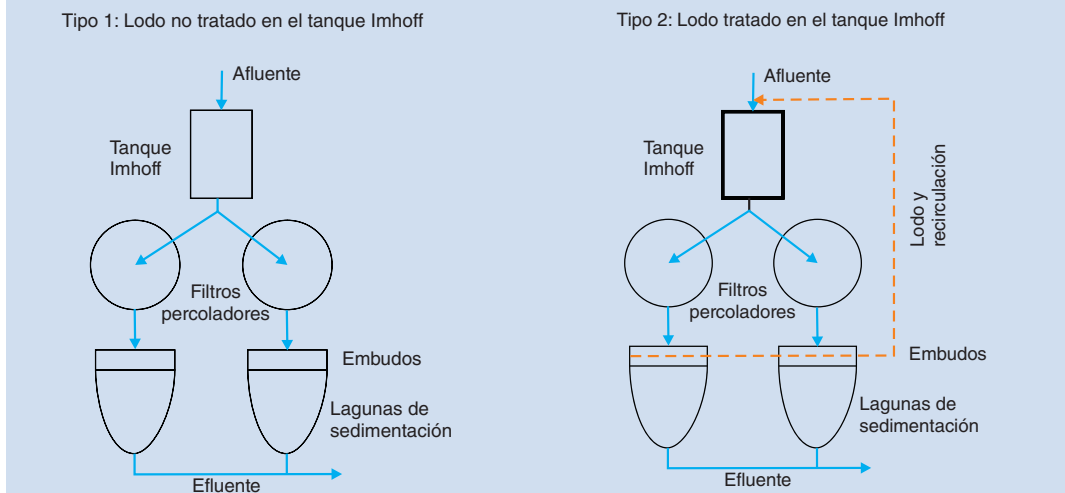
El afluente corre después de pretratamiento (rejas, desarenadores) a un tanque Imhoff (sedimentador primario) y después, sobre filtros percoladores y lagunas de sedimentación. Al final del proceso se encuentran lagunas de maduración. El lodo es bombeado a través de

embudos ubicados al principio de las lagunas de sedimentación a un tanque de ecuación; para terminar en los tanques Imhoff. La estación de bombeo para transportar el lodo tiene también la tarea de realizar una recirculación del agua para los filtros.

Los próximos párrafos tienen un orden poco común, pero con un sentido. Para el diseño de los tanques Imhoff es necesario conocer la producción de los lodos en los filtros (la etapa después de los tanques Imhoff).

Principalmente existen dos sistemas para la combinación de estas etapas.

Figura 27:
Sistemas con tanques Imhoff y filtros percoladores



La diferencia de los dos sistemas es que en el sistema tipo 2, el lodo de los filtros va a ser digerido en el tanque Imhoff; en cambio el sistema tipo 1, es digerido en las lagunas de sedimentación. Por ello, en el caso del tipo 2, el volumen del digestor del tanque Imhoff tiene que ser mucho más grande en comparación al sistema tipo 1.

3.4.2. Filtros percoladores

Para obtener un efluente de 80mg DBO/l, se puede calcular para un relleno de plástico, que es recomendable, con una carga volumétrica de 0,6kg DBO/(m³•d) para 10°C (temperatura del agua) (SESSIL 100m²/m³). La remoción de la DBO en tanques Imhoff, se puede estimar con 30 hasta 35%, importante para determinar la carga del filtro.

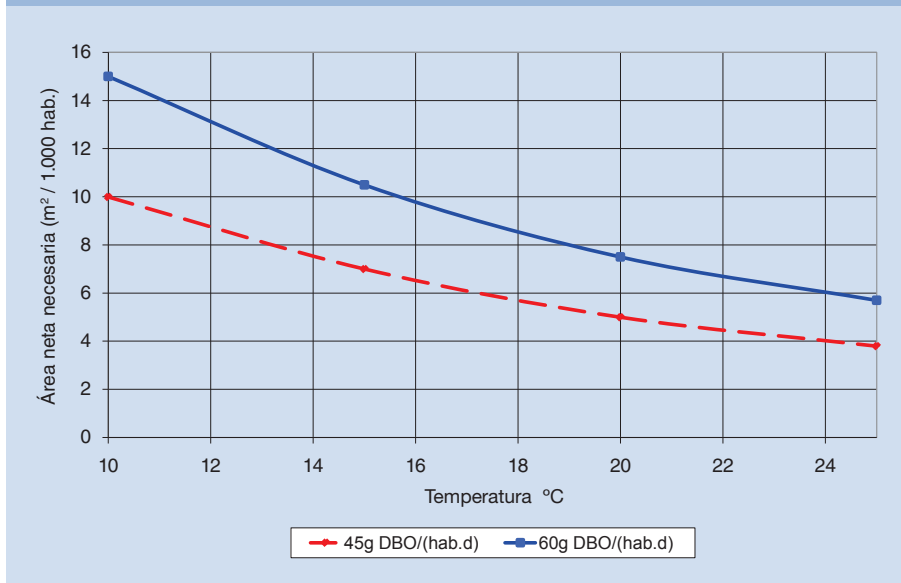
Tabla 26:
Remoción de la carga orgánica (DBO) en filtros percoladores (para temperatura del agua = 10°C)

Carga en la entrada de la planta	45	60	g DBO/(hab.•d)
Remoción tanque Imhoff	33	33	%
Carga en la entrada del filtro	30.15	40.2	g DBO/(hab.•d)
Volumen relleno	50	67	m ³ /1.000 hab.
Altura relleno	5	5	m
Área neta/ 1.000 Habitantes	10	15	m ² / 1.000 hab.

La influencia de la temperatura se muestra en la Figura 28.

Figura 28:

Área neta necesaria para la instalación de filtros percoladores con el valor límite de 80mg DBO/l y una profundidad de 5m (remoción en los tanques Imhoff 33%)



**Figura 29:
Filtros percoladores en Sucre**



3.4.3. Tanques Imhoff

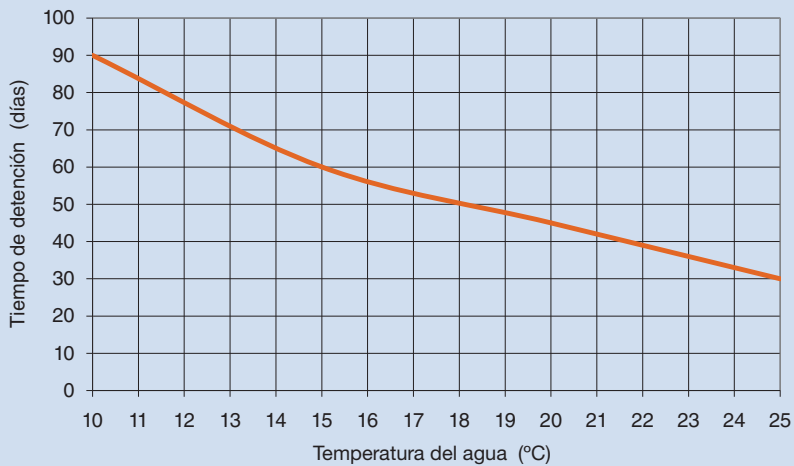
La diferencia entre el sistema tipo 1 y tipo 2 es, que en el sistema 2 hay un reciclaje del lodo en el tanque Imhoff, en el sistema 1 el lodo se queda en las lagunas de sedimen-

tación. Por esto, en el sistema 2, el tanque Imhoff tiene que ser más grande en comparación con el sistema 1. Sin embargo la recirculación del lodo permite prolongar el tiempo antes de tener que vaciar las lagunas.

**Figura 30:
Tanque Imhoff en Sucre**



**Figura 31:
Tiempos de detención del lodo en el tanque de digestión
(Imhoff/Alemania)**



Fuente: Imhoff /24/.

Como muestra la Figura 31, el tiempo de detención necesario, para la estabilización del lodo en el tanque de digestión depende de la temperatura del agua tratada.

a) Sistema: tipo 1 (Sin recirculación del lodo)

El rango de los sólidos suspendidos que se quedan en el tanque Imhoff oscila entre 20

hasta 50g /(hab.●d), dependiendo de las características del agua residual.

Normalmente éstos se remueven hasta 35% en el tanque Imhoff. Considerando una mezcla de partes iguales de lodo fresco y lodo digerido, se puede calcular que el lodo en el tanque (y la purga) es 82,5% de la masa de los SS de la entrada. La concentración del lodo extraído tiene un rango entre 5% SS hasta 7% SS.

Figura 32:
Volumen específico del digester para una concentración de 5% SS en el lodo extraído, Sistema: tipo 1

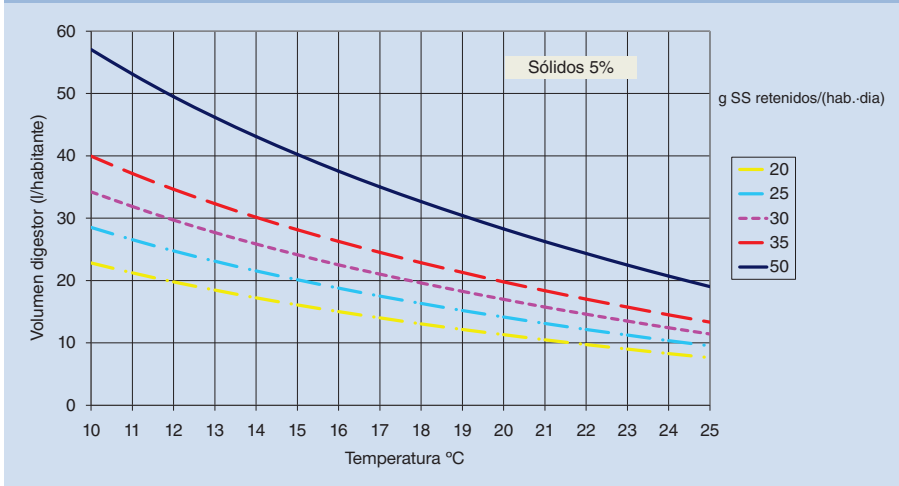


Figura 33:
Volumen específico del digester para una concentración de 7% SS en el lodo extraído, Sistema: tipo 1

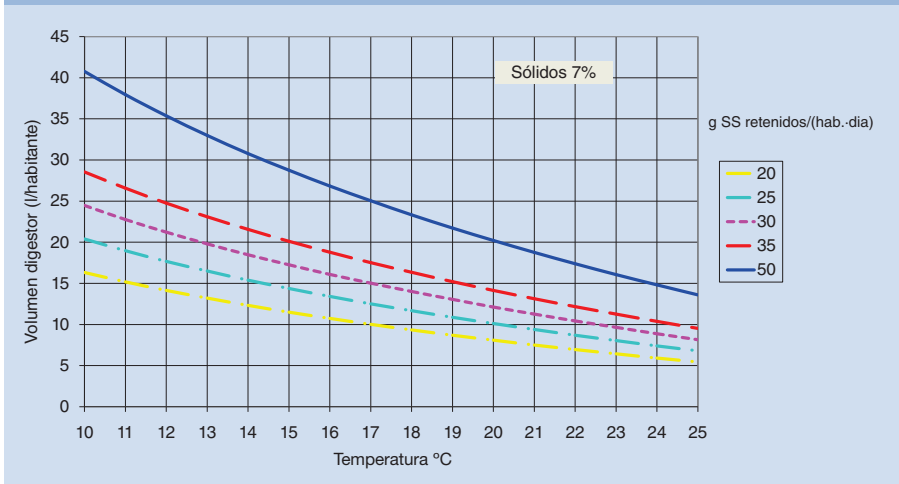
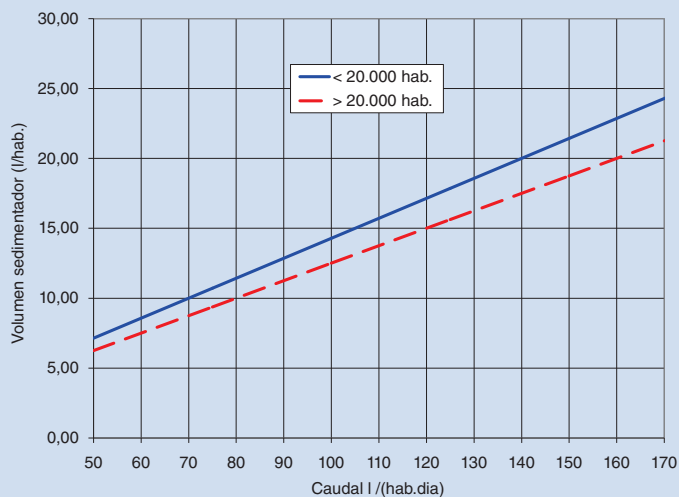


Figura 34:
Volúmenes para el compartimiento de sedimentación en el tanque Imhoff



Se aplican las Figuras 32 y 33 para la determinación del volumen necesario. El valor de los Sólidos (5 o 7%) que contiene el lodo tiene que ser determinado por el diseñador; este dato es sólo un parámetro para el diseño.

Para la sedimentación, el tiempo de detención en el compartimiento es normalmente de 2 horas. Para considerar picos del día, el autor multiplica los valores para plantas menores a 20.000 hab. con el factor pico 1,71 y para plantas mayores a 20.000 hab. con el factor pico de 1,5.

(Factor pico = caudal pico/caudal promedio) Imhoff,/24/.

Con los últimos 3 diagramas es posible determinar el volumen total del tanque Imhoff. Tiene un rango entre 20 l/hab. y 70 l/hab. (Dependiendo de la temperatura, sólidos en la entrada, caudales, factores picos de los caudales, construcción, etc.).

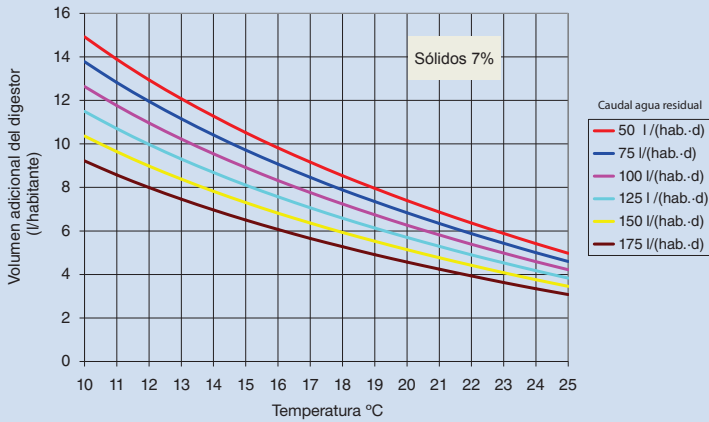
En caso de una profundidad de 8,5m el área para la instalación de la planta tiene un rango entre 2,5 hasta 8,5m²/1.000 hab. (áreas netas). La indicación de un valor promedio no tiene sentido, porque las condiciones son demasiado diferentes.

b) Sistema: tipo 2 (con recirculación del lodo)

En caso del sistema tipo 2, hay que aumentar el volumen del digestor y el volumen del sedimentador en el Tanque Imhoff, para tratar también el lodo producido en los filtros.

Para determinar el lodo fresco de los filtros, se puede calcular con una producción de 0,7kg SS/kg DBO removido. También aquí se puede calcular con una remoción de la masa de los sólidos de un 35%. El volumen adicional para este lodo, se puede estimar con la ayuda de la Figura 35.

Figura 35:
Volumen adicional del tanque Imhoff para el lodo de los filtros.



En caso de otras cargas de la DBO y otras concentraciones de los sólidos en la purga, hay que multiplicar los valores de la Figura 35 por los factores de la Tabla 27.

Tabla 27: Factores para modificar los valores de la Figura 35

	45g DBO/(hab.●d)	60g DBO/(hab.●d)
7% SS	1.00	1.33
5% SS	1.40	1.86

En caso de una profundidad de 8,5m el área

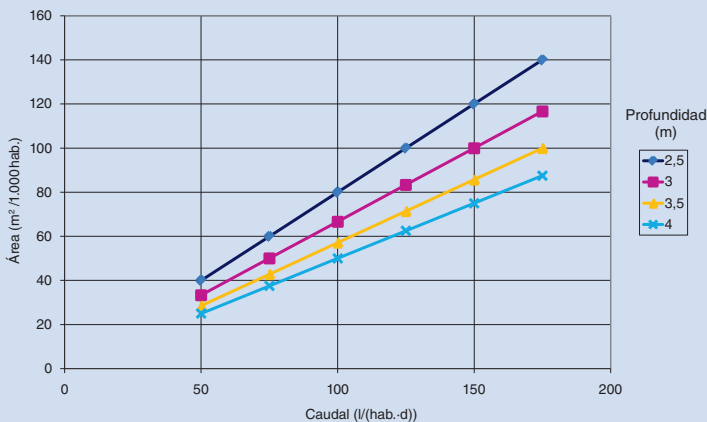
adicional necesaria para la instalación de la planta (en comparación al sistema 1) tiene un rango entre 0,5 hasta 3m²/1.000 habitantes (áreas netas).

El área total para los tanques Imhoff tiene un rango entre 3 hasta 12m²/1.000 habitantes (áreas netas).

3.4.4. Áreas para las lagunas de sedimentación

El autor calcula con un tiempo de detención de 2 días. Las áreas netas de las lagunas para diferentes profundidades y caudales, se muestran en la Figura 36.

Figura 36:
Áreas específicas netas para lagunas de sedimentación



3.4.5. Tanque de equalización

La instalación del tanque de equalización con un tiempo de detención de 5 horas y una profundidad de 5m, demanda las siguientes áreas.

**Tabla 28:
Volúmenes y áreas para el tanque de equalización**

Caudal l/(hab.·d)	Volumen (m ³ /1.000 hab.)	Área (m ² /1.000 hab.)
50	10,42	2,08
75	15,63	3,13
100	20,83	4,17
125	26,04	5,21
150	31,25	6,25
175	36,46	7,29

3.4.6. Lechos de secado

Las áreas de los lechos de secado dependen del lodo producido. Si se trata del sistema tipo 1 se necesita menos espacio porque solo se tiene que secar el lodo producido en el Tanque Imhoff. Si la planta trabaja con un sistema tipo 2 el lodo que se saca del Tanque Imhoff contiene adicionalmente el lodo producido en los filtros percoladores. Se puede calcular para los lechos con una carga de 100kg SS/(m²·año). Para la reducción del lodo en los Tanques Imhoff, se puede calcular con 35%.

**Tabla 29:
Áreas netas para lechos de secado
(sin el lodo de los filtros)**

	20g SS/ (hab.·d)	35g SS / (hab.·d)	50g SS / (hab.·d)
Lodo g/(hab.·d)	13	23	33
Lodo Kg (hab.·año)	4,75	8,3	11,86
Área necesaria m ² / 1.000 hab.	48	83	119

En caso de una re-circulación de lodo, hay que considerar que el lodo adicional de los filtros y las áreas necesarias pueden aumentar hasta en un 50%.

3.4.7. Áreas totales para la planta

Tabla 30 muestra las áreas netas necesarias para la instalación de estos sistemas, según los cálculos antes mencionados.

**Tabla 30:
Áreas netas necesarias (m²/1.000
hab.)**

	Mínimo	Máximo
Tanques Imhoff	3	12
Filtros percoladores	8	15
Tanque de equalización	2	8
Lagunas	40	140
Lechos de secado	48	160
Suma	101	335

Las áreas brutas para la instalación de estos sistemas son más o menos el doble que las áreas netas (Pretratamiento, caminos, diques, desinfección, etc.). Significa que las áreas totales son más o menos 0,2 hasta 0,65m²/ hab.

3.5. Áreas necesarias para otros tipos de plantas

Para plantas totalmente tecnificadas es posible emplear un área menor a 0,5m²/hab. En caso de plantas en base a lodos activados y deshidratación del lodo con máquinas, se necesita sólo un área de 0,25m²/hab.

En caso de lagunas aireadas se puede calcular con 1,0 hasta 1,5m²/hab., para cumplir con un valor límite de 80mg DBO/l (Valor límite en Bolivia, 80mg DBO/l).

Figura 37:
Planta de lodos activados (Saarbruecken/Alemania)



Figura 38:
Lagunas con aireación (Alemania)



4. Costos de inversión

4.1. Costos para plantas (PTAR)

Considerando la complejidad de las diferentes plantas, es muy difícil determinar una fórmula general para los costos de inversión ya que estos dependen de:

- El momento de la realización de la inversión (inflación)
- La región
- El diseño
- El tamaño de la planta
- Los valores límites del efluente
- Las características del agua residual como:
 - Caudales (l/(hab.·d))
 - Carga de polución
 - DBO(g DBO/(hab.·d))
 - Nutrientes (g N/(hab.·d))
 - Sólidos suspendidos (g SS/(hab.·d))
 - Temperatura de agua

No obstante, los precios específicos que per-

miten elaborar un estudio de factibilidad para elegir el sistema más apto están descritos en la Tabla 31.

Con estos precios es posible estimar los costos de inversión de una planta; con los costos y los parámetros del diseño evaluados en el capítulo 3, el autor realiza una estimación de los costos específicos para diferentes tipos de plantas.

Los parámetros para una comparación de los sistemas son los siguientes:

- Carga de la DBO 45g DBO/(hab.·d)
- Habitantes 100.000 hab.
- Caudal: 100 l/(hab.·d)
- Temperatura: 10°C
- Sólidos suspendidos 30g SS/(hab.·d)
- Concentración de los sólidos en el lodo extraído 6% SS
- Valor límite 80mg DBO/l
- Valor límite 1.000 CF/100 ml
- Sin un diseño para nitrificación, sin eliminación de nitrógeno total, ni fósforo
- Precio estimado del terreno 0,5US\$/m²

**Tabla 31:
Precios unitarios para Bolivia (2008)**

	Unidad	US\$ /unidad
Lagunas anaeróbicas sin geotextil	m ²	5 -12
Lagunas anaeróbicas con geotextil	m ²	12 -18
Lagunas facultativas sin geotextil	m ²	4 -8
Lagunas facultativas con geotextil	m ²	9 -14
Lagunas de maduración sin geotextil, con chicanas	m ²	4 -8
Lagunas de maduración con geotextil, con chicanas	m ²	9 -14
Reactores UASB	m ³	150 -250
Filtros percoladores con relleno de plástico	m ³ relleno (costo de todo el filtro)	250- 300
Tanques Imhoff	m ³ (Volumen usado)	200 -250
Tanque de equalización	m ³	100 -200
Desinfección	Habitante	0,5 -1
Rejas, Tamices	Habitante	0,03
Desarenador	m ³ (Volumen usado)	100 -200

Este cálculo tiene que considerarse como un referente, debido a que pueden existir otras condiciones, por las cuales hay que modificar los parámetros.

Es necesario indicar que el sistema con reactores UASB se calcula con 15°C (porque no existe seguridad de su funcionamiento en caso de temperaturas más bajas a los 10°C).

Los valores se indican en US\$/hab. Para obtener los costos totales, hay que multiplicar los valores por el número de habitantes.

No están considerados los costos para elevar el agua a la planta. Este bombeo no es siempre necesario y en caso de una necesidad, los costos son muy variables (altura).

Tabla 32:
Costos de inversión para lagunas de estabilización

Sistema 1 : Lagunas / con geotextil para eliminar coliformes fecales				
	Unidad	Cantidad/hab.	US\$/cantidad	US\$/hab.
Pretratamiento (rejas/tamices, desarenador)	Gbl.			0,10
Lagunas anaeróbicas	m ²	0,20	15,00	3,00
Lagunas facultativas	m ²	1,63	9,00	14,67
Lagunas de maduración	m ²	0,60	9,00	5,40
Edificaciones, caminos, tuberías	Gbl.			3,00
Terreno	m ²	3,40	0,50	1,70
Suma				27,87
Sistema 2 : Lagunas / sin geotextil para eliminar coliformes fecales				
	Unidad	Cantidad/hab.	US\$/cantidad	US\$/hab.
Pretratamiento (rejas/tamices desarenador)	Gbl.			0,10
Lagunas anaeróbicas	m ²	0,20	10,00	2,00
Lagunas facultativas	m ²	1,63	5,00	8,15
Lagunas maduración	m ²	1,20	5,00	6,00
Edificaciones, caminos, tuberías	Gbl.			3,00
Terreno	m ²	3,40	0,50	1,70
Suma				20,95
Sistema 3 : Lagunas / sin geotextil / desinfección separada				
	Unidad	Cantidad/hab.	US\$/cantidad	US\$/hab.
Pretratamiento (rejas/tamices desarenador)	Gbl.			0,10
Lagunas anaeróbicas	m ²	0,20	10,00	2,00
Lagunas facultativas	m ²	1,63	5,00	8,15
Edificaciones, caminos, tuberías	Gbl.			3,00
Desinfección	Gbl.			1,00
Terreno	m ²	2,50	0,50	2,65
Suma				16,90

Sistema 4 : Lagunas / con geotextil / desinfección separada

Unidad	Unidad	Cantidad/hab.	US\$/unidad	US\$/hab.
Pretratamiento (rejas/tamices desarenador)	Gbl.			0,10
Lagunas anaeróbicas	m ²	0,20	15,00	3,00
Lagunas facultativas	m ²	1,63	9,00	14,67
Edificaciones, caminos, tuberías	Gbl.			3,00
Desinfección	Gbl.			1,00
Terreno	m ²	2,50	0,50	1,25
Suma				23,02

**Tabla 33:
Tanques Imhoff con filtros percoladores y lagunas de sedimentación**

	Unidad	Cantidad/hab.	US\$/Cantidad	US\$/hab.
Pretratamiento (rejas/tamices desarenador)	Gbl.			0,10
Filtros percoladores	m ³	0,05	280,00	14,00
Tanque de ecuación	m ³	0,02	150,00	3,00
Tanques Imhoffs	m ³	0,04	250,00	8,75
Lechos	m ²	0,10	20,00	2,00
Desinfección	Gbl.			1,00
Lagunas	m ²	0,08	10,00	0,80
Edificaciones, caminos, tuberías	Gbl.			3,00
Bombas	Gbl.			1,00
Terreno	m ²	0,40	0,50	0,20
				33,75

**Tabla 34:
UASB con lagunas****Sistema UASB en combinación con laguna de maduración**

	Unidad	Cantidad/hab.	US\$/unidad	US\$/hab.
Pretratamiento (rejas/tamices desarenador)	Gbl.			0,10
Lagunas	m ²	2,15	9,90	21,29
UASB	m ³	0,04	150,00	6,00
Edificaciones, caminos y tuberías	Gbl.			3,00
Terreno	m ²	3,00	0,50	1,50
Suma				31,89

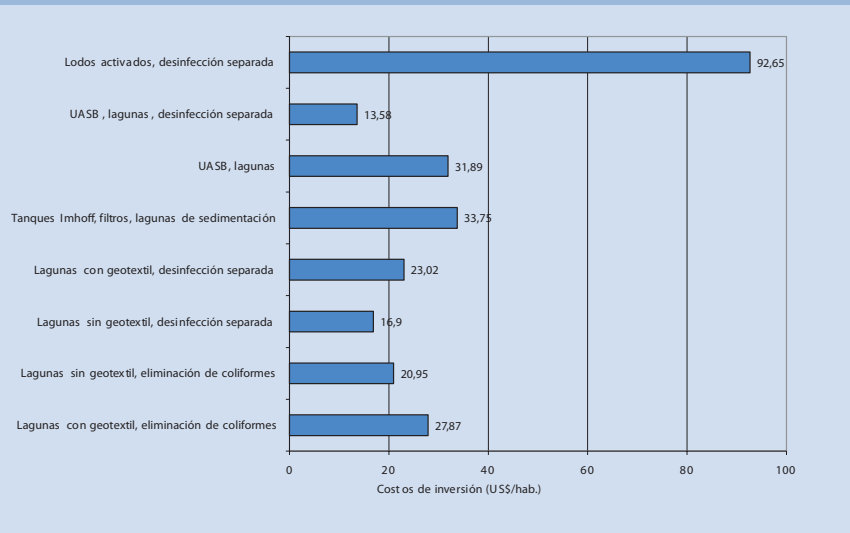
Sistema UASB en combinación con laguna y una estación de desinfección				
	Unidad	Cantidad/hab.	US\$/unidad	US\$/hab.
Pretratamiento (rejas/tamices desarenador)	Gbl.			0,10
Lagunas	m²	0,75	9,90	7,43
UASB	m³	0,04	150,00	1,50
Desinfección	Gbl.			1,00
Edificaciones, caminos y tuberías	Gbl.			3,00
Terreno	m²	1,1	0,5	0,55
Suma				13,58

Tabla 35: Lodos activados				
	Unidad	Cantidad/hab.	US\$/unidad	US\$/hab.
Pretratamiento (rejas/tamices desarenador)	Gbl.			0,50
Tanque de aireación	m ³	0,25	300,00	75,00
Clarificador	m ³	0,03	250,00	7,50
Condensador	m ³	0,01	150,00	1,50
Lechos de secado	m ²	0,15	20,00	3,00
Desinfección	Gbl.			1,00
Edificaciones, caminos, tuberías	Gbl.			3,00
Bombas	Gbl.			1,00
Terreno		0,25	0,5	0,125
		Suma		92,65

Las tablas 32 a la 35 muestran diferentes costos específicos para el pretratamiento. En caso de lodos activados, se necesitan tamices con autolimpieza y mallas muy finas, y

un desarenador con una capacidad muy alta. Los otros tipos de plantas no necesitan una retención de tan alto grado, porque son menos sensibles respecto a cribado y arena.

Figura 39:
Valores de las Tablas 32 hasta 35, en comparación



Una estimación de los costos específicos (con rangos) para diferentes tipos de plantas, se muestra en la Tabla 36; su base son los cálculos de la Figura 39; existen muchos factores que influyen en los costos.

Tabla 36:
Estimación de costos para diferentes sistemas

	De US\$/hab.	Hasta US\$/hab.
Lagunas de estabilización	15	35
UASB con lagunas	25	50
Tanques Imhoff con filtros percoladores	25	50
Lodos activados	70	120
Tanques Imhoff con biodiscos	25	50

4.2. Costos de estaciones de bombeo

Para determinar los costos de las bombas, se pueden usar las ecuaciones que se encuentran en la Figura 40. Su base es un análisis de costos (2008) de la empresa Flyght.

El parámetro “Altura” en la Figura 40, se comprende como la suma de la altura para llevar el agua y las pérdidas de presión en la tubería.

En la Figura 40 se encuentran los costos de las bombas sin transporte y sin impuestos. Para considerar este ítem, se tienen que aumentar los costos por el factor 1,25 (transporte e impuestos).

Normalmente, se instalan 2 bombas para elevar el caudal (cada una 50% del caudal) y una bomba aparte “stand by”. Esta es la base del modelo del cálculo de los costos.

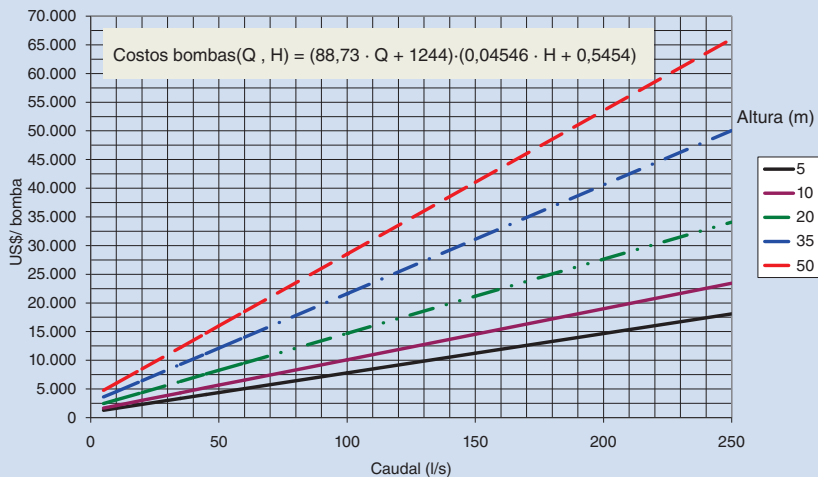
Para determinar todos los costos de la estación de bombeo, se tienen que sumar los siguientes costos:

- Bombas
- Cárcamo (obras)
- Electrotécnica
- Accesorios

La inversión para la electrotécnica se puede estimar en un 70% de lo que cuestan las bombas.

Los costos para el cárcamo (con equipo: canasta para cribado, escaleras etc.) se pueden

Figura 40:
Costos de bombas en el año 2008, Bolivia (sin impuestos ni transporte / Flyght)



estimar como el producto del volumen del cárcamo multiplicado con el precio por m³. El precio por m³ se describe en la función de la Figura 41 (Base: Análisis del autor sobre costos de estaciones de bombeo en Bolivia, 2008).

El Volumen del cárcamo, de acuerdo al texto sobre Bombas Sumergibles, 2004, /13/:

$$V = 2 \cdot 0,9 \cdot Q_{bomba} / Z$$

Donde

V	(m ³)	Volumen del cárcamo
Q _{bomba}	(l/s)	Caudal de una bomba
Z	(1/h)	Número de encendidos por bomba, en una hora

Figura 41:
Costos por m³ de un cárcamo de bombas

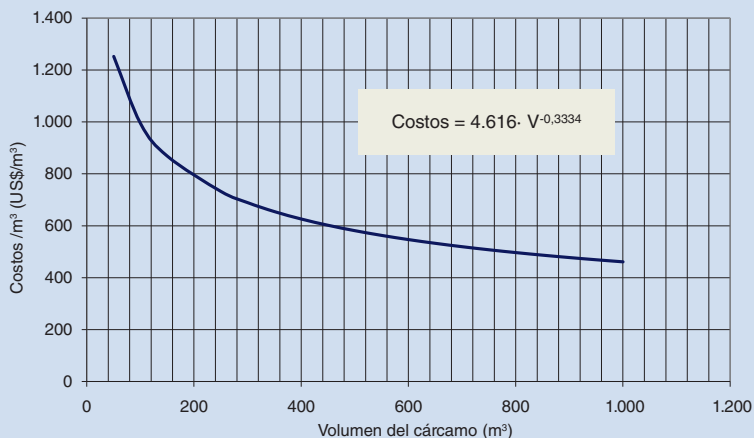
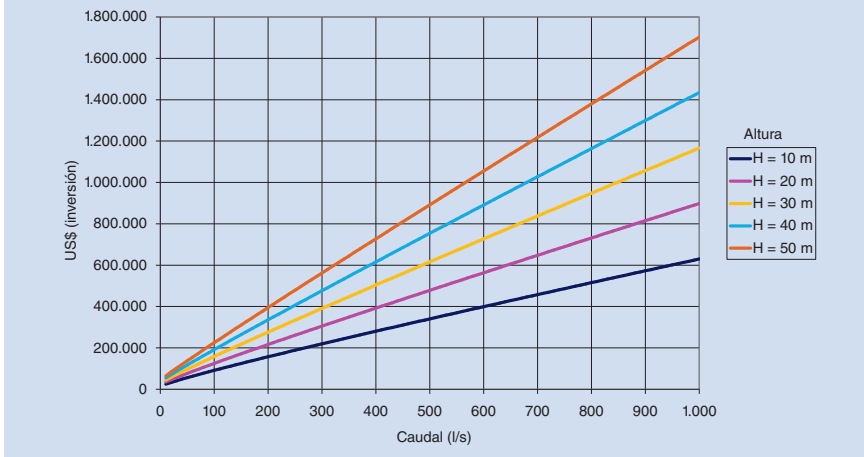


Figura 42:
Costos para estaciones de bombeo como función del caudal y de la altura (H)



El factor “2” considera el borde libre y el volumen no usado para el cambio del nivel del agua (nivel mínimo para arrancar la primera bomba). Son volúmenes estimados.

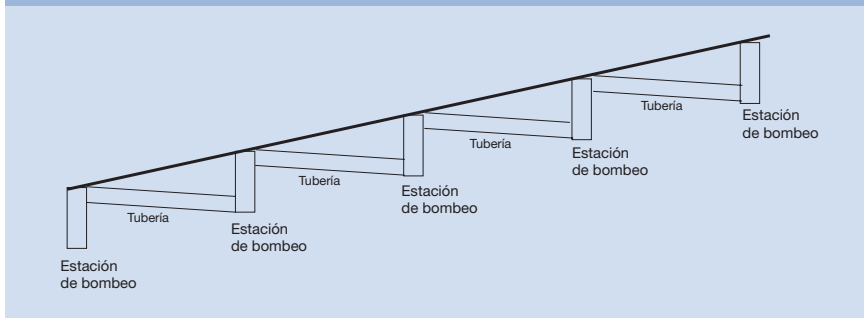
Al considerar los costos de accesorios para tuberías (codos, válvulas, conexiones y otros), se pueden aumentar los costos del cárcamo por un factor que es el producto de los precios de las bombas multiplicado por el factor 0,6.

La inversión total para estaciones de bombeo, se muestra en la Figura 42.

Existen dos sistemas principales acerca de los sistemas de bombeo para grandes alturas.

El sistema 1 trabaja con diferentes estaciones de bombeo, con bombas con una altura de elevación baja y tuberías de flujo libre. El diámetro de las tuberías es más grande, pero no tienen que ser diseñadas para presión o un golpe de ariete. Sin embargo, la profundidad del tendido de las tuberías es mayor (costos del tendido), Figura 43.

Figura 43:
Sistema 1: Diferentes estaciones de bombeo, menos costos de energía



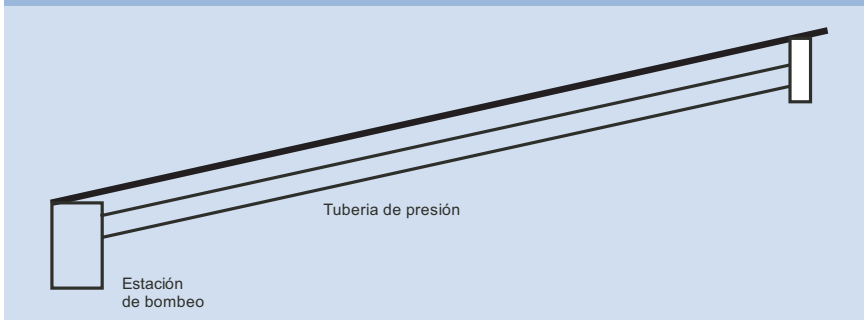
El sistema 2, trabaja con pocas estaciones de bombeo (una o dos), pero utilizando bombas con mayores alturas de elevación. El diámetro de las tuberías es menor, pero las tuberías están sujetas a más presión, lo que significa más costos (golpe de ariete/energía), Figura 44.

Por esto, es necesario decidir sobre la base de cálculos de costos (valores presentes), cuál es la solución más económica. La misma que depende especialmente de:

- Las alturas
- Las distancias
- Los caudales
- Las pérdidas de presión (costos de energía)
- La profundidad del tendido de la tubería (¿es posible tenderla sobre el nivel del suelo? (UV radiación))

Una recomendación general no es posible, porque las condiciones de cada caso son muy diferentes.

Figura 44:
Sistema 2: Una estación de bombeo con mayor presión de las bombas



5. Costos de operación

5.1. Componentes de los costos de operación

Los costos de operación de una planta se componen de los siguientes factores:

- Personal
- Energía
- Depósito de los desechos de la planta
- Mantenimiento
- Análisis
- Insumos de operación (ropa de trabajo, combustible, agua potable, reactivos, etc.)

Es difícil determinar los costos específicos para todos los tipos de plantas o todas las combinaciones de etapas posibles; por ello, en el presente libro se agrupan aquellas que tienen una operación o costos similares, que también dependen de la cantidad de las unidades paralelas (series), de las características del agua residual, de la construcción de la planta (calidad) y del grado de mecanización. Debido a esto, los valores expuestos en la Tabla 37 son sólo orientativos.

5.2. Costos del personal

5.2.1. Costos específicos del personal

Los costos específicos del personal por año se pueden calcular como

Costos específicos por año =

$$\frac{\text{Número de empleados} \cdot \text{Costos por empleado por mes} \cdot 12}{\text{Habitantes conectados}}$$

Los costos por empleado varían mucho, dependiendo del cargo, de la región y del tamaño de la planta.

Tabla 37:
Costos específicos del personal de plantas en Bolivia (2007)

Cargo / Función	De	Hasta	Valor de referencia
	US\$/ mes	US\$/ mes	US\$/ mes
Jefe de la planta	300	1.000	600
Ingeniero Eléctrico	250	700	400
Biólogo, Químico	250	700	400
Operador	150	350	200
Peón	100	250	150

5.2.2. Costos del personal necesario para la operación de lagunas de estabilización

La Tabla 38 muestra el personal de las plantas con lagunas de estabilización más grandes en Bolivia. Aquí se puede notar que existen grandes diferencias, que no son todas explicables solo a través de la tecnología elegida y las condiciones de la región. Puede ser que el número del personal sea un indicador de calidad de la operación y del mantenimiento, como también puede ser que -en algunos casos- el número de los empleados no corresponda a las tareas.

Tabla 38:
Personal en plantas del tipo "lagunas de estabilización" de Bolivia (en el año 2007)

	Habitantes conectados (diseño)	Personal
Oruro	275.000	13
Cochabamba	150.000	20
Montero	33.000	1
El Alto	600.000	8
Santa Cruz (4 plantas)	585.000	24
Trinidad	100.000	6
Tarija	150.000	6

Para lagunas de estabilización (sistema AT y T) se puede estimar el personal necesario en base a los valores de la Tabla 39. Se indican los valores máximos (C) y mínimos (A). Los valores en la columna (B) -según el autor- son los valores más adecuados.

Estos valores consideran que el personal realiza también el mantenimiento de la planta en gran parte; es la suma de todos los encargados (Jefe de la planta /químicos /ingenieros / operadores / peones, etc.).

Los valores que se encuentran en la literatura son normalmente más altos (ver Rolim Mendonca y Yañez Cossío /9/10)

Los costos promedio por empleado trabajando en la planta (de todos los cargos), varían en Bolivia entre 150 y 350US\$/mes. Estos son sueldos que consideran una mezcla entre los costos de trabajadores, operadores, químicos e ingenieros, encargados de la operación de la planta.

Con estos costos y la cantidad del personal (ver Tabla 39) se tienen costos específicos como se indica en la Figura 46.

Significa que los costos para el personal varían entre 0,05 y 0,5US\$/(hab.●año), dependiendo del tamaño de la planta, la intensidad de la operación, el mantenimiento y los costos por empleado.

Tabla 39:
Personal necesario para la operación de sistemas con lagunas de estabilización

Habitantes conectados	Mínimo A	Promedio (usual) B	Máximo C
10.000	1	1	2
25.000	1	1,5	3
50.000	2	3	6
100.000	3	6	10
200.000	5	10	16
500.000	10	17	25
1.000.000	15	25	30

Figura 45:
Personal necesario para lagunas de estabilización

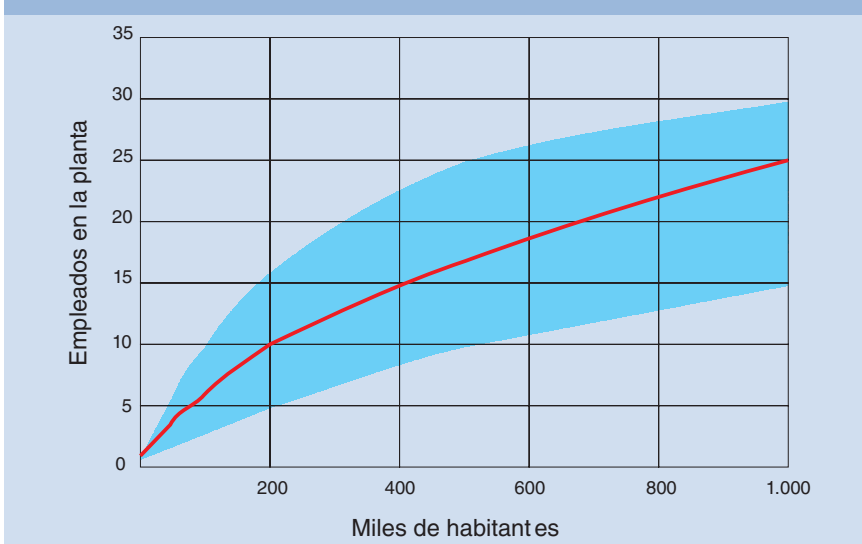
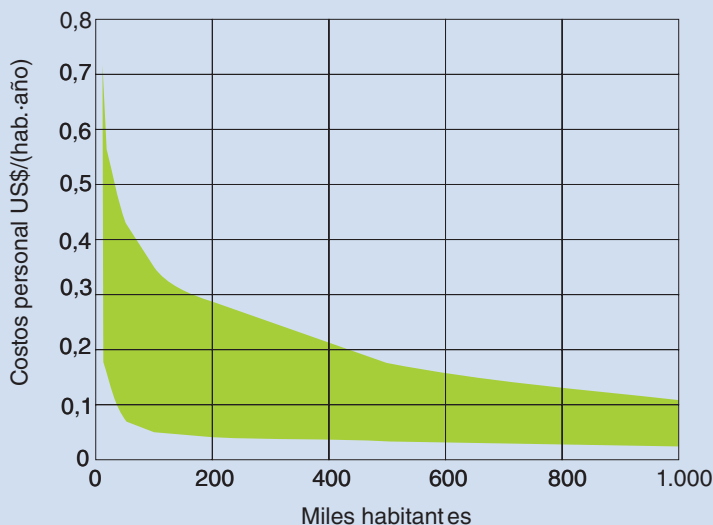


Figura 46:
Costos específicos del personal para la operación de una planta con lagunas (tipo AT y T)



5.2.3. Costos del personal necesario para la operación de los sistemas con reactores anaeróbicos, filtros percoladores o biodiscos.

Aquí el autor aborda especialmente sistemas con reactores anaeróbicos (UASB, RALF) en combinación con lagunas y plantas con tanques Imhoff, combinados con filtros percoladores o biodiscos. Para estos sistemas, se pueden aumentar los costos del personal (una estimación muy gruesa) en un 30% de aquellos que son para sistemas que trabajan sólo con lagunas de estabilización (más personal, personal más calificado).

5.2.4. Sistemas con lodos activados

Los siguientes cálculos se refieren a sistemas con lodos activados y sistemas similares. Cuando se habla de plantas con lodos activados, es imprescindible diferenciar entre plantas con aireación prolongada (donde el

lodo es estabilizado en el tanque de aireación) y plantas con tratamiento del lodo separado (digestores, etc.); por ello, se encuentran en la Figura 47 dos ecuaciones. Las plantas con tratamiento de lodo separado demandan aproximadamente 15% más personal. Este tipo de planta es económicamente recomendable solamente para más de 50.000 habitantes.

Ecuaciones usadas:

Con tratamiento de lodos separado:

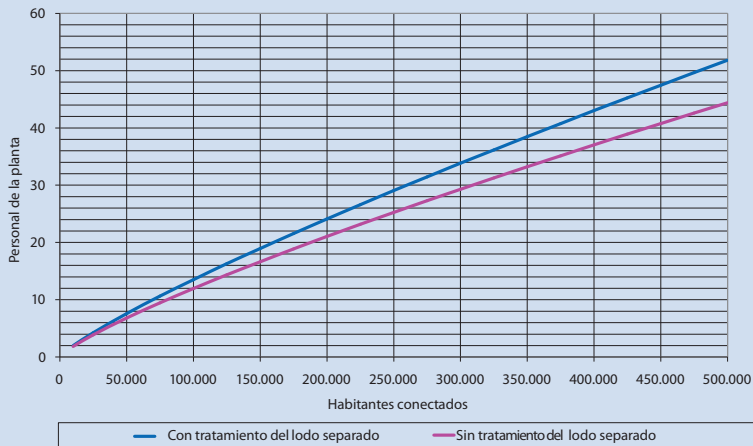
$$\text{Empleados} = 0,0009 \cdot \text{hab}^{0,8353}$$

Sin tratamiento de lodos separado:

$$\text{Empleados} = 0,001 \cdot \text{hab}^{0,8155}$$

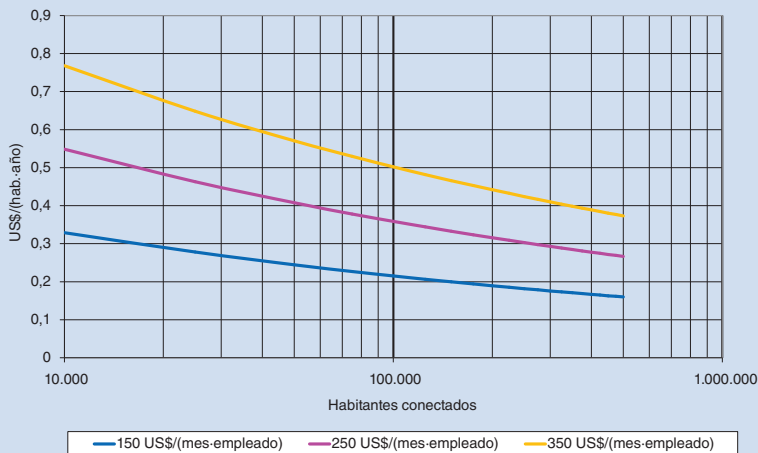
Con estos valores, se puede estimar los costos del personal para la operación de plantas del sistema lodos activados como se describe en la Figura 48.

Figura 47:
Demanda de personal para plantas con lodos activados y similares (Respecto a la situación en Bolivia, estimación del autor)



Fuente: ATV - M271/14/ modificado.

Figura 48:
Costos del personal para sistemas con lodos activados



5.2.5. Comparación del personal necesario para la operación de los diferentes sistemas

Las Figuras (49 y 50) muestran una comparación entre el número del personal y los cos-

tos específicos para los diferentes sistemas.

Los costos específicos para valores promedio (número de los empleados), costos por empleado con un sueldo mensual de 250US\$/mes se pueden ver en la Figura 50.

Figura 49:
Los diferentes sistemas en comparación (número de empleados necesarios)

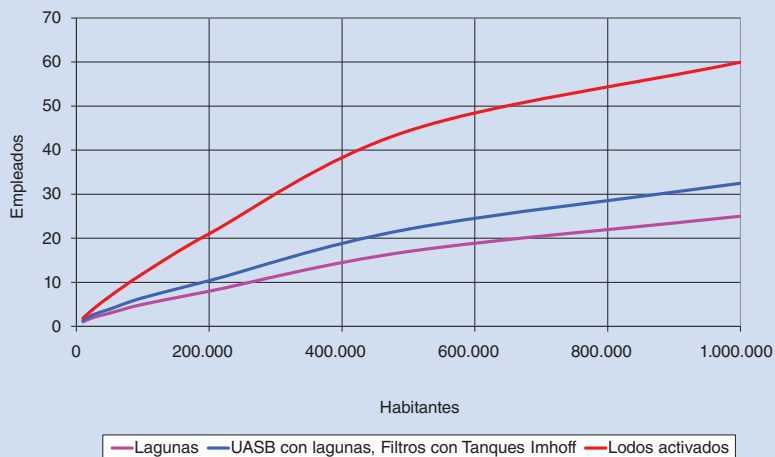
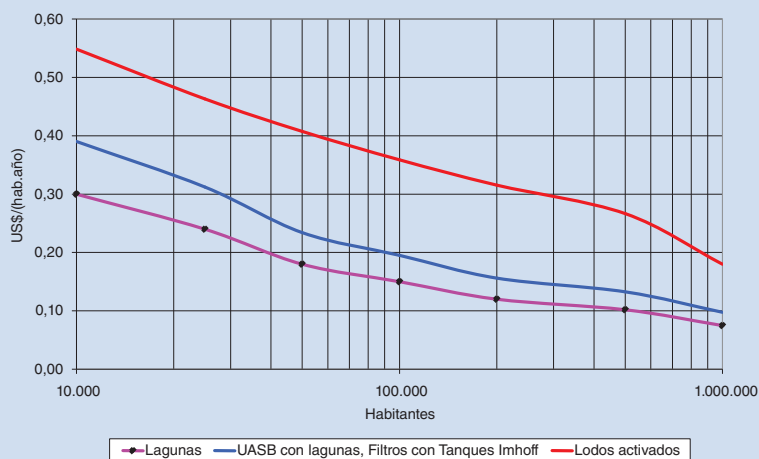


Figura 50:
Los diferentes sistemas en comparación (costos específicos del personal)



5.2.6. Personal necesario para eliminación de fósforo, plantas de desinfección y estaciones de bombeo

Para plantas con precipitación (adición de iones de hierro o aluminio) y para una desinfección separada (Cloración, Ozono, UV) es preciso aumentar el personal, calculando con los siguientes valores (Tabla 40).

Tabla 40:
Personal suplementario para precipitación y desinfección

	Menos de 100.000 hab.	Más de 100.000 hab.
Precipitación	0,5 Empleado	1,0 Empleado
Desinfección	0,5 Empleado	1,0 Empleado

En caso de la existencia de una estación de bombeo para elevar el agua a la planta, hay que realizar el cálculo considerando los siguientes valores adicionales (Tabla 41).

Tabla 41:
Personal suplementario para una estación de bombeo

Habitantes	Potencia (l/s)	Empleados suplementarios
10.000	20	0,2
100.000	200	0,5
500.000	1000	2

5.3. Costos de energía

5.3.1. Costos de energía para el funcionamiento de una PTAR

Los costos de energía necesaria para el funcionamiento de una planta de tratamiento de agua residual, se pueden calcular como el producto de la cantidad de energía consumida multiplicada por los costos específicos (US\$/kWh).

El primer factor depende del tipo de planta así como del sitio (altura del bombeo); el segundo, de las tarifas de la ciudad donde se encuentra la planta. Las tarifas para plantas de tratamien-

to de agua residual tienen en Bolivia un rango entre 0,05 hasta 0,2US\$/kWh (2007).

En todo caso, es necesario examinar estas tarifas en las plantas grandes, especialmente si es posible instalar un generador de gas para disminuir estos costos (producir energía eléctrica con gas natural o gas de digestión).

5.3.2. Costos de energía para elevar agua a la planta

En caso de que sea necesario elevar el agua a la planta, los costos dependen especialmente de la altura a elevar y del caudal. La energía necesaria para la operación de la estación de bombeo se calcula según la siguiente ecuación:

$$E_B = \frac{Q_a \cdot H_p \cdot 9,81}{3600 \cdot \eta}$$

Fuente: Wagner 2001/16/

Donde

E_B	KWh/a	Consumo de energía por año
Q_a	m ³ /a	Cantidad de agua por año
H_p	m	Altura (geométrica+ pérdidas de presión)
η	-	Eficiencia bombas (entre 0.5 hasta 0.78)

Los valores m³/(hab. • d) se comprenden como valores promedio, no valores picos para el diseño de la planta. Con los costos específicos de 0,05 hasta 0,2US\$/kWh es fácil determinar los costos para el bombeo.

5.3.3. Otros elementos de consumo de energía (iluminación y pretratamiento)

En caso de la instalación de una iluminación o de tamices con autolimpieza y desarenadores con bombas o rascadores, existe un consumo adicional de energía. Este consumo se puede estimar con los valores de la Tabla 42 (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, 1999/15 /)

Figura 51:
Energía por habitante/año, necesaria para el bombeo del agua

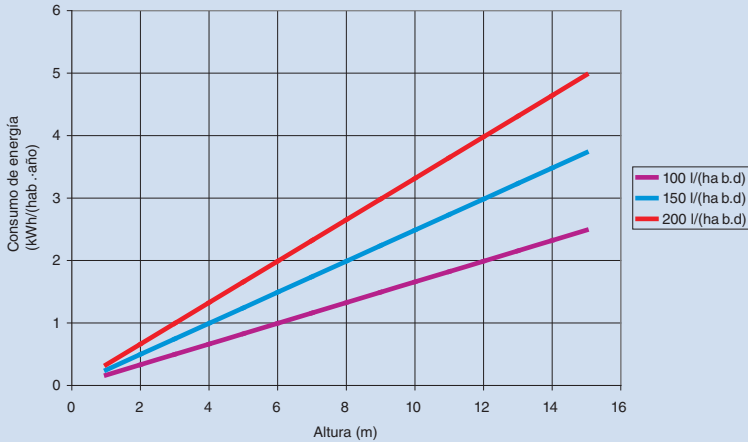


Tabla 42:
Consumo de energía de iluminación y pretratamiento

	kWh/(hab.·año)
Iluminación	0,04
Tamices	0,08
Desarenadores (con rascadores o bombas)	0,25

Significa que -en caso de que no exista información en detalle- es posible calcular adicionando un suplementario de 0,4kWh/(hab.·año) para el consumo de energía.

5.3.4. Consumo de energía para la operación de filtros percoladores

El consumo de energía de filtros percoladores se compone de la energía para

- Elevar el agua sobre el filtro
- La energía para la recirculación, en caso que sea necesaria (agua con alta concentración de DBO).

En caso de que sea posible enviar el agua en flujo libre sobre los filtros, no es necesario calcular costos del primer tipo.

Los costos para elevar el agua, al igual que para la recirculación se pueden estimar con la ayuda de la Figura 52. Normalmente un filtro percolador tiene una altura de más o menos 5m.

En caso de otras alturas del filtro percolador, es preciso aumentar el consumo según la siguiente fórmula:

$$\text{Consumo } D = \frac{DH}{5} \cdot \text{consumo } 5$$

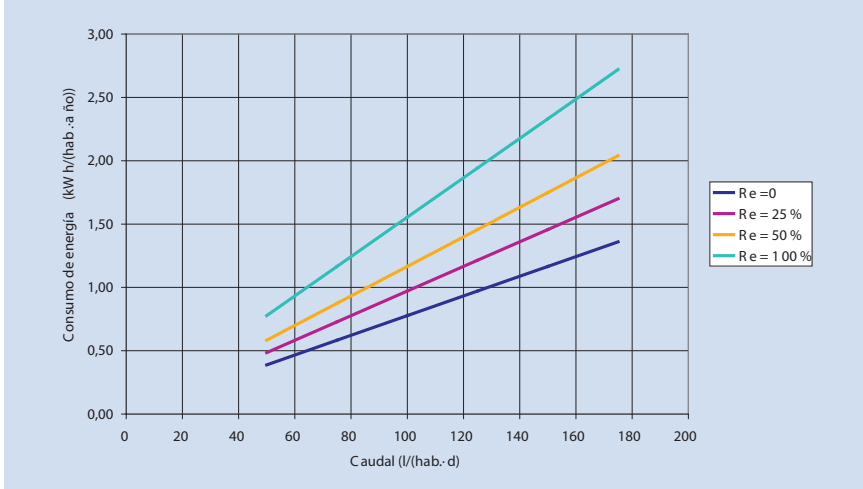
Donde

DH	(m)	la altura para elevar el agua
Consumo D	(kWh/hab.·año)	consumo con una altura de DH m
Consumo 5	(kWh/hab.·año)	consumo con una altura de 5m

Es necesario recordar que esta es una estimación aproximada, debido a que no se consideraron las siguientes pérdidas:

- Del distribuidor (0,5 – 1 m)
- Ni de las tuberías (0,5 – 1 m)

Figura 52:
Consumo de energía de un filtro percolador con la altura de 5m
(altura para elevar el agua) y diferentes tasas de recirculación (Re)



5.3.5. Consumo de energía para la operación de lagunas con aireación

Considerando lagunas facultativas con un tiempo de detención de 7 días, se habla de una potencia necesaria de más o menos 4 W/m³ según Rolim Mendonca /9/ y Romero Rojas /1/; calculando con un caudal por habitante de 0,15m³/(hab.·d), esto significa un volumen de la laguna por habitante de 1,05m³; calculando con una potencia de 4W/m³ significa un consumo de energía de:

$$1,05\text{m}^3 \cdot 4\text{W/m}^3 \cdot 365 \text{ d} \cdot 24\text{h/d} /1.000\text{W/kWh} = 37\text{kWh}/(\text{hab.}\cdot\text{año}).$$

Las lagunas con mezcla completa tienen un consumo de energía que es 5 veces más grande y por ello no son recomendables, según la opinión del autor.

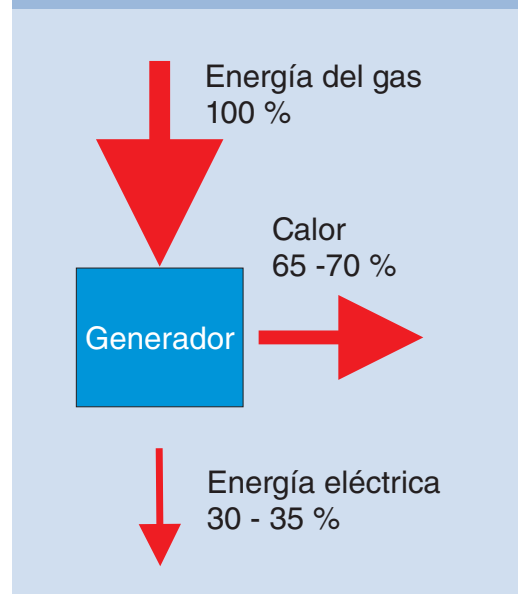
5.3.6. Balance de energía en caso de la instalación de reactores anaeróbicos (UASB)

Un reactor anaeróbico (UASB) no necesita casi nada de energía. No obstante, puede existir un consumo para enviar el agua hacia el reactor, pero el mismo depende de los niveles y de la topografía. Las pérdidas de carga (presión) en el reactor son normal-

mente menos de 20cm, lo cual significa un consumo de menos de 0,5kWh/(hab.·año).

Sin embargo, es posible usar el gas de digestión para producir energía. Un balance de la energía para generadores se muestra en la Figura 53. Es posible transferir 30 hasta 35% de la energía del gas en energía eléctrica.

Figura 53:
Concepto para producir energía



El gas utilizable producido, se puede estimar con $170l \text{ gas/kg DQO}_{\text{removido}}$. La remoción del DQO en reactores de este tipo es de hasta 80%. Calculando con una carga de $90g \text{ DQO}/(\text{hab.}\cdot\text{d})$ significará un $\text{DQO}_{\text{removido}}$ de $72g \text{ DQO}/(\text{hab.}\cdot\text{d})$.

Esto significa una producción de 12,24 litros de gas/(hab.·d) (recordar que es una estimación gruesa/ no se considera la DQO que entra en el lodo). El contenido de energía en el gas es $6,5\text{kWh}/\text{m}^3$. En el siguiente ejemplo, el autor realizó el cálculo con una eficiencia de 30% con respecto a la producción de electricidad (ver Lettinga y otros, 1980/11/).

Tabla 43:
Producción de energía con el gas de un reactor anaeróbico

Habitantes	1	Hab.
DQO	0,09	kg/d
DQO removido	0,072	kg/d
Gas producido	12,24	l gas/d
Energía en el gas	6,5	kWh/m ³
Energía total	0,08	kWh/d
Energía eléctrica diaria	0,024	kWh/d
Energía eléctrica anual	8,7	kWh/a

Significa que el potencial para la producción de energía, a través de un reactor de este tipo, es suficiente para satisfacer la demanda de energía de las plantas con reactores anaeróbicos. En el caso de grandes plantas, vender energía es también una posibilidad.

No obstante, hay que considerar que la instalación y la operación de un generador también están vinculadas a costos particulares. Los costos específicos para los generadores se muestran en la Figura 55. Calculando un costo de inversión de $700\text{US}\$/\text{kW}$ y una potencia de $1\text{kW}/1.000 \text{ hab.}$ (energía eléctrica), se obtendrán costos de inversión específicos de $0,7\text{US}\$/\text{hab.}$

Calculando la amortización (6% tasa de interés, a 10 años de tiempo de vida útil) con un factor de 0,1359 (anual) y adicionando los

costos para operación y mantenimiento de 20% de la inversión por año sería:

- Costos del capital
0,095 US\$/(hab.·año)
- Costos de operación y mantenimiento
0,14 US\$/(hab.·año)
- En total
0,235 US\$/(hab.·año)

Esto significa también, que los costos por kWh producidos son:

$$0,235 \text{ US}\$/(\text{hab.}\cdot\text{año}) / 8,7 \text{ kWh}/(\text{hab.}\cdot\text{año}) = 0,03 \text{ US}\$/\text{kWh}$$

(en comparación con 0,05 hasta $0,2\text{US}\$/\text{kWh}$ de empresas que venden energía eléctrica)

Las consideraciones muestran, que -en todo caso- la producción de energía con el gas puede ser rentable.

5.3.7. Consumo de energía para la operación de plantas en base a lodos activados

a) Tipos de sistemas en base a lodos activados

Hay diferentes tipos de sistemas en base a lodos activados, es preciso diferenciar entre las metas del tratamiento.

En estas plantas, la energía es necesaria para:

- Introducción de oxígeno en el tanque de aireación
- Mezcla en el tanque de aireación
- Recirculación y transporte del lodo activado, del tanque de sedimentación al tanque de aireación o al digestor
- Movimiento de los rascadores dentro del tanque de sedimentación

Aproximadamente, un 80% de la energía se necesita para introducir oxígeno en el tanque de aireación.

El consumo de energía depende también de la eficiencia del sistema de aireación, una eficiencia de $1,5\text{kg O}_2/\text{kWh}$ (Wagner, 2001/16/)

Figura 54:
Generador para producir energía eléctrica usando el gas de digestión
 (Foto: Ing. Edgard Alarcón)



es un valor promedio para sistemas comunes (para agua residual). Para sistemas de una eficiencia de $1,5\text{kg O}_2/\text{kWh}$ (agua residual) se puede calcular con el consumo de energía representado en la Tabla 44. El consumo de energía aumenta con la temperatura del agua (debido a la actividad de las bacterias y la solubilidad de oxígeno en el agua).

En el momento no existe una planta de este

tipo en Bolivia y solamente hay dos diseños preliminares (para La Paz y Tarija); por ello no es imprescindible determinar exactamente la influencia de la temperatura.

En el caso de instalación de un sedimentador primario (puede ser un tanque Imhoff), se puede disminuir bastante el consumo de energía (más o menos 30 hasta 35%).

Figura 55:
Costos específicos de inversión (US\$/kW) para generadores (Según informaciones personales del Ing. Edgard Alarcón)

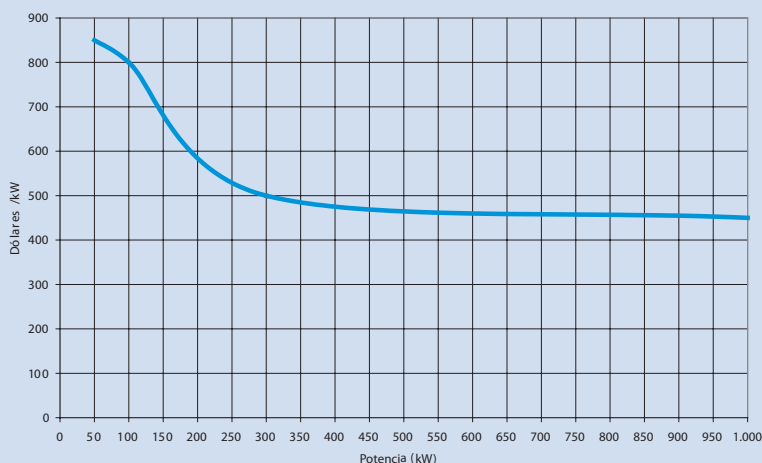


Tabla 44:
Consumo de energía para la operación de plantas con lodos activados (valores promedio)

	Consumo de energía (kWh/(hab. • año))	
	Con sedimentador primario	Sin sedimentador primario
Eliminación solamente de la DBO	15	20
Nitrificación	25	35
Nitrificación con denitrificación	20	30
Estabilización del lodo en el tanque	-	40

Fuente Wagner, 2001 /16/

Es indispensable considerar que las plantas que se ubican en la altura (altiplano) necesitan mucha más energía, porque la concentración de saturación del oxígeno en el agua disminuye con la altura, esto para el caso de que la temperatura más baja del agua no pueda compensar este efecto. (Ver siguiente inciso)

En caso de la existencia de digestores separados para el lodo, hay una producción de gas (proceso anaeróbico) y, con la instalación de generadores, se puede utilizar el gas para producir energía así como disminuir significativamente los costos destinados a la energía.

b) Consideraciones con respecto a la potencia eléctrica necesaria para la aireación en dependencia de la altura.

Muchas localidades urbanizadas de Bolivia tienen una altura de 3.000m o más sobre el nivel del mar. Por esto es necesario investigar que influencia tiene dicha altura en los costos de energía para plantas de tratamiento que trabajan con aireación (lodos activados, lagunas aireadas, etc.).

La potencia con respecto a la entrega del oxígeno se indica en base a empresas que producen sistemas de aireación, normalmente con un valor N_{x0} (kg O_2 /kWh), que se refiere a condiciones normales (20°C, altura al nivel del mar, agua limpia). Este valor tiene un rango entre 1,5 y 3,0kg O_2 /kWh. Sería nece-

sario modificar este valor para las condiciones especiales en grandes alturas (altiplano).

La siguiente ecuación brinda la base para esta modificación. Hay que determinar el valor N_x , que describe la potencia del mismo sistema en la altura, para el agua residual. "Potencia" se comprende aquí como el potencial de entregar una cantidad de oxígeno en el agua con una unidad de energía (ver Wagner, 2001 /16/ y Romero Rojas, 2005/17/).

$$N_x = N_{x_0} \cdot \left[\alpha \cdot \left(\frac{\beta \cdot C_{sw} - C_L}{C_{ST}} \right) \cdot \theta^{(T-20)} \right]$$

El valor α describe aquí la relación de este potencial en agua residual en comparación de agua limpia, también el factor β considera que el medio es agua residual. El factor θ es el factor de la temperatura. El parámetro C_L indica la concentración de O_2 del agua residual en el tanque de aireación, que es necesaria para el proceso. Estos factores no cambian con la altura.

Para el parámetro C_{sw} que describe la concentración de saturación del oxígeno del agua residual, éste dependerá de la temperatura del agua y de la presión del aire.

Donde:

C_{sw}	mg/l	Concentración de saturación de oxígeno en agua para una temperatura T, en el nivel del mar.
C_L	mg/l	Concentración del oxígeno del agua en el tanque de aireación
C_{ST}	mg/l	Concentración de saturación de oxígeno en agua blanca para condiciones estándares (20°C, nivel del mar, 9,17mg/l)
N_x	Kg O ₂ /kWh	Potencia para condiciones en el estado de la operación
N_{x_0}	Kg O ₂ /kWh	Potencia para condiciones estándares (20°C, 0mg O ₂ -diluido/l)
T	°C	Temperatura del agua
α	-	Relación entre la capacidad de entregar oxígeno en agua residual y en agua limpia
β	-	Relación de la concentración de saturación en agua residual a agua limpia
θ	-	Constante de temperatura para el sistema de aireación

La dependencia de C_{sw} de la temperatura se puede describir con la ecuación:

$$C_{sw} = 14,652 - 0,41022 \cdot T + 0,0079910 \cdot T^2 - 0,000077774 \cdot T^3$$

La influencia de la presión del aire sobre el valor de C_{sw} se puede describir con la siguiente fórmula:

$$C_{sw}^1 = C_{sw} \cdot \left[\frac{p_A - p}{760 - p} \right]$$

Donde:

C_{sw}^1	mg/l	Concentración de saturación del oxígeno corregido por la temperatura y la altura
p_A	mm Hg	Presión del aire en la altura de la planta
p	mm Hg	Presión de vapor del agua, dependiente de la temperatura

El valor p es la presión de vapor del agua, que se puede describir con la siguiente ecuación:

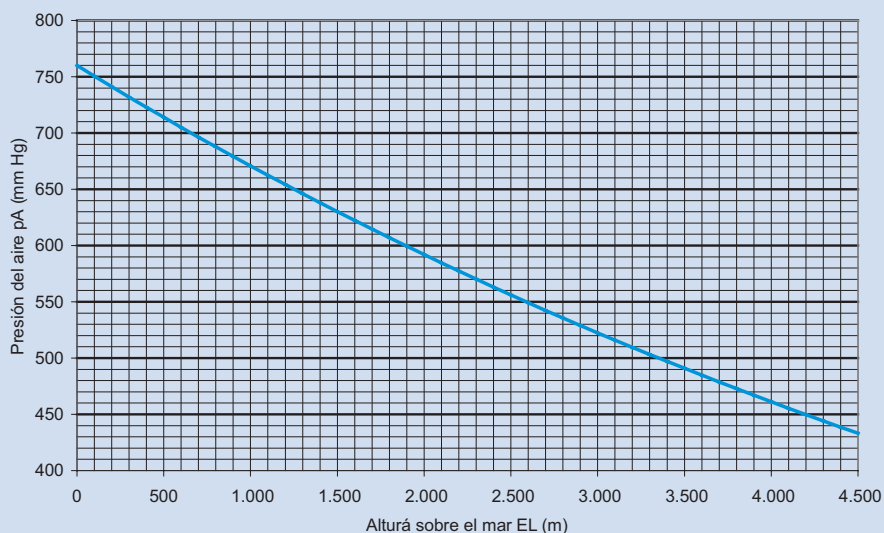
$$p = \exp(1,52673 + 0,07174 \cdot T + 0,000246 \cdot T^2)$$

Donde T es la temperatura en la superficie del agua. La presión del aire dependiente de la altura, se puede describir con la siguiente ecuación:

$$P_A = 760 \cdot \exp(-EL / 8005)$$

Donde: EL (m) es la altura del sitio sobre el nivel del mar.

Figura 56:
La presión del aire en relación a la altura



Con estas relaciones se pueden determinar los factores de corrección para el valor C_{SW}

Tabla 45:
Factores de corrección para C_{SW}

Factor: $\frac{p_A - p}{760 - p}$	Temperatura °C						
Altura sobre el nivel del mar (m)	0	5	10	15	20	25	30
0	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000
100	0,9875	0,9875	0,9874	0,9874	0,9873		0,9870
200	0,9752	0,9751	0,9750	0,9749	0,9747	0,9745	0,9742
300	0,9630	0,9629	0,9628	0,9626	0,9623	0,9620	0,9616
400	0,9510	0,9508	0,9507	0,9504	0,9501	0,9497	0,9491
500	0,9391	0,9389	0,9387	0,9384	0,9380	0,9375	0,9368
600	0,9273	0,9272	0,9269	0,9266	0,9261	0,9255	0,9246
700	0,9158	0,9155	0,9152	0,9148	0,9143	0,9136	0,9126
800	0,9043	0,9041	0,9037	0,9033	0,9027	0,9018	0,9007
900	0,8930	0,8927	0,8924	0,8918	0,8912	0,8902	0,8890
1000	0,8819	0,8815	0,8811	0,8806	0,8798	0,8788	0,8774
1100	0,8708	0,8705	0,8700	0,8694	0,8686	0,8675	0,8660
1200	0,8599	0,8596	0,8591	0,8584	0,8575	0,8563	0,8547

Factor: $\frac{\rho_A - \rho}{760 - \rho}$	Temperatura °C						
	0	5	10	15	20	25	30
Altura sobre el nivel del mar (m)							
1300	0,8492	0,8488	0,8483	0,8475	0,8466	0,8453	0,8436
1400	0,8386	0,8382	0,8376	0,8368	0,8358	0,8344	0,8326
1500	0,8281	0,8276	0,8270	0,8262	0,8251	0,8236	0,8217
1600	0,8177	0,8173	0,8166	0,8157	0,8146	0,8130	0,8109
1700	0,8075	0,8070	0,8063	0,8054	0,8042	0,8025	0,8003
1800	0,7974	0,7969	0,7962	0,7952	0,7939	0,7921	0,7899
1900	0,7874	0,7869	0,7861	0,7851	0,7837	0,7819	0,7795
2000	0,7776	0,7770	0,7762	0,7751	0,7737	0,7718	0,7693
2100	0,7678	0,7672	0,7664	0,7653	0,7638	0,7618	0,7592
2200	0,7582	0,7576	0,7568	0,7556	0,7540	0,7520	0,7492
2300	0,7487	0,7481	0,7472	0,7460	0,7444	0,7422	0,7394
2400	0,7394	0,7387	0,7378	0,7365	0,7348	0,7326	0,7297
2500	0,7301	0,7294	0,7285	0,7272	0,7254	0,7231	0,7201
2600	0,7210	0,7203	0,7193	0,7179	0,7161	0,7137	0,7106
2700	0,7120	0,7112	0,7102	0,7088	0,7069	0,7045	0,7012
2800	0,7030	0,7023	0,7012	0,6998	0,6979	0,6953	0,6920
2900	0,6942	0,6935	0,6924	0,6909	0,6889	0,6863	0,6828
3000	0,6855	0,6847	0,6836	0,6821	0,6801	0,6774	0,6738
3100	0,6770	0,6761	0,6750	0,6734	0,6713	0,6686	0,6649
3200	0,6685	0,6676	0,6664	0,6649	0,6627	0,6599	0,6561
3300	0,6601	0,6592	0,6580	0,6564	0,6542	0,6513	0,6474
3400	0,6518	0,6509	0,6497	0,6480	0,6458	0,6428	0,6389
3500	0,6437	0,6427	0,6415	0,6398	0,6375	0,6344	0,6304
3600	0,6356	0,6347	0,6334	0,6316	0,6293	0,6261	0,6220
3700	0,6276	0,6267	0,6254	0,6236	0,6212	0,6180	0,6138
3800	0,6198	0,6188	0,6174	0,6156	0,6132	0,6099	0,6056
3900	0,6120	0,6110	0,6096	0,6078	0,6052	0,6019	0,5975
4000	0,6043	0,6033	0,6019	0,6000	0,5974	0,5940	0,5896
4100	0,5967	0,5957	0,5943	0,5923	0,5897	0,5863	0,5817
4200	0,5893	0,5882	0,5867	0,5848	0,5821	0,5786	0,5740
4300	0,5819	0,5808	0,5793	0,5773	0,5746	0,5710	0,5663
4400	0,5746	0,5735	0,5720	0,5699	0,5672	0,5635	0,5587
4500	0,5674	0,5662	0,5647	0,5626	0,5598	0,5561	0,5512
4400	0,5746	0,5735	0,5720	0,5699	0,5672	0,5635	0,5587
4500	0,5674	0,5662	0,5647	0,5626	0,5598	0,5561	0,5512

Con estos factores es posible determinar la relación de N_x/N_{x_0} , que se puede encontrar en la figura 57.

La Figura 57 muestra que el valor de N_x se da en una altura de 4.000m, más o menos la mitad del valor de N_{x_0} .

Esto significa también que, en esta altura, necesitaremos máquinas con aproximadamente el doble de potencia; de igual manera, se consume el doble de la energía en comparación con las condiciones de referencia.

5.3.8. Consumo de energía para la operación de plantas con biodiscos

El consumo de energía de los biodiscos, se puede estimar con el valor de $0,6W/m^2$ ($m^2 =$ área superficial de los discos). (Romero Rojas, 2005 /17/).

Para el diseño existen diferentes reglamentos técnicos dependiendo del país. La construcción depende del tipo y material de los discos.

Según Romero Rojas para el diseño se puede calcular con una carga superficial de $30g DBO/(m^2 \cdot d)$, las reglas en Alemania (ATV-

A 257/6/) proponen un valor de $10g DBO/(m^2 \cdot d)$. Para conseguir un efluente de la DBO de $80mg/l$ se considera suficiente trabajar con un valor de $20g DBO/(m^2 \cdot d)$. Este valor se aplica para temperaturas de $12^\circ C$.; en caso de que estas sean mayores es posible aumentar las cargas superficiales.

Esto implica la necesidad de un área superficial de los discos de $2,3m^2/hab$. La energía anual por habitante se puede calcular así:

$$(2,3m^2/hab.) \cdot (0,6 W/m^2) \cdot (24h/d) \cdot (365 d/1.000 W/kW) = 12 KWh/(hab. \cdot año).$$

En caso de nitrificación, se necesitará aproximadamente el doble del área superficial y consiguientemente el doble de la energía.

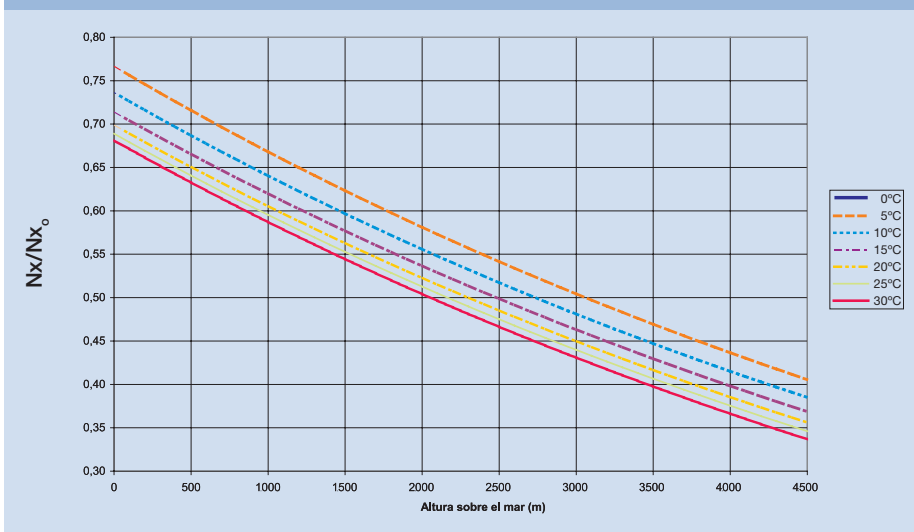
5.4. Costos para la eliminación de desechos de la plantas

5.4.1. Tipos de desechos

Hay tres tipos de desechos en las plantas

- Cribado
- Arena
- Lodos

Figura 57:
 N_x/N_{x_0} en relación a la temperatura y la presión



5.4.2. Cantidad de cribado y arena

En todas las plantas hay una reja (rejas ó tamices); ello significa la necesidad de la eliminación de cribado.

Para sistemas sofisticados (Tanques Imhoff con filtros percoladores, reactores UASB, lodos activados) es imprescindible la implementación de un desarenador.

Las opiniones de los expertos son diferentes para el caso de lagunas de estabilización, respecto a la necesidad de desarenadores. Según la opinión del autor, se debe evitar la construcción de desarenadores, porque es un punto de operación adicional y eliminar la arena es una necesidad permanente, lo que significa mayores costos.

Solamente en caso de demasiada arena (dependiendo de las áreas conectadas) se puede justificar la construcción de desarenadores. Normalmente la cantidad de arena no supera el 5% del lodo en las lagunas (considerando los sólidos).

a) Cribado

La cantidad del cribado depende de las costumbres de los habitantes de cada ciudad, y de las aberturas entre las barras de la reja.

Yañez /10/ indica los siguientes valores para una estimación de la cantidad del cribado:

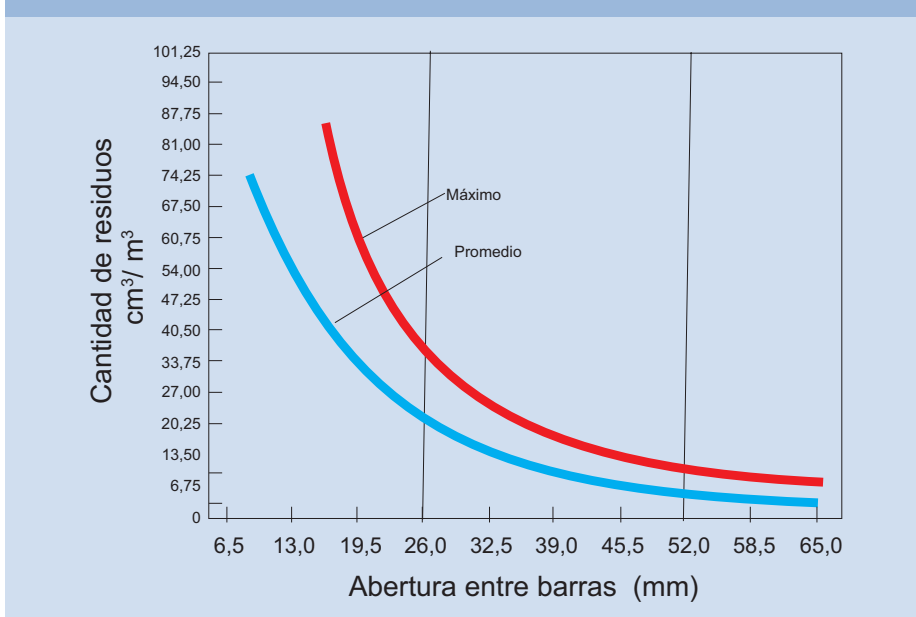
Tabla 46:
Cantidad de cribado

Abertura (mm)	Cantidad (l/m ³)
20	0,038
25	0,023
35	0,012
40	0,009

Fuente: Yañez Cossío, 1993 /10/

La Figura 58 muestra cantidades esperadas que dependen de la abertura entre las barras de la reja. Pero hay que considerar, que tenemos un gran rango de la cantidad de cribado, dependiendo de las costumbres de cada ciudad. En caso de una instalación de una prensa es posible disminuir el volumen del cribado.

Figura 58:
Cantidad de cribado



Fuente: Metcalf & Eddy, 1998 /18/

Para hacer una estimación, el autor calcula con $40\text{cm}^3/\text{m}^3$ agua residual. Calculando también con un caudal de $150\text{ l}/(\text{hab} \cdot \text{día})$, lo que significa una cantidad de cribado de

$$0,15\text{m}^3/(\text{hab} \cdot \text{d}) \cdot 365\text{ d/año} \cdot 40\text{cm}^3/\text{m}^3 / 1.000\text{ cm}^3/\text{l} = 2,2\text{ l}/(\text{hab} \cdot \text{año})$$

b) Arena

Para sistemas combinados de la canalización en Alemania la cantidad de arena tiene un rango de 2 hasta $11\text{ l}/(\text{hab} \cdot \text{año})$ según Wagner, 2001 /16/.

En caso de sistemas separados, la cantidad de arena es menor; porque depende de las características del área (asfalto, piedras, tierra y otros) así como de la época (seca, lluviosa). Stewart M. Oakley, 2005 /19/ indica los valores de la Tabla 47.

Tabla 47:
Cantidades de sólidos arenosos

Lugar	Cantidades m^3 arena / 1.000m^3 agua residuales
Brasil (1970)	
Época seca	0,015 – 0,029
Época lluviosa	0,030 – 0,040
Honduras	0,010 – 0,085
India ((1970)	
Promedio diario	0,026 – 0,090
Pico de la carga (durante 1 hasta 2) horas	0,370 – 0,740
EE.UU.	
Promedio diario	0,002 – 0,176
Máximo diario	0,006 – 3,990

Fuente: Stewart M. Oakley, 2005 /19/

Estos valores significan que, una estimación de la arena, que viene en una planta de tratamiento de aguas residuales es muy complicada porque depende mucho de las características de la ciudad así como de la cantidad de la precipitación.

5.4.3. Cantidad de lodos

a) Cantidades específicas de la carga de sólidos suspendidos y de la DBO en la entrada de la planta

La cantidad de lodo producido depende del sistema de tratamiento, de la carga específica (g DBO/ $\text{hab} \cdot \text{d}$) y de los sólidos suspendidos (g SS/ $\text{hab} \cdot \text{d}$), que entran en la planta. También para el mismo sistema se pueden encontrar diferentes cantidades específicas, dependiendo del diseño (remoción del lodo en la planta).

Para estos cálculos, el autor calcula con valores específicos comunes en Bolivia de la DBO y de sólidos suspendidos en la entrada de la planta (ver Tabla 48).

Tabla 48:
Cantidades de la DBO y sólidos suspendidos

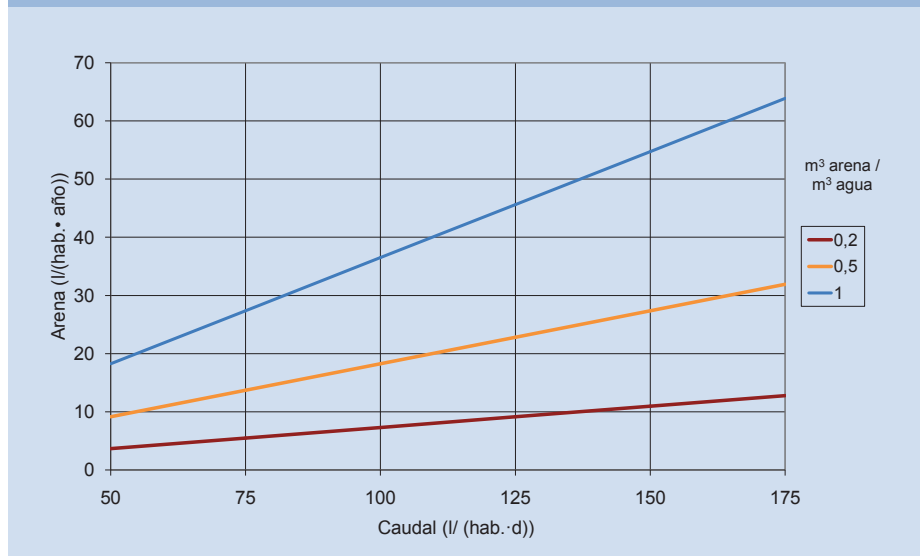
	g/ $(\text{hab} \cdot \text{día})$	kg/ $(\text{hab} \cdot \text{año})$
DBO agua cruda	45	16,4
DBO agua sedimentada	30	11,0
Sólidos suspendidos, agua cruda	38	13,9
Sólidos suspendidos, agua sedimentada	2	0,73

b) Determinación de la cantidad de sólidos del lodo de purga

b.1) Lagunas de estabilización

En Latinoamérica se calcula normalmente con un valor del lodo de $50\text{ l}/(\text{hab} \cdot \text{año})$ para el diseño de lagunas anaeróbicas. Normalmente es suficiente sacar solamente el lodo de la primera laguna (anaeróbica), esto en intervalos de 5 hasta 10 años, dependiendo del diseño de la planta. Este lodo al fondo de la laguna tiene una concentración de sólidos de 5 hasta 15%. Para el peso específico el autor calcula con $1,5\text{kg SS/l}$.

Figura 59:
Arena anual ($m^3/hab.\bullet a\tilde{n}o$) por los valores de la Tabla 47



Calculando con 8% SS, significa esto una cantidad de sólidos de 4,2kg SS/(hab.·año) u 11g/(hab.·día). Este valor parece bajo en comparación con valores de Alemania, pero es una convención en casi toda Latinoamérica, por esto el autor calcula con este valor. (Puede ser que el lodo con sus características aquí se disminuya más por digestión).

La concentración de los sólidos del lodo extraído es más alto (después de un tiempo de deshidratación en las lagunas sin agua / fuera de servicio). (15 hasta 25% SS). Según esto, el lodo extraído tiene los volúmenes indicados en la Figura 60.

b.2) Producción de lodo en lagunas con aireación

El lodo producido se estabiliza al fondo de la laguna en una capa anaeróbica (lagunas facultativas) o en una laguna de sedimentación como última etapa de la planta. Se puede calcular con la misma cantidad de sólidos como en lagunas de estabilización.

b.3) Sistemas con reactores anaeróbicos (UASB, RALF) y lagunas

Para la producción de lodo se puede calcular con 0,27kg SS/kg DBO_{afuente} o 0,14kg SS/kg DQO_{afuente} (según Lettinga y otros, 1980/11/ y Bönke y otros, 1993 /12/).

Significa que la cantidad del lodo producido es:

$$0,27\text{kg SS/kg DBO}_{\text{afuente}} \bullet 45\text{g DBO}/(\text{hab.}\bullet\text{día}) = 12\text{ g SS}/(\text{hab.}\bullet\text{día}) \text{ o } 4,5\text{kg SS}/(\text{hab. año}).$$

b.4) Sistemas con Tanques Imhoff y filtros percoladores (o biodiscos)

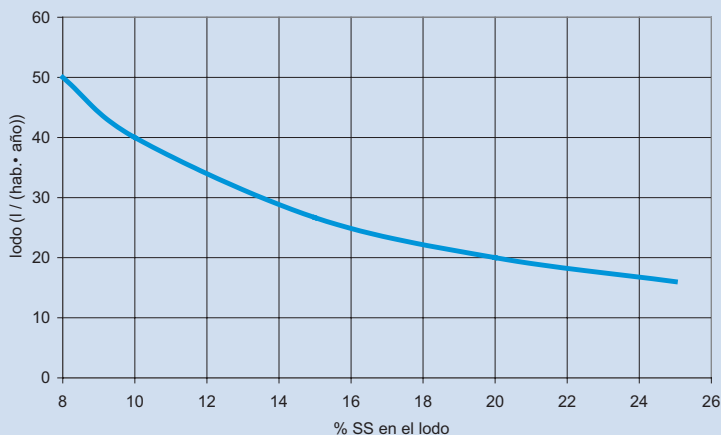
En estos sistemas, existen dos fuentes que producen lodo:

- El sedimentador primario en el tanque Imhoff
- Los filtros percoladores

El lodo del filtro percolador se deposita en un tanque de sedimentación, ubicado después del filtro (puede ser una laguna de sedimentación o un clarificador).

En el caso de una laguna de sedimentación, es posible que el lodo permanezca allí, ya

Figura 60:
Cantidad de lodo por habitante y día como función del grado de deshidratación



que éste puede realizar el proceso de digestión y -de esta manera- disminuir su volumen. En el caso de un clarificador, es posible extraer el lodo y enviarlo a un digestor (puede ser el tanque Imhoff); esta última posibilidad se aplica también para lagunas de sedimentación (en caso de la existencia de embudos a la entrada de las lagunas).

La cantidad del lodo que se queda en el tanque Imhoff, depende de los sólidos que se

sedimentan en el tanque. Estos sólidos pueden disminuirse en un 35% gracias a la digestión.

Para la producción del lodo de los filtros percoladores, se puede calcular con $0,7\text{kg SS/kg DBO}_{\text{removido}}$ en el efluente del filtro (ATV-DVWK -A 281/20/).

Este lodo disminuirá también en el digestor en un 35% aproximadamente

Tabla 49:
Sólidos de la purga del digestor

Entrada digestor	20	25	30	35	50	g SS/(hab.·d) afluente
Purga digestor	4,7	5,9	7,1	8,3	11,9	Kg SS/(hab.·año) purga

Tabla 50:
Lodos producidos en sistemas con filtros percoladores y tanques Imhoff (solamente el lodo de los filtros)

45g DBO/(hab. • día) Afluente planta (tanque Imhoff)

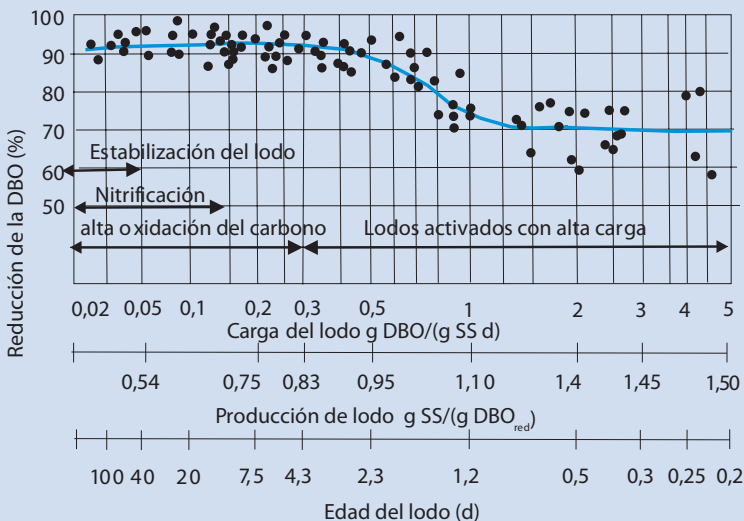
30,15g DBO/(hab. • día) Afluente filtro

Caudal l agua/(hab. • día)	mg DBO/l afluente filtro	mg DBO/l efluente filtro	g DBO/(hab. • d) removido	g SS/(hab. • d) producido	g SS/(hab. • d) remitente (re-moción 35%)	kg SS/(hab. • año) remitente purga
50	603	80	26,15	18,31	11,90	4,34
75	402	80	24,15	16,91	10,99	4,01
100	301	80	22,15	15,51	10,08	3,68
125	241	80	20,15	14,11	9,17	3,35
150	201	80	18,15	12,71	8,26	3,01
175	172	80	16,15	11,31	7,35	2,68

Esto significa que el lodo total producido en este sistema tiene una masa de 7,4 hasta 16 kg SS/(hab. • año). Este resultado es la suma de los valores de la tablas 49 y 50 (sedimentación de lodo primario y del lodo de los filtros).

Se puede realizar el cálculo para sistemas con tanques Imhoff y biodiscos, usando la misma cantidad del lodo.

Figura 61:
Producción de lodos en relación a la edad del lodo /24/ (para sistemas de lodos activados)



b.5) Sistemas con lodos activados

En este punto, es preciso diferenciar entre sistemas donde existe una estabilización del lodo en el tanque de aireación (aireación prolongada) o sistemas con un digestor separado.

La edad del lodo está definida como:

$$\text{Edad de lodo} = \frac{\text{Masa de sólidos en el tanque de aireación}}{\text{Masa de sólidos extraídos/día}}$$

Como muestra la Figura 61, existe una dependencia entre la producción y la edad del lodo. Ello implica que las plantas que realizan una nitrificación (ó estabilización del lodo) producen menos lodo que aquellas con cargas volumétricas muy altas.

• Lodos activados con aireación prolongada

En caso de plantas con lodos activados y aireación prolongada (con tiempos de edad de lodo de más de 20 días), se puede efectuar el cálculo con una cantidad de lodo de aproximadamente 1kg SS/kg DBO_{eliminado} (Wagner, 2001/16/, ATV-DVWK-Kommentar y otro /5/). Tomando en cuenta una remoción de la DBO del 95%, esto significará una cantidad de lodo de:

$$45\text{g DBO}/(\text{hab.}\cdot\text{d}) \cdot 1\text{kg SS/kg DBO} \cdot 0,95 = 42\text{g SS}/(\text{hab.}\cdot\text{d})$$

$$\text{ó } 15,6\text{kg SS}/(\text{hab.}\cdot\text{año})$$

• Lodos activados con digestores separados

En caso de plantas con un sedimentador primario y digestores de lodo separados, es preciso considerar:

- Lodo del sedimentador primario. (Son las mismas cantidades que las descritas en la Tabla 49)
- Lodo producido en el tanque de aireación

La producción específica de lodo, depende de su edad, las temperaturas, la relación de la DBO y los sólidos suspendidos en la entrada. El cálculo para una relación de 0,4kg SS/kg DBO, se puede verificar en la Figura 62.

Para disminuir la DBO a un valor de 80mg/l, es suficiente una edad de lodo de 5 días. Debido a esta consideración, es posible realizar un cálculo con el lodo producido en el tanque de aireación, como se describe en la Tabla 51 .

Figura 62:
Producción de lodo en el tanque de aireación, después de un clarificador primero

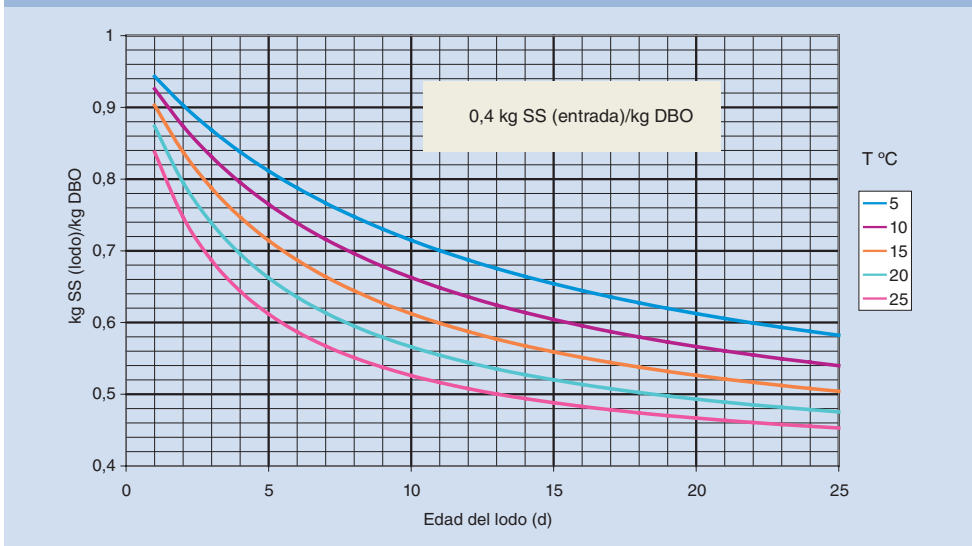


Tabla 51:
Lodo fresco producido en el tanque de aireación (g SS/(hab.·d))

DBO en el afluente de la planta g DBO/(hab.·d)	DBO después de la sedimentación (34% remoción) g DBO/(hab.·d)	g SS/(hab.·d) 10°C	g SS/(hab.·d) 15°C	g SS/(hab.·d) 20°C	g SS/(hab.·d) 25°C
45	30	22,8	21,5	20	18,3
60	40	30,4	28,6	26,4	24,4

Tabla 52:
Lodo digerido del tanque de aireación (kg SS/(hab.·año))

DBO en el afluente de la planta g DBO/(hab.·d)	DBO después de la sedimentación (34% remoción) g DBO/(hab.·d)	kg SS/ (hab.·año) 10°C	kg SS/ (hab.·año) 15°C	kg SS/ (hab.·año) 20°C	kg SS/ (hab.·año) 25°C
45	30	5,4	5,1	4,7	4,34
60	40	7,2	6,8	6,3	5,7

Calculando que después de la digestión, un 65% de esta masa de lodo fresco permanece, se puede realizar el cálculo con una cantidad de lodo digerido, como se describe en la Tabla 52.

Considerando el lodo del sedimentador primario, obtendremos una cantidad total de sólidos entre 12 hasta 17kg SS/(hab.·año).

• Lodo suplementario en caso de una eliminación de fósforo

Es posible combinar los diferentes sistemas con una etapa para eliminar fósforo (dosificación de iones de Fe y Al). Esta combinación puede darse con una eliminación de fósforo, en base a la precipitación simultánea o separada. Después de la precipitación es necesaria

una etapa de sedimentación. Este paso puede realizarse en una laguna o tanque de sedimentación. Debido a las características de esta etapa, existen diversos tipos de plantas, donde dicha técnica se puede aplicar. Una etapa separada de precipitación se puede combinar con todos los tipos de PTAR.

El lodo de la precipitación se puede calcular como se indica a continuación: calculando con una carga de fósforo de 1,8g P/(hab.·d) y una eliminación de 90%, se tiene que eliminar 1,62g P/(hab.·d) ó 0,591kg P/(hab.·año).

La cantidad de reactivos para precipitar depende del tipo de precipitante. Se puede calcular con $1,5\text{mol Me}^{3+}/\text{mol P}_{\text{eliminado}}$. Es posible calcular con los siguientes valores:

Tabla 53:
Lodo suplementario en caso de una precipitación

	Kg Me*/kg P _{eliminado}	Masa del lodo	Kg SS/kg P _{eliminado}	Kg SS/(hab.·año)
Hierro	2,7Kg Fe*/kg P _{eliminado}	2,5kg SS/kg Fe	6,8	4,0
Aluminio	1,3Kg Al*/kg P _{eliminado}	4,0kg SS/kg Al	5,3	3,1

* Los valores de Fe o Al se refieren a masas del metal (no a sales o soluciones).

Fuente: Wagner, 2001 /16/ y ATV-DVWK-2002 /21/

Es también posible eliminar fósforo por la vía biológica, en plantas con lodos activados, a través de la instalación de un reactor anaeróbico. En este caso, se puede calcular con un lodo suplementario de $0,01 \cdot \text{DQO}_{\text{eliminado}}$, lo que significa:

$$0,01\text{g SS/g DQO} \cdot 90\text{g DQO}/(\text{hab} \cdot \text{d}) = 0,9\text{g SS}/(\text{hab} \cdot \text{d}) \text{ o } 0,32\text{kg SS}/(\text{hab} \cdot \text{año}) \text{ (ATV/DVWK -Kommentar y otro /5/)}.$$

Es también posible usar $\text{Ca}(\text{OH})_2$ para la eliminación del fósforo. Pero esto es poco común y en este caso, la determinación para los lodos producidos es complicada además la producción de lodo es más grande.

c) Volúmenes de lodo producidos en los diferentes sistemas

El volumen del lodo producido en un sistema, depende de la masa de los sólidos en la entrada y la masa del agua. La masa del agua, que se queda en el lodo, depende del sistema de deshidratación.

La masa del lodo se puede calcular como:

$$M_{\text{lodo}} = M_{\text{ss}} + M_{\text{agua}}$$

El volumen del lodo se puede calcular como:

$$V_{\text{lodo}} = \frac{M_{\text{ss}}}{\gamma_{\text{ss}}} + \frac{M_{\text{agua}}}{\gamma_{\text{agua}}}$$

Donde

V_{lodo}	m^3	Volumen del lodo
M_{lodo}	kg	Masa del lodo
M_{SS}	kg	Masa de los sólidos
M_{agua}	kg	Masa de agua
γ_{agua}	kg/m^3	Peso específico del agua ($1,0\text{kg}/\text{m}^3$)
γ_{SS}	kg/m^3	Peso específico de los sólidos del lodo ($1,5\text{kg}/\text{m}^3$)

Para estas aproximaciones, se puede efectuar el cálculo con un valor para los sólidos de $1,5\text{kg}/\text{m}^3$ para todos los sistemas. La cantidad del agua que permanece en el lodo depende del sistema de deshidratación.

La dependencia del volumen del lodo en relación al porcentaje de los sólidos del lodo, se muestra en la Figura 63.

5.4.4. Costos específicos para el depósito de los desechos de las plantas

Respecto a los costos para la eliminación de los desechos, se puede diferenciar entre:

- Los costos para el transporte del lodo
- Los costos para el depósito final.

En caso de que los desechos puedan ser depositados muy cerca de la planta, no es necesario considerar costos para el transporte.

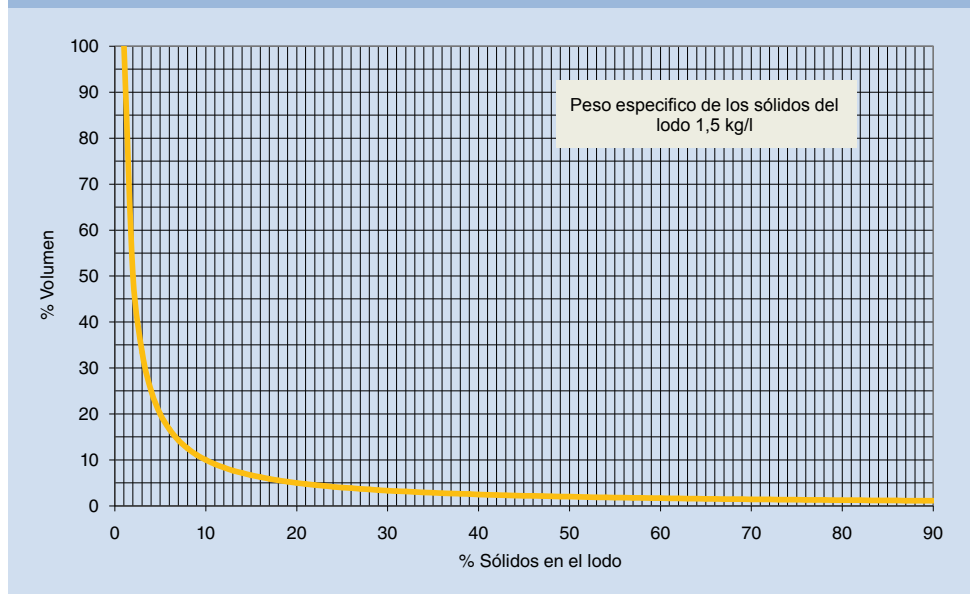
Tabla 54:
Procedimientos para deshidratar lodo

	Rango % SS en el lodo	Valor de referencia % SS
Lodo en el fondo de las lagunas, sin tiempo de secado*	5 - 10	8
Lodo en el fondo de las lagunas, con un tiempo de secado de más de un mes**	10 - 25	20
En lechos de secados	8 - 30	25
En condensadores	4 - 8	6
Prensas	10 - 20	15
Centrífugas	10 - 25	20
Prensas de cámaras filtradas	25 - 40	30

Fuente: Metcalf & Eddy, 1998 /18/

* se saca el lodo durante la operación por bombeo ** se vacía las lagunas para sacar el lodo

Figura 63:
Dependencia del volumen del lodo y la concentración de la masa de sólidos en el lodo



En otros casos, los costos del transporte dependen de la distancia entre la planta y el vertedero.

Los costos para un kilómetro del transporte en camión, se pueden calcular en 1,0 US\$/km. Por lo general, un camión puede transportar 10m³; esto significa que -para un transporte de 10km- hay que calcular con 1 US\$/m³, sin embargo, estos precios dependen y varían según la región.

Los costos para el depósito de lodo varían

de ciudad a ciudad. En el presente análisis, el autor calcula un valor de 5US\$/m³. Ello implica que se puede estimar y calcular con un valor para el depósito (transporte y vertedero) de lodo de 7US\$/m³ (rango entre 5 hasta 10US\$/m³).

Con los valores de la Tabla 55, se puede determinar estos costos específicos para la eliminación de lodos. Los costos varían entre 0,10 y 0,28 US\$/(hab.•año). Sistemas con reactores anaeróbicos (Lagunas anaeróbicas, UASB, RALF) tienen costos más bajos.

Tabla 55:
Costos para la eliminación del lodo, (7 US\$/m³)

	Masa del lodo kg SS/ (hab.•año)	Concentra- ción % SS	Peso especí- fico de los sólidos del lodo kg SS/l	Volumen l lodo/(hab.año)	Costos US\$/(hab.•año)
Lagunas	4,1	20	1,5	13,7	0,10
UASB, RALF	5,5	25	1,5	14,7	0,10
Filtros percoladores	11	25	1,5	30	0,21
Lodos activados	15	25	1,5	40	0,28

Se ha realizado el cálculo con una concentración de lodos en lagunas con 20% SS (después de un tiempo de deshidratación en las lagunas) y con 25% SS para los otros sistemas con lechos de secado.

Los costos para el depósito final no se aplican, en caso de usos del lodo en la agricultura. En esos casos, es necesario considerar

costos para el análisis y la logística de la distribución del lodo.

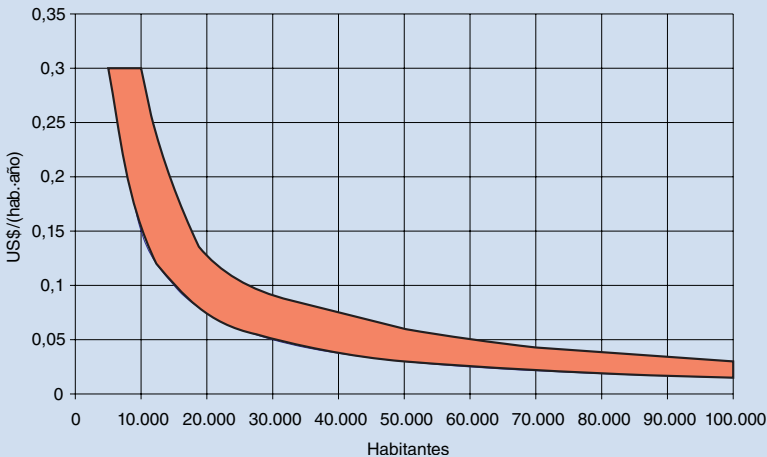
5.5. Costos para análisis de muestras

Es preciso estimar los costos para reactivos (los costos para el personal son calculados en el presente capítulo, inciso 5.2). La base de este cálculo son los precios indicados en la Tabla 56.

Tabla 56:
Costos para insumos químicos para plantas < 50.000 hab.
(fuente: SAGUAPAC, 2009)

Parámetro	Tipo de muestra	Muestras por año	Costos por análisis US\$	Parte reactivos y equipo %	Costos Parte reactivos y equipo US\$/año
DBO	compuesta	26	20,3	70	369
DQO	compuesta	26	8,16	70	148
pH	sencilla	26	3,09	70	56
Temperatura	sencilla	26	1,45	70	26
SS	compuesta	26	4,35	70	79
Coliformes fecales	sencilla	26	23,63	70	430
N	compuesta	6	7,75	70	33
P	compuesta	6	3,06	70	13
Metales pesados	sencilla	6	88	70	370
Costos totales					1.524

Figura 64:
Costos por habitante y año para análisis de laboratorio



Según este cálculo el 70% de los costos de SAGUAPAC para análisis de laboratorio, se destinan a reactivos y equipo. Esto significa costos aproximados de 1.524 US\$/año.

Para plantas superiores a 50.000 habitantes, será necesario aumentar la cantidad de muestras. Un rango de estos costos se muestra en la Figura 64.

5.6. Costos para seguridad del personal de operación, reactivos y otros.

5.6.1. Seguridad del personal y costos generales

En este apartado, se describen costos de:

- Agua potable
- Ropa de trabajo
- Herramientas (palos, compresores, bombas móviles)
- Combustible
- Seguros
- Costos para la revisión médica del personal
- Vehículos
- Otros similares

Estos costos se pueden calcular con 0,15US\$/(hab.●año)

5.6.2. Reactivos para una precipitación

En caso de una precipitación se necesitarán reactivos químicos (sales de hierro o aluminio).

En la Tabla 58, el cálculo se realiza con una carga de fósforo en el afluente de 1,8g/(hab.●d) y una concentración promedio en el efluente de 1mg P/l. Esto en la suposición de que no existan otras reacciones y que se elimina el fósforo solamente por la precipitación. En lagunas se puede eliminar del 20 hasta el 50% del fósforo por otras reacciones que se producen dentro de las lagunas (Shilton,2005/8/).

La cantidad de reactivos para la precipitación depende del tipo del precipitante (iones de hierro o aluminio). Se puede calcular con 1,5mol Me³⁺/mol P_{eliminado} o calcular con los siguientes valores:

Tabla 57: Reactivos necesarios en caso de una precipitación

	Kg reactivo (Me) /kg P _{eliminado}
Hierro	2,7Kg Fe ³⁺ /kg P _{eliminado}
Aluminio	1,3Kg Al ³⁺ /kg P _{eliminado}

(Los valores de Fe y Al se refieren a masas del metal, no a sales ni a soluciones)

Una revisión de los reactivos disponibles en Bolivia demuestra que usar aluminio como precipitante, parece la solución más accesible. El precipitante más económico es Sulfato de aluminio (con 17% aluminio). (ETRAI, 2009 /22/). Se puede calcular con 0,67US\$/kg reactivos ó 4US\$/kg Al.

Tabla 58: Costos para precipitantes

I / (hab.●d)	Afluente	Efluente	P _{eliminado}	Masa de P _{eliminado}	Aluminio	
					kg P/(hab.●año)	US\$/(hab.●año)
		mg P/l			kg Al/(hab.●año)	
50	36,00	1,00	35,00	0,64	0,83	3,32
75	24,00	1,00	23,00	0,63	0,82	3,27
100	18,00	1,00	17,00	0,62	0,81	3,23
125	14,40	1,00	13,40	0,61	0,79	3,18
150	12,00	1,00	11,00	0,60	0,78	3,13
175	10,29	1,00	9,29	0,59	0,77	3,08

Se debe destacar que los costos para los precipitantes (Aluminio), según estos cálculos, son más o menos 3,1 hasta 3,3 US\$/ (hab. • año).

En caso de una precipitación en lagunas, en combinación con una remoción alta de fósforo por vía natural, se puede estimar costos de 1,5 hasta 2,6 US\$/ (hab. • año).

5.6.3. Costos de cloro (en caso de una desinfección separada)

En caso de la instalación de una unidad de desinfección, es posible usar cloro para la desinfección, que -actualmente- es la solución más económica.

Los precios para cloro son muy diferentes. EPSAS (La Paz) tiene un costo de 0,56 US\$/ kg Cloro (año 2007). Sin embargo, en caso de empresas más pequeñas, el precio puede incrementarse hasta 1,0 US\$/ kg Cl. (La razón radica en la diferencia del consumo). Estos costos no contienen los costos adicionales de una decloración que puede ser necesaria.

La concentración necesaria para desinfectar el efluente de una planta tiene un rango de 5

hasta 10mg Cl/l, dependiendo de las características del agua /18/.

5.7. Costos de mantenimiento

Los costos de mantenimiento varían mucho de planta a planta, así sean del mismo tipo y dependen de:

- Costos de la inversión
- Calidad de las obras (hormigón, etc.)
- Calidad de los diques
- Calidad de las válvulas, tuberías, etc. e instalaciones (acero inoxidable)
- Parte de los costos de inversión para las bombas, instalaciones eléctricas, etc.
- Antigüedad de la planta
- Grado de tecnificación

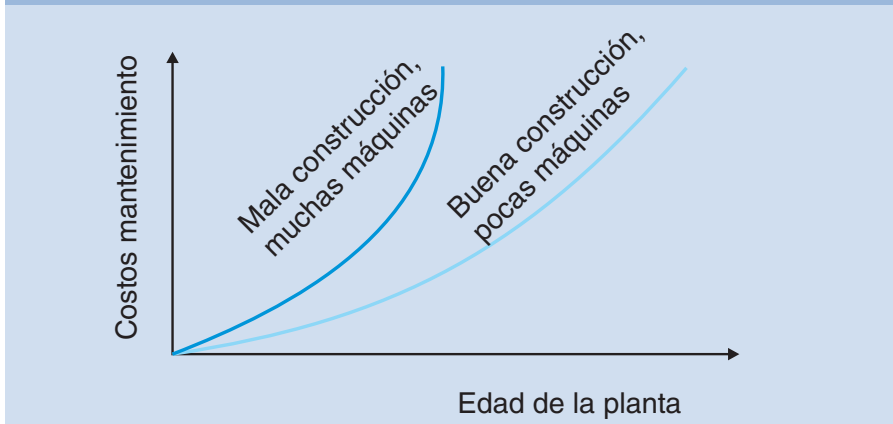
Para determinar los costos, es muy importante considerar la antigüedad de la planta. Para todo tipo de plantas, los gastos de mantenimiento se incrementan con la antigüedad, y dependen de la calidad del mantenimiento, de la calidad de las construcciones y de las máquinas instaladas.

Tabla 59:
Costos para cloro (U S\$/hab. • año), 0,7 US\$/kg cloro

Masa del cloro g/(hab. • año)					
L agua /(hab.día)	Concentración del cloro (mg/l)				
	5	6	7	8	9
50	91,25	109,50	127,75	146,00	164,25
75	136,88	164,25	191,63	219,00	246,38
100	182,50	219,00	255,50	292,00	328,50
125	228,13	273,75	319,38	365,00	410,63
150	273,75	328,50	383,25	438,00	492,75

L agua /(hab.día)	US\$/ (hab. • año) para cloro				
	5	6	7	8	9
50	0,06	0,08	0,09	0,10	0,11
75	0,10	0,11	0,13	0,15	0,17
100	0,13	0,15	0,18	0,20	0,23
125	0,16	0,19	0,22	0,26	0,29
150	0,19	0,23	0,27	0,31	0,34

**Figura 65:
Costos de mantenimiento**



**Tabla 60:
Costos de mantenimiento para lagunas de estabilización**

	% de los costos de mantenimiento anual, en relación a los costos de inversión	% parcial de los costos de la inversión (estimados)	Producto (%)
Diques, impermeabilización	0.2	60	0.12
Construcciones hormigón	0.5	20	0.1
Máquinas, rejas, tamices	1.8	20	0.36
Suma		100	0.58

Fuente: Yañez Cossío, 1993 /10/ modificado.

Los costos anuales de mantenimiento para lagunas de estabilización, están en un rango entre 0,5 hasta 0,7% de la inversión. El monto de inversión para lagunas se pueden

estimar entre 15 y 35 US\$/hab (ver Tabla 36). Los costos de mantenimiento tienen un rango entre 0,075 y 0,25 US\$/ (hab. • año)

**Tabla 61:
Mantenimiento para reactores UASB con lagunas (estimado)**

	% de los costos de mantenimiento anual en relación a los costos de inversión	% parcial de los costos de la inversión (estimados)	Producto (%)
Reactores UASB	0,7	30	0,21
Diques, impermeabilización	0,2	42	0,084
Construcciones hormigón	0,5	14	0,07
Máquinas, rejas, tamices, bombas	1,8	14	0,252
Totales		100	0,616

Tabla 62:
Costos de mantenimiento para sistemas con tanques Imhoffs y filtros percoladores (estimado)

	% de los costos de mantenimiento anual en relación a los costos de inversión	% parcial de los costos de la inversión (estimados)	Producto (%)
Pretratamiento	0,7	1	0,007
Filtros	0,7	56	0,392
Bombas	2	1	0,02
Tanques Imhoff	0,5	26	0,13
Tanque de equalización	0,5	10	0,05
Lagunas de sedimentación	0,2	3	0,006
Lechos de secado	0,3	3	0,009
Totales		100	0,614

Tabla 63:
Costos de mantenimiento para lodos activados (estimado)

	% de los costos de mantenimiento anual en relación a los costos de inversión	% parcial de los costos de la inversión (estimados)	Producto (%)
Pretratamiento	0,7	1	0,007
Tanque de aireación	0,7	40	0,28
Aireación	3	20	0,6
Clarificadores	0,7	22	0,154
Rascadores	1,5	5	0,075
Esperadores	0,7	10	0,07
Lechos de secados	0,3	2	0,006
Totales		100	1,192

Según los cálculos, en la Tabla 61 los costos anuales para mantenimiento en este tipo de plantas tienen un rango entre 0,6 hasta 0,8% de la inversión. Para costos de inversión, se puede calcular entre 25 hasta 45US\$/hab. Los costos del mantenimiento tienen un rango entre 0,15 y 0,36 US\$/(hab.●año).

Según el cálculo, en la Tabla 62 los costos anuales para mantenimiento (anual) en este sistema tienen un rango entre 0,6 hasta 0,8% de la inversión. Para los costos de inversión

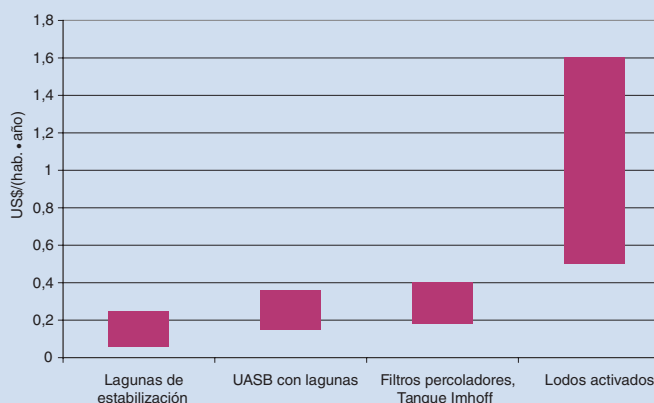
se puede calcular entre 30 hasta 50US\$/hab. Los costos del mantenimiento tienen un rango entre 0,18 y 0,40US\$/(hab.●año).

Según la Tabla 63, los costos anuales para mantenimiento de este sistema con lodos activados, tienen un rango entre 1,0 hasta 1,6% de la inversión. Para este tipo de plantas, se puede calcular para los costos de inversión entre 50 hasta 120 US\$/hab. Los costos del mantenimiento tienen un rango entre 0,5 y 1,6 US\$/(hab.●año).

Tabla 64:
Comparación de los costos de mantenimiento para diferentes sistemas

	De US\$/(hab.●año)	Hasta US\$/(hab.●año)
Lagunas de estabilización	0,06	0,25
UASB con lagunas	0,15	0,36
Filtros , Tanque Imhoff	0,18	0,4
Lodos activados	0,5	1,6

Figura 66:
Costos de mantenimiento de los diferentes sistemas (US\$/ (hab. • año))



5.8. Comparación de los costos de operación de los diferentes sistemas

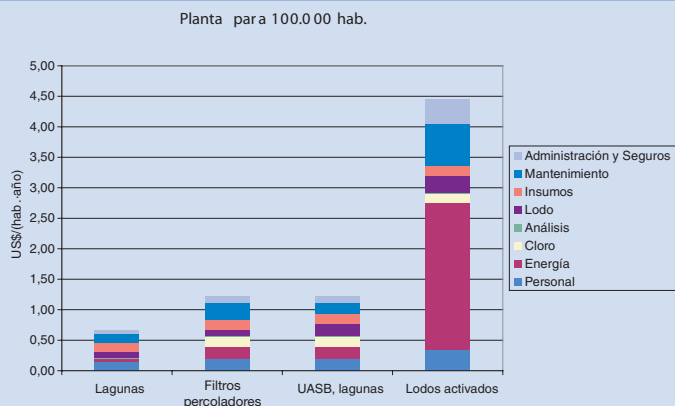
La Figura 67 y la Tabla 65 muestran costos de operación para plantas de 100.000 habitantes. Como se ha visto anteriormente, para toda planta se debe considerar un rango abierto y amplio respecto a los costos dependientes del diseño y de las condiciones especiales del sitio. Esto significa que los valores son solamente referenciales, elaborados para una comparación.

De todas formas, la información expuesta

anteriormente, permite estimar los costos de inversión y de operación también para otras condiciones y tamaños de plantas.

El autor calcula estos costos en la suposición que no existe una producción de energía con el gas de reactor UASB ni de gas en una planta con lodos activados (con digestores anaeróbicos). Para los costos promedio del personal, se calcula con 250 US\$/ (empleado • mes) y para la energía con 0,10 US\$/ kWh; para los costos de eliminación del lodo (transporte y depósito), se realiza el cálculo con 7 US\$/ m³.

Figura 67:
Costos de operación en diferentes sistemas, para plantas de 100.000 hab.



Caudal 100 l/(hab. • d) ; 45g DBO/(hab. • d); 0,1 US\$/ kWh; 7 US\$/ m³ lodo eliminado; 6mg cloro/l; 0,7 US\$/ kg cloro

Tabla 65:
Costos de operación en diferentes sistemas, para una planta de 100.000 hab.
(US\$ / (hab. • año))

	Lagunas	Filtros	UASB, lagunas	Lodos activados
Personal	0,15	0,20	0,20	0,35
Energía	0,04	0,20	0,20	2,40
Cloro	0,00	0,15	0,15	0,15
Análisis	0,03	0,03	0,03	0,03
Lodo	0,10	0,10	0,21	0,28
Insumos	0,15	0,15	0,15	0,15
Mantenimiento	0,15	0,29	0,18	0,70
Administración, Seguros	0,06	0,11	0,11	0,41
Suma	0,67	1,23	1,22	4,46

Se puede constatar que los costos de operación para plantas con lodos activados son

los más altos; en cambio los costos para lagunas son los más bajos.

6. Valores presentes

Con los costos de operación (Capítulo 5) y los costos de inversión (Capítulo 4) es posible calcular valores presentes. El tiempo de consideración es de 30 años, el tiempo para reinversiones (máquinas, dispositivos etc) es 15 años. El autor calcula con una tasa de interés real de 12,6% usual en Bolivia. Esto significará un factor de descuento para costos anuales de 7,71 (30 años) y para las rein-

versiones -después de 15 años- un descuento de 0,1686.

Los costos nominales de inversión, reinversión y los costos de operación se muestran en la Tabla 66:

Los diferentes valores presentes se pueden observar en la Tabla 67. Es posible verificar que las reinversiones y los costos de operación se convierten en menos significativos, considerando los valores presentes.

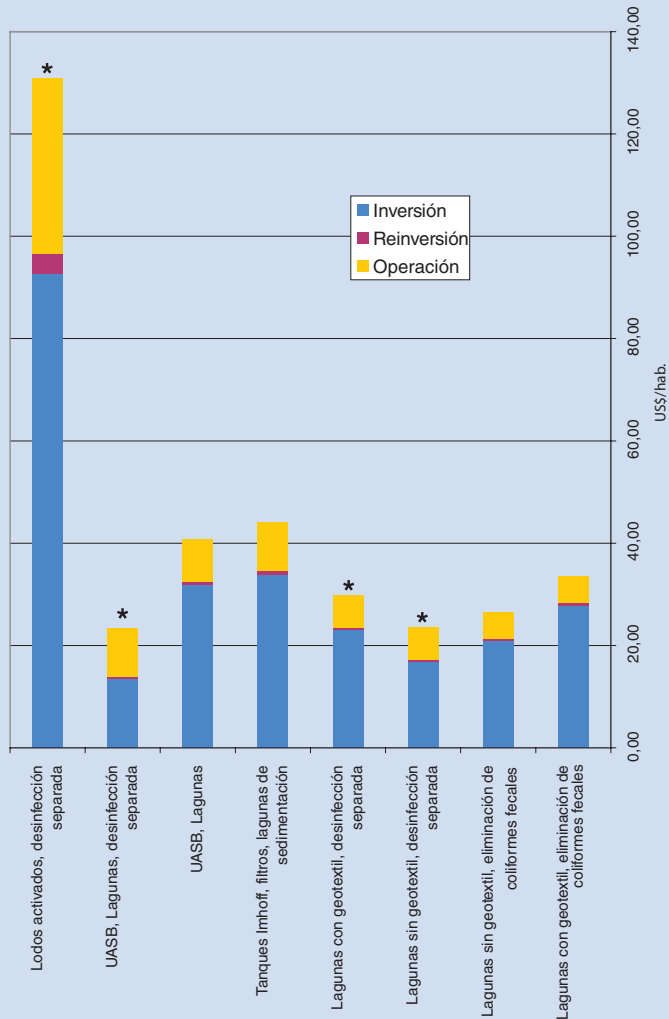
Tabla 66:
Valores para el cálculo de los valores presentes (costos nominales)

	Inversión US\$/hab.	Reinversión %	Reinversión US\$/hab.	Operación US\$/(hab. • año)
Lagunas con geotextil, eliminación de coliformes fecales	27,87	0,10	2,79	0,67
Lagunas sin geotextil, eliminación de coliformes fecales	20,95	0,10	2,10	0,67
Lagunas sin geotextil, desinfección separada	16,90	0,11	1,86	0,82
Lagunas con geotextil, desinfección separada	23,02	0,11	2,53	0,82
Tanques Imhoff, filtros, lagunas de sedimentación	33,75	0,15	5,06	1,23
UASB, lagunas	31,89	0,12	3,83	1,07
UASB, lagunas, desinfección separada	13,58	0,13	1,77	1,22
Lodos activados, desinfección separada	92,65	0,25	23,16	4,46

Tabla 67: Valores presentes (US\$/ hab.) para los diferentes tipos de plantas

	Inversión US\$/hab.	Reinversión US\$/hab.	Operación US\$/hab.	Valor presente Total US\$/hab.
Lagunas con geotextil, eliminación de coliformes fecales	27,87	0,47	5,17	33,51
Lagunas sin geotextil, eliminación de coliformes fecales	20,95	0,35	5,17	26,47
Lagunas sin geotextil, desinfección separada	16,90	0,31	6,32	23,54
Lagunas con geotextil, desinfección separada	23,02	0,43	6,32	29,77
Tanques Imhoff, filtros, lagunas de sedimentación	33,75	0,85	9,48	44,09
UASB, lagunas eliminación de coliformes	31,89	0,65	8,25	40,78
UASB, lagunas, desinfección separada	13,58	0,30	9,41	23,28
Lodos activados, desinfección separada	92,65	3,91	34,39	130,94

Figura 68:
Valores presentes (US\$/hab.) para los diferentes tipos de plantas.



* En caso de una cloración separada se tiene que operar de forma que no permanezca cloro residual en el efluente o prever una decloración, que cause costos adicionales.

La Figura 68 muestra los valores presentes para los diferentes tipos de PTAR, en los cuales se puede evidenciar que los costos son mayores para el tipo de planta con los lodos activados.

Los sistemas más económicos son –por lo general- las lagunas que no tienen la necesidad de un geotextil (impermeabilización) y que cuentan con una desinfección separada.

No siempre es necesario clorar el efluente, también se puede lograr una remoción de los gérmenes y huevos de helmintos con lagunas de maduración.

Se estiman más o menos los mismos costos para tipos de plantas con reactores UASB, con lagunas pequeñas y una desinfección separada.

7. Medidas para la mitigación de olores y ruidos

7.1. Olores

La mejor medida para evitar las molestias ocasionadas por olores es instalar la planta lejos de las viviendas. En el caso de instalación de lagunas anaeróbicas (AT), se recomienda instalar -como mínimo- a 1.000m de distancia de las viviendas. Otra posibilidad es también cubrir las lagunas (ej: PTAR Santa Cruz).

En el caso de la instalación de otro tipo de plantas, es necesario construirlas a una distancia de por lo menos 300m; y en el caso de plantas con más de 30.000 habitantes, la distancia deberá ser de más de 500m.

Las fuentes de olores en plantas técnicas provienen especialmente de:

- El canal de entrada (especialmente después una tubería de presión)
- Estación de bombeo (especialmente con bombas archimédicas)
- Rejas, tamices
- Desarenadores
- Tanques Imhoff
- Lechos de secado
- Prensas para deshidratar lodo
- Canales donde el agua cruda se estanca

Valorar los olores es complicado, pero existe un método para cuantificarlos. Se diluye el aire de la planta con aire fresco y se determina la dilución cuando no se puede constatar más olor. Con este método se puede definir la concentración $G_{G,P}$

$$G_{G,P} = I + \frac{V_N}{V_P}$$

donde:

$G_{G,P}$ GE/m³ Unidades de olor por m³

V_N l Aire neutral (fresco)

V_P l Aire de la muestra de la planta

Los valores para este parámetro, que es una medida para olores, se muestran en la Tabla 68.

Las fuentes de olor en áreas muy pequeñas (rejas, caídas, desarenadores) pueden instalar adentro de edificaciones para disminuir afuera la influencia de los olores. También es posible tratar adicionalmente el aire, con la instalación de un biofiltro.

Para reducir la influencia de los olores, siempre que sea posible, se deben construir lagunas en lugares donde la acción de los vientos dominantes no esté en dirección de las viviendas. La plantación de árboles y arbustos no es de gran utilidad para disminuir olores.

Tabla 68:
Concentraciones del olor $G_{G,P}$ para diferentes fuentes en una planta técnica

	GE/m ³
Canal de entrada	50 -300
Estación de bombeo (especialmente con bombas archimédicas)	70 -300
Rejas	60 -130
Desarenadores (sin aireación)	50 -120
Desarenadores (con aireación)	90 -400
Sedimentador primario	50 -300
Tanque de aireación	40 -500
Sedimentador secundario	20 -75

Fuente: Rudolp, Büschner, 1995 /23/

7.2. Ruidos

El ruido en las plantas proviene especialmente de las máquinas. Cuando se mantiene distancias como las recomendadas para evitar la influencia de olores, el ruido normalmente tampoco se constituye en un problema para los vecinos.

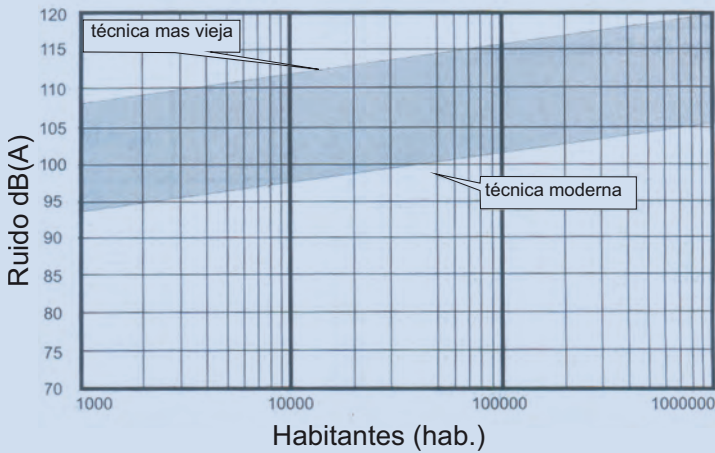
El ruido que se puede esperar en proximidades del cerco de una planta de tratamiento técnica (lodos activados), se puede ver en la

Figura 69. Este ruido aumenta con el tamaño de la planta.

En la Figura 70, podemos observar cómo disminuye el ruido de una planta de tratamiento (con lodos activados) en un área definida y en función de la distancia,

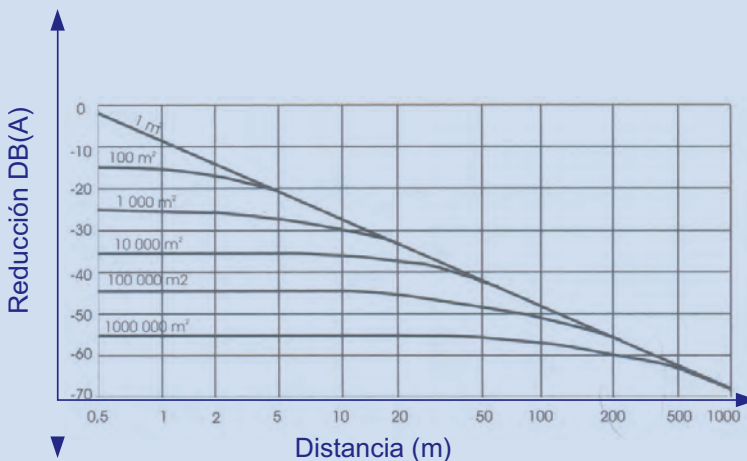
Las plantas con lagunas de estabilización o con reactores anaeróbicos, o con filtros percoladores, casi no producen ningún ruido.

Figura 69:
Ruido de plantas técnicas (lodos activados) en función a su tamaño



Fuente: Imhoff modificado/24/

Figura 70:
Reducción del ruido en función de la distancia



Fuente: Imhoff /24/

8. Resumen

Considerando todos estos puntos de vista, podemos observar que el sistema con lagunas de estabilización (lagunas anaeróbicas, facultativas y de maduración) es económico, en cuanto a los costos de operación. Para su manejo, el personal sólo necesita conocimientos básicos, en comparación con otros sistemas.

La construcción de una estación de desinfección puede evitar la implementación de lagunas de maduración. Ésto implicará menos espacio, que muchas veces es el criterio determinante para la construcción de una planta.

Sin embargo y especialmente las lagunas, solamente se pueden construir cuando hay suficiente espacio, además cuando las demandas al efluente no implican una eliminación considerable de nitrógeno, ni una nitrificación amplia. Este sistema tiene un cierto riesgo en la emisión de olores, de igual forma hay que considerar que se tiene que planificar medidas para evitar una contaminación del agua subterránea. La construcción puede ser económicamente no factible en caso de que los costos del terreno sean muy altos. En caso de que estos últimos puntos no generen muchos problemas, según el autor, este es un sistema económicamente recomendable para Bolivia.

Para implementar este sistema, también puede ser recomendable investigar la posibilidad de construirlo sin lagunas anaeróbicas, solamente con lagunas facultativas. En ese caso se necesitará una extensión mayor del área, en comparación al último sistema, pero los riesgos de olores son menores.

Las lagunas de estabilización poseen también la ventaja de disminuir el lodo en el fondo de las lagunas, con la posibilidad de que este quede almacenado por muchos años en las mismas; no se necesita un tratamiento separado en este tiempo. No obstante, en el caso de la eliminación de los lodos, se tiene que manejar grandes cantidades de lodo casi de inmediato.

Cuando no es posible implementar los anteriores sistemas, se hace necesario investigar si es posible realizar sistemas con reactores anaeróbicos (UASB, RALF y lagunas). Para eliminar coliformes fecales (sin una estación de desinfección), se necesitará -para el área total de la planta- únicamente un espacio ligeramente menor, que para los sistemas discutidos anteriormente; sin embargo, este sistema tiene la ventaja de poder generar gas, el mismo que se puede aprovechar en la producción de energía.

En caso de que no exista suficiente área, se debe considerar la posibilidad de disminuir la extensión de las lagunas y disminuir el tiempo de detención. En este caso, las lagunas no son aptas para producir agua que tenga valores de coliformes fecales inferiores a 1.000CF/ml. Por ello, puede ser aconsejable combinar este sistema con una desinfección separada (cloración, ozono, rayos UV).

Los reactores anaeróbicos (UASB, RALF) funcionan muy bien solamente en caso de temperaturas del agua mayor a 13°C (temperatura promedio en el mes más frío), al menos esta es la opinión actual de la mayoría de los expertos. Debido a esto, lógicamente hay que investigar la situación en cada lugar.

Si no es posible usar los sistemas anteriormente citados, hay que elegir un sistema más sofisticado. En este punto, nos referimos a tanques Imhoff, con filtros percoladores o biodiscos, que incluyen también lagunas de sedimentación. Estos sistemas no necesitan áreas más grandes que 0,5m²/hab. y tienen la ventaja de una operación fácil, su consumo de energía que es menor al de otros sistemas técnicos. Con un diseño apropiado, es posible realizar una nitrificación amplia.

De ser necesaria una eliminación amplia del nitrógeno, el sistema que se recomienda es el de lodos activados. Como se mostró antes, este sistema necesita personal altamente calificado; el sistema produce más lodo y consume mucha energía. En la actualidad y con los valores presentes, los sistemas con lodos activados son los más caros. De todas maneras, se debe considerar, que

estos sistemas pueden realizar una remoción muy alta de la DBO y eliminar nutrientes.

Todos los sistemas expuestos anteriormente, pueden ser combinados con una precipitación, para eliminar fósforo (P); o con desinfección, para aumentar la remoción de gérmenes.

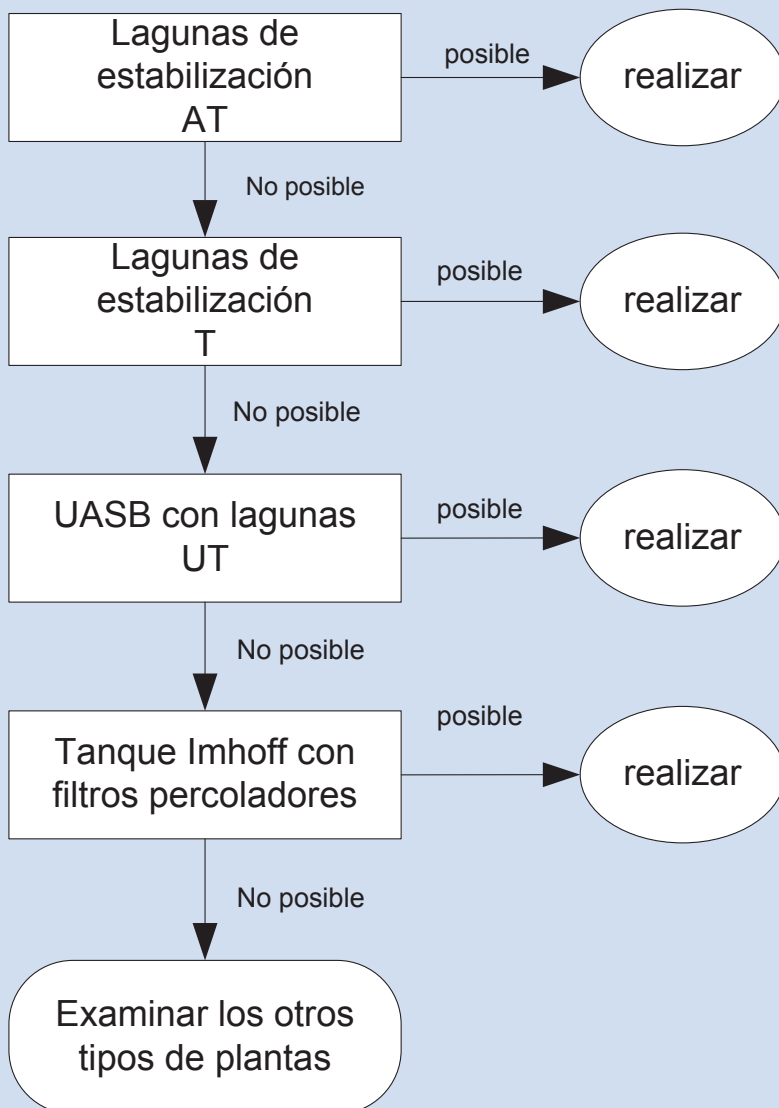
Para eliminar helmintos en condiciones seguras, se necesitarán lagunas con un tiempo de detención de 10 días, lo cuál incrementa

las ventajas de sistemas con lagunas de estabilización.

La implementación de los wetlands puede tener sentido en casos especiales, por ejemplo para unidades pequeñas o como última etapa para mejorar el efluente.

Un esquema para tomar decisiones apropiadas en busca del sistema ideal, se muestra en la figura 71.

Figura 71:
Esquema para la búsqueda del sistema más apto (para las condiciones específicas en Bolivia)



Bibliografía

- /1/ Jairo Alberto, Romero Rojas
Lagunas de estabilización de aguas residuales
ISBN 958 – 8060 -50
- /2/ Wastewater, Technology Fact Sheet
Trickling Filters, United States, Environmental Protection, Agency Office of Water,
Washington, D.C., EPA 832-F-00-014, September 2000
- /3/ Parker, D.S. and T. Richards.
Nitrification in Trickling Filters
JWPCF, 58:896., 1986.
- /4/ EXPO-NET-DANMARK A/S
Trickling filters, Manual of construction
<http://www.expo-net.dk/sw248.asp>
- /5/ ATV-DVWK-Kommentar zum ATV-DVWK-Regelwerk
Bemessung von Belebungs- und SBR-Anlagen, Rolf Kayser
ISBN 3-935669-02-X
- /6/ ATV-A 257 Grundsätze fuer die Bemessung von Abwasserteichen
und zwischen geschalteten Tauch- und Tropfkörpern (ATV-Regelwerk)
- /7/ Constructed Wetlands treatment of municipal wastewaters
EPA/625/R-99/010, septiembre 1999
- /8/ Andy Shilton
Pond Treatment technology
ISBN 1843390205, IWA, London, 2005
- /9/ Sergio Rolim Mendonca
Sistemas de lagunas de estabilización
McGrawHill, ISBN 958-41-0090-0, 2000

- /10/ Fabian Yañez Cossío
Lagunas de estabilización, 1993, Ecuador
- /11/ Lettinga, G., A. F. M. van Velsen, S. W. Hobma, W. De Zeeuw, A. Klapwijk
Use of upflow sludge blanket reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. Biotechnol. Bioengineer. 22: 699-734, 1980
- /12/ Anaerobtechnik
Handbuch der anaeroben Behandlung von Abwasser und Schlamm
Springerverlag
Böhnke, Bischofsberger, Seyfried, 1993 , ISBN 3-540-56410-1
- /13/ Bombas sumergibles y estaciones de bombeo
Flygt, 2004
- /14/ ATV-M 271
Personalbedarf fuer den Betrieb kommunaler Kläranlagen (ATV-DVWK-Regelwerk)
- /15/ Energie in Kläranlagen, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, 1999, Schwannstr. 3, 40476 Düsseldorf
- /16/ Wolfgang Wagner
Abwassertechnik und Gewässerschutz, 2001, C.F Mueller Verlag, Heidelberg, ISBN 3 – 8114 – 2897 -7
- /17/ Jairo Alberto, Romero Rojas
Tratamiento de aguas residuales
Teoría y principios de diseño
ISBN 958-8060 -13-3
Colombia, 2005
- /18/ Ingeniería de aguas residuales
Tomo II, tratamiento, vertedero y reutilización
Metcalf & Eddy, Inc.
McGraw-Hill, ISBN 0-07-041690-7, 1998

- /19/ Lagunas de estabilización en Honduras
Manual de diseño, construcción, operación y mantenimiento, monitoreo y sostenibilidad
Steward M. Oakley, 2005 , Universidad de California
- /20/ ATV-DVWK-A 281
Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern
(ATV-DVWK-Regelwerk), Nov 2001, ISBN 3-935669-29-1
- /21/ ATV-DVWK-A 202
Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser
Entwurf August 2002
ISBN 3-936514-10-0
- /22/ Oferta de la empresa ETRAI, Cochabamba del 4.5.2009
- /23/ Rudolph,H.J.; Büschner,E., Paßvoß, T:
Regelwerk für Klarwerksgerüche, Forschungsvorhaben für das Kuratorium für Wasserwirtschaft, Lehrstuhl für Umwelttechnik und Umweltmanagement der Universität Witten/Herdecke, 1995
- /24/ Imhoff, K y K.R.
Taschenbuch der Stadtentwässerung, 28. Auflage, Oldenbourgverlag,
ISBN 3-486-26332-3

Anexo 1: Abreviaciones

Abreviación	Unidad	Explicación
α	-	Relación entre la capacidad de entregar oxígeno en agua residual y en agua limpia
β	-	Relación de la concentración de saturación en agua residual y agua limpia
θ	-	Constante de temperatura para el sistema de aireación
η	%	Potencia de bombas
γ_{agua}	Kg/m ³	Peso específico del agua (1000kg/m ³)
γ_{SS}	Kg/m ³	Peso específico del lodo (1500kg /m ³)
A	m ²	Área superficial de una laguna
Al		Aluminio
C_L	mg/l	Concentración del oxígeno del agua en el tanque de aireación
C_{ST}	mg/l	Concentración de saturación del oxígeno en agua limpia para condiciones estándares (20°C, nivel del mar, 9,17mg/l)
C_{sw}^T	mg/l	Concentración de saturación del oxígeno corregido por la temperatura y la altura
C_{sw}	mg/l	Concentración de saturación del oxígeno en agua para una temperatura T al nivel del mar
CEPIS		Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente
CF	CF/100 ml	Número de coliformes fecales en 100 ml
DB(A)	DB	Decibeles. Medida de ruido
DBO	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	La DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) se define como la cantidad de oxígeno consumida por la materia orgánica en la purificación del agua residual, en un período de 5 días a 20°C. (También DBO ₅)
DBO _{afuente}	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	DBO del afluente de una planta o etapa
DBO _{efluente}	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	DBO del efluente de una planta o etapa
DBO _{removida}	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	Es el DBO _{removida} por un tratamiento (en una laguna)

Abreviación	Unidad	Explicación
DBO _{soluble}	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	La DBO _{soluble} se puede definir como la DBO, con la excepción de que el agua investigada está filtrada.
DH	m	Altura para elevar el agua sobre los filtros
DQO	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	Es la cantidad de oxígeno que se necesita para oxidar los materiales contenidos en el agua con un oxidante químico (normalmente dicromato potásico en medio ácido). Demanda Química de Oxígeno (DQO ≥ DBO)
DQO _{removida}	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	Es la DQO _{removida} por un tratamiento (en una laguna)
DQO _{soluble}	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	La DQO _{soluble} se puede definir como la DQO, con la excepción de que el agua investigada está filtrada
EB	kWh/año	Energía del bombeo anual
EL	m	Altura sobre el nivel del mar
EPSA		Entidades en Bolivia que son responsables del suministro de agua potable, alcantarillado sanitario y tratamiento de aguas residuales. El nombre de acuerdo a la Ley 2066 es: Entidad Prestadora de Servicios de Agua Potable y Alcantarillado Sanitario.
EPSAS		Empresa Público Social de Agua y Saneamiento en La Paz / El Alto - Bolivia
f	-	Relación entre área bruta y área neta
Fe		Hierro
FWS		Humedales artificiales de flujo superficial (tipo de wetlands)
Gbl.		Global
G _{G,P}	GE/m ³	Unidades de olor por m ³
H	1/l	Significa "helminto". Se utiliza en referencia a una variedad de huevos de gusanos que parasitan el intestino del ser humano.
ha	ha	Medida para áreas. Una hectárea son 10.000m ²
hab.		Habitantes conectados
Hp	m	Altura del bombeo (altura geométrica y pérdidas de presión)
k _{b20}	1/d	Tasa de degradación de la DBO (para 20°C)
k _{d20}	1/d	Tasa de mortalidad de gérmenes (para 20°C)
kW		Medida para potencia eléctrica (kilowatios)

Abreviación	Unidad	Explicación
kWh		Medida para energía eléctrica (kilowatios por hora)
M _{agua}	kg	Masa del agua en el lodo
M _{lodo}	kg	Masa del lodo (agua y lodo)
M _{SS}	kg	Masa de los sólidos en el lodo
Me*	mg/l kg/d	Iones de metales (hierro o aluminio)
Ne	mg/l	Nitrógeno amoniacal en el efluente
Ne/No	%	Ne/No es la relación entre el nitrógeno amoniacal de la salida dividido por el nitrógeno de la entrada de cada laguna. Es un indicador que describe el porcentaje del nitrógeno que se queda en el agua tratada. La remoción del nitrógeno se puede describir como 1 – Ne/No
Ne/No total	%	Ne/No total es la relación entre el nitrógeno amoniacal de la salida dividido entre el nitrógeno de la entrada de toda la planta
No	mg/l	Nitrógeno amoniacal en el afluente
Nte	mg/l	Nitrógeno total en el efluente
Nte/Nto	%	Nte/Nto es la relación entre el nitrógeno total de la salida dividido por el nitrógeno de la entrada de cada laguna. Es un indicador que describe el porcentaje del nitrógeno que se queda en el agua tratada. La remoción del nitrógeno se puede describir como 1 – Nte/Nto
Nte/Nto total	%	Nte/Nto total es la relación entre el nitrógeno total de la salida dividido por el nitrógeno de la entrada de toda la planta
Nto	mg/l	Nitrógeno total en el afluente
Ntot	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	El nitrógeno se presenta en diferentes formas químicas en las aguas naturales y contaminadas. En los análisis habituales se suele determinar el NTK (nitrógeno total Kjeldahl) que incluye el nitrógeno orgánico y el amoniacal. El contenido en nitratos y nitritos se da por separado. La suma de todo es Ntot
Nx	Kg O ₂ /kWh	Potencia de entregar oxígeno al agua para condiciones en el estado de operación.
Nx ₀	Kg O ₂ /kWh	Potencia de entregar oxígeno al agua para condiciones estándares (20°C, 0mg O ₂ -diluído/l al nivel del mar)
O ₂	mg/l	Oxígeno
P	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	P se define como el fósforo total e incluye distintos compuestos como diversos ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. La determinación se hace convirtiendo todos ellos en ortofosfatos, que son los que se determinan por análisis químico

Abreviación	Unidad	Explicación
p	mm Hg	Presión de vapor del agua, dependiente de la temperatura
p^A	mm Hg	Presión del aire en la altura de la planta
P-orto	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	Es la parte del fósforo total, que se encuentra en forma de ortofosfatos
Q	l/s m ³ /s m ³ /d	Caudal
Q _a	m ³ /año	Cantidad de agua por año para elevar
Q _{bomba}	l/s m ³ /s	Caudal de una bomba
RALF		RALF significa “Reactor Anaeróbico de Lodo Fluidizado”, es un tipo de reactor anaeróbico, muy común en Brasil
Rem	%	Remoción de Helmintos
Rh	días	Tiempo de detención
Sessil		Relleno de plástico para filtros percoladores (marca de un tipo de relleno, producido por una empresa alemana (NSW) y una empresa de los Estados Unidos (Jaeger))
SS	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	Sólidos Suspendidos
T	°C	Temperatura
TKN	mg/l kg/d kg/(hab.·d)	Kjehldahl nitrógeno total (TKN), es la combinación de nitrógeno orgánico y amoníaco en las aguas residuales
UASB		UASB, proviene de la sigla en inglés y significa “Upflow Anaerobic Sludge Blanket”; es un tipo de reactor anaeróbico
V	m ³	Volumen
V _{lodo}	m ³	Volumen del lodo
V _N	m ³	Aire neutral (fresco) (medición de olores)
V _p	m ³	Aire de la muestra de la planta (medición de olores)
VBS		Humedales artificiales de flujo subsuperficial (tipo de wet-lands)
VP	US\$	Valor presente
Z	1/h	Número de encendidos por bomba en una hora

Anexo 2: Definiciones y explicaciones

1. Parámetros que describen las características de las aguas residuales

Demanda biológica de oxígeno (DBO)

La DBO se define como la cantidad de oxígeno necesaria para la degradación de la materia orgánica del agua residual o servida en un período de 5 días a 20°C (DBO₅). Se puede describir la DBO como la polución orgánica, que es degradable debido a la acción de las bacterias. En Bolivia, se puede constatar un rango de la DBO por habitante de 30 hasta 60g DBO/(hab.·día), dependiendo de la región. Considerando caudales de 50 hasta 150 l/(hab.·día) esto significará concentraciones entre 200 hasta 700mg DBO/l en las entradas de las plantas de tratamiento de aguas. La DBO del efluente es un indicador del buen funcionamiento de plantas de tratamiento de aguas residuales.

La remoción de la DBO es necesaria para evitar una fuerte demanda y disminución del oxígeno en los cuerpos de agua receptores, con la consecuencia, por ejemplo, de la muerte de peces.

Demanda química de oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno (DQO) es la cantidad de oxígeno consumido por las materias existentes en el agua y oxidables en condiciones operatorias definidas. La medida corresponde a una estimación de las materias oxidables presentes en el agua, cualquiera que sea su origen orgánico o mineral (incluye la materia orgánica degradable por bacterias). La DQO es la cantidad de oxígeno que se necesita para oxidar los materiales contenidos en el agua con un oxidante químico (normalmente dicromato potásico en medio ácido). Considerando el agua residual doméstica, la DQO es siempre más grande, y en situaciones extremas igual que la DBO.

En Bolivia se puede constatar un rango de la DQO por habitante de 60 hasta 120g DQO/(hab.·día). Considerando caudales de 50

hasta 150 l/(hab.·día) esto significará concentraciones entre 400 hasta 1.400mg DQO/l en las entradas de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

La DQO es también un indicador para el buen funcionamiento de plantas de tratamiento de aguas residuales. Su análisis es más rápido (cerca de 3 horas) en comparación a la DBO, lo cuál es una ventaja, pero posee la desventaja de que no ofrece ninguna información de la proporción del agua residual, que puede ser oxidada por las bacterias, ni de la velocidad del proceso de biooxidación.

Gérmenes

Coliformes fecales

La denominación genérica de coliformes está referida a un grupo de especies bacterianas que tienen ciertas características bioquímicas en común y relevancia como indicadores de contaminación del agua y alimentos. Son un indicador para gérmenes patógenos.

En las heces se encuentran concentraciones de $10^8 - 10^{10}$ CF/100ml. Sus concentraciones en aguas residuales crudas son normalmente entre 10^7 hasta 10^8 CF/100ml.

Helmintos

El término “helminto” se utiliza en referencia a una variedad de gusanos que parasitan el intestino de mamíferos y seres humanos. La infección por helmintos es el resultado de la penetración de gusanos al interior del cuerpo, donde maduran, depositan huevos y obtienen nutrición del huésped. Estas infecciones pueden ser provocadas por nemátodos intestinales presentes en el suelo, tales como la lombriz intestinal (*Ascaris lumbricoides*), el gusano flageliforme (*Trichuris trichiura*) y especies que habitan en el agua como el *Schistosoma haematobium* y *S. mansoni*. Su tiempo de supervivencia en aguas residuales, heces, lodos o suelos varía de algunos meses hasta un año (dependiendo especialmente de la temperatura). En el altiplano, se encuentran muchas infecciones originadas por la fasciola hepática.

Tabla 1:
Potencial de la eliminación de gérmenes en plantas de tratamiento de aguas residuales (CEPIS/ modificado)

Proceso de tratamiento	Eliminación (unidades logarítmicas) de			
	Bacterias	Helmintos (huevos de gusanos)	Virus	Quistes de protozoos
Sedimentación primaria sencilla	0-1	0-2	0-1	0-1
Lodo activado	0-2	0-2	0-1	0-1
Filtros percoladores	0-2	0-2	0-1	0-1
Lagunas aireadas	1-2	1-3	1-2	0-1
Desinfección	2-6	0-1	0-4	0-3
Lagunas de estabilización	1-6	1-3	1-4	1-4

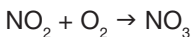
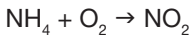
Nutrientes

Nitrógeno y fósforo son esenciales para el crecimiento de protozoos y plantas, conocidos como nutrientes (los principales elementos nutritivos).

Nitrógeno (N)

La remoción del nitrógeno se efectúa con la oxidación biológica del nitrógeno del amoníaco ($\text{NH}_4\text{-N}$) al nitrato (NO_3) (nitrificación realizada por bacterias tales como Nitrobacter y Nitrosomonas), entonces -mediante la reducción- el nitrato es convertido en gas de nitrógeno (denitrificación), que se lanza a la atmósfera. Estas conversiones requieren condiciones cuidadosamente controladas para permitir la formación adecuada de comunidades biológicas y la remoción biológica del nitrógeno.

La nitrificación es un proceso de oxidación de compuestos nitrogenados (ecuaciones siguientes muy simplificadas).



Una nitrificación es posible en filtros percoladores, lagunas con un tiempo de detención muy grande y lodos activados. Una denitrificación muy alta se realiza normalmente en plantas de lodos activados. La cantidad de nitrógeno en el agua residual cruda por persona tiene un rango entre 10 hasta 12g/(hab.·día). La parte del nitrógeno amoniacal

es más o menos 8g/(hab.·día).

La denitrificación es un proceso que realizan ciertas bacterias durante la respiración, usando el nitrato para obtener oxígeno (ausencia de oxígeno disuelto en el agua residual). El proceso de reducción de nitratos hasta gas nitrógeno, ocurre en etapas seriales, catalizadas por sistemas enzimáticos diferentes, formandose como productos intermedios nitritos, óxido nítrico y óxido nitroso:



Fósforo (P)

El fósforo es esencial para el crecimiento de las algas y plantas acuáticas, de igual forma, es responsable de crecimientos explosivos y nocivos. Proviene de los vertidos de aguas servidas industriales, domésticas y de las escorrentías naturales. Se lo encuentra en las formas de ortofosfato, polifosfato y fosfato orgánico. 50% del fósforo en el agua residual está presente como ortofosfato. Una fuente muy importante del fósforo son los detergentes. Su eliminación es muy importante en caso de una descarga en lagos.

El retiro del fósforo se puede efectuar (en un cierto porcentaje) biológicamente mediante un proceso específicamente bacteriano. Se acumulan selectivamente grandes cantidades de fósforo dentro de las células bacterianas. Esta biomasa enriquecida tiene un alto contenido de fósforo y puede ser utilizada como fertilizante.

El retiro del fósforo se puede lograr también -generalmente- por la precipitación química con sales de hierro (por ejemplo: cloruro férrico) o del aluminio (por ejemplo: alumbre). El uso de productos químicos en el proceso del tratamiento es costoso.

Un valor de referencia (Alemania, para el diseño de plantas), que describe la carga de fósforo entrante en plantas de tratamiento de aguas es 1,8g P/(hab.·día).

Algas

Son microorganismos vegetales. Contienen clorofila y pueden causar problemas de turbidez, coloración y sabor en los efluentes de aguas tratadas. Interfieren con muchos procesos unitarios de tratamiento. En lagunas facultativas y lagunas de maduración juegan el rol de producción de oxígeno, que es importante para la disminución de la DBO.

2. Etapas de plantas de tratamiento de aguas residuales

Lodos activos

Las plantas de lodos activos cuentan con una variedad de mecanismos y procesos para usar oxígeno disuelto y promover el crecimiento de organismos biológicos que remueven substancialmente materia orgánica.

También pueden atrapar partículas de material y -bajo condiciones ideales- convertir amoníaco en nitrito y nitrato, -en última instancia- en gas nitrógeno. Son procesos muy complejos. Normalmente es necesario transformar el nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) en ni-

trato (NO_3) y después recircular el nitrato en zonas anóxicas (sin oxígeno disuelto), donde las bacterias usan el oxígeno del nitrato para respirar. Estos procesos necesitan mucho más volúmen que solamente la degradación de la carga orgánica y mucha más energía; por esto la eliminación del nitrógeno es cara.

El lodo activado es un proceso de tratamiento por el cual el agua residual y el lodo biológico (microorganismos) son mezclados y aireados en un tanque denominado reactor. Los flóculos biológicos formados en este proceso se sedimentan en un tanque de sedimentación, de donde son nuevamente recirculados al tanque de aireación.

Ilustración 1:
Esquema básico del tratamiento de lodos activos

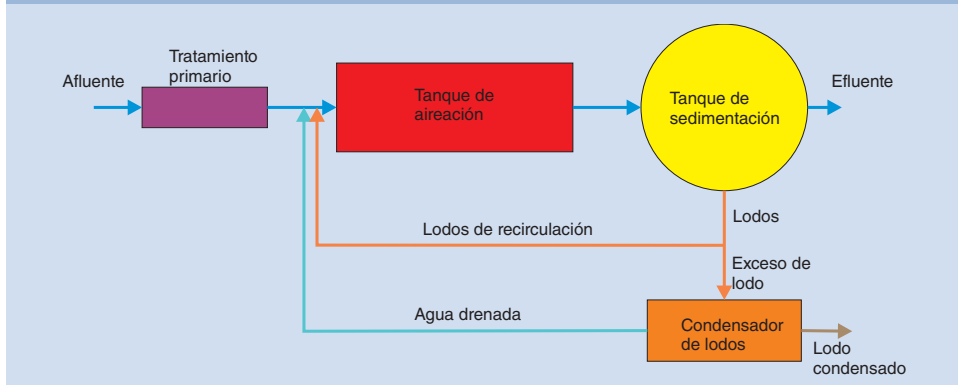
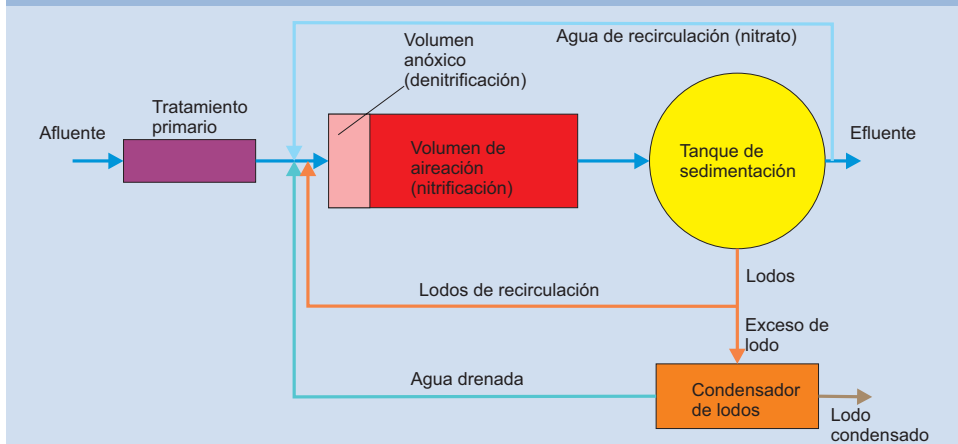


Ilustración 2:
Esquema básico para lodos activos con eliminación de nitrógeno



En el proceso de lodos activados, los microorganismos son completamente mezclados con la materia orgánica en el agua residual, de manera que esta les sirve de sustrato alimenticio. Es importante indicar que la mezcla o agitación se efectúa por medios mecánicos superficiales o sopladores sumergidos, los cuales tienen doble función:

- Producir mezcla completa y
- Agregar oxígeno al medio, para que el proceso se desarrolle.

Elementos básicos de las instalaciones del proceso de lodos activados son:

- Tanque de aireación. Estructura donde el desagüe y los microorganismos (incluyendo retorno de los lodos activados) son mezclados.
- Tanque sedimentador. El desagüe mezclado procedente del tanque de aireación es sedimentado separando los sólidos suspendidos (lodos activados), obteniéndose un desagüe tratado clarificado.
- Equipo de inyección de aire, para activar las bacterias.
- Sistema de retorno de lodos. El propósito de este sistema es el de mantener una alta concentración de microorganismos en el tanque de aireación. Una gran parte de sólidos biológicos sedimentables son devueltos al tanque de aireación.
- Exceso de lodos y su disposición. El exceso de lodos, debido al crecimiento bacteriano en el tanque de aireación, es tratado y eliminado.
- Es posible combinar las etapas descritas con digestores de lodo. El gas generado se puede usar para producir energía eléctrica.

Filtros percoladores

En el filtro percolador, el agua residual es rociada sobre un relleno y se deja que se filtre a través del lecho, este filtro consiste en un lecho

formado por un medio sumamente permeable al que los microorganismos se adhieren y a través del cual se filtra el agua residual.

El relleno de los filtros puede estar compuesto por piedras (el tamaño de las piedras del medio filtrante está entre 2,5 a 10cm de diámetro), o con plástico. La profundidad varía de acuerdo al diseño particular, generalmente es de 3 a 6m.

Normalmente el lecho del filtro es circular y el residuo líquido se distribuye por encima del lecho, mediante un distribuidor giratorio. La materia orgánica que se halla presente en el agua residual es degradada por la población de microorganismos adherida al medio.

Las bacterias, que son responsables para la disminución de la materia orgánica, forman una película biológica sobre la superficie del relleno del filtro, en cuyas capas externas, la materia orgánica es degradada por los microorganismos aeróbicos.

A medida que los microorganismos crecen, el espesor de la película aumenta y el oxígeno es consumido antes de que pueda penetrar todo el espesor de la película, por lo que se establece un medio ambiente anaeróbico, cerca de la superficie del relleno. La comunidad biológica presente en un filtro se compone principalmente de bacterias facultativas, aeróbicas y anaeróbicas, hongos, algas y protozoos.

Ilustración 3:
Filtro percolador en Sucre



Tanque Imhoff

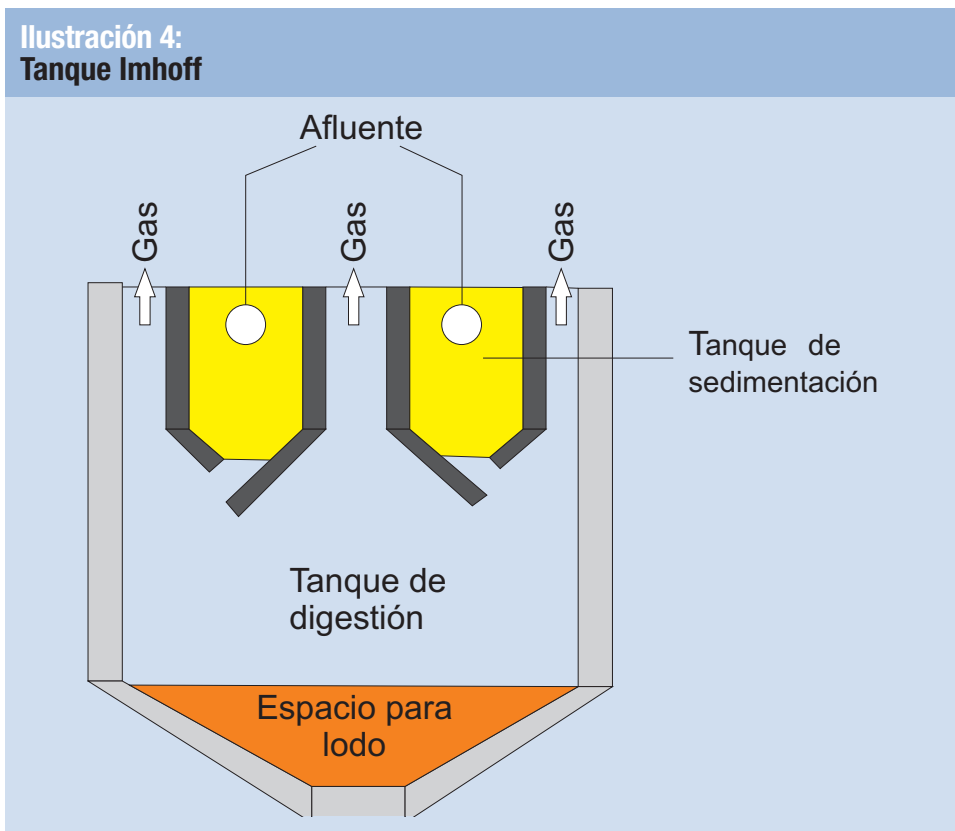
Un tanque Imhoff consta de dos pisos en los cuales la sedimentación tiene lugar en el compartimiento superior, la digestión y acumulación de lodos en el compartimiento inferior. Estas unidades no cuentan con elementos mecánicos que requieran mucho mantenimiento, la operación consiste en la remoción diaria de la espuma. Se debe retirar periódicamente el lodo al lecho de secado.

Los tanques Imhoff convencionales son unidades rectangulares o circulares que no cuentan con calentamiento. La remoción de sólidos sedimentables y la digestión anaeróbica de estos sólidos es similar a la que ocurre en un tanque séptico. Los sólidos pasan a través de una abertura, ubicada en la parte inferior de la cámara de sedimentación, al compartimiento inferior, para su digestión sin calentamiento. Las espumas se acumulan en

el tanque de sedimentación y en la zona de venteo de gases. Los gases producidos en el proceso de digestión, que se desarrollan en el compartimiento inferior, escapan por el punto de venteo de gases. El diseño del punto inferior de acceso a la cámara de sedimentación impide que los gases y sólidos -arrastrados por los gases generados en la tanque de digestión- ingresen al compartimiento donde tiene lugar la sedimentación.

Desinfección

El propósito de la desinfección en el tratamiento de las aguas residuales es reducir substancialmente el número de organismos vivos (nocivos) en el agua que se descargará al ambiente. La efectividad de la desinfección depende de la calidad del agua que es tratada (por ejemplo: turbiedad, pH, etc.), del tipo de desinfección que es utilizada, de la dosis



de desinfectante (concentración y tiempo), y de otras variables ambientales.

El agua turbia será tratada con menor éxito puesto que la materia sólida puede blindar organismos, especialmente de la luz ultravioleta; lo mismo ocurre si los tiempos de contacto son bajos. Generalmente, tiempos de contacto cortos, dosis bajas y altos flujos influyen en contra de una desinfección eficaz. Los métodos comunes de desinfección incluyen

- Ozono,
- Cloración
- Luz ultravioleta (UV)

La desinfección con cloro aún es la forma más común de desinfección de las aguas residuales debido a su bajo costo y al largo plazo de eficiencia (Latinoamérica).

Una desventaja es que la desinfección con cloro del material orgánico residual puede generar compuestos orgánicos clorados, que son dañinos. El cloro residual es tóxico para distintas especies acuáticas. Se debe asegurar que no exista cloro residual en el efluente tratado. Para cumplir esta demanda, hay que eliminar este cloro químicamente, con una etapa especial al fin del proceso, lo cual agrega complejidad y costo del tratamiento. También es posible operar la planta con un tipo de medición y control continuo de cloro para asegurar que sólo salga una cantidad mínima de cloro al río

La luz ultravioleta (UV) se está convirtiendo en un medio muy común de desinfección, debido a las preocupaciones por los impactos del cloro en el tratamiento de aguas residuales y en la cloración orgánica en aguas receptoras. La radiación UV se utiliza para dañar la estructura genética de las bacterias, virus, y otros patógenos, haciéndolos incapaces de la reproducción.

Las desventajas dominantes de la desinfección UV son: requerimiento de mantenimiento, reemplazo frecuente de la lámpara y la necesidad de un efluente altamente tratado (con baja turbiedad) para asegurar que los

microorganismos no estén blindados a la radiación UV (en otras palabras, recordar que cualquier sólido presente en el efluente tratado puede proteger microorganismos contra la luz UV).

El ozono O_3 es generado sometiendo el O_2 del oxígeno a un potencial de alto voltaje, que resulta en un tercer átomo de oxígeno y que forma O_3 . El ozono es muy inestable, reactivo y además oxida la mayor parte del material orgánico con que entra en contacto, de tal manera que destruye muchos microorganismos causantes de enfermedades. El ozono se considera más seguro que el cloro. Mientras el cloro tiene que ser almacenado en el sitio (altamente venenoso en caso de un escape accidental), el ozono es producido según necesidad. La ozonización también produce menos subproductos de la desinfección que la producida por el cloro. Las desventajas de la desinfección del ozono son el alto costo del equipo de generación del ozono, de energía y de personal altamente capacitado.

Sedimentadores

La tarea de los sedimentadores es la remoción de la materia sólida en el agua residual.

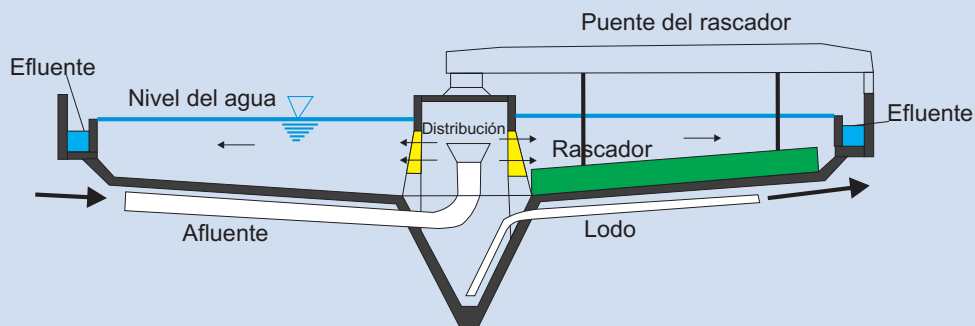
Se distinguen especialmente 2 grupos de sedimentadores:

- Sedimentadores primarios (eliminación de los sólidos del agua cruda)
- Sedimentadores secundarios (eliminación de los lodos del agua después de etapas biológicas)

Un sedimentador primario se encuentra antes de los filtros percoladores o tanques de aireación. Su tiempo de detención (de 1 hasta 2 horas) es menor a los de sedimentadores secundarios (4 a 7 horas).

En caso de filtros, biodiscos o tanques de airación, se necesita un paso final para retirar los flóculos biológicos y producir agua tratada con bajos niveles de materia orgánica y materia suspendida (sedimentador secundario).

Ilustración 5: Sedimentador secundario



Pantanos artificiales (humedales artificiales)

Los sistemas de pantanos artificiales se describen típicamente por la posición de la superficie del agua y/o el tipo de vegetación presente. Se distinguen especialmente:

- *subsurface flow (VBS) wetlands (humedal artificial de flujo subsuperficial)*
- *free water surface (FWS) wetlands (humedal artificial de flujo superficial)*

La remoción biológica es el camino más importante para la remoción de contaminantes en los wetlands. La captación de los contaminantes a través de las plantas es extensamente reconocida para la remoción de contaminantes en los wetlands. Los contaminantes que son también formas de nutrientes esenciales para las plantas, tales como nitrato, amonio y fosfato, son tomados fácilmente por las plantas del wetland. Sin embargo, muchas especies de plantas del wetland son capaces de captar e incluso acumular significativamente metales tóxicos, como cadmio y plomo.

La velocidad de remoción de contaminantes por las plantas varía extensamente, dependiendo de la velocidad de crecimiento de la planta y de la concentración del contaminante en el tejido de la planta. Las plantas leñosas, es decir, árboles y arbustos, proporcionan un almacenamiento a largo plazo de contaminantes, comparado con las plantas herbáceas. Sin embargo la velocidad de cap-

tación de contaminantes es mucho más alta para las plantas herbáceas, o los macrofitos. Las algas pueden también proporcionar una cantidad significativa de nutrientes captados, pero son más susceptibles a los efectos tóxicos de metales pesados. El almacenaje de alimentos en algas se efectúa relativamente a corto plazo, debido al rápido ciclo de rotación (corto ciclo de vida) de las algas.

Las bacterias y otros microorganismos en el suelo también captan y almacenan nutrientes y algunos otros contaminantes a corto plazo. La degradación de la materia orgánica del agua residual se realiza mediante la acción de las bacterias.

La mayoría de los humedales naturales son sistemas de flujo libre superficial en los cuales el agua está expuesta a la atmósfera; estos incluyen las zonas pantanosas (principalmente de vegetación arbórea), y las praderas inundadas (principalmente con vegetación herbácea y plantas macrófitas emergentes). La grava es el medio más utilizado para su construcción: es roca triturada, grava, arena y otro tipo de materiales del suelo.

Los wetlands son capaces de proporcionar una alta eficiencia física en la remoción de contaminantes asociados con material particulado. El agua superficial se mueve muy lentamente a través de los wetlands, debido al flujo laminar característico y la resistencia proporcionada por las raíces y las plantas flotantes. La sedimentación de los sólidos suspendidos se promueve por la baja velocidad

de flujo y por el hecho de que el mismo es con frecuencia laminar en los wetlands. Las esteras de plantas en los wetlands pueden servir como trampas de sedimentos, pero su rol primario es la remoción de sólidos suspendidos para limitar la resuspensión de material particulado.

Un humedal artificial de flujo subsuperficial (VBS, subsurface flow wetlands) necesita un pretratamiento (eliminación de sólidos) y está diseñado específicamente para el tratamiento de agua residual, o para la fase final de tratamiento, además está construido típicamente en forma de un lecho o canal que contiene un medio apropiado. Las principales ventajas de mantener un nivel subsuperficial del agua son la prevención de mosquitos y olores así como la eliminación del riesgo de

que la población entre en contacto con el agua residual parcialmente tratada. En contraste, la superficie del agua en los pantanales naturales y en los humedales artificiales de flujo libre superficial (FWS, free water surface wetlands) está expuesta a la atmósfera, lo cual conlleva los riesgos del desarrollo de mosquitos y de acceso público.

Biodiscos

Los biodiscos son como su nombre indica unos discos, generalmente de PVC, Polietileno o Polipropileno, que están girando -parcialmente sumergidos en el agua residual- y que sirven de soporte para que las colonias de bacterias se adhieran y formen una biomasa constante y confinada a una superficie determinada, de modo que no se produzcan

Ilustración 6:
Humedal artificial del flujo superficial (FWS, free water surface wetlands)

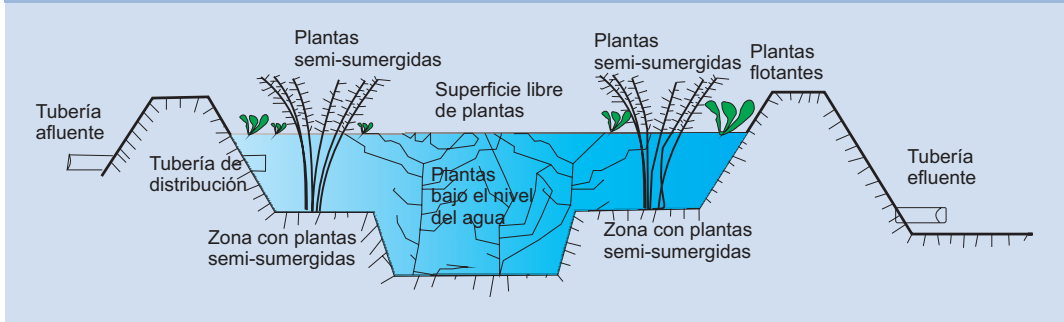
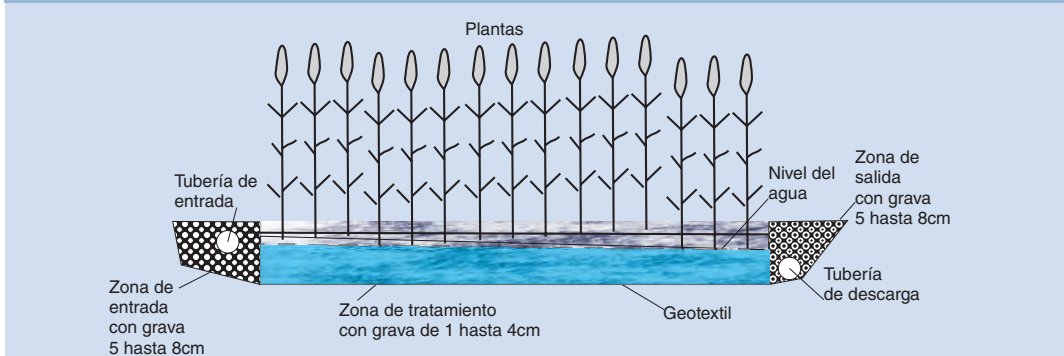


Ilustración 7:
Humedal artificial de flujo subsuperficial (VBS, subsurface flow wetlands)

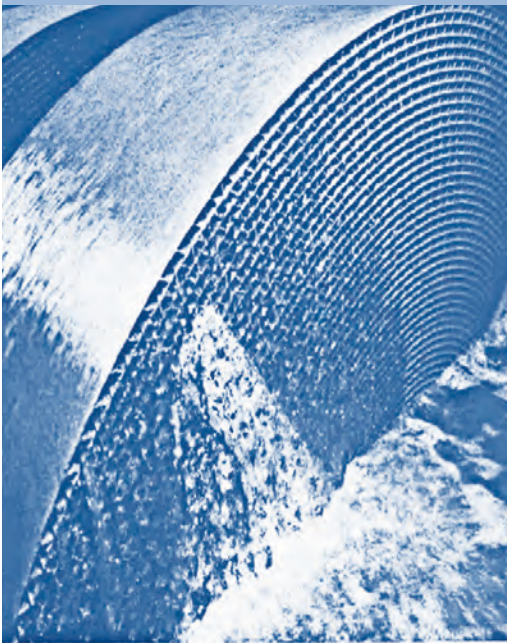


desprendimientos por mal funcionamiento o vertidos accidentales. Se trata de sistemas muy estables y con escasas variaciones en su rendimiento.

Se alojan en varios depósitos de hormigón (por ejemplo) colocados en paralelo, para poder realizar un proceso de depuración en serie y en varias etapas. Los biodiscos giran a la vez que están parcialmente sumergidos, de manera que en su recorrido de 360°, una partícula recorre todas las fases posibles; desde las totalmente aeróbicas cuando está fuera del agua residual hasta las anaeróbicas cuando está sumergida, y por supuesto, interfases anóxicas que corresponden a zonas intermedias.

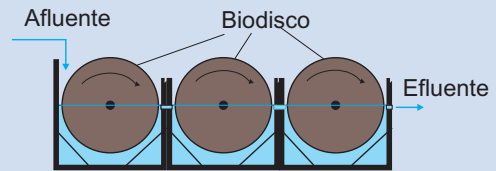
Es perfectamente posible, si se dimensiona correctamente el proceso, conseguir tanto la eliminación de la materia orgánica disuelta como la del nitrógeno amoniacal (a excepción del nitrógeno total).

**Ilustración 8:
Biodiscos**



Fuente: Wolfgang Wagner /16/

**Ilustración 9:
Biodiscos**



Fuente: Wolfgang Wagner /16/

Lagunas de estabilización

Una laguna de estabilización es una estructura simple para embalsar aguas residuales con el objeto de mejorar sus características sanitarias. Las lagunas de estabilización son de poca profundidad (1 a 6m) y presentan períodos de retención relativamente largos (por lo general semanas). Cuando las aguas residuales son descargadas en lagunas de estabilización se realiza en las mismas -en forma espontánea- un proceso conocido como autodepuración o estabilización natural, en el que ocurren fenómenos de tipo físico, químico, bioquímico y biológico. Este proceso se lleva a cabo en casi todas las aguas estancadas con alto contenido de materia orgánica biodegradable.

Los parámetros más utilizados para evaluar el funcionamiento de las lagunas de estabilización de aguas residuales y la calidad de sus efluentes son la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), que caracteriza la carga orgánica biodegradable; y el número de coliformes fecales (CF/100ml), que caracteriza la contaminación microbiológica.

Existen 3 tipos de lagunas:

- Lagunas anaeróbicas
- Lagunas facultativas
- Lagunas de maduración

Las lagunas anaeróbicas tienen una profundidad de 4 a 6m. Aquí se desarrollan bacterias anaeróbicas, que no necesitan (o no soportan) oxígeno. Estas lagunas tienen también la función de sedimentadores, por esto tienen

un volumen adicional para almacenar lodos. La concentración del oxígeno en estas lagunas es cero.

En las lagunas facultativas se encuentran bacterias aeróbicas. El suministro de oxígeno se produce a través de algas. Su profundidad varía normalmente entre 1,5 a 2,5m.

Las lagunas de maduración tienen especialmente la tarea de eliminar gérmenes patógenos. Para cumplir esta tarea, se tiene que posibilitar que la luz ultravioleta pueda entrar en todas las capas. Por esto es necesario limitar la profundidad (entre 1 a 1,5m).

Los parámetros más importantes para el rendimiento de las lagunas son, además de las cargas orgánicas y los caudales del afluente, la temperatura, radiación solar y el valor de pH. Estos son también los parámetros que determinan las áreas así como los volúmenes necesarios para el diseño de las lagunas.

Reactores anaeróbicos

Los reactores anaeróbicos más conocidos para el tratamiento de aguas residuales son reactores UASB y reactores RALF.

Los reactores UASB (del inglés: Upflow Anaerobic Sludge Blanket) son tipos de bioreactores que operan en régimen continuo y en flujo ascendente, es decir, el afluente entra por la parte inferior del reactor, atraviesa todo el perfil longitudinal, y sale por la parte superior. Son reactores anaerobicos en los que los microorganismos se agrupan formando biogránulos y/o flóculos.

En los sistemas anaeróbicos de flujo ascendente, se puede observar que las bacterias se agregan de forma natural, formando flóculos y gránulos. Estos agregados densos poseen buenas cualidades de sedimentación. La retención de fango activo, ya sea en forma granular o flocular, hace posible un buen tratamiento incluso para altas tasas de cargas orgánicas. La turbulencia natural causada por el propio caudal del afluente y de la producción de biogás provoca el buen contacto entre agua residual y fango biológico en el sistema UASB.

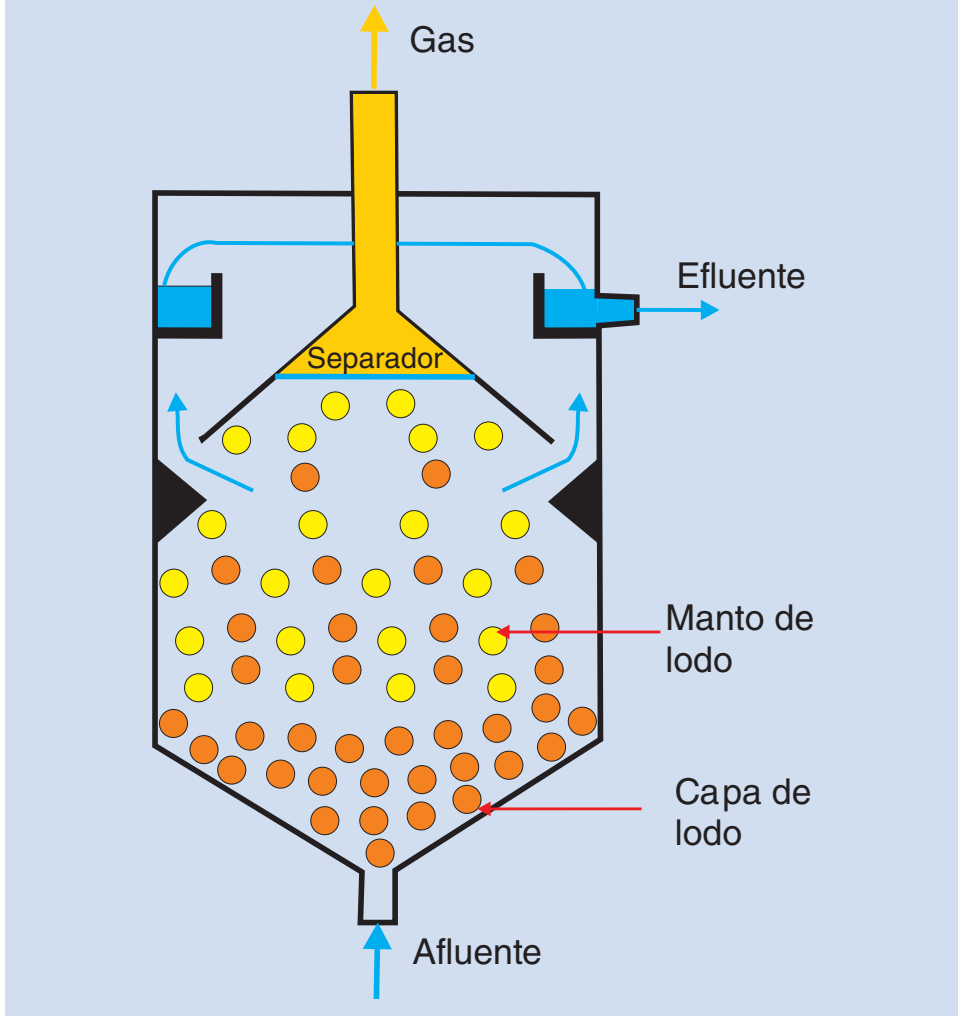
El reactor UASB podría reemplazar al sedimentador primario, al digestor anaeróbico de fangos, al paso de tratamiento aerobio y al sedimentador secundario de una planta convencional de tratamiento aerobio de aguas residuales. Sin embargo, el efluente de reactores UASB normalmente necesita un tratamiento posterior, para lograr degradar la materia orgánica remanente, nutrientes y patógenos. Este postratamiento puede referirse a sistemas convencionales aerobicos como lagunas de estabilización, plantas de fangos activos y otros.

El reactor consiste esencialmente en una columna abierta, a través de la cual el agua residual atraviesa a una baja velocidad ascendente. El manto de fangos se compone de gránulos o partículas, además del agua residual. El fenómeno de granulación que rige la formación de los gránulos constituye la parte fundamental del proceso. El tratamiento del agua se da cuando se pone en contacto el agua con los gránulos. Los gases producidos bajo condiciones anaeróbicas provocan la recirculación interna, lo que ayuda en la formación y mantenimiento de las partículas biológicas, sobre las cuales se adhieren algunas partículas de gas. El gas se retiene en un colector en la parte alta del reactor. El líquido que ha pasado a través del manto de lodo contiene algunos sólidos residuales y gránulos biológicos, que pasan a través del sedimentador donde los sólidos se separan del efluente.

Al igual que en otros tipos de tratamiento de aguas residuales, en los UASB también son necesarias etapas previas de adecuación del afluente, antes de ingresarlas al reactor, como por ejemplo, eliminación de aceites, grasas y arena. Tras este tipo de pretratamientos, el UASB puede convertir del 70 a 80% de la materia orgánica biodegradable en una corriente de biogás valorizable (que se puede utilizar para producir energía eléctrica).

En general, el tiempo de detención del lodo (edad del lodo) es mayor a los 30 días, por lo que el lodo excedente descartado, ya se encuentra estabilizado.

Ilustración 10: Esquema de reactor UASB

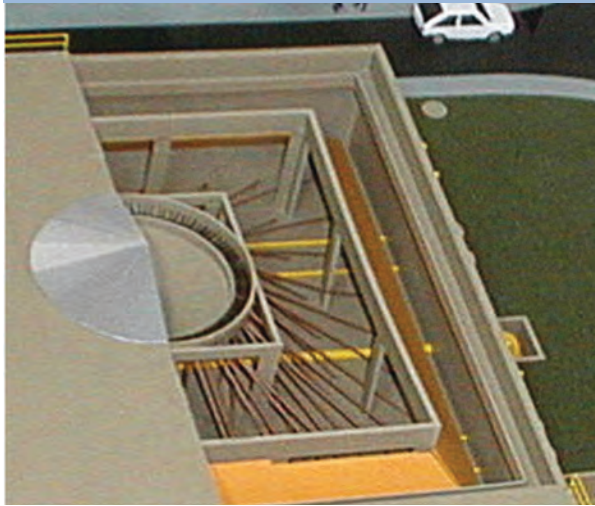


En la zona inferior del reactor se desarrolla una capa de lodo concentrado (4 a 10% SS) con buenas características de sedimentación. Sobre esa capa de lodo se desarrolla una zona de crecimiento bacteriano más disperso (manto de lodos) en el que los sólidos presentan velocidades de sedimentación más bajas. La concentración de lodo en esa zona es 1,5 a 3%. En la zona superior hay un separador de gases-sólido-líquido, que ayuda a retener el lodo dentro del reactor. Sobre el separador se ubica el sedimentador donde el lodo sedimenta y vuelve al compartimiento de digestión.

El reactor "RALF" (Reactor Anaeróbico de Lodo Fluidizado) es una modificación del reactor UASB. Muchas plantas de este tipo se encuentran en Brasil. Una diferencia entre un reactor UASB y un RALF es especialmente la forma del sedimentador.

Para aguas residuales domésticas, un criterio principal para el diseño de reactores (UASB y RALF) es el tiempo de detención que depende de la temperatura.

Ilustración 11: Imagen de un reactor anaeróbico (aquí sistema RALF)



Uso de los lodos producidos

En todas las técnicas descritas (lagunas, reactores anaeróbicos, filtros, biodiscos, etc.), se obtiene -como producto del proceso- lodos; a ello se debe la necesidad de encontrar una solución para su depósito o uso.

Actualmente en Bolivia no existe una norma técnica que indique como manejar estos lodos. Las EPSA precisan buscar soluciones, que optimicen costos y reduzcan impactos negativos sobre el medio ambiente.

Estos lodos tienen altos contenidos de nitrógeno (33 a 65g N/kg SS) y fósforo (21-81g P/kg SS) y se podrían usar como abono en la agricultura. Sin embargo, esta solución requiere de una organización especial, para entregar los lodos a campesinos y una distribución de éstos en áreas grandes (valor de referencia: 5 t SS en 3 años.). El uso del lodo en la agricultura significa la necesidad de investigaciones del lodo respecto a materias nocivas, como por ejemplo metales

pesados. En caso de lagunas grandes (por ejemplo Puchukollo), el uso en la agricultura es problemático por la demanda muy grande de áreas. Hay que considerar, en caso de la eliminación de los lodos de las lagunas anaeróbicas, que los lodos acumulados durante años representan un gran volumen. Es posible usar el lodo en forma líquida o seca; para distribuir el lodo (seco), se necesitan máquinas especiales.

Otra posibilidad es enviar el lodo sobre vertederos comunales o construir vertederos propios o distribuirlo sobre áreas muy grandes y libres. Un punto clave a considerar, serán los costos. Una parte de estos costos son los del transporte; también en este caso, es recomendable analizar los lodos respecto a materias dañinas.

También se pueden quemar los lodos en centrales energéticas térmicas. En caso de una concentración de los sólidos aproximadamente mayor a 28%, no se necesitará energía adicional.

Anexo 3: Ilustración 12: PTAR (Plantas de tratamiento de aguas residuales) mayores en Bolivia

Figura 1:
PTARs mayores en Bolivia



Anexo 4: Tabla 2 Diagnóstico situacional de PTAR mayores de Bolivia

Ciudad	Nombre Planta	Sistema	Hab. Diseño	Hab. Conectados	Año de la puesta en marcha	Estado
El Alto	Puchukollo	Lagunas de estabilización	600.000	571.000	1998	Sobrecargado
Oruro	Oruro	Lagunas de estabilización	275.000	150.000	2004	
Sucre	Sucre	Tanque Imhoff Filtros percoladores	160.000	160.000	2003	
Santa Cruz	Planta Norte	Lagunas de estabilización	100.000	100.000	1973	
Santa Cruz	Planta Este	Lagunas de estabilización	240.000	200.000	2001	
Santa Cruz	Planta Sur	Lagunas de estabilización	180.000	180.000	1989	
Santa Cruz	Planta Parque Industrial	Lagunas de estabilización	63.500	185.000	1985	Sobrecargado
Montero	Montero	Lagunas de estabilización	33.000	30.000 (*)	1995 (*)	
Cochabamba	Alba Rancho	Lagunas de estabilización	150.000 (*)	320.000 (*)	1990 (*)	Sobrecargado
Tarija	Tarija	Lagunas de estabilización	150.000 (*)	300.000 (*)	1990 (*)	Sobrecargado
Trinidad	Trinidad	Lagunas de estabilización	100.000 (*)	136.000 (*)	1990 (*)	Sobrecargado
Camiri	Hebron	RALF, Lagunas	19.000	15.000	2009	
Villamontes	Villamontes	RALF, Lagunas	35.000	15.000	2009	
Monteagudo	Monteagudo	RALF, Lagunas	16.000	6.000	2009	

(*) Los valores son estimados; los datos exactos no están disponibles.

Anexo 5 Índice de Figuras, Tablas e Ilustraciones

1. FIGURAS

Nº	DESCRIPCION	PÁGINA
Figura 1:	Esquema del proceso para la determinación del sistema óptimo	14
Figura 2:	Tamices con autolimpieza (Sistema Huber).....	15
Figura 3:	Desarenador en Sucre	15
Figura 4:	Potencial de la eliminación de la DBO y coliformes fecales de diferentes sistemas	19
Figura 5:	Eliminación de helmintos	20
Figura 6:	Ne/No según la ecuación precedente (laguna facultativa o de maduración) para valores del pH de 7 y 8, considerando una laguna	21
Figura 7:	Resultados de la Tabla 13.....	26
Figura 8:	Resultados de la ecuación precedente (valores de pH de 7 y 8) / considerando una laguna	27
Figura 9:	Dependencia de la reducción de amonio de la carga de la superficie interna	30
Figura 10:	Tasas de nitrificación en relación a la temperatura	30
Figura 11:	Concentraciones de fósforo, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total en el efluente de las plantas.....	33
Figura 12:	La planta en Puchukollo con lagunas anaeróbicas	34
Figura 14:	Esquema de un sistema de lagunas de estabilización (con lagunas anaeróbicas).....	34
Figura 13:	Lagunas de estabilización en Montero con lagunas anaeróbicas	34
Figura 15:	Volúmenes por habitante para lagunas anaeróbicas (suma para lodo y remoción).....	35
Figura 16:	Cargas superficiales límites para lagunas facultativas	36
Figura 17:	Áreas netas (m ² / hab.) para una planta con lagunas anaeróbicas, facultativas y de maduración	38
Figura 18:	Áreas netas (m ² / hab.) para una planta con lagunas facultativas y de maduración (sin lagunas anaeróbicas).....	39
Figura 19:	Áreas netas específicas necesarias para lagunas de estabilización (sin lagunas de maduración) en caso de la construcción de una planta de desinfección	40
Figura 20:	Tiempos de detención para la remoción de la DBO en reactores UASB como función de la temperatura del agua (CEPIS)	40
Figura 21:	Reactor anaeróbico, sistema RALF (Camiri, Villamontes, Monteagudo / Diseño Fichtner)	41
Figura 22:	Volumen (m ³ /hab.) para UASB-reactores.....	41
Figura 23:	Espacio necesario para la instalación de reactores UASB, RALF (Áreas netas).....	42
Figura 24:	Áreas netas necesarias (m ² /hab.) para lagunas después de reactores UASB y RALF	43
Figura 25:	Plano de la planta en Villamontes con un reactor anaeróbico y lagunas de maduración	43
Figura 26:	Esquema de la planta en Sucre	44

Figura 27: Sistemas con tanques Imhoff y filtros percoladores	44
Figura 28: Área neta necesaria para la instalación de filtros percoladores con el valor límite de 80mg DBO/l y una profundidad de 5m (remoción en los tanques Imhoff 33%)	45
Figura 29: Filtros percoladores en Sucre	46
Figura 30: Tanque Imhoff en Sucre.....	46
Figura 31: Tiempos de detención del lodo en el tanque de digestión (Imhoff/Alemania)	46
Figura 32: Volumen específico del digestor para una concentración de 5% SS en el lodo extraído, Sistema: tipo 1	47
Figura 33: Volumen específico del digestor para una concentración de 7% SS en el lodo extraído, Sistema: tipo 1	47
Figura 34: Volúmenes para el compartimiento de sedimentación en el tanque Imhoff.....	48
Figura 35: Volumen adicional del tanque Imhoff para el lodo de los filtros.	49
Figura 36: Áreas específicas netas para lagunas de sedimentación.....	49
Figura 37: Planta de lodos activados (Saarbruecken/Alemania)	51
Figura 38: Lagunas con aireación (Alemania)	51
Figura 39: Valores de las Tablas 32 hasta 35, en comparación	56
Figura 40: Costos de bombas en el año 2008, Bolivia (sin impuestos ni transporte / Flyght).....	57
Figura 41: Costos por m ³ de un cárcamo de bombas.....	57
Figura 42: Costos para estaciones de bombeo como función del caudal y de la altura (H)	58
Figura 43: Sistema 1: Diferentes estaciones de bombeo, menos costos de energía	58
Figura 44: Sistema 2: Una estación de bombeo con más presiones de las bombas	59
Figura 45: Personal necesario para lagunas de estabilización	61
Figura 46: Costos específicos del personal para la operación de una planta con lagunas (tipo AT y T).....	62
Figura 47: Demanda de personal para plantas con lodos activados y similares (Respecto a la situación en Bolivia, estimación del autor).....	63
Figura 48: Costos del personal para sistemas con lodos activados	63
Figura 49: Los diferentes sistemas en comparación (número de empleados necesarios)	64
Figura 50: Los diferentes sistemas en comparación (costos específicos del personal)	64
Figura 51: Energía por habitante/año, necesaria para el bombeo del agua	66
Figura 52: Consumo de energía de un filtro percolador con la altura de 5m (altura para elevar el agua) y diferentes tasas de recirculación (Re).....	67
Figura 53: Concepto para producir energía.....	67
Figura 54: Generador para producir energía eléctrica usando el gas de digestión (Foto del Ing. Edgard Alarcón)	69
Figura 55: Costos específicos de inversión (US\$/Kw) para generadores (Según informaciones personales del Ing. Edgard Alarcón)	69

Figura 56: La presión del aire en relación a la altura	72
Figura 57: N_x/N_{x_0} en relación a la temperatura y la presión.....	74
Figura 58: Cantidad de cribado	75
Figura 59: Arena anual ($m^3/hab. \bullet año$) por los valores de la Tabla 47	77
Figura 60: Cantidad de lodo por habitante y día como función del grado de deshidratación	78
Figura 61: Producción de lodo en relación a la edad del lodo /24/ (para sistemas de lodos activados)	79
Figura 62: Producción de lodo en el tanque de aireación, después de un clarificador primero.....	80
Figura 63: Dependencia del volumen del lodo y la concentración de la masa de sólidos en el lodo.....	83
Figura 64: Costos por habitante y año para análisis de laboratorio	84
Figura 65: Costos de mantenimiento	87
Figura 66: Costos de mantenimiento de los diferentes sistemas (US\$/ $(hab. \bullet año)$).....	89
Figura 67: Costos de operación en diferentes sistemas, para plantas de 100.000 hab.....	89
Figura 68: Valores presentes (US\$/ $hab.$) para los diferentes tipos de plantas.	92
Figura 69: Ruido de plantas técnicas (lodos activados) en función a su tamaño	94
Figura 70: Reducción del ruido en función de la distancia	94
Figura 71: Esquema para la búsqueda del sistema más apto (para las condiciones específicas en Bolivia).....	97

2. TABLAS

Nº	DESCRIPCION	PÁGINA
Tabla 1:	Valores límite para el efluente de una PTAR.....	14
Tabla 2:	Combinaciones de demandas a los valores límite	14
Tabla 3:	Tipos de etapas en plantas de tratamiento de agua	15
Tabla 4:	Combinaciones de etapas comunes	16
Tabla 5:	Definiciones de las abreviaciones de la Tabla 4	17
Tabla 6:	Sistemas que cumplen diferentes demandas al efluente.....	18
Tabla 7:	Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 50 l/ $(hab. \bullet d)$, 45g DBO/ $(hab. \bullet d)$ a diferentes temperaturas	22
Tabla 8:	Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 100 l/ $(hab. \bullet d)$, 45g DBO/ $(hab. \bullet d)$	23
Tabla 9:	Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 150 l/ $(hab. \bullet d)$, 45g DBO/ $(hab. \bullet d)$	23
Tabla 10:	Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 50 l/ $(hab. \bullet d)$, 60g DBO/ $(hab. \bullet d)$	24
Tabla 11:	Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 100 l/ $(hab. \bullet d)$, 60g DBO/ $(hab. \bullet d)$	24
Tabla 12:	Potencial de la nitrificación de lagunas de estabilización, caudal 150 l/ $(hab. \bullet d)$, 60g DBO/ $(hab. \bullet d)$	25
Tabla 13:	Resumen, potencial de nitrificación en lagunas (N_e/N_0 %).....	25
Tabla 14:	Potencial de la eliminación de nitrógeno total de una planta con lagunas de estabilización (Diseño: Áreas específicas, ver capítulo 3 inciso 3.2) Para caudal 50 l/ $(hab. \bullet d)$, 45g DBO/ $(hab. \bullet d)$	28

Tabla 15:	Potencial de la eliminación de nitrógeno total de una planta con lagunas de estabilización (Diseño: Áreas específicas, ver capítulo 3 inciso 3.2) Para caudal 100 l/(hab.●d), 45g DBO/(hab.●d)	28
Tabla 16:	Potencial de la eliminación de nitrógeno total de una planta con lagunas de estabilización (Diseño: Áreas específicas, ver capítulo 3 inciso 3.2) Para caudal 150 l/(hab.●d), 45g DBO/(hab.●d)	29
Tabla 17:	Cargas límite para el diseño de filtros percoladores	30
Tabla 18:	Eliminación de fósforo en filtros percoladores (Carga de la entrada filtro $45 \bullet 0,7^* = 31,5g \text{ DBO}/\text{hab.}\bullet\text{d}$)	31
Tabla 19:	Parámetros describiendo el volumen necesario de lagunas anaeróbicas (Volumen l/hab.) (sin el volumen para el lodo).....	35
Tabla 20:	Áreas específicas (m ² /hab.) para lagunas facultativas sin lagunas anaeróbicas previas	37
Tabla 21:	Áreas específicas (m ² /hab.) para lagunas facultativas con lagunas anaeróbicas previas	37
Tabla 22:	Áreas (m ² /hab.) para las lagunas de maduración en caso de la instalación de lagunas anaeróbicas antes de la laguna facultativa	37
Tabla 23:	Áreas (m ² /hab.) para las lagunas de maduración sin la instalación de lagunas anaeróbicas antes de la laguna facultativa	38
Tabla 24:	Áreas netas necesarias (m ² /hab.) para lagunas después de reactores UASB y RALF	42
Tabla 25:	Áreas netas necesarias solamente para eliminar la DBO _{remilente} hasta 80mg DBO/l después una remoción en los reactores USAB de 75% (m ² /hab.)	43
Tabla 26:	Remoción de la carga orgánica (DBO) en filtros percoladores (para temperatura del agua = 10°C)	45
Tabla 27:	Factores para modificar los valores de la Figura 35	49
Tabla 28:	Volúmenes y áreas para el tanque de ecualización	50
Tabla 29:	Áreas netas para lechos de secado (sin el lodo de los filtros)	50
Tabla 30:	Áreas netas necesarias (m ² /1.000 hab.)	50
Tabla 31:	Precios unitarios para Bolivia (2008).....	52
Tabla 32:	Costos de inversión para lagunas de estabilización.....	53
Tabla 33:	Tanques Imhoff con filtros percoladores y lagunas de sedimentación	54
Tabla 34:	UASB con lagunas	54
Tabla 35:	Lodos activados	55
Tabla 36:	Estimación de costos para diferentes sistemas.....	56
Tabla 37:	Costos específicos del personal de plantas (2007).....	60
Tabla 38:	Personal en plantas del tipo "lagunas de estabilización" de Bolivia (en el año 2007).....	60
Tabla 39:	Personal necesario para la operación de sistemas con lagunas de estabilización.....	61
Tabla 40:	Personal suplementario para precipitación y desinfección	65
Tabla 41:	Personal suplementario para una estación de bombeo	65
Tabla 42:	Consumo de energía de iluminación y pretratamiento.....	66

Tabla 43:	Producción de energía con el gas de un reactor anaeróbico	68
Tabla 44:	Consumo de energía para la operación de plantas con lodos activados (valores promedios)	70
Tabla 45:	Factores de corrección para C_{SW}	72
Tabla 46:	Cantidad de cribado	75
Tabla 47:	Cantidades de sólidos arenosos.....	76
Tabla 48:	Cantidades de la DBO y sólidos suspendidos	76
Tabla 49:	Sólidos de la purga del digester.....	78
Tabla 50:	Lodos producidos en sistemas con filtros percoladores y tanques Imhoff (solamente el lodo de los filtros).....	79
Tabla 51:	Lodo fresco producido en el tanque de aireación (g SS/(hab.●d))	81
Tabla 52:	Lodo digerido del tanque de aireación (kg SS/(hab.●año)).....	81
Tabla 53:	Suplementario de lodo en caso de una precipitación	81
Tabla 54:	Procedimientos para deshidratar lodo	82
Tabla 55:	Costos para la eliminación del lodo, (7 US\$/m ³).....	83
Tabla 56:	Costos para insumos químicos para plantas < 50.000 hab. (fuente: SAGUAPAC).....	84
Tabla 57:	Reactivos necesarios en caso de una precipitación.....	85
Tabla 58:	Costos para precipitantes	85
Tabla 59:	Costos para cloro (U S\$/hab.●año), 0,7 US\$/kg cloro	86
Tabla 60:	Costos del mantenimiento para lagunas de estabilización	87
Tabla 61:	Mantenimiento para reactores UASB con lagunas (estimado)	87
Tabla 62:	Costos del mantenimiento para sistemas con tanques Imhoffs y filtros percoladores (estimado).....	88
Tabla 63:	Costos de mantenimiento para lodos activados (estimado)	88
Tabla 64:	Comparación de los costos de mantenimiento para diferentes sistemas.....	88
Tabla 65:	Costos de operación en diferentes sistemas, para una planta de 100.000 hab. (US\$ / (hab.●año)).....	90
Tabla 66:	Valores para el cálculo de los valores presentes (costos nominales)	91
Tabla 67:	Valores presentes (US\$/ hab.) para los diferentes tipos de plantas.....	91
Tabla 68:	Concentraciones del olor $G_{G,P}$ para diferentes fuentes en una planta técnica	93
Anexo 2		
Tabla 1:	Potencial de la eliminación de gérmenes en plantas de tratamiento de aguas residuales (CEPIS/ modificado)	106
Anexo 4:		
Tabla 2:	Diagnóstico situacional de PTAR mayores de Bolivia.....	119

3. ILUSTRACIONES

Nº	DESCRIPCION	PÁGINA
Anexo 2		
Ilustración 1:	Esquema básico del tratamiento de lodos activados	108
Ilustración 2:	Esquema básico para lodos activados con eliminación de nitrógeno	108
Ilustración 3:	Filtro percolador en Sucre.....	109
Ilustración 4:	Tanque Imhoff.....	110
Ilustración 5:	Sedimentador secundario	112
Ilustración 6:	Humedal artificial del flujo superficial (FWS, free water surface wetlands).....	113
Ilustración 7:	Humedal artificial de flujo subsuperficial (VBS, subsurface flow wetlands)	113
Ilustración 8:	Biodiscos	114
Ilustración 9:	Biodiscos.....	114
Ilustración 10:	Esquema de reactor UASB	116
Ilustración 11:	Imagen de un reactor anaeróbico (aquí sistema RALF).....	117