



## **SANEAMIENTO DESCENTRALIZADO Y TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

Segunda edición revisada, enero 2008

Diseño y producción:

Instituto Federal de Geociencias y Recursos Naturales (BGR)

Stilleweg 2, 30655 Hannover, Alemania

Teléfono +49 (0511) 643-0

Internet: [www.bgr.bund.de](http://www.bgr.bund.de)

Autor: Torsten Krekeler, E-mail: [Torsten.Krekeler@bgr.de](mailto:Torsten.Krekeler@bgr.de)

Figuras: Ulrich Gersdorf

Traducción por: Cinthia Hieber

Este folleto puede ser compartido, copiado, distribuido, transmitido o traducido, en partes o completamente, para fines no comerciales indicando la fuente de la siguiente manera:

Krekeler, T. Decentralised Sanitation and Wastewater Treatment. BGR, Hannover, 2008.

No se deberá alterar, transformar o ampliar este trabajo.

Este folleto está disponible desde la página web de la BGR en alemán e inglés:

<http://www.bgr.bund.de/decentralised-sanitation-pdf>

# Tabla de contenido

1	Introducción .....	3
2	Saneamiento en seco.....	5
2.1	Inodoros secos: modus operandi.....	6
2.1.1	Letrina .....	7
2.1.2	Inodoros secantes.....	10
2.1.3	Inodoros de compostaje.....	13
2.2	Sistemas comunes de inodoros secantes.....	15
3	Aguas residuales .....	19
3.1	Carbono.....	20
3.2	Demanda bioquímica de oxígeno BOD <sub>5(20)</sub> .....	20
3.3	Demanda química de oxígeno COD .....	21
3.4	Sólidos totales en suspensión TSS.....	21
3.5	Nitrógeno N .....	21
3.6	Fósforo .....	23
3.7	Otros constituyentes.....	23
4	Tratamiento de aguas residuales .....	25
4.1	Calidad de aguas residuales tratadas.....	25
4.2	Concepto general de tratamiento de aguas residuales .....	27
4.3	Tratamiento primario de aguas residuales (mecánico).....	29
4.4	Tratamiento secundario de aguas servidas (biológico) .....	35
4.4.1	Los pasos del proceso .....	36
4.4.2	Métodos sin aireación artificial.....	40
4.4.3	Métodos utilizando aireación artificial .....	55
5	¿Cómo escoger la tecnología apropiada? .....	65
6	Selección del lugar .....	68
7	Bibliografía.....	71

## Introducción

En la actualidad, 1,1 billones de personas no tienen acceso a una adecuada provisión de agua potable y 2,6 billones no tienen acceso a una adecuada eliminación de aguas residuales. En el círculo vicioso de pobreza e insalubridad la provisión insuficiente de agua y de eliminación de aguas residuales son esencialmente tanto causa como también resultado: siempre aquellos que no cuentan con una adecuada y accesible provisión de agua son los más pobres de la sociedad.

En el año 2002, la tasa mundial estimada de mortalidad debida a diarreas relacionadas a las malas condiciones higiénicas del agua y de las aguas residuales fue de 57.029.000 por año. La mayoría de los afectados por enfermedades y por mortalidad relacionados al agua son niños menores de cinco años. La tragedia consiste en que en gran parte esto es evitable. (de: UNESCO World Water Development Report, 2006).

Las Naciones Unidas declararon el año 2008 como el año internacional del saneamiento (IYS) para llamar la atención acerca de esta tragedia prevenible, incrementando el conocimiento acerca de la crisis de saneamiento global, la cual es uno de los mayores obstáculos para el desarrollo humano en muchos países en desarrollo. La BGR, como agencia de implementación para la cooperación en el desarrollo del sector del agua subterránea, apunta hacia temas de saneamiento desde hace largo tiempo en muchos proyectos desde la perspectiva de la protección del agua subterránea. La falta o la insuficiencia de instalaciones higiénicas amenazan la calidad de los recursos de agua subterránea la cual provee de agua potable a mucha gente.

Prácticas sanitarias seguras y adecuadamente adaptadas son la llave para la protección de los recursos de agua potable y para prevenir la diseminación de enfermedades relacionadas al agua.

Procedimientos costosos y de alta complejidad para la purificación de las aguas residuales, que son utilizados en países industrializados, no son transferibles a los países en desarrollo en la mayoría de los casos. Sin

embargo a menudo se puede lograr bastante con medidas menos costosas pero adaptadas a las circunstancias.

Este folleto provee un panorama general de los métodos estándar de tratamiento de aguas residuales utilizando unidades de tratamiento a pequeña escala, así como también acerca de técnicas sanitarias que no requieren agua.

En el capítulo 2 son presentados sistemas de inodoros secos seguidos de una descripción de los elementos de las aguas residuales y cada uno de los pasos requeridos del proceso para descomponer estos elementos no deseables (capítulo 3). Las diferentes instalaciones basadas en agua son descritas en el capítulo cuatro. Los métodos abarcan desde opciones altamente técnicas a tecnologías simples o “naturales”. Obviamente no todos los métodos pueden ser adaptados para ser utilizados bajo cualquier circunstancia. Algunos de los estándares técnicos no concuerdan con las condiciones predominantes en muchos países en desarrollo. Por consiguiente la elección en base a conocimientos fundados sobre la solución técnica adecuada es crucial para la sostenibilidad del sistema de saneamiento.

# 1 Saneamiento en seco

Cuando se comparan las diferentes técnicas de saneamiento uno puede distinguir particularmente entre el saneamiento en seco y los sistemas basados en agua.

En muchas partes del mundo se discute acerca de si se debería renunciar al agua para el inodoro para así no contaminar agua potable para drenar desechos.

La forma más simple de inodoro seco es la letrina. Otros conceptos están usualmente basados en el uso de excremento secado o convertido en compost y en orina no tratada para la agricultura. La orina contiene la mayor proporción de nutrientes absorbibles directamente por las plantas. Las heces contienen una gran cantidad de carbono orgánico y, por su significancia higiénica, siempre deberían ser tratadas.

**El objetivo del saneamiento en seco es el de procesar los materiales haciéndolos higiénicamente seguros sin destruir los nutrientes.**

Remover los gérmenes patógenos es el objetivo higiénico principal del saneamiento en seco. Los siguientes factores afectan la sobrevivencia de gérmenes patógenos:

<b>Factor</b>	<b>Efecto en gérmenes patógenos</b>
Temperatura	Rápida destrucción a altas temperaturas (> 40°C)  Intensa multiplicación a temperaturas cálidas a moderadas  Multiplicación inhibida pero sobrevivencia prolongada a bajas temperaturas (< 5°C)
pH	pH bajo conduce a tiempos cortos de sobrevivencia  pH alto desactiva a los microorganismos  Esterilización muy rápida a pH > 12

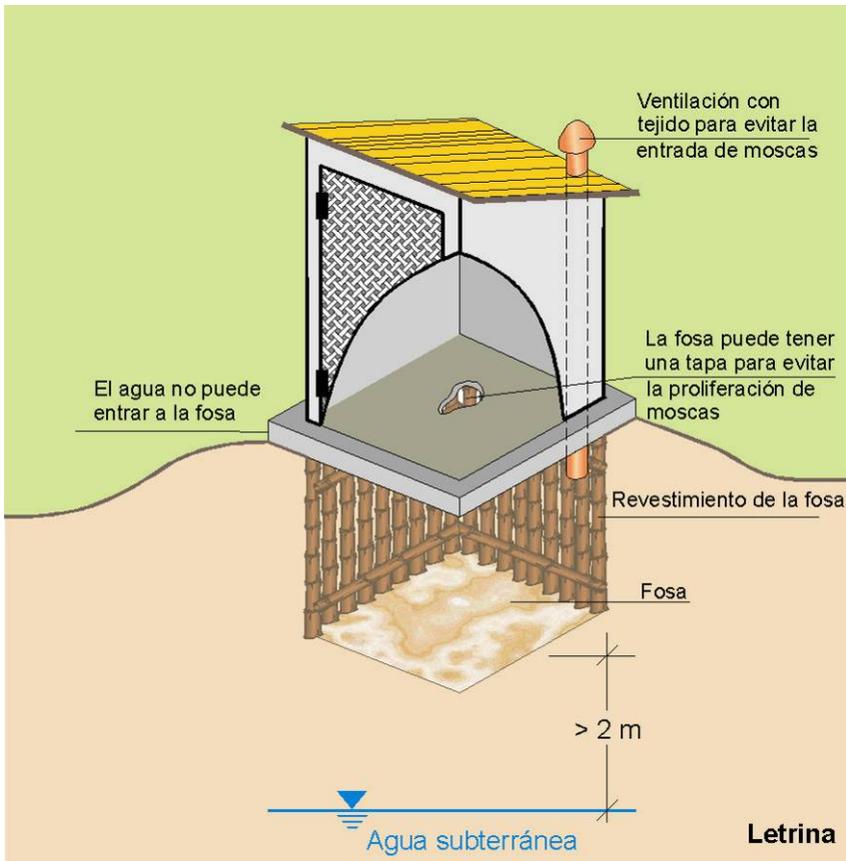
	Esterilización toma aprox. 6 meses a pH > 9
NH <sub>3</sub>	Amoniaco lleva a la desactivación de los microorganismos
Humedad	La humedad ayuda a la sobrevivencia de los patógenos; la mayoría de los gérmenes muere cuando se secan
Luz solar	El tiempo de sobrevivencia de microorganismos es reducido cuando son expuestos a la luz solar debido a la sensibilidad a la radiación UV.
Otros microorganismos	Diferentes tipos de microorganismos compiten y se desplazan mutuamente. Los microorganismos más desarrollados se comen a especies más simples.
Contenido en nutrientes	Las bacterias intestinales están adaptadas a lidiar con exceso de nutrientes; la reducción de nutrientes reduce considerablemente sus tasas de reproducción y disminuyen drásticamente sus posibilidades de sobrevivencia.
Oxígeno	Muchos gérmenes patógenos son anaeróbicos y por lo tanto son desplazados por otros organismos en un ambiente aerobio.

Cave, B. & Colsky, P.,(1999); Winblad, U. & Simpson-Hérbert, M. (2004)

## 1.1 Inodoros secos: modus operandi

Los inodoros secos pueden ser divididos en tres tipos básicos: letrinas con fosos, inodoros secantes e inodoros estercoleros. Los tres tipos comparten los mismos problemas de tener que eliminar olores y prevenir que moscas entren a los tanques colectores. Es muy importante prevenir que moscas entren en contacto con heces y comida ya que esto se constituye en una ruta frecuente de diseminación de enfermedades.

## 1.1.1 Letrina



Una letrina apunta a la eliminación directa de heces en una fosa en la tierra. Cuando la fosa está llena, el inodoro es mudado a un hoyo nuevo y el viejo es tapado. Las heces del hoyo viejo son descompuestas por bacterias y organismos del suelo.

Al contrario de los métodos más desarrollados en inodoros de secado y compostado, las heces en las letrinas no son almacenadas en un sistema cerrado. Esto conlleva un cierto riesgo para el agua subterránea.

Gérmenes patógenos que se disipan desde las letrinas pueden ser

transportados por agua subterránea a pozos en los alrededores volviéndose una amenaza a la salud de los usuarios. Para la protección de los recursos de agua subterránea es fundamental mantener una distancia mínima vertical entre la base de la letrina y el nivel del agua subterránea. Agua de percolación se mueve en forma particularmente lenta en la zona no saturada, mientras que los gérmenes mueren en la zona insaturada si permanecen por tiempo prolongado en ella. La zona insaturada por lo tanto se constituye en una protección efectiva para los acuíferos.

**Es muy importante que a la fosa no ingrese agua de fuentes externas. Cuanto menos líquido haya en la fosa menor será el riesgo de contaminación del agua subterránea.**

**Cuanto mayor sea la distancia vertical entre la base de la fosa y el nivel del agua subterránea tanto mejor será la protección del agua subterránea.** Para la mayoría de los tipos de suelos se recomienda una distancia mínima de 2 m (Capítulo.5, Elección del sitio)

**La distancia horizontal entre la letrina y un pozo de agua debería ser de mínimo 15 m** (Capítulo.5, Elección del sitio)

**Las letrinas no son recomendable en áreas con niveles freáticos muy elevados o zonas donde periódicamente ocurren inundaciones.**

Una letrina es una de las formas más simples de instalaciones sanitarias. La aptitud de las letrinas depende fuertemente de las condiciones naturales. Si el agua subterránea es protegida suficientemente de fugas de desechos humanos, entonces una letrina puede representar una solución segura y económica.

Más información:

Franceys, R., et al. (1992)

[http://www.who.int/docstore/Water\\_sanitation\\_health/onsitesan/begin.htm#Contents](http://www.who.int/docstore/Water_sanitation_health/onsitesan/begin.htm#Contents)

Cave, B. & Kolsky, P. (1999)

<http://www.lboro.ac.uk/orgs/well/resources/well-studies/summaries-htm/task0163.htm>

Cotton, A. (1998)

<http://www.lboro.ac.uk/departments/cv/wedc/publications/opsg.htm>

## 1.1.2 Inodoros secantes



Inodoros secantes pueden ser instalados en patios o jardines tal como las antiguas letrinas. También pueden ser montados en casas.

El secado ocurre generalmente a altas temperaturas. Se requiere de una buena ventilación para remover la condensación. Por lo general el orín y las heces son separados. Para asegurar esta separación, los asientos del inodoro tienen empotrados un separador de orina así como se ve en la fotografía.

La cámara de tratamiento puede ser equipada con una válvula la cual se abre cuando alguien se sienta sobre el inodoro.



Fuente: Öko-Energie

La cámara de tratamiento y el modo en el que la orina es colectada en forma separada tiene una variedad de formas y diseños. Ello depende de varios factores como el tipo de suelo y los hábitos culturales.

A diferencia de los inodoros estercoleros los cuales generalmente son comprados como inodoros de plástico listos, los inodoros secantes por lo general vienen en estructuras de madera u otro material desarmable de tal forma a ser armados por el propietario in situ.

Es obvio que lo mejor sería instalar una cámara de tratamiento lo suficientemente grande de tal forma a permitir el secado completo de todo el contenido el cual luego pueda ser distribuido como fertilizante sin almacenamiento adicional temporal.

El sistema depende de que se mantengan las condiciones secas dentro del tanque colector y para ello requiere de una separación completa de todos los líquidos.

La tapa por donde se extraen las heces secas deberá estar hacia el lado donde da el sol y debería ser pintada de negro para acelerar el secado.

Regularmente se deberá adicionar a la cámara de tratamiento mejoradores de la estructura y agentes secantes como por ejemplo aserrín o ceniza. Aparte del uso de las heces secas como fertilizante en la agricultura también es posible su utilización para la combustión.

La deshidratación destruye la mayoría de los gérmenes pero algunos más resistentes pueden sobrevivir por largos periodos de tiempo. La desinfección depende principalmente del pH y del tiempo de secado. Un

pH más elevado acrecienta la desinfección matando las bacterias. Por ello resulta muy beneficioso el agregar cal o ceniza (Peasey, A., 2000).

Los inodoros secantes se pueden obtener en innumerables formas. Tienen diferentes ventajas por sobre las letrinas o sistemas basados en agua: son baratos en la construcción y operación; representan sistemas cerrados que no contaminan el agua subterránea si es que se los opera adecuadamente. Sin embargo, los inodoros secantes requieren un manejo y mantenimiento apropiados por parte de los usuarios, de lo contrario podrían constituirse en un significativo peligro para la salud al momento de reutilizar los productos en la agricultura.

Más información:

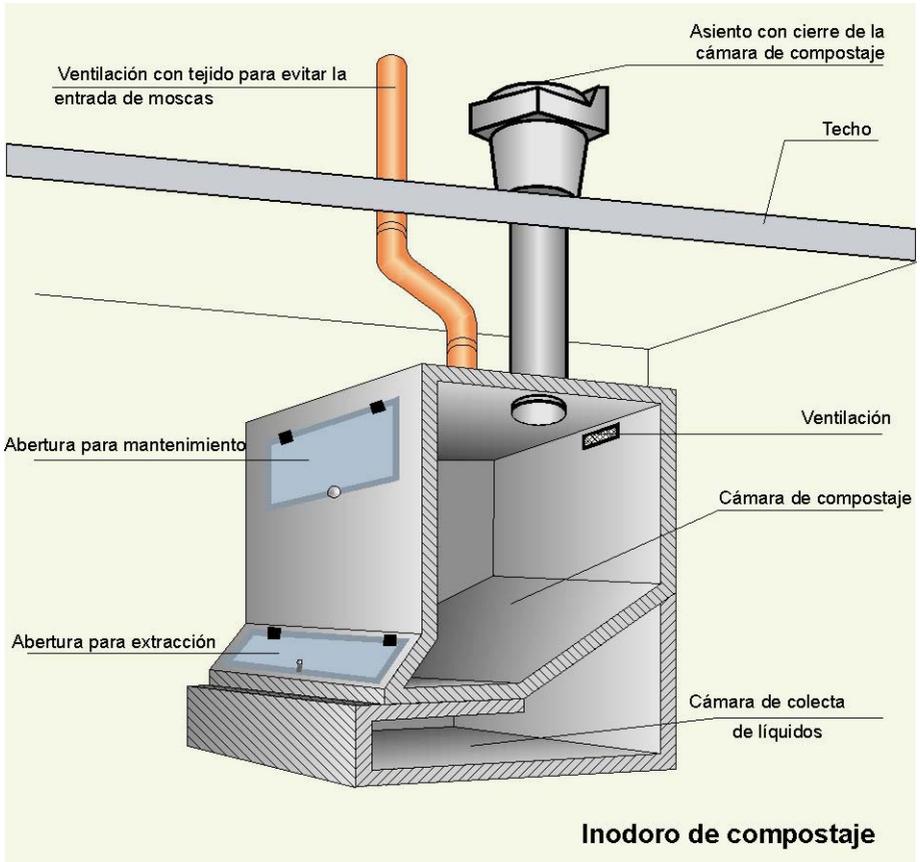
Winblad, U. & Simpson-Hérbert, M. (2004)

[http://www.ecosanres.org/pdf\\_files/Ecological\\_Sanitation\\_2004.pdf](http://www.ecosanres.org/pdf_files/Ecological_Sanitation_2004.pdf)

Peasey, A. (2000)

<http://www.lboro.ac.uk/well/resources/well-studies/full-reports-pdf/task0324.pdf>

### 1.1.3 Inodoros de compostaje



El compostaje es la descomposición aeróbica de material orgánico por microorganismos y lombrices. Los productos finales son dióxido de carbono, agua, calor y humus.

El compostaje puede ser dividido en 3 fases:

- Fase mesófila: dura unos pocos días, temperatura 20 – 40°C
  - Fase termófila: dura días a meses, temperatura 40 – 70°C
  - Fase de enfriamiento y maduración: puede llevar varios meses
- (Kunst, S., 2002)

La temperatura en los contenedores de compost siempre debería estar por encima de los 15°C. Todos los gérmenes patógenos mueren en pocos días durante el compostaje a 50 – 60°C. Este proceso solo toma unas pocas horas a 70°C. Sin embargo, las altas temperaturas también aniquilan los gusanos y bacterias (Kunst, 2004). Esto enlentece el proceso de descomposición lo cual significa que el enfriamiento es necesario para prevenir que esta temperatura sea alcanzada. El contenido de humedad ideal debería estar entre 50 – 60 % (Kunst, S., 2002).

La orina básicamente no es separada antes del compostaje, solo excepcionalmente.

Los inodoros de compostaje pueden ser contruidos en el lugar o comprados en forma prefabricada. Muchos productos también pueden ser instalados dentro de casas. El inodoro de construcción sueca *Clivius Multirum* es muy utilizado en cabañas de vacaciones en el norte europeo. Estos inodoros cuentan con un contenedor compartido para compostaje de heces, orina y desechos orgánicos de la cocina.

La adición de material estructural como por ejemplo desechos vegetales, paja o aserrín es recomendable en general. Se debe prever un sistema adecuado de cierre o sellado para el contenedor del compost.

Para acelerar el compostaje en un nuevo contenedor se puede adicionar humus y si es posible también lombrices. Los contenedores de compostaje nunca deberían ser vaciados por completo ya que también se estaría removiendo a los organismos de compostaje.

Más información:

Winblad, U. & Simpson-Hérbert, M. (2004)

[http://www.ecosanres.org/pdf\\_files/Ecological\\_Sanitation\\_2004.pdf](http://www.ecosanres.org/pdf_files/Ecological_Sanitation_2004.pdf)

Peasey,A. (2000)

<http://www.lboro.ac.uk/well/resources/well-studies/full-reports-pdf/task0324.pdf>

## 1.2 Sistemas comunes de inodoros secantes

Existen innumerables sistemas diferentes de inodoros secantes que a menudo están basados en una combinación de secado y compostado. Los múltiples sistemas disponibles abren un rango grande de aplicaciones, productos finales y atributos.

La siguiente tabla sintetiza los modelos más comunes y sus características más importantes. Esta lista solo incluye una selección de productos comúnmente disponibles. Inodoros secantes se pueden construir en cualquier número de diseños diferentes para cumplir con las necesidades particulares de cada caso.

Inodoros secantes	Características
Inodoro secante ecológico (Mexico)	<p>2 cámaras</p> <p>Asiento con separación de orina</p> <p>Silla prefabricada, el resto es construido in situ</p> <p>Aprox. € 150/unidad</p> <p>Utilizado exitosamente en varias zonas climáticas</p>
<i>Inodoro secante vietnamés</i>	<p>2 cámaras</p> <p>Sin asiento: 2 hoyos en el piso para acucillarse</p> <p>Separación de la orina: la orina va a un contenedor o percola</p> <p>2-3 escalones de altura</p> <p>Adición de ceniza, suelo o cal para mejorar el secado</p> <p>Papel higiénico es eliminado por separado</p> <p>Tapa de madera sobre el contenedor</p> <p>Cuando se llena se cubre con suelo y se sella con barro.</p> <p>Necesita ser vaciado después de 2 meses</p>
DAFF (Guatemala)	<p>2 cámaras</p> <p>Asiento con separación de orina: orina va a un tanque</p> <p>Asiento prefabricado, el resto es construido in situ</p> <p>Adición de ceniza, suelo o cal para mejorar el secado</p> <p>La tapa del contenedor de secado está por fuera</p>

	<p>Tiempo de retención: 10 – 12 meses</p> <p>€ 40 – 100/unidad</p> <p>Buenos resultados en los barrios marginales de El Salvador</p>
<p>Inodoro con separación de orina (Sudáfrica)</p>	<p>1 cámara con 2 contenedores</p> <p>Asiento con separación de orina: la orina percola hacia el subsuelo</p> <p>Cuando el primer contenedor está lleno, se sella y se utiliza el segundo.</p> <p>Adicionar ceniza para el secado</p> <p>No hay aireación ni ventilación</p>
<p>EcoSan (Etiopía)</p>	<p>2 cámaras</p> <p>Separación con un contenedor colector</p> <p>Es construido por completo in situ</p> <p>Se adiciona ceniza, suelo, hojarasca, pasto o aserrín</p> <p>Uso alternado de ambas cámaras</p> <p>Tiempo aproximado de retención: 1 año</p> <p>Aprox. € 100/unidad</p> <p>Extensión a nivel mundial como concepto de disposición/eliminación de desechos</p>
<p>Inodoros secante de una sola cámara (Yemen)</p>	<p>Inodoro dentro de la casa como en Europa</p> <p>Separación de la orina: 2 tubos de bajada: tubo de orina afuera, heces dentro de los muros de la casa (varios pisos)</p> <p>Orina y agua de lavado se evaporan en el tubo, el resto se infiltra</p> <p>Heces secas son acumuladas y utilizadas como combustible</p> <p>Clima caluroso y seco acelera el secado</p>
<p>Inodoro con calefacción solar Tecpan (El Salvador)</p>	<p>1 cámara</p> <p>Calefacción solar</p> <p>Muchos componentes prefabricados, o como un sistema completo</p> <p>Adición de ceniza, suelo o cal</p> <p>Revolver las capas luego de 1-2 semanas</p> <p>Retirar heces secas inodoras luego de 2-3 meses</p>

<p>Inodoro de compostaje de calefacción solar de dos cámaras (Ecuador)</p>	<p>2 cámaras  Sin separación de orina. Rápida evaporación a gran altitud  Adición de aserrín o ceniza  Ventilación en ambas cámaras  Asiento, tapa y ventilación son prefabricados, el resto se debe construir in situ</p>
<p>Unidad sanitaria ecológica (Mexico)</p>	<p>2 cámaras  Separación de orina e infiltración  Fabricado completamente en HDPE  Papel higiénico es eliminado por separado  Adicionar ceniza, suelo o cal en proporciones iguales a 0,5 kg/(Cabeza/día)  pH más elevado por adición de cal: bueno para matar gérmenes, malo para los cultivos</p>

<b>Inodoros de compostaje</b>	<b>Características</b>
Clivius Multirum (Suecia)	<p>1 cámara para los desechos del baño y de la cocina Sin separación para la orina, drenaje para ventilación Completamente prefabricado Adecuado para su instalación en sótanos Adicionar turba y humus antes de usar por primera vez Aprox. 10 – 30 l de compost se producen por cabeza y por año El vaciado es una vez al año</p>
Sirdo Seco (Mexico)	<p>2 cámaras Sin separación de orina, con calefacción solar Combinación de unidad secante y de compostaje Humedad 40 – 60 % Temperatura por encima de 70°C Completamente prefabricado El compostaje lleva aprox. 6 meses El vaciado es una vez al año</p>
Inodoro rotativo (Islas del Pacífico)	<p>4 cámaras consistentes en tanques de fibra de vidrio Rota alrededor de un eje (carrusel) de tal manera que cuando una cámara está llena, la siguiente que está vacía rota al lugar de la anterior Ventilación eléctrica para el secado Drenaje de gravas Los tanques están llenos después de dos años, el contenido puede ser utilizado como fertilizante Para mantener la operación aeróbica se requiere la adición de material orgánico como por ejemplo hojarasca o fibras de coco El sistema requiere condiciones de mucho calor</p>

Winblad, U. & Simpson-Hérbert, M. (2004); Peasey, A. (2000)

## 2 Aguas residuales

Cuando se hace correr agua en el inodoro se está generando agua residual. Cada vez que se hace correr el agua se requiere de 3 a 9 l de agua dependiendo del tipo de cisterna. Aguas residuales de inodoros son llamadas aguas negras mientras que aguas residuales menos poluídas del baño y la cocina son llamadas aguas blancas. Aguas blancas no contienen excrementos y por lo tanto son menos infecciosas que aguas negras. En sistemas de colecta y tratamiento de aguas residuales a gran escala, generalmente las aguas negras y blancas son mezcladas. En sistemas descentralizados frecuentemente tiene sentido no mezclar estos dos tipos de aguas residuales diferentes. La decisión de mezclarlas o no depende en primer lugar del tipo de tratamiento; esto a su vez depende del uso que se le vaya a dar a las aguas residuales tratadas, del clima, de la disponibilidad de electricidad y de equipo técnico, etc..

Aguas residuales domésticas se componen de la siguiente forma:

	<b>Aguas blancas baño/cocina</b>	<b>Orina</b>	<b>Heces</b>
<b>Volumen [l/(cap. · a)]</b>	25,000 - 100,000	500	50
	Porcentaje		
<b>Nitrógeno</b>	3 %	87 %	10 %
<b>Fósforo</b>	10 %	50 %	40 %
<b>Potasio</b>	34 %	54 %	12 %
<b>COD</b>	40 %	10 %	50 %

Fitschen, I. & Hahn, H.H. (1998)

Efluentes industriales y comerciales tienen una composición diferente y por esa razón en algunos casos necesitan tratamientos completamente diferentes en comparación con aguas residuales domésticas.

## 2.1 Carbono

Carbono está ligado orgánicamente en materia vegetal y animal, y es medido en TOC (por sus siglas en inglés: Total Organic Carbon, Carbono Orgánico Total), DOC (por sus siglas en inglés: Dissolved Organic Carbon, Carbono Orgánico Disuelto), inorgánico en forma de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$ .

Las concentraciones de carbono generalmente se indican indirectamente por medio de la cantidad de oxígeno requerida de oxidación (véase BOD, COD). La ordenanza alemana de aguas residuales ahora incluye un factor de correlación para dar una medida de la cantidad total de carbono orgánico:  $\text{TOC} / \text{CSB} = 4$

## 2.2 Demanda bioquímica de oxígeno BOD<sub>5(20)</sub>

BOD es el parámetro de evaluación principal para la contaminación orgánica de aguas residuales.

BOD<sub>5(20)</sub> describe el oxígeno requerido durante 5 días a una temperatura de 20°C para oxidar los constituyentes orgánicos de las aguas residuales. Consiste de cuatro sub-reacciones:

- Respiración-substrato de las bacterias durante la utilización fisiológica de las sustancias orgánicas disueltas.
- Respiración interna endógena de las bacterias luego de finalizar la primera fase
- Respiración de los microorganismos más desarrollados (bacteriófagos)
- Respiración de las bacterias nitrificantes

Hosang, W. & Bischof, W. (1998)

Cantidad: Por día y habitante se generan aproximadamente 60 g de BOD. Esto significa que la concentración en aguas residuales no tratadas correspondiente a una consumición de agua de aproximadamente 150 l/d es de aproximadamente 400 mg/l. En áreas rurales donde el agua es

escasa, el BOD puede llegar a hasta 1.000 mg/l (Veenstra, S. et al., 1997).

### **2.3 Demanda química de oxígeno COD**

La demanda química de oxígeno es la cantidad de oxígeno requerida para oxidar todos los constituyentes incluyendo aquellos que nos son biodegradables. Por ello esta cifra siempre es mayor que el BOD. COD sirve principalmente como una estimación para el BOD ya que la evaluación de éste último requiere 5 días, mientras que el COD es determinado en unas pocas horas.

Cantidad: El COD máximo per cápita es 120g por día. La concentración en aguas residuales sin tratar correspondiente a un consumo diario de agua de 150 l es, por lo tanto, aproximadamente 800 mg/l. En áreas rurales donde el agua es escasa, esta cifra puede ascender a aproximadamente 2500 mg/l (Veenstra, S. et al. 1997).

### **2.4 Sólidos totales en suspensión TSS**

TSS es el parámetro sumatorio para sólidos suspendidos en las aguas residuales. Grandes cantidades de sólidos suspendidos causa problemas en aguas superficiales incrementando la turbidez, reduciendo la luz disponible para organismos fotodependientes.

Concentración: La producción específica per cápita asciende a 40 – 80 g/d (Veenstra, S. et al. 1997). Asumiendo un consumo diario de agua de 150 l, la concentración en agua residual no tratada es de 250 – 550 mg/l.

### **2.5 Nitrógeno N**

Nitrógeno proviene sobre todo de urea y proteína.

Usualmente el nitrógeno es indicado como N-Total o como Kjeldahl-N.

Productos de conversión:  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$

Concentración (Kjeldahl-N): Un habitante genera en promedio 12 g de nitrógeno por día. Asumiendo un consumo de agua de 150 l/d, esto nos da una concentración de 80 mg/l en aguas residuales no tratadas. Esta cifra a

menudo alcanza los 200 mg/l en áreas rurales (Veenstra, S. et al. 1997).

### **Amonio $\text{NH}_4^+$ -N**

La conversión de amonio a nitrato es el primer paso en la cadena de eliminación de nitrógeno. Una elevada concentración de amonio en la descarga de la planta de aguas residuales indica que la nitrificación no está funcionando apropiadamente. Esto puede ser atribuible a altos niveles de carga orgánica en la planta (solo carbono orgánico es oxidado) y también a la aireación insuficiente o a la mezcla incorrecta y consecuente pobre disponibilidad de oxígeno.

El amonio no tóxico  $\text{NH}_4^+$  y el amoniaco tóxico  $\text{NH}_3$  están en equilibrio uno con el otro. El balance depende del pH.

$$pH7 : \frac{\text{NH}_4^+}{\text{NH}_3} = \frac{99}{1}$$

$$pH9 : \frac{\text{NH}_4^+}{\text{NH}_3} = \frac{70}{30}$$

En algunas literaturas el  $\text{NH}_3$  es llamado amonio no ionizado y el  $\text{NH}_4^+$  amonio ionizado.

Cuando se determina la calidad de aguas residuales, generalmente no se indica la concentración de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), pero sí el componente de nitrógeno en el amonio ( $\text{NH}_4^+$ -N). La razón de esto es un balance más fácil de diferentes aspectos del nitrógeno en las aguas servidas. La fórmula de conversión se puede escribir como sigue:  $\text{NH}_4^+ = \text{NH}_4^+$ -N · 1.3.

Casi todo el nitrógeno en aguas residuales no tratadas ocurre como amonio.

### **Nitrato $\text{NO}_3^-$ -N**

El agua descargada de una planta de tratamiento de aguas servidas generalmente contiene más nitrato que el agua que entró porque las aguas residuales no tratadas prácticamente no contienen nitratos. Altas concentraciones de nitrato en la descarga primeramente indican un alto nivel de disponibilidad de oxígeno en el sistema y una nitrificación funcionando correctamente. Además, concentraciones altas de nitratos en

la descarga indican que poca denitrificación está ocurriendo.

Cuando se determina la calidad del agua subterránea, generalmente no se indica la concentración de nitrato ( $\text{NO}_3$ ), sino la porción de nitrógeno contenida ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) en el nitrato. La razón de esto es un balance más fácil de diferentes aspectos del nitrógeno en las aguas servidas. La fórmula de conversión se puede escribir como sigue:  $\text{NO}_3 = \text{NO}_3\text{-N} \cdot 4.4$ .

**Los parámetros  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  y  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  siempre tienen que ser considerados en relación uno con otro. Si por ejemplo existen cantidades muy pequeñas de  $\text{NO}_3^-$  en la descarga de una planta de tratamiento, esto podría significar tanto una denitrificación funcionando correctamente como también una nitrificación funcionando en forma muy deficiente.**

## 2.6 Fósforo

El fósforo en las aguas residuales proviene de detergentes y de excrementos, y se lo indica como  $\text{PO}_4^{3-}$ .

Concentración: una persona genera aproximadamente 2,5 g de fósforo por día. Con un consumo de agua promedio de 150 l/d esto corresponde a una concentración de 17 mg/l, la concentración en áreas rurales alcanza los 50 mg/l (Veenstra, S. et al. 1997).

Aguas residuales también contienen sales nutrientes en forma de  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  ..., y elementos traza (oligoelementos).

## 2.7 Otros constituyentes

**Las sustancias venenosas** tienen un efecto negativo en microorganismos y son tóxicas para seres vivos que se encuentran en el agua. No deberían estar presentes en aguas servidas domésticas. Se pueden formar productos intermedios (metabolitos) a ciertas etapas de descomposición durante el tratamiento bioquímico de los constituyentes del agua residual. Estos metabolitos pueden ser más tóxicos que las sustancias originales.

De muchos pesticidas más nuevos se forman metabolitos que están bajo sospecha de producir cáncer. (Universidad de Bremen, 2000)

### **Materiales interfirientes**

**Los materiales interfirientes** incluyen arena, aceite y sustancias corrosivas, las cuales interrumpen el proceso de descomposición.

**Bacterias, virus, protozoarios y gusanos** pueden diseminar enfermedades y causar epidemias. Indicador: Bacteria Coli.

### **3 Tratamiento de aguas residuales**

En los inicios de la ingeniería de aguas residuales, ésta se limitaba al transporte de agua contaminada fuera de los asentamientos humanos. Esta simple pero hoy en día inadecuada solución tenía la finalidad de proteger a los pobladores urbanos de epidemias las cuales proliferaban en las ciudades europeas en siglos pasados y se cobraron muchas vidas.

Hoy en día, en la mayoría de los países industrializados, el foco de la técnica de tratamiento de aguas residuales está en eliminar los nutrientes de éstas. El objetivo es el de proteger las aguas superficiales y las subterráneas.

Si las aguas residuales serán utilizadas para irrigación, entonces el principal objetivo del tratamiento de las aguas residuales es el de eliminar a los gérmenes patógenos. En este caso los nutrientes son bienvenidos y utilizados para fertilizar los cultivos.

#### **3.1 Calidad de aguas residuales tratadas**

La calidad de aguas servidas tratadas a menudo está relacionada al uso esperado. Estándares típicos de efluentes tratados aplicados en muchos países se citan en la siguiente tabla.

Estándares típicos de descarga en muchos países

Parámetro	Descarga en aguas superficiales		Descarga en cuerpos de agua vulnerables	Uso en irrigación o acuacultura
	Alta calidad	Baja calidad		
<b>BOD [mg/l]</b>	20	50	10	100
<b>TSS [mg/l]</b>	20	50	10	<50
<b>Kjeldahl-N [mg/l]</b>	10	-	5	-
<b>Total N [mg/l]</b>	-	-	10	-
<b>Total P [mg/l]</b>	1	-	0.1	-
<b>Coliformes fecales [No./100ml]</b>	-	-	-	<1000
<b>Huevos de nemátodos/l</b>	-	-	-	<1
<b>Sólidos totales disueltos (sales) [mg/l]</b>	-	-	-	<500

(Veenstra, S. et al., 1997)

En Alemania, los volúmenes de descomposición de plantas de tratamiento tienen que corresponder a su dimensión, medido en habitantes conectados al sistema. Cuanto más grande es la planta, más alto debe ser el volumen de descomposición.

### Carga máxima de efluentes de plantas de tratamiento en Alemania (mg/l)

Habitantes	BOD <sub>5</sub>	COD	NH <sub>4</sub> -N	Total N	Total P
< 1,000	40	150	-	-	-
1,000 - 5,000	25	110	-	-	-
5,000 - 10,000	20	90	10	-	-
10,000 - 100,000	20	90	10	18	2
> 100,000	15	75	10	18	1
<i>Input</i>	<i>400</i>	<i>800</i>	<i>80</i>	<i>80</i>	<i>17</i>

(Fuente: BGBI. Abwasserverordnung, 2002)

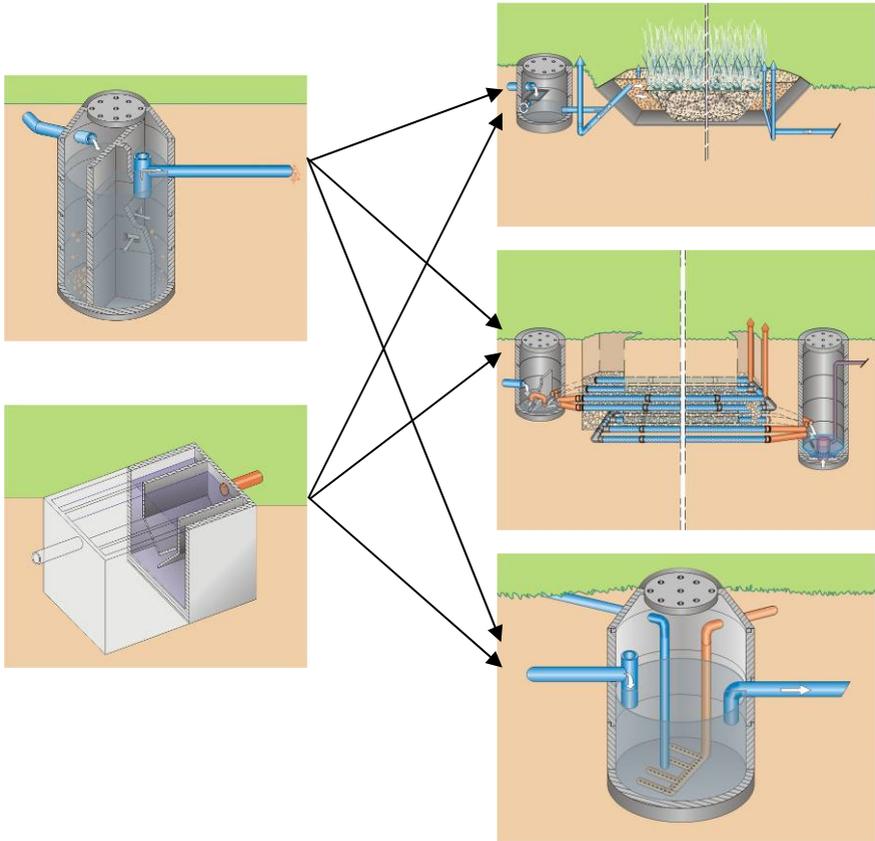
## 3.2 Concepto general de tratamiento de aguas residuales

Varios procesos ocurren en reactores especiales, cámaras o fases:

1. Separación de sólidos y de sustancias suspendidas  
→ Tratamiento primario de aguas residuales (mecánico)
2. Descomposición de constituyentes orgánicos disueltos de las aguas residuales por microorganismos  
→ Tratamiento secundario de aguas residuales (biológico)

De acuerdo a las necesidades y a las condiciones locales se conectan reactores diferentes en cadena.

El proceso de purificación tiene que contemplar la sumatoria de los procesos mecánicos y biológicos que ocurren en cada uno de los reactores.



1. Tratamiento primario

2. Tratamiento secundario

Como se aprecia en la figura en algunas instalaciones típicas, diferentes tipos de reactores pueden ser combinados uno con otro. Todos los arreglos siguen un principio común: el primer paso en el tratamiento de aguas residuales es enlentecer su movimiento para permitir la separación mecánica de constituyentes gruesos antes de que las aguas residuales pre-tratadas sean cargadas a un reactor para su tratamiento secundario

Si se mantienen en suspensión en forma artificial a los microorganismos (p. ej. por medio de un sistema de aireación) será necesaria una cámara de asentamiento final para permitir a los microorganismos depositarse durante la etapa biológica.

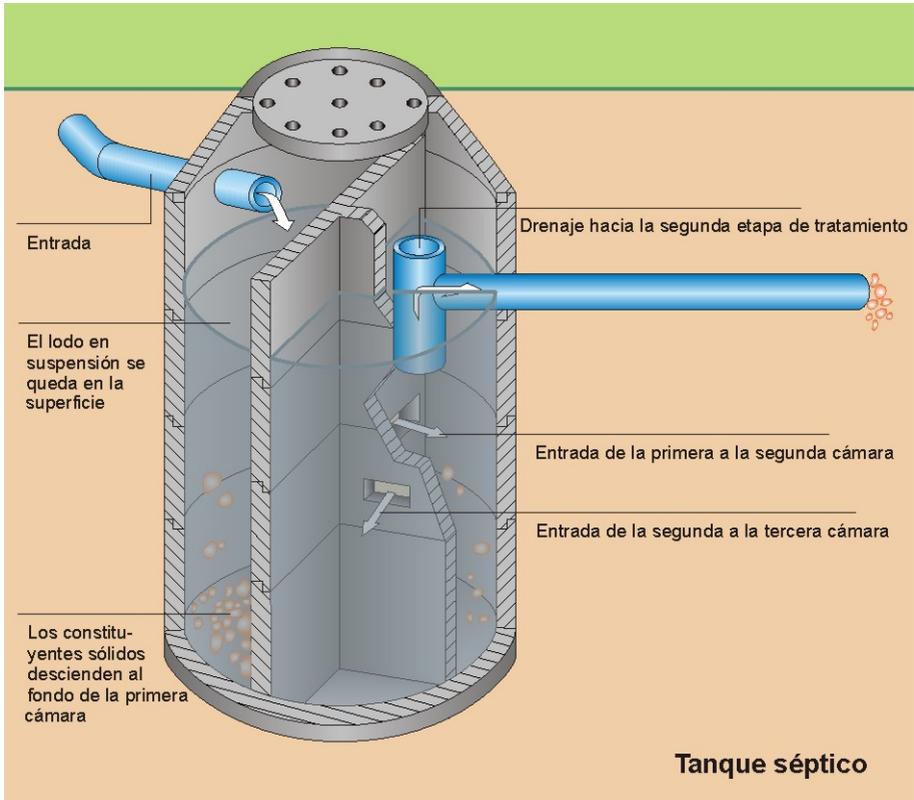
El proceso de tratamiento tiene que ser considerado como la sumatoria de los procesos mecánicos y biológicos teniendo lugar en cada reactor.

Las instalaciones se pueden utilizar para un amplio rango de volúmenes de aguas residuales: plantas muy pequeñas de tratamiento de aguas servidas pueden ser usadas para tratar aguas residuales de viviendas unifamiliares, mientras que plantas de tratamiento más grandes pueden acomodar los efluentes de distritos urbanos enteros. En Alemania se habla de plantas de tratamiento pequeñas cuando se tiene una capacidad de conexión de hasta 50 habitantes.

### **3.3 Tratamiento primario de aguas residuales (mecánico)**

El tratamiento primario de aguas residuales es el primer paso en el proceso de tratamiento. El propósito de esta etapa es el de separar los constituyentes pesados (sólidos sedimentables) y en particular los constituyentes livianos (sólidos flotantes y la espuma) de las aguas servidas. Para permitir el asentamiento de los sólidos se reduce el movimiento de las aguas servidas al mínimo. En plantas de tratamiento de escala pequeña, esto es conducido a través de tanques sépticos o de digestión, tanques Imhoff, o estanques de sedimentación.

## Tanque séptico de cámaras múltiples



Modified from Münster (2002)

Se diferencian los tanques sépticos de sedimentación de varias cámaras y los tanques sépticos de varias cámaras de descomposición. En la construcción son iguales, solamente se diferencian por el tamaño.

En tanques sépticos de dos cámaras, el primer tanque debe contener  $\frac{2}{3}$  del total del volumen neto. En tanques de tres y de cuatro cámaras, el primer tanque tiene que contener  $\frac{1}{2}$  del volumen neto (Finke, G. 2001).

El volumen neto de tanques sépticos depende de las condiciones climáticas y de la composición de las aguas residuales. Un tanque séptico

a nivel doméstico en el trópico el cual está designado a tratar solamente aguas negras puede tener un volumen útil de aproximadamente 1 m<sup>3</sup>; mientras que un tanque séptico en clima moderado que contiene las aguas residuales de toda una vivienda puede tener el volumen útil de aproximadamente 6 m<sup>3</sup>.

Mediante la decantación y la transformación biológica en un tanque séptico se puede obtener una reducción del BOD de 30 – 50 % (Universidad de Bremen, 2000)

El barro de un tanque séptico debe ser removido, de acuerdo a la necesidad, aproximadamente cada 2 – 5 años.

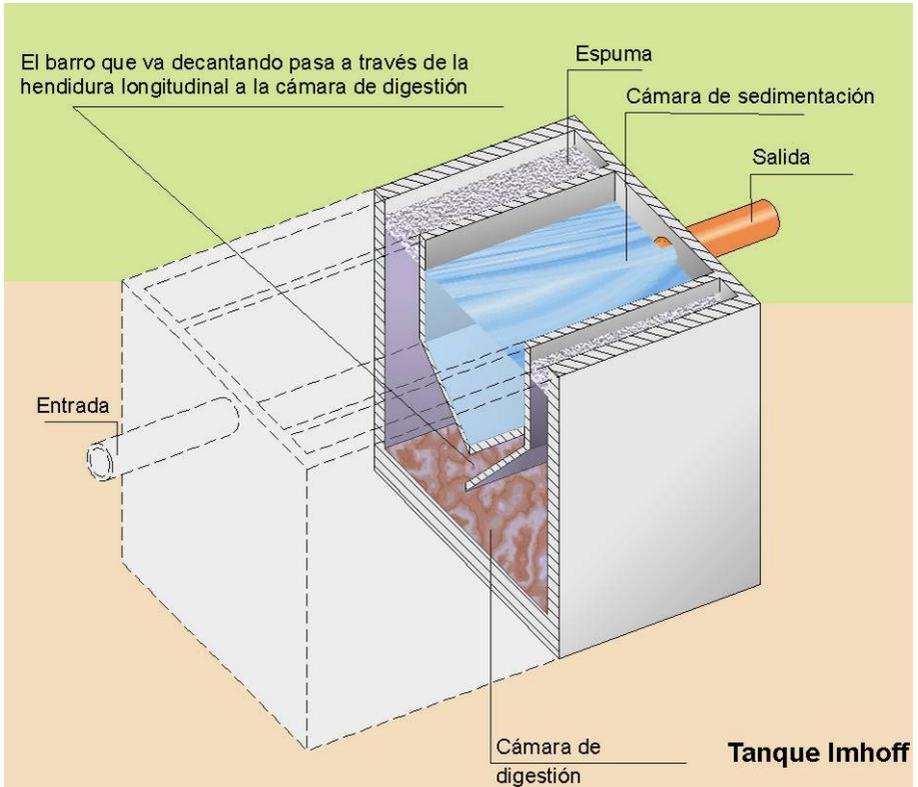
Los costos incluyendo el envío y la instalación en Alemania ascienden a aproximadamente 2.700 Euros (Ciudad de Münster, 2002).

Más información:

Franceys, R., et al. (1992)

[http://www.who.int/docstore/Water\\_sanitation\\_health/onsitesan/begin.htm#Contents](http://www.who.int/docstore/Water_sanitation_health/onsitesan/begin.htm#Contents)

## Tanque Imhoff



El tanque Imhoff es una forma especial de tanque de cámaras múltiples. Este método ya fue patentado en 1906. Debido a que los tanques Imhoff entraron en desuso ya que no son de tecnología moderna, tampoco se puede citar norma alguna válida de medición. Pero debido a su significación internacional se procederá a explicar brevemente este método.

El volumen de la cámara de sedimentación debería ser de por lo menos 50 l/cápita. El volumen de la cámara de digestión del barro debería ser al menos de 120 l/cápita (Sasse, L., 1998). Un tanque Imhoff para utilización de una familia tiene un volumen de trabajo de por lo menos 1 m<sup>3</sup>.

Las aguas residuales fluyen en forma horizontal a través de la cámara de sedimentación. Debajo se encuentra la cámara de digestión o descomposición. El piso de la cámara de sedimentación es cónico (45°) y tiene unas hendiduras en su base. Estas hendiduras constituyen la divisoria entre la cámara de sedimentación y la de descomposición. El barro que se decanta pasa a través de estas hendiduras longitudinal a la cámara de descomposición, donde es compactado y se descompone (Universidad de Bremen, 2000). El tiempo de descomposición es de aproximadamente 3 meses. La tasa de reducción del BSB asciende a 25 – 50 %. (Sasse, 1998).

Gracias al diseño cónico especial de la base de la cámara de sedimentación se previene que la espuma desplazada y el barro descompuesto que son formados durante la descomposición entren a la misma.

El agua lodosa desplazada en este diseño es filtrada por el barro que se desliza por encima en la base de la cámara de sedimentación. Esto también filtra los flóculos flotantes del lodo. La construcción simple del tanque Imhoff y los bajos costos de operación muy pronto lo hicieron popular en el mundo entero (Universidad de Bremen, 2000),

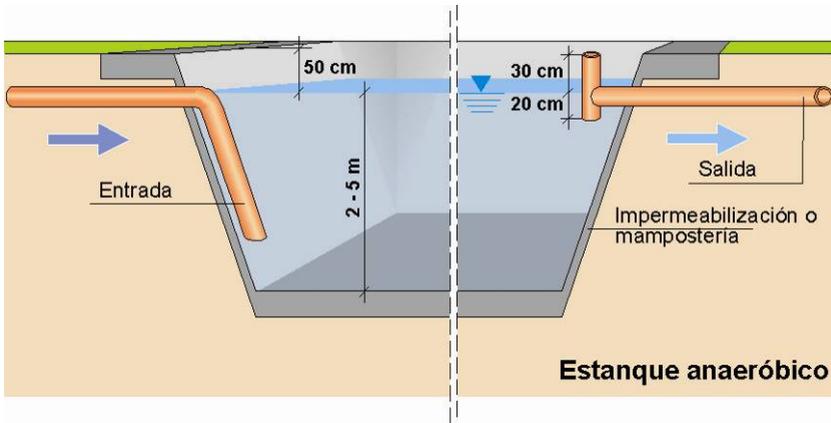
Una desventaja significativa del sistema está en la elevada altura del tanque.

Más información:

Sasse, L. (1998)

[http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA\\_Dewats-Handbook.pdf](http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA_Dewats-Handbook.pdf)

## Estanque de sedimentación



Los estanques de sedimentación son utilizados para separar los constituyentes suspendidos en aguas residuales los cuales se pueden depositar. El barro que se asienta puede luego ser descompuesto. En climas moderados (templados) las dimensiones son calculadas usando la fórmula  $\geq 500$  l/cap (Finke, G., 2001). En climas más cálidos los estanques a menudo tienen dimensiones más pequeñas, por ejemplo según Sasse (1998) un estanque de sedimentación debe proveer un volumen de aproximadamente 200 l/cap. Esto corresponde a un tiempo de retención hidráulica de aproximadamente un día. La profundidad de la zona de sedimentación y de barro debe ser de 2 – 5 m.

La reducción de BOD en climas moderados alcanza los 20 – 50 %, o menos a temperaturas más bajas (Universidad de Bremen, 2000). En climas cálidos la reducción de BOD puede llegar a los 60 – 70 % (Mara, D., 1997).

La base del estanque de sedimentación debe estar sellado si el suelo tiene una permeabilidad de  $k \geq 10^{-8}$  m/s. Los estanques de sedimentación tienen mal olor y deberán estar debidamente cercados (Finke, G., 2001).

Las entradas y salidas de agua tienen que ser limpiadas cada año y

también se debe medir la profundidad del barro. Cuando la altura del barro llega al  $\frac{1}{4}$  de la profundidad original del agua, entonces deberá ser removido.

En la superficie del agua residual se forma una capa de espuma la cual previene la formación de olores molestos.

Más información:

Ramadan, H. et al. (2007)

<http://stabilizationponds.sdsu.edu/>

Mara, D. (1997)

<http://www.personal.leeds.ac.uk/%7Eecen6ddm/WSPmanualindia.html>

Sasse, L. (1998)

[http://www.borda-net.org/modules/wdownloads/uploads/062%20BORDA\\_Dewats-Handbook.pdf](http://www.borda-net.org/modules/wdownloads/uploads/062%20BORDA_Dewats-Handbook.pdf)

Si el barro primario, es decir, el barro proveniente de la etapa mecánica de una planta de tratamiento, se acaba de asentar y no se ha estabilizado aún por completo, entonces hiede, es infeccioso y contiene niveles altos de materia orgánica. El barro siempre debe ser tratado. Eras de desecación pueden ser usadas para la descomposición de la materia orgánica. El lodo ya descompuesto puede ser distribuido luego como abono en los campos de cultivo.

### **3.4 Tratamiento secundario de aguas servidas (biológico)**

Las aguas servidas contienen microorganismos que se alimentan de los nutrientes de las aguas residuales, reduciendo así el nivel de nutrientes.

En plantas biológicas de tratamiento de aguas servidas las condiciones de vida de los microorganismos son mantenidas a un nivel óptimo para maximizar la población de microorganismos y potenciar la capacidad de

descomposición.

El carbono orgánico disminuye directamente la cantidad de oxígeno en agua (proporción principal de BOD). Otros nutrientes como fósforo y nitrógeno fomentan el crecimiento de las plantas (eutroficación) dando lugar a una disminución secundaria de oxígeno.

**El proceso biológico primario que toma lugar es la eliminación de carbono orgánico por bacterias.**

**El tratamiento avanzado de efluentes implica la oxidación de amonio para formar nitrato (nitrificación) y su subsecuente reducción a nitrógeno molecular (denitrificación) – el cual escapa de la planta de tratamiento en forma de gas.**

**Sistemas simples y descentralizados por lo general no están diseñados para la remoción de amonio y nitrato.**

### 3.4.1 Los pasos del proceso

#### Eliminación de carbono

La descomposición del carbón es extremadamente compleja. Carbono existe en numerosos compuestos orgánicos los cuales pueden ser removidos de las aguas residuales por medio de procesos aeróbicos, anóxicos y anaeróbicos.

A modo de ejemplo se muestra a continuación la descomposición de la glucosa en una forma extremadamente simplificada la cual tiene lugar bajo las siguientes condiciones:

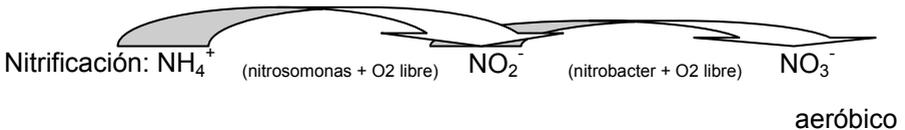
- Respiración aeróbica:  $C_6H_{12}O_6 + 6 O_2 \rightarrow 6 CO_2 + 6 H_2O$
- Respiración anóxica:  $C_6H_{12}O_6 + 4 NO_3 \rightarrow 6 CO_2 + 6 H_2O + 2 N_2$
- Fermentación anaeróbica:  $C_6H_{12}O_6 \rightarrow 3 CH_4 + 3 CO_2$

Las sustancias orgánicas se descomponen más durante la respiración aeróbica, siendo este proceso también el más rápido (Sasse, L., 1998). La

respiración anóxica juega un rol crucial en la reducción del nitrato (denitrificación). Procesos anaeróbicos son efectivos en climas cálidos, especialmente asociados a aguas residuales con una alta carga orgánica (véase cap. 5). La mayor ventaja del tratamiento anaeróbico de las aguas residuales es que no requiere de electricidad. Sin embargo en general los procesos anaeróbicos tienen la desventaja de una mayor producción de malos olores. No obstante también se forma metano, el cual puede ser utilizado como fuente de energía.

### Nitrificación

La nitrificación es la conversión de amoníaco/amonio en nitrato. Ella es realizada por bacterias nitrificantes en aguas superficiales y durante el tratamiento biológico de aguas residuales.



Los oxidantes de amonio (nitrosomonas) convierten el amonio en nitritos por oxidación bacterial. Los oxidantes de nitritos (nitrobacter) oxidan el nitrato formado por oxidación bacterial y lo convierten en nitrato. Amonio y nitrato son donantes de electrones.

Oxígeno suplementario tiene que ser adicionado para mantener el proceso de nitrificación.

La nitrificación depende de varios aspectos incluyendo:

---

Temperatura	Óptima entre 28 – 36°C, a temperaturas inferiores a 12°C la nitrificación se enlentece y a temperaturas inferiores a 8°C se detiene por completo.
Oxígeno disuelto	≥ 2 mg/l son necesarios para la nitrificación.
pH	pH óptimo entre 7.5 y 8.3
Carga orgánica	Plantas de tratamiento con altas cargas orgánicas solo oxidan carbono.
Concentración relevante de sustratos	Concentraciones más elevadas de amonio y nitrito conducen a tasas más altas de degradación.
Inhibidores potenciales	Pueden impedir la nitrificación.
Tiempo de contacto	Cuanto más largo es el tiempo de contacto entre la biomasa nitrificante y las aguas residuales tanto más grande es la descomposición.

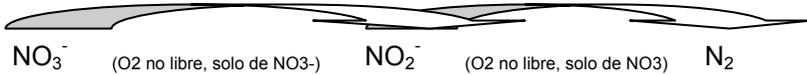
---

(University of Bremen, 2000)

## Denitrificación

La denitrificación describe la habilidad de los microorganismos de reducir nitratos a nitrógeno molecular. Este proceso solo tiene lugar si es que no hay oxígeno libre disponible en el agua (anóxico).

Denitrificación:

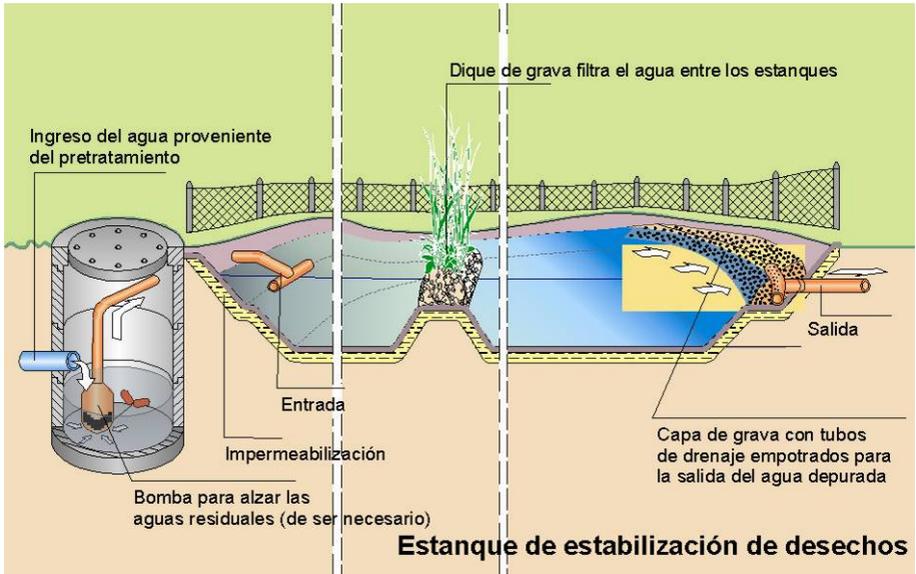


anóxico

Los desnitrificantes pueden descomponer los nitratos en nitrógeno molecular solamente en presencia de carbono orgánico combinado, el cual actúa como un donante de electrones. Esta relación está expresada en la proporción de  $\text{BOD}_5 : \text{NO}_3^-$ , que debería estar por los 4:1. Si en las aguas residuales el carbono orgánico disuelto no está presente en cantidad suficiente, es decir, existen valores bajos de  $\text{BOD}_5$ , entonces la descomposición puede parar antes en una de las etapas intermedias. Esto puede causar la acumulación de nitritos u óxidos nitrosos. Esto no es deseable, por lo que es importante que siempre exista suficiente carbono para los denitrificantes. (Universidad de Bremen, 2000).

### 3.4.2 Métodos sin aireación artificial

#### Estanque de estabilización de desechos



Modified from Münster (2002)

El tratamiento en sistemas de estanque de estabilización de desechos es llevado a cabo en diferentes estanques. El uso de los efluentes es el criterio principal para esta constelación.

Descarga a las aguas superficiales

Descarga en aguas superficiales:

- estanque anaeróbico
- estanque facultativo

Irrigación:

- estanque anaeróbico
- estanque facultativo
- estanque de maduración

**Estanques anaeróbicos** (véase también el capítulo 4.3) sirven como una fase de pre-tratamiento. Son pequeños y profundos (2 – 5 m). Los

estanques anaeróbicos proveen espacio para aproximadamente un día de tiempo de retención, lo que equivale a un volumen de aproximadamente 200 l/cápita. La reducción de BOD puede alcanzar 60 – 70 % en climas cálidos (Mara, D., 1997). Sobre la superficie de las aguas residuales se forma una capa de espuma la cual evita los malos olores.

**Estanques facultativos** tienen una profundidad de 1 – 2 m y son bastante largos. El parámetro de diseño principal para la remoción del BOD es la carga BOD de la superficie (100 – 400 kg BOD/(ha d) (Mara, D., 1997). Un área de superficie de 10 – 20 m<sup>2</sup>/habitante es común. En la región superior cerca de la superficie predominan las condiciones aeróbicas. En el fondo el lodo depositado se está descomponiendo. Aquí prevalecen las condiciones anaeróbicas. Algo de oxígeno es tomado de la superficie, pero la mayor parte del oxígeno para la remoción del BOD es generado por la fotosíntesis de las algas. En un estanque facultativo bien manejado, las algas contienen la mayor cantidad de BOD: BOD fecal es convertido a BOD de alga. Por lo tanto se debe prevenir que las algas sean descargadas del sistema del estanque. Filtros de roca, parcelas de pasto, peces herbívoros y estanques de maduración son técnicas comunes para retener las algas. Los estanques facultativos proveen efluentes que son aptos para descarga directa en aguas superficiales.

**Estanques de maduración** son poco profundos (aproximadamente 1 m) y bastante más angostos que los estanques facultativos. La función primaria es la de remover los patógenos. Los estanques de maduración son necesarios frecuentemente cuando las aguas residuales tratadas son usadas para irrigación.

El fondo sobre el cual cualquier laguna de aguas residuales es construido, debe tener una permeabilidad (valor k) de  $\leq 10^{-8}$  m/s. Terrenos con una mayor permeabilidad necesitan ser sellados con una capa impermeable

Los procesos biológicos que tienen lugar en estanques de estabilización

de aguas residuales dependen de la temperatura. Debido a la gran superficie expuesta, la temperatura externa tiene un efecto significativo en el estanque. Los estanques de estabilización de aguas residuales por lo tanto son inadecuados para lugares expuestos a grandes fluctuaciones de temperatura. En climas cálidos trabajan bastante bien y necesitan espacios considerablemente más pequeños que en climas fríos.

La desventaja de este método en áreas urbanas es la gran cantidad de espacio requerido y las condiciones higiénicas no precisamente óptimas. Posiblemente se pueda dar que los estanques de estabilización de aguas servidas se conviertan en criaderos de insectos y consecuentemente en fuente de propagación de enfermedades y epidemias.

Experiencias del pasado muestran que el barro solo requiere ser removido cada 10 años (Finke, G., 2001).

Una variante de estanques de estabilización practicada frecuentemente con éxito es el tratamiento de aguas residuales con *Lemna minor*, una pequeña planta acuática comúnmente llamada "Lenteja de agua". Cuando los estanques de estabilización son usados para criar peces, entonces las aguas servidas deben ser diluidas mediante agua de río por ejemplo. Una descripción de algunos sistemas alternativos puede ser encontrada en UNEP (2004).

Los estanques de estabilización de aguas servidas pueden ser la opción de tratamiento más importante que tienen los países en desarrollo. Sus mayores ventajas las constituyen bajos costos de inversión y de operación, larga vida, fácil mantenimiento, equipamiento técnico mínimo, alta calidad de los efluentes y recuperación opcional de los recursos: agua, energía y humus.

Una descripción detallada de estanques de estabilización de aguas servidas de diferentes tipos con indicaciones e instrucciones para el dimensionamiento con utilización de procesos informáticos se puede encontrar en SASSE (1998).

Más información:

Ramadan, H. et al. (2007)

<http://stabilizationponds.sdsu.edu/>

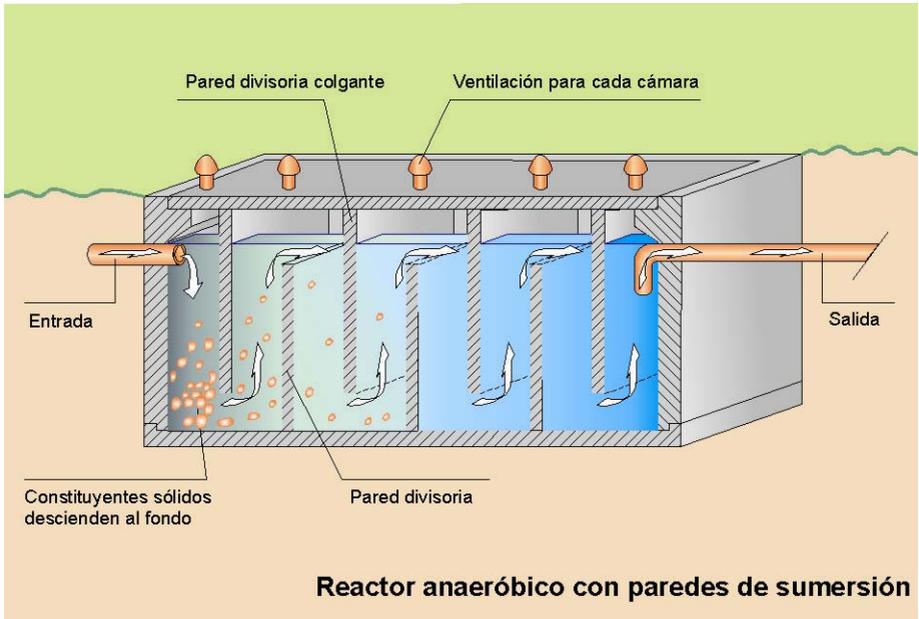
Mara, D. (1997)

<http://www.personal.leeds.ac.uk/%7Ecen6ddm/WSPmanualindia.html>

Sasse, L. (1998)

[http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA\\_Dewats-Handbook.pdf](http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA_Dewats-Handbook.pdf)

## Reactor anaeróbico con paredes de sumersión



Como primer paso se instala una cámara de sedimentación y descomposición.

Los reactores anaeróbicos de paredes de sumersión consisten en varias cámaras de sedimentación y descomposición. La entrada es forzada a través del barro el cual se sedimenta en el fondo del tanque para entrar en contacto con las bacterias biológicamente activas. Los reactores de paredes de sumersión generalmente tienen como mínimo cuatro cámaras. La capacidad de tratamiento se incrementa con el número de cámaras.

Los reactores de cámaras de sumersión son simples de construir y de operar. Otra ventaja es su tamaño relativamente pequeño. Este sistema tampoco requiere de electricidad. Los constituyentes de las aguas residuales son descompuestos en forma anaeróbica.

La capacidad de tratamiento se encuentra entre 70 a 90 % de descomposición BOD según Sasse, L. (1998).

El espacio requerido para un reactor de paredes de sumersión para 8 personas es de  $< 5 \text{ m}^2$ . Como criterio para el cálculo de tamaño del reactor se puede utilizar, junto a la velocidad máxima del flujo ascendente de aproximadamente 1.4 m/h (Sasse, L., 1998), el tiempo de retención de las aguas servidas en el reactor de aproximadamente 40 horas (Foxon, 2005).

La remoción del barro acumulado en el reactor solo es requerida a intervalos muy largos. El tiempo de retención puede ser de 5 a 10 años siempre y cuando no entre papel u otro material de difícil descomposición a la planta (Foxon, 2005).

Los pre-requisitos para el tratamiento anaeróbico de aguas residuales están esquematizados en el capítulo 5.

Para aguas servidas muy cargadas en climas cálidos, los tanques anaeróbicos con paredes de sumersión representan una tecnología simple que es altamente efectiva y requiere poco espacio.

Una descripción detallada de reactores con paredes de sumersión con indicaciones e instrucciones para el dimensionamiento con utilización de procesos informáticos se puede encontrar en SASSE (1998) bajo el nombre « Baffled Reaktor ».

Más información:

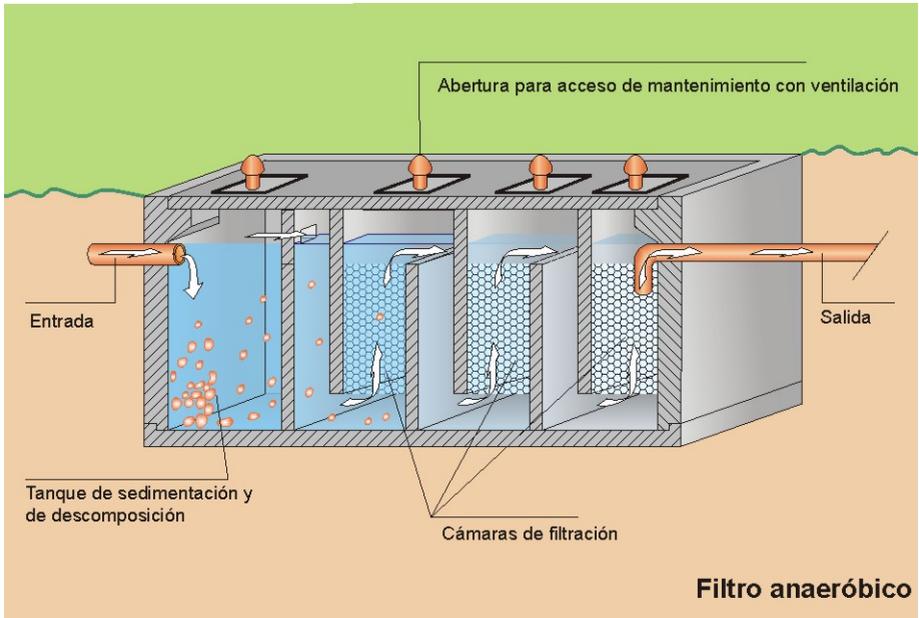
Sasse, L. (1998)

[http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA\\_Dewats-Handbook.pdf](http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA_Dewats-Handbook.pdf)

Foxon, K. (2004):

<http://www.wrc.org.za/archives/Watersa%20archive/2004/No5-special/69.pdf>

## Filtro anaeróbico



Una planta de filtración anaeróbica requiere de una cámara de descomposición suficientemente grande para asentar todos los sólidos suspendidos antes de que las aguas residuales entren al filtro anaeróbico. Esto es necesario para prevenir el bloqueo de los espacios porosos.

Los filtros anaeróbicos están también diseñados para ser capaces de descomponer materiales disueltos y en suspensión permanente. Los microorganismos son estimulados a colonizar el medio del filtro y a formar una capa biológica.

Los filtros anaeróbicos están diseñados para operar tanto corriente arriba como corriente abajo. El material del filtro consiste en grava, cascajo o escoria con diámetros de 5 – 15 cm. Esto yace sobre una losa perforada de concreto. Se requiere que entre la losa de concreto y el piso del tanque exista un espacio de 50 – 60 cm para que el barro se pueda asentar.

La capacidad de tratamiento se encuentra entre 70 a 90 % de descomposición BOD (Sasse, L., 1998).

El tamaño de los filtros anaeróbicos está calculada en base a aproximadamente 0.5 m<sup>3</sup>/cápita lo que significa que una planta tratando las aguas residuales de 8 personas toma < 10 m<sup>2</sup>.

Los sistemas de filtros anaeróbicos son simples de operar. Sin embargo, la construcción de losa perforada de concreto puede ser relativamente caro.

El barro necesita ser removido solamente una vez al año como mucho. Los filtros también deberán ser lavados de ser necesario.

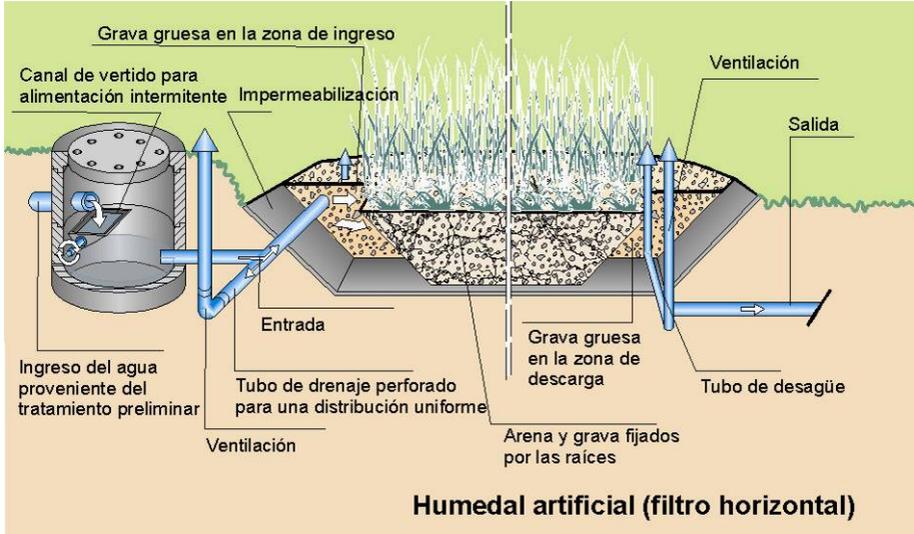
Los prerrequisitos para el tratamiento anaeróbico de aguas residuales están resumidos en el capítulo 5.

Más información:

Sasse, L. (1998)

[http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA\\_Dewats-Handbook.pdf](http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA_Dewats-Handbook.pdf)

# Humedal artificial (Estación depuradora vegetal y filtro edafológico)



Modified from Münster (2002)

Antes de hacer ingresar las aguas residuales a un humedal artificial es necesario un pre-tratamiento mecánico a través de un tanque séptico, un tanque Imhoff o un estanque anaeróbico a fin de prevenir que los espacios porosos sean bloqueados. El contenido COD no debería ser mayor de 500 mg/l (Sasse, L., 1998).

Existen dos tipos diferentes de humedales artificiales con diferentes direcciones de flujo de las aguas servidas: filtros horizontales y filtros verticales. La figura de arriba muestra una planta con filtro horizontal.

En el caso de un filtro vertical, las aguas residuales fluyen cuesta abajo a través del filtro y es colectado en el fondo a través de un tubo de drenaje. La aireación es mejorada por la entrada periódica de aguas residuales, permitiendo al oxígeno entrar a los espacios porosos entre cada entrada de agua servida. Por lo general se requiere de una bomba para alzar las aguas residuales. Las plantas de filtro vertical solo requieren una superficie de  $\geq 2.5 \text{ m}^2/\text{cápita}$ . El área total de la planta, sin embargo, tiene que ser de

por lo menos  $10 \text{ m}^2$  (Finke, G., 2001).

En filtros horizontales, las aguas servidas fluyen en forma horizontal a través del filtro y son colectadas en uno de los extremos de la planta (Figura superior). Los filtros horizontales generalmente están permanentemente empapados de aguas residuales. En algunos casos, instalaciones del tipo de cubos basculantes y sifones automáticos son usados para dosificar la entrada de las aguas residuales en el filtro. Estas instalaciones incrementan la aireación de las aguas residuales y causan una remoción considerablemente mayor del BOD que filtros permanentemente inundados. El espacio requerido para una planta de filtro horizontal es de aproximadamente  $5 \text{ m}^2/\text{cápita}$ . El área total tiene que tener por lo menos  $20 \text{ m}^2$  (Finke, G., 2001). La cubierta del filtro debería ser plana para prevenir la erosión, mientras que la base debe tener una pendiente de aproximadamente 1 % de la entrada a la salida.

El material filtrante de los filtros horizontales debería consistir en grava redonda uniforme. Finke, G. (2001) indica los siguientes parámetros para el material filtrante:

Valor k:	$10^{-4} - 10^{-3} \text{ m/s}$
U: $d_{60}/d_{10}$	$\leq 5$
$d_{10}$	$\geq 0.2 \text{ mm}$
$\leq 0.063 \text{ mm}$	$\leq 5$

Si la permeabilidad del suelo subyacente es mayor que  $k = 10^{-8} \text{ m/s}$ , entonces deberá ser sellado con una capa impermeable.

Valores típicos de entrada y salida para humedales artificiales (Kunst, S.2002)

	<b>COD [mg/l]</b>	<b>NH<sub>4</sub>-N [mg/l]</b>	<b>NO<sub>3</sub>-N [mg/l]</b>
<b>Entrada</b>	400	70	0
<b>Salida: filtro vertical</b>	70	10	40
<b>Salida: filtro horizontal</b>	90	30	5

Las diferencias en las capacidades de nitrificación y desnitrificación de estos dos sistemas primeramente refleja la disponibilidad de O<sub>2</sub>. El filtro vertical más pequeño provee una mejor aireación. Los filtros horizontales tienen la ventaja de que son más simples de construir y que no requieren bombas operacionales.

El material filtrante está completamente enlodado después de 10 a 20 años de uso por lo que debe ser reemplazado (Finke, G., 2001).

Humedales artificiales son básicamente sistemas simples y de bajo mantenimiento si es que son construidos apropiadamente. Las desventajas son la pobre capacidad de clarificación a bajas temperaturas y la cantidad relativamente grande de espacio requerida. Los humedales artificiales no son tecnología apropiada para aguas servidas muy cargadas ni para aquellas que contienen cantidades elevadas de sólidos suspendidos.

Más información:

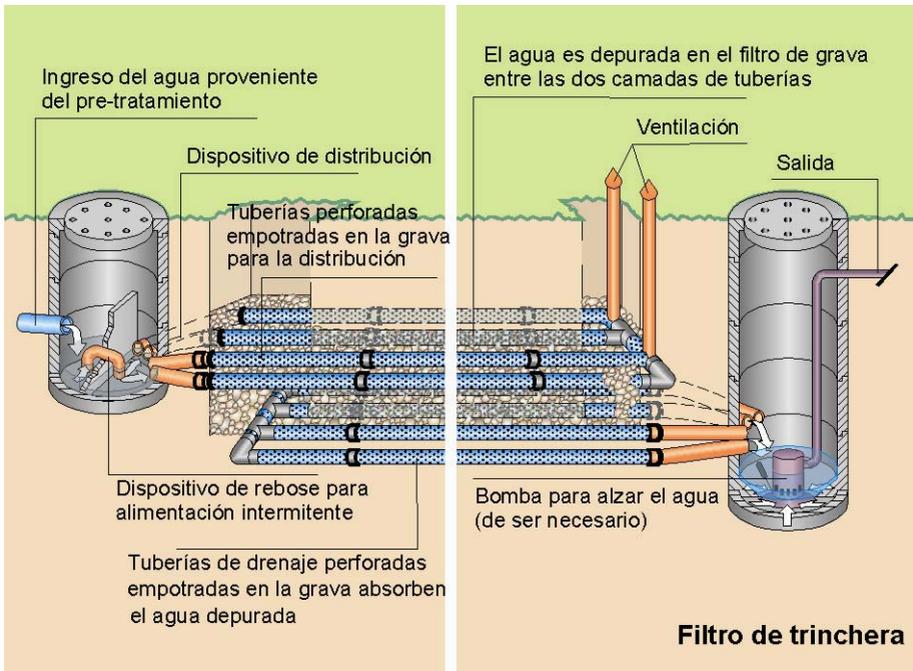
Sasse, L. (1998)

[http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA\\_Dewats-Handbook.pdf](http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA_Dewats-Handbook.pdf)

Merz, S.K. (2000)

<http://www.sanicon.net/titles/title.php3?titleno=528>

## Filtro de trinchera



Modified from Münster (2002)

Las aguas residuales deben ser pre-tratadas en un tanque séptico de cámaras múltiples, en un tanque Imhoff o en un estanque anaeróbico. Mediante un dispositivo de distribución el agua llega a los tubos de drenaje perforados que se encuentran empotrados en la grava cerca de la superficie de la tierra, luego atraviesa la capa filtrante y es captada nuevamente por tuberías de drenaje que se encuentran 60 cm por debajo. Estas últimas van a parar a un contenedor que colecta las aguas ya depuradas. Las tuberías superiores terminan en un tubo de aireación.

Este sistema es bastante simple, a pesar de que en algunos casos se requiere de electricidad para bombear las aguas residuales depuradas del contenedor hasta la altura especificada de descarga. Como los filtros de trinchera no están expuestos directamente a las inclemencias del tiempo,

la influencia de las bajas temperaturas en la capacidad de tratamiento es menor comparada a los humedales artificiales y a los estanques.

La alimentación intermitente es muy importante para el adecuado manejo.

Los filtros de trinchera deben tener un área de superficie mínima de 3 m<sup>2</sup> per cápita. El área mínima total es 12 m<sup>2</sup>. El fondo debe tener una permeabilidad muy baja,  $K \leq 10^{-8}$  m/s (DIN 4261). Grava fina es utilizada como material filtrante.

El medio filtrante debe ser reemplazado luego de 8 – 10 años.

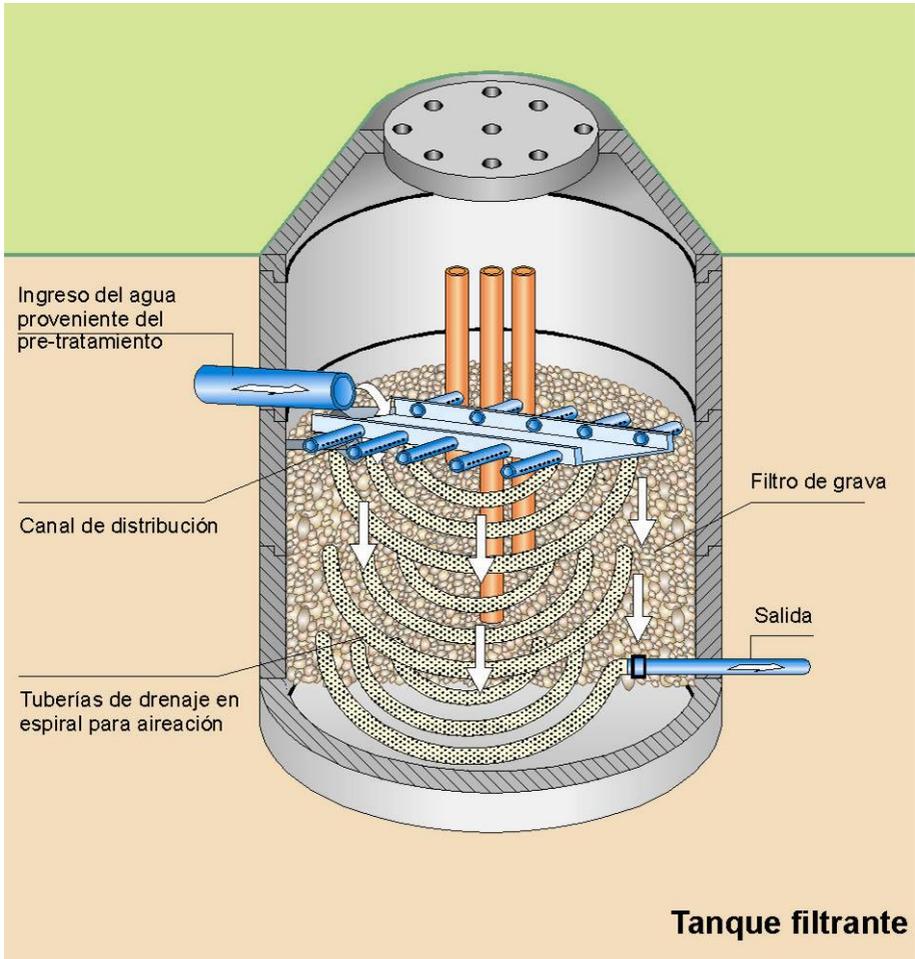
Las trincheras filtrantes no son una tecnología apropiada para aguas servidas muy cargadas ni para aquellas conteniendo grandes cantidades de sólidos suspendidos.

Más información:

Washington State Department of Health (2007)

<http://www.doh.wa.gov/ehp/ts/WW/sandlined-trench-rsg-7-1-2007.pdf>

## Tanque filtrante



Modified from Münster (2002)

Las aguas residuales deben ser pre-tratadas en un tanque séptico de cámaras múltiples o en un tanque Imhoff.

El principio del tanque filtrante es básicamente un filtro de trinchera construido dentro de una fosa. La cantidad de espacio requerida por un tanque filtrante es menor que en un filtro de trinchera.

Altura del filtro	$\geq 1.50$ m
Volumen del filtro	$\geq 1.50$ m <sup>3</sup> /cápita
Superficie del filtro	$\geq 1$ m <sup>2</sup> /cápita

(Finke, G., 2001)

Los tanques de filtro pueden tener varios sistemas de distribución, diseñados para permitir que las aguas residuales ingresen en forma periódica (flujo intermitente) y para asegurar una distribución uniforme de las aguas residuales a través del tanque filtrante.

Dependiendo de las condiciones externas (naturaleza del terreno), la instalación de un tanque filtrante puede ser más fácil o más compleja que construir un filtro de trinchera.

Posiblemente se requiera de una bomba para alzar el agua.

Debido a la profundidad del recipiente, los tanques filtrantes son menos sensitivos a temperaturas externas bajas que estanques de estabilización o humedales artificiales. Debido a los límites de tamaño, los tanques filtrantes solo son adecuados para un número pequeño de usuarios. Son susceptibles a fluctuaciones de carga.

El tanque filtrante requiere de mantenimiento dos veces al año.

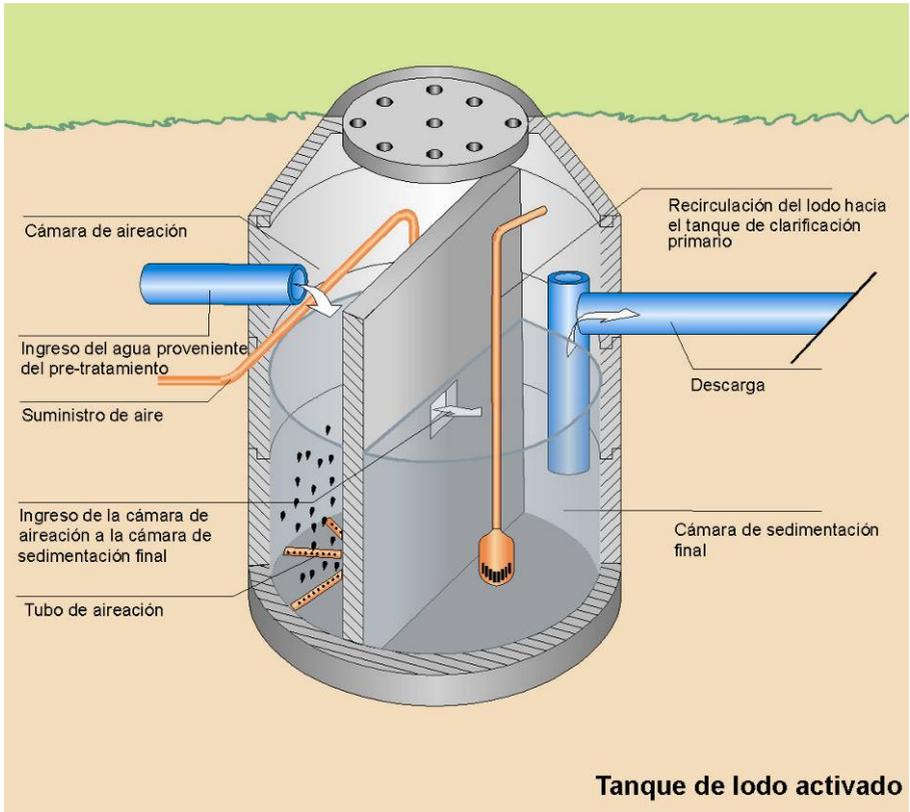
Más información:

DWA Standard ATV-A 122E

<http://www.dwa.de>

### 3.4.3 Métodos utilizando aireación artificial

#### Tanque de lodo activado



**Tanque de lodo activado**

Modified from Münster (2002)

Las aguas residuales tienen que pasar por un pre-tratamiento mecánico ya sea por una cámara de sedimentación o en el mejor de los casos por un tanque séptico.

El proceso de barro activado es una de las medidas de alta tecnología. Requiere de un equipamiento de aireación y bombas. El barro de la última clarificación es parcialmente recirculado al tanque de aireación. Esta planta solo puede ser operada con electricidad.

Los costos de tratamiento son muy elevados lo cual explica el porqué los métodos de barro activado generalmente no son utilizados en plantas de tratamiento a pequeña escala. El método además requiere un flujo continuo de aguas residuales y por lo tanto solo es adecuado para unidades con un movimiento de por lo menos 15 personas (Pabst/Flasche, 2004).

De acuerdo al estándar alemán DIN 4261, el tamaño de un tanque de aireación debe corresponder a aproximadamente  $0.3 \text{ m}^3/\text{cápita}$  para aguas servidas pre-tratadas mecánicamente. El volumen mínimo es  $1 \text{ m}^3$ . El espacio requerido para una planta que maneja las aguas servidas de 8 personas es de  $< 10 \text{ m}^2$  (Pabst/Flasche, 2004).

Las plantas de barro activado deben ser controladas diariamente y además se debe realizar tres veces al año un servicio de mantenimiento.

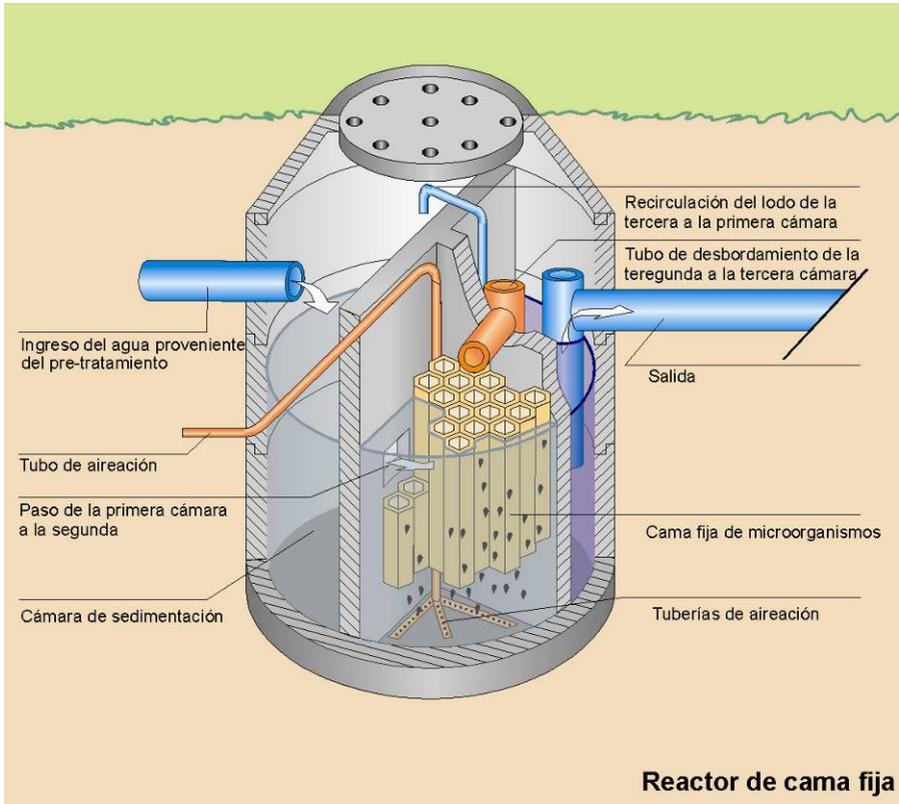
Los métodos que dependen de electricidad y de instalaciones técnicas altamente desarrolladas solo convienen si son operadas y mantenidas por personal calificado. La electricidad debe estar permanentemente disponible.

Más información:

DWA Standard ATV-A 122E

<http://www.dwa.de>

## Reactor de cama fija



Modified from Münster (2002)

Una cámara de sedimentación o un tanque séptico son necesarios para el pre-tratamiento.

Se utilizan rejillas de plástico como sustrato de crecimiento en los reactores de cama fija. Para airear y mezclar el barro en la cámara se utiliza aire comprimido.

Las camas fijas están completamente sumergidas en las aguas residuales.

Los reactores de cámaras fijas son un mejoramiento de las plantas convencionales de barro activado. Ellos usan sustancias de crecimiento

adicional para microorganismos sésiles.

En un modo similar al lodo activado, este equipo de alta tecnología requiere de electricidad y una gran cantidad de equipamiento.

La aireación tiene lugar en forma intermitente y es controlada externamente.

El tamaño de un reactor de cama fija debe ser de aproximadamente 0.3 m<sup>3</sup>/cápita para aguas servidas pre-tratadas mecánicamente. Una planta para tratar las aguas servidas de 8 personas requiere de < 10 m<sup>2</sup> (Pabst/Flasche, 2004).

Reactores de camas fijas deben ser controlados diariamente y se les debe hacer el mantenimiento tres veces al año.

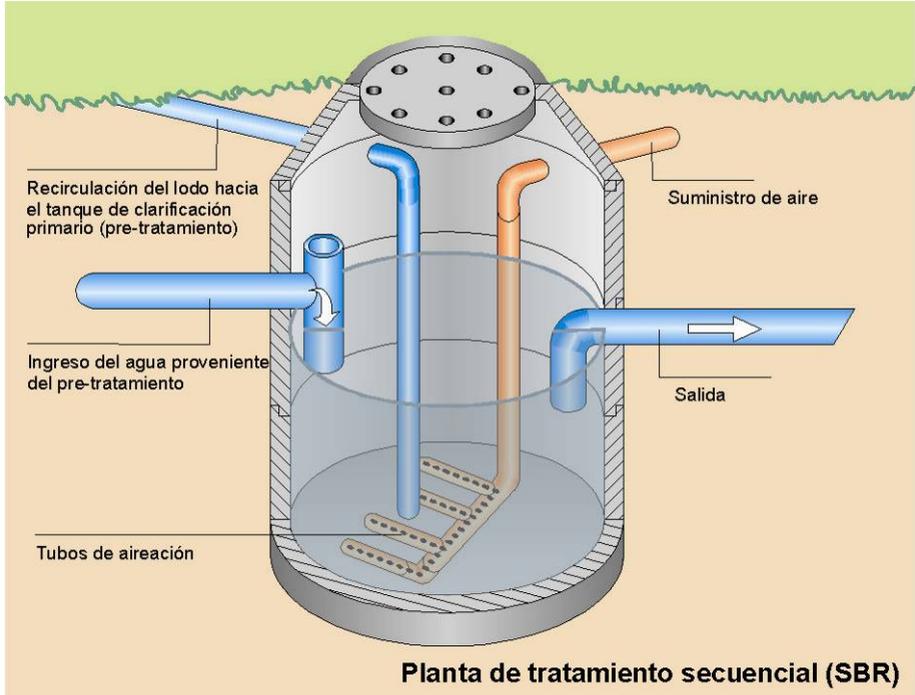
Los métodos que dependen de electricidad y de instalaciones técnicas altamente desarrolladas solo convienen si son operadas y mantenidas por personal calificado. La electricidad debe estar permanentemente disponible.

Más información:

DWA Standard ATV-A 122E

<http://www.dwa.de>

# Planta de tratamiento secuencial o Reactor Batch en Secuencia (SBR)



Modified from Münster (2002)

Una cámara de sedimentación o un tanque séptico son necesarios para el pre-tratamiento.

SBR's son instalaciones de lodo activado discontinuas, operadas cíclicamente. Las etapas del tratamiento tienen lugar una después de la otra en un tanque. Por ello es que no hace falta un receptáculo para la clarificación final para la recirculación del lodo.

Sin embargo, se requiere de un separador de partículas gruesas aguas arriba debido a que los SBR's con un solo tanque no son del todo confiables.

El proceso tiene lugar en el reactor en forma sucesiva: mezclado, aireación, sedimentación del lodo, remoción del agua clarificada y remoción del lodo excedente.

SBR's son reactores de alta tecnología que requieren electricidad, bombas, sensores y equipamiento de aireación.

En Europa se están construyendo actualmente un gran número de plantas de tratamiento de pequeña escala de acuerdo al método SBR. Tanques sépticos existentes pueden ser convertidos a plantas SBR sin necesidad de construir nuevos tanques.

El tamaño de SBR's debe ser de 0.3 – 0.5 m<sup>3</sup>/cápita (Boller 1995). Un reactor para 8 personas requiere <10 m<sup>2</sup> (Pabst/Flasche, 2004).

Los SBR's deben ser controlados diariamente y se les debe hacer el mantenimiento tres veces al año.

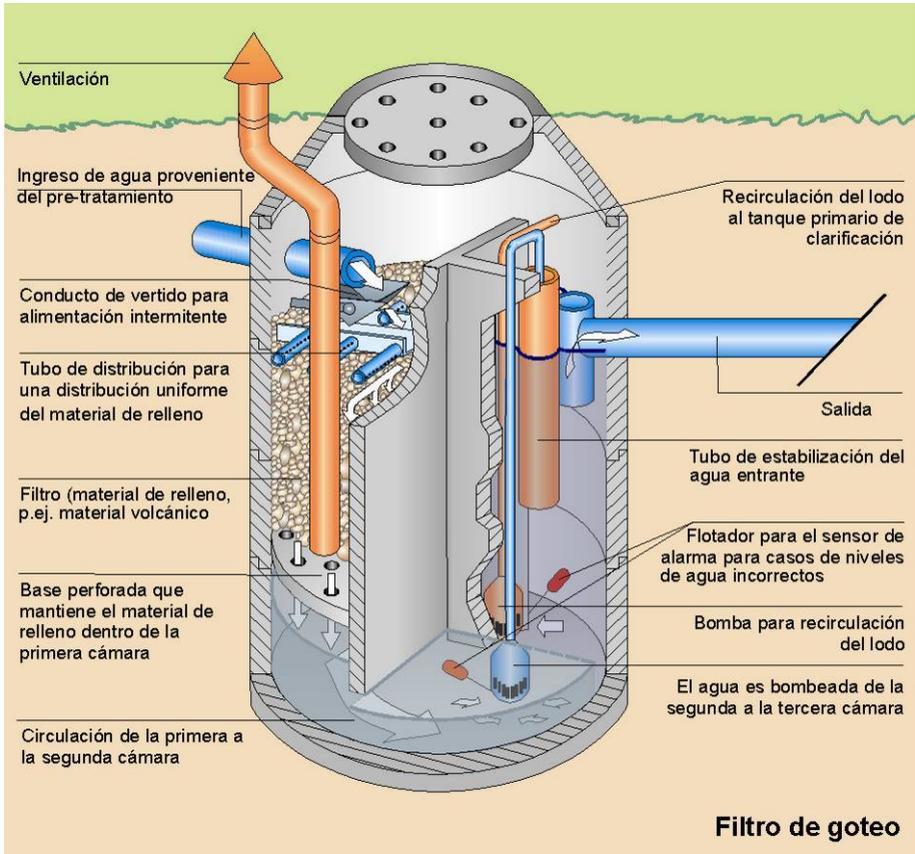
Los métodos que dependen de electricidad y de instalaciones técnicas altamente desarrolladas solo convienen si son operadas y mantenidas por personal calificado. La electricidad debe estar permanentemente disponible.

Más información:

DWA Standard ATV-A 122E

<http://www.dwa.de>

# Filtro de goteo



Modified from Münster (2002)

Se requiere un tanque séptico para el pre-tratamiento.

Esta técnica se ha utilizado por muchas décadas y por consiguiente ya ha sido suficientemente probada y analizada. Es la forma más simple de un sistema de alta tecnología. Las bombas requieren de electricidad.

Las aguas residuales gotean sobre el filtro mediante canales de distribución, discos de pulverización, rociadores estacionarios o rotativos. El material del filtro, consistente en material volcánico o gránulos de

plástico, es colonizado por microorganismos, los cuales forman una capa biológica (biofilm). Las aguas residuales percolan a través del filtro de arriba abajo y entran en contacto con la capa biológica (biofilm) donde los microorganismos descomponen los constituyentes de las aguas residuales.

La aireación está basada en el efecto de chimenea. En la base de la cámara, las aguas residuales fluyen por debajo de una pared de sumersión hacia una segunda cámara, en la cual se puede depositar la capa biológica fija (biofilm) que eventualmente pudiera haberse desprendido o pudiera haber sido lavado.

El filtro es rociado con aguas residuales varias veces por medio de una bomba. La frecuencia del bombeo depende de la altura del filtro de goteo. Un filtro de goteo con una altura de 1.5 m debe ser rociado tres veces. Filtros más altos requieren menos rociado.

El tamaño del recipiente para filtros de goteo que provean de nitrificación es de aproximadamente  $0.3 \text{ m}^3/\text{cápita}$ . El tamaño mínimo del recipiente es de  $2 \text{ m}^3$ . Una planta para tratar las aguas residuales de 8 personas ocupa  $10 - 20 \text{ m}^2$  (Pabst/Flasche, 2004).

Los filtros de goteo deben ser controlados diariamente y se les debe hacer el mantenimiento tres veces al año.

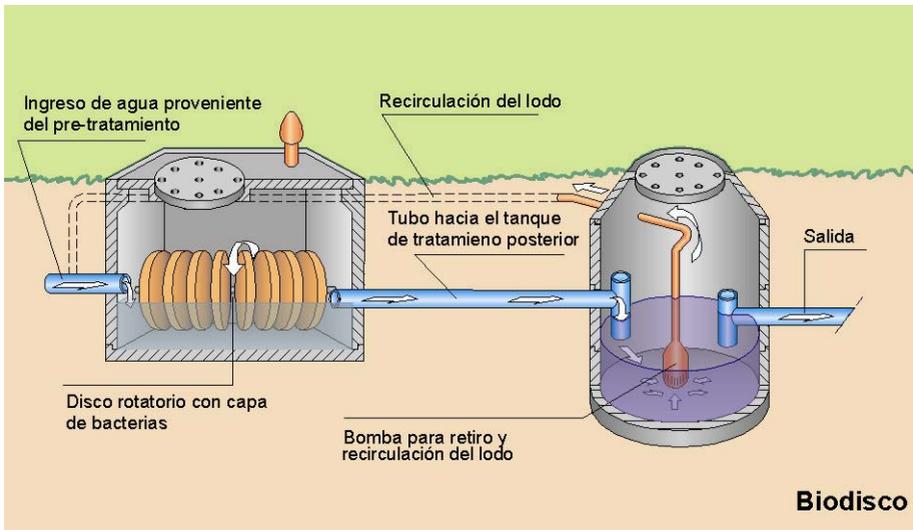
Los métodos que dependen de electricidad y de instalaciones técnicas altamente desarrolladas solo convienen si son operadas y mantenidas por personal calificado. La electricidad debe estar permanentemente disponible.

Más información:

DWA Standard ATV-A 122E

<http://www.dwa.de>

## Contactor biológico de inmersión (Biodisco)



Modified from Münster (2002)

Se requiere un tanque séptico para el pre-tratamiento.

La ingeniería para la construcción de reactores de biodisco (o contactor biológico rotativo) implica una instalación y mantenimiento bastante caros. Los reactores de biodisco también utilizan una gran cantidad de electricidad debido a que el disco rota continuamente.

Los discos parcialmente sumergidos son fijados a un eje y rotan alrededor del mismo. El oxígeno es tomado del aire cuando el disco sale a la superficie por encima del agua residual. La cubierta biológica desprendida del disco rotativo se acumula como lodo sobrante en la etapa final de depuración.

El tamaño de plantas de filtro de discos rotativos es calculado en base a una superficie de colonización de  $\geq 10 \text{ m}^2/\text{cápita}$  (DIN 4261). Una planta para el tratamiento de las aguas servidas de 8 personas requiere menos de  $10 \text{ m}^2$  (Pabst/Flasche, 2004).

Los sistemas de filtro de biodisco deben ser controlados diariamente y se les debe hacer el mantenimiento tres veces al año.

Los métodos que dependen de electricidad y de instalaciones técnicas altamente desarrolladas solo convienen si son operadas y mantenidas por personal calificado. La electricidad debe estar permanentemente disponible.

Más información:

DWA Standard ATV-A 122E

<http://www.dwa.de>

Lo siguiente es aplicable a todos los métodos con aireación artificial: los diseños están disponibles con estanques de sedimentación para pre-tratamiento, clarificación final y el estanque para la etapa biológica dentro de un tanque incluidos. **Algunos sistemas están diseñados para ser instalados debajo de la superficie de la tierra, pero también existen instalaciones sobre la superficie.**

**Todos los métodos requieren electricidad para la aireación y para operar las bombas.** El lodo secundario generado por estos procesos (de la etapa biológica) generalmente es bombeado hasta un estanque de pre-clarificación y es luego eliminado junto con el lodo primario (de la etapa mecánica de pre-tratamiento).

A pesar de que el tanque expuesto aquí es redondo, a menudo son construidos con forma rectangular.

## 4 ¿Cómo escoger la tecnología apropiada?

El éxito del saneamiento seco depende de varios factores culturales y naturales: voluntad de utilizar las instalaciones y los productos, disponibilidad o déficit de agua, condiciones climáticas. **Donde el agua es escasa, allí se debe tener en cuenta el saneamiento seco.**

La desventaja general de las plantas técnicas es la necesidad de un manejo y servicio profesional y el gran consumo de energía. En general estas opciones técnicas no son muy bien conocidas en países en desarrollo. Estanques de estabilización de aguas servidas, tanques sépticos y eventualmente humedales artificiales son las técnicas comunes en los países en desarrollo. Un aspecto negativo de estos sistemas “naturales” es la gran cantidad de espacio requerida.

En general, la selección de la tecnología depende de:

- **Disponibilidad y uso del agua:** donde el agua escasea, el saneamiento en seco es la primera opción. En sistemas de aguas servidas, la carga orgánica está dictada primariamente por la cantidad de agua que es utilizada para diluir los desechos orgánicos.
- **Potencial de autoayuda** (disponibilidad de mano de obra calificada): si las instalaciones son operadas y mantenidas por los usuarios, la tecnología aplicada tiene que adaptarse a sus capacidades. En ambos casos es más efectivo operar una tecnología simple que funcione bien (la cual solo provee de una baja capacidad de tratamiento) que construir una planta de alta tecnología que no trabaja por completo. Infortunadamente existen numerosas plantas de tratamiento de aguas servidas alrededor del mundo que no están trabajando debido a la falta de electricidad, de mantenimiento o de repuestos, etc..
- **Densidad de edificación** (disponibilidad de espacio): diferentes técnicas de tratamiento requieren diferentes cantidades de

espacio; por lo tanto la tecnología aplicada debe ser elegida de acuerdo a la disponibilidad de espacio. Otros factores importantes son los malos olores y un campo fértil para la posible proliferación de mosquitos en las plantas de tratamiento.

- **Potencial de reutilización:** las técnicas de saneamiento seco como lo son la deshidratación o los inodoros secantes son una opción si es que los productos son reutilizados. En el caso de técnicas basadas en el agua, aguas servidas tratadas que serán utilizadas para irrigación deben contener nutrientes como nitratos y fosfatos, pero al mismo tiempo deben ser seguras en el sentido higiénico. Aguas servidas tratadas que serán vertidas en un cuerpo de agua deberán contener lo menos posible de nutrientes.
- **Clima:** cualquier actividad biológica depende de la temperatura; inclusive la capacidad de tratamiento generalmente es aumentada con la temperatura. Cuanto más elevada la temperatura, tanto más oxígeno se necesita en las aguas residuales. Si existe una carencia de oxígeno, entonces la conversión orgánica procede en forma anaeróbica. En climas cálidos estables se ha probado que la digestión anaeróbica es la más efectiva.
- **Condiciones de suelo:** para sistemas naturales como estanques, humedales artificiales o filtros de trinchera, las condiciones de suelo son un importante factor en cuanto a los costos de construcción. Si el suelo es de muy baja permeabilidad, un estanque o un filtro puede ser construido a bajo costo, de lo contrario sería necesario un sellado. Para la construcción de letrinas, la permeabilidad es también un factor importante: el suelo debe tener una cierta permeabilidad para permitir la infiltración de los fluidos, pero una elevada permeabilidad también conlleva una mayor distancia mínima entre la letrina y los pozos de agua.
- **Disponibilidad de electricidad:** de no existir una fuente confiable de energía eléctrica, entonces los sistemas que dependen de ella

no son adecuados.

- **Nivel del agua subterránea y fluctuación estacional:** no se debería permitir la entrada de agua desde ninguna fuente externa a la planta de tratamiento. Cuando se habla de plantas de tratamiento de aguas residuales, la dilución de las aguas residuales disminuye la capacidad de tratamiento. Cuando se utilizan inodoros secantes, el proceso complete fallará si la cámara de procesamiento es inundada.
- **Costos:** los costos son un factor crucial para la decisión. Además de la construcción, también el funcionamiento y el mantenimiento pueden generar costos. Por otro lado es posible obtener ganancias mediante un sistema de saneamiento, por ejemplo biogás, u orina como fertilizante agrícola.

La **elección entre un tratamiento aeróbico y uno anaeróbico** depende de los siguientes puntos:

---

Calidad deseada de los efluentes	El tratamiento aeróbico provee una mayor eficiencia en la remoción de materia orgánica y nutrientes
----------------------------------	---

---

Uso de los efluentes	El tratamiento anaeróbico conserva más nutrientes y estos efluentes tienen un mayor potencial para su uso en irrigación de campos
----------------------	---

---

Características de las aguas servidas	Para aguas servidas muy concentradas (BOD > 1000 mg/l) en climas cálidos (temperatura promedio de las aguas servidas por encima de los 20°C, mínimo de 18°C sobre un periodo máximo de 2 meses) el tratamiento anaeróbico es el más efectivo
---------------------------------------	--

---

---

---

Manejo del lodo y disposición final	El tratamiento anaeróbico provee pequeñas cantidades de lodo estabilizado, mientras que el lodo de procesos de tratamiento aeróbico es de mayor volumen y requiere procesamiento adicional
-------------------------------------	--

---

(Veenstra, S. et al. 1997)

Más información:

Kalbermatten, J.M., et al. (1982)

<http://go.worldbank.org/WFDP9UYRW0>

Veenstra, S. et al. (1997)

[http://www.who.int/Water\\_sanitation\\_health/resourcesquality/watpolcontrol/en/](http://www.who.int/Water_sanitation_health/resourcesquality/watpolcontrol/en/)

Franceys, R., et al. (1992)

[http://www.who.int/docstore/Water\\_sanitation\\_health/onsitesan/begin.htm#Contents](http://www.who.int/docstore/Water_sanitation_health/onsitesan/begin.htm#Contents)

## 5 Selección del lugar

A menudo es un procedimiento estándar ubicar las letrinas y los pozos de agua potable en el mismo lote de terreno. Es esencial en esos casos **asegurarse de que la letrina esté aguas debajo del pozo de agua** con respecto al flujo del agua subterránea. Usualmente la dirección del flujo del agua subterránea se corresponde con el de la topografía.

La regla general para la mayoría de los tipos de suelo es la de mantener una **distancia mínima de 15 m** entre el pozo de agua y las letrinas, así como un mínimo de 2 m entre la base del hoyo de la letrina y el nivel freático (Cave B. & Kolsky, P., 1999).

**Las instalaciones sanitarias deben ser construidas en un lugar donde no puedan ocurrir inundaciones.**

En ARGOSS (2001) y WHO (2004), Normas para la calidad del agua potable Vol. 3 se pueden encontrar pautas para la ubicación de instalaciones sanitarias y de agua potable.

Inodoros secantes y compostantes en general representan un riesgo menor para el agua subterránea que letrinas, ya que disponen de sistemas mucho más desarrollados con contenedores colectores impermeables.

Sin embargo el suelo también tiene el potencial de detener los contaminantes. Una protección muy efectiva es provista por la zona no saturada la cual usualmente está caracterizada por tasas de flujo muy bajas. La clave para la reducción de gérmenes es el tiempo de retención de los contaminantes en el suelo. En este contexto es importante notar que las letrinas a menudo representan una menor amenaza al agua subterránea que pozos ciegos con percolación hacia los acuíferos. Los pozos ciegos están asociados a tasas mucho mayores de flujo debido al volumen de las aguas blancas que entra a los tanques. Lo mismo se aplica a cañerías rotas de red de alcantarillado.

Cave, B. & Kolsky, P. (1999) describen en detalle las vías de diseminación de los gérmenes patógenos de letrinas y los riesgos para la salud asociados.

## **Defectos comunes de construcción**

Los siguientes defectos son comunes cuando se construyen instalaciones sanitarias y plantas pequeñas de tratamiento de aguas servidas:

---

Inclinación insuficiente de la cañería lo que causa taponamientos

---

Cañerías destruidas debido a la presión mecánica y a la radiación UV

---

Falta de accesos adecuados para camiones recolectores del lodo.

---

Ventilación inadecuada mediante las tapas (a menudo existen construcciones por encima de las tapas. Esto significa que no hay garantía de que una adecuada ventilación tenga lugar)

---

Conexiones defectuosas o falta de una prevención del retorno del agua en la salida del tubo de desagüe

---

Falta de protección contra la entrada de agua de lluvia a la planta de tratamiento

---

Tanques no protegidos adecuadamente de flotar cuando están vacíos en áreas con elevados niveles freáticos

---

Canales de distribución que no fueron construidos en forma perfectamente horizontal

---

Fugas

---

Distancia demasiado corta a pozos de agua

---

## 6 Bibliografía

ARGOSS (2001): Guidelines for Assessing the Risk to Groundwater from On-Site Sanitation. British Geological Survey, 2001. Download: <http://www.bgs.ac.uk/hydrogeology/argoss/manual.html>

BGBI. Abwasserverordnung (2002): Verordnung über Anforderungen über das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Wastewater ordinance), Bürgerliches Gesetzblatt, 2002

Boller, M. (1995): Abwasserentsorgung im ländlichen Raum, gwa 75 Heft 7

Cave, B. & Kolsky, P. (1999): Groundwater, latrines and health. Water and Environmental Health at London and Loughborough. Task No. 163. July 1999. Download: <http://www.lboro.ac.uk/orgs/well/resources/well-studies/summaries-hm/task0163.htm>

Cotton, A. (1998): On-Plot Sanitation in Low-Income Urban Communities, Guidelines for Selection. Water, Engineering and Development Centre, Loughborough University, UK. Download: <http://www.lboro.ac.uk/departments/cv/wedc/publications/opsg.htm>

DIN 4261 Kleinkläranlagen. Deutsches Institut für Normung e. V. Beuth Verlag, Berlin

DWA Standard ATV-A122E. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall; *German Association for water management, wastewater and waste*: Principles for Dimensioning, Construction and Operation of Small Sewage Treatment Plants with Aerobic Biological Purification Stage for Connection Values between 50 and 500 Total Numbers of Inhabitants and Population Equivalents, 1991  
Homepage: <http://www.dwa.de>

Finke, G. (2001): Kleinkläranlagen. ATV/DVWK Landesverband Nord, Hildesheim, 2001

Fitschen, I. & Hahn, H.H. (1998) Geigy Scientific Tables, Vol. 2, Basel 1998

Foxon, K. (2004) The Anaerobic Baffled Reactor (ABR): An appropriate technology for on-site sanitation, University of Kwazulu-Natal. Download: <http://www.wrc.org.za/archives/watersa%20archive/2004/No5-special/69.pdf>

Foxon, K. (2005): University of Kwazulu-Natal, South Africa. unpublished messages

Franceys, R., Pickfort, J. & Reed, R. (1992): A guide to the development of on-site sanitation, WHO; Geneva, 1992. Download: [http://www.who.int/docstore/water\\_sanitation\\_health/onsitesan/begin.htm#Contents](http://www.who.int/docstore/water_sanitation_health/onsitesan/begin.htm#Contents)

Hosang, W. & Bischof W. (1998): Abwassertechnik. Teubner Verlag, Stuttgart, 1998

Kalbermatten J.M., Julius, D.S., Gunnerson, L.G. & Mara, D. (1982): Appropriate Sanitation Alternatives - A Planning and Design Manual, The World Bank, Washington D.C. USA, Download: <http://go.worldbank.org/WFDP9UYRW0>

Kunst, S. (2002): Sustainable Waste Water and Soil Management. Springer Verlag 2002

Mara, D. (1997): Waste Stabilisation Ponds: Design Manual. Download: <http://www.personal.leeds.ac.uk/%7Ecen6ddm/WSPmanualindia.html>

Merz, S.K. (2000): Guidelines For Using Free Water Surface Constructed Wetlands To Treat Municipal Sewage, Brisbane Australia, 2000, Download: <http://www.sanicon.net/titles/title.php3?titleno=528>

Münster, Ed. (2002): Kleinkläranlagen. Informationen zum Bau und Betrieb. Download: <http://www.muenster.de/stadt/umwelt/kleinklaeranlagen.html>

Pabst, M. & Flasche, K. (2004): Kommunale Umwelt-Aktion, Hannover. Hinweise für Betreiber zum Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen. Download: [www.uan.de](http://www.uan.de)

Peasey, A. (2000): Health Aspects Of Dry Sanitation With Waste Reuse. Water and Environmental Health at London and Loughborough. Task No. 324. London, 2000. Download: <http://www.lboro.ac.uk/well/resources/well-studies/full-reports-pdf/task0324.pdf>

Sasse, L. (1998): DEWATS Decentralised Wastewater Treatment in Developing Countries. BORDA, Bremen Overseas Research and Development Association Bremen, Germany 1998 Download: [http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA\\_Dewats-Handbook.pdf](http://www.borda-net.org/modules/wfdownloads/uploads/062%20BORDA_Dewats-Handbook.pdf)

UNEP (2004): Improving municipal wastewater management in coastal cities. Download: <http://www.gpa.unep.org/training/>

UNESCO World Water Development Report (2003) UNESCO Division of Water Sciences, Paris, 2003

University of Bremen (2000) Abwasserlexikon <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon.htm>

Veenstra, S., Aalerts, G.J. & Bijlsma, M. (1997): Technology selection. In: Helmer, Hespanol (eds) Water Pollution Control, a guide to the use of water quality management principles, E & FN Spon, London, 1997. Download: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/resourcesquality/watpolcontrol/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/watpolcontrol/en/)

WHO (2006): Guidelines for drinking-water quality. Third edition, First Addendum, Geneva. Download: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/gdwq3rev/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/)

Winblad, U. & Simpson-Hérbert, M. (2004): Ecological Sanitation. SIDA Swedish International Development Cooperation Agency. Stockholm 2004. Download: [http://www.ecosanres.org/pdf\\_files/Ecological\\_Sanitation\\_2004.pdf](http://www.ecosanres.org/pdf_files/Ecological_Sanitation_2004.pdf)