



TRATAMIENTO DE LADOS FECALES

UNA GUÍA PARA LOS PAÍSES
DE INGRESOS MEDIOS
Y BAJOS

KEVIN TAYLER

Tratamiento de lodos fecales

Acerca de este libro

“En las ciudades de rápido crecimiento del mundo en desarrollo se hace cada vez más importante la gestión segura del saneamiento. El acceso universal al saneamiento a través de los sistemas de alcantarillado sigue siendo un sueño para la mayoría de las personas, y se reconoce ampliamente que existe la necesidad de mejorar la eficiencia de los sistemas de saneamiento individuales (no conectados a la red) para poder servir a dicha mayoría, como complemento de los sistemas de saneamiento colectivos que sólo atienden a una minoría. Para abordar esta cuestión descuidada pero crucial de los servicios de saneamiento urbano, el libro *Tratamiento de lodos fecales* de Kevin Tayler es una fuente de información muy útil que proporciona a los profesionales de la industria soporte técnico esencial en el diagnóstico, la planificación y la gestión de los lodos fecales.”

*Dr Darren Saywell,
Director, Servicios de Agua,
Desarrollo Internacional AECOM, Estados Unidos*

“La urgencia de proporcionar un saneamiento aceptable y seguro para millones de personas en el Sur global hace necesario abordar el tema con una mentalidad diferente a los enfoques tradicionales. La urbanización rápida, la falta de suministros confiables de agua y de electricidad agravan aún más la situación. Esta publicación es una valiosa contribución al conjunto de conocimientos técnicos destinados a profesionales y estudiantes de saneamiento en países en desarrollo. En mi opinión, creo que se convertirá en el texto de referencia para todos los cursos de saneamiento en los países del Sur global.”

*Professor Chris Buckley,
Grupo de Investigación sobre la Contaminación,
Universidad de KwaZulu-Natal, Durban, Sudáfrica*

“Una de las esencias clave en la gestión segura del saneamiento es el tratamiento adecuado de los lodos fecales o lodos sépticos recolectados. El asesoramiento y la información paso a paso en la planificación y el diseño de las instalaciones de tratamiento que se describen en este libro son necesarios para los profesionales y los ingenieros de diseño.”

*Dr Thammarat Koottatep,
Profesor Asociado, School of Environment, Resources and Development,
Asian Institute of Technology, Pathumthani, Tailandia*

Tratamiento de lodos fecales

Una guía para los países
de ingresos medios y bajos

Kevin Tayler

Practical
ACTION
PUBLISHING

Practical Action Publishing Ltd
Rugby, Warwickshire, Reino Unido
www.practicalactionpublishing.com

© Kevin Tayler, 2018
Publicado en inglés en 2018
Esta edición en español se publica en 2021

El autor hace valer sus derechos como autor de esta obra en virtud de los artículos 77 y 78 de la Ley de derechos de autor, diseños y patentes de 1988.

Esta publicación de acceso abierto ha sido creada bajo una licencia de tipo Atribución/Reconocimiento No-Comercial- Sin Derivados de Creative Commons CC BY-NC-ND. Esto permite al lector copiar, redistribuir y transformar o recrear el material aquí contenido. Sin embargo, se debe dar el crédito apropiado a la fuente, el material no debe usarse con propósitos comerciales, y se debe precisar si el material ha sido cambiado de alguna forma. Para obtener más información, consulte:
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode>

Los nombres de los productos o de las empresas pueden ser marcas comerciales o marcas registradas, y se utilizan aquí únicamente con fines de identificación y explicación sin intención de infringirlas.

Un registro del catálogo de este libro se encuentra disponible en la Biblioteca Británica. Se ha solicitado un registro de catálogo para este libro a la Biblioteca del Congreso.

ISBN 978-1-78853-097-2 edición de bolsillo.
ISBN 978-1-78853-093-4 edición de tapa dura.
ISBN 978-1-78853-101-6 libro electrónico.

Cita: Tayler, K. (2018) *Tratamiento de lodos fecales: Una guía para los países de ingresos medios y bajos*, Rugby, Reino Unido, Practical Action Publishing,
<<http://dx.doi.org/10.3362/9781788531016>>

Traducción al español: María Isabel Griffiths.
Revisión detallada: María Eliette González-Pérez, Jean-Martin Brault, Iris Marmanillo, y Alfonso Alvestegui, bajo la dirección de Nandita Ajay Kotwal.
Corrección de pruebas y relectura de textos: Andrés Serrano Márquez

Desde 1974, Practical Action Publishing ha publicado y difundido libros e información en apoyo al trabajo de desarrollo internacional en todo el mundo. Practical Action Publishing es un nombre comercial de Practical Action Publishing Ltd. (número de registro 1159018), la empresa editorial de propiedad exclusiva de Practical Action. Practical Action Publishing sólo sirve a los fines de la organización benéfica matriz, y los beneficios se destinan a Practical Action (número de registro de la organización benéfica 247257, registro IVA del grupo 880 9924 76).

El contenido y la precisión técnica de este trabajo han sido revisados por el personal del Banco Mundial y de la Fundación Bill y Melinda Gates. Los hallazgos, interpretaciones y conclusiones expresadas en este trabajo son los del autor y no reflejan necesariamente los puntos de vista de la Fundación Bill y Melinda Gates, ni las opiniones del Banco Mundial, su Junta de Directores Ejecutivos, o los gobiernos que representan. Ni la Fundación Bill y Melinda Gates, ni el Banco Mundial, garantizan la exactitud de los datos incluidos en este trabajo.

Diseño de la portada: Mercer Design
Compuesto por ThompsonText, UK
Impreso en el Reino Unido

Tabla de contenido

Lista de figuras, fotos, tablas y recuadros	ix
Acerca del autor	xiii
Agradecimientos	xiv
Siglas y abreviaturas	xvii
1. Introducción al tratamiento de lodos fecales	1
El desafío del saneamiento urbano	1
El propósito y los lectores a los cuales está dirigido este libro	2
Definiciones y significado de los términos	2
La necesidad de tratamiento	5
La cadena de servicios de saneamiento	6
Los objetivos del tratamiento de lodos fecales y sépticos	7
Indicadores y medidas clave	9
Cómo se relaciona este libro con otras publicaciones	11
Estructura del libro y breve descripción de su contenido	12
Referencias bibliográficas	14
2. El tratamiento de lodos fecales y sépticos en contexto	17
Introducción – La cadena de servicios de saneamiento	17
Opciones de eliminación de lodos fecales y sépticos	21
Las necesidades privadas y públicas y la importancia de la demanda	24
Legislación	27
Estructuras, sistemas y capacidades institucionales	28
Consideraciones financieras	33
Otros factores externos que influyen en las opciones de tratamiento	35
Posibles cambios en la gestión de lodos fecales y sépticos	36
Puntos clave de este capítulo	37
Referencias bibliográficas	39
3. Planificación para el tratamiento mejorado	41
Introducción	41
Visión general del proceso de planificación y diseño de una planta de tratamiento	45
Evaluación preliminar	45
Desarrollo de consenso sobre la necesidad del tratamiento de lodos fecales y sépticos	53

Determinación del área de planificación del proyecto, el área de servicio de la planta y su ubicación	55
Evaluación de la carga	66
Evaluación de la carga hidráulica	69
Opciones tecnológicas	81
Puntos clave de este capítulo	84
Referencias bibliográficas	86
4. Introducción a los procesos y tecnologías de tratamiento	91
Objetivos del tratamiento	91
El tratamiento de los lodos fecales y sépticos altamente concentrados y parcialmente estabilizados	95
Unidades de tratamiento y sus funciones	98
Co-tratamiento con las aguas residuales	104
Selección de los procesos y tecnologías de tratamiento apropiados	106
Puntos clave de este capítulo	108
Referencias bibliográficas	109
5. Planificación y diseño para una operación efectiva	111
Introducción.	111
Evaluación de la experiencia operacional	112
Opciones para adaptar la capacidad operativa a la carga de material que se va a procesar	113
La influencia de la disponibilidad de recursos en la elección de las tecnologías	114
Diseño de procesos para un funcionamiento eficiente	117
Estructuras y sistemas de gestión para un funcionamiento efectivo	120
Un diseño que tiene en cuenta a los operadores	123
Acciones para asegurar una construcción precisa y de buena calidad	129
Opciones para el desarrollo de la capacidad de personal y para la promoción de buenas prácticas operacionales.	133
Puntos clave de este capítulo	138
Referencias bibliográficas	140
6. La recepción y el tratamiento preliminar de lodos fecales y lodos sépticos	141
Introducción.	141
Recepción de los lodos fecales y sépticos	142
Cribado.	155
Desarenado.	166
Eliminación de los aceites y grasas	171
Estabilización	172
Puntos clave de este capítulo	184
Referencias bibliográficas	186

7. La separación sólido-líquido	189
Introducción	189
Lechos de secado de lodos	194
Lagunas anaeróbicas.....	194
Tanques de sedimentación y espesamiento y cámaras de separación de sólidos	196
Espesadores por gravedad	202
Lechos de decantación y de secado	214
Prensas mecánicas	216
Puntos clave de este capítulo.....	230
Referencias bibliográficas	232
8. Tratamiento de líquidos	235
Introducción.....	235
Opciones de tratamiento anaeróbico.....	240
Opciones de tratamientos biológicos aeróbico y facultativo	263
Reducción del número de patógenos	284
Co-tratamiento de los lodos fecales y sépticos con las aguas residuales municipales	289
Puntos clave de este capítulo.....	291
Referencias bibliográficas	292
9. La deshidratación de sólidos	299
Introducción	299
Lechos de secado sin plantas	301
Lechos de secado con plantas	318
Prensas mecánicas	330
Bolsas de geotextil como una ayuda para la deshidratación de lodos ..	331
Puntos clave de este capítulo.....	332
Referencias bibliográficas	333
10 Tratamiento adicional de sólidos para su eliminación segura o uso final	337
Introducción	337
Condiciones previas y requisitos para el uso final de los sólidos ..	340
Opciones para reducir las concentraciones de patógenos.....	346
Opciones de secado	365
Pirólisis	375
Tratamiento con moscas soldado negras.....	377
Puntos clave de este capítulo.....	379
Referencias bibliográficas	381
Glosario español-inglés	389
Índice	395

Lista de figuras, fotos, tablas y recuadros

Figuras

Figura 2.1	Opciones de saneamiento y sus necesidades de tratamiento	18
Figura 2.2	Factores que influyen en el desempeño de las instituciones. . . .	28
Figura 3.1	Etapas en el proceso de planificación.	44
Figura 3.2	Imagen satelital de una parte de Daca (Bangladesh)	47
Figura 3.3	Ejemplo de un EFD que muestra el flujo de excrementos en Nakuru (Kenia)	53
Figura 4.1	Fracciones biodegradable y no biodegradable típicas de los lodos fecales frescos y digeridos; las cifras para la DQO fácilmente biodegradable son la suma de las cifras dadas para las bacterias acidogénicas, la materia orgánica fermentable y los ácidos grasos volátiles	96
Figura 4.2	Etapas y opciones de tratamiento de los lodos fecales y sépticos .	99
Figura 5.1	Entrada en la CSS que ilustra las posibles dificultades operacionales.	126
Figura 6.1	Resumen de los requisitos de recepción y tratamiento preliminar	143
Figura 6.2	Plano típico de una zona de descarga y de giro de los camiones cisterna en la planta	145
Figura 6.3	Relación entre el flujo y la presión para la descarga de un camión cisterna en función del diámetro del tubo de descarga.	152
Figura 6.4	Arreglo simple para atenuar los flujos de descarga de lodos	154
Figura 6.5	Arreglo típico de rejas de barras de limpieza manual	157
Figura 6.6	Sección transversal de un biodigestor de domo fijo	175
Figura 6.7	Arreglo general para la planta de digestor de bolsas de geotextil en Antananarivo (Madagascar)	175
Figura 7.1	Opciones de separación sólido-líquido	193
Figura 7.2	Sección longitudinal de un tanque de sedimentación y espesamiento de tipo Dakar	197
Figura 7.3	Sección longitudinal de la cámara de separación de sólidos de Tabanan, Bali.	198
Figura 7.4	Espesador por gravedad convencional.	203
Figura 7.5	Planta y sección de un tanque de sedimentación con fondo tipo tolva típico	204
Figura 7.6	Sección de un lecho de decantación y de secado	214
Figura 7.7	Ejemplo de una cámara de separación sólido-líquido poco profunda	215
Figura 7.8	Vista esquemática de un filtro prensa de banda	219
Figura 8.1	Opciones de tratamiento del flujo líquido.	239
Figura 8.2	Disposición típica de un RAD.	249
Figura 8.3	Reactor RAFA típico.	261
Figura 8.4	Comparación de las predicciones de carga admisible para las lagunas facultativas.	266
Figura 9.1	La deshidratación de sólidos en función del contexto	300

Figura 9.2 Sección transversal de un lecho de secado típico 302
 Figura 9.3 Ejemplo de ciclo de carga para un conjunto de lechos de secado . 313
 Figura 9.4 Corte transversal de un lecho de secado con plantas típico 321
 Figura 10.1 Resumen general de las opciones de uso final y tratamiento. . . 339
 Figura 10.2 Secado solar en un invernadero. 366

Fotos

Foto 5.1 Problemas de gestión de lodos en una laguna anaeróbica, Tegal (Indonesia). 120
 Foto 5.2 Rejas verticales sin acceso para el operador 125
 Foto 5.3 Rejas inclinadas con acceso para el operador. 126
 Foto 5.4 Tuberías de conexión bloqueadas. 127
 Foto 5.5 Flujo desequilibrado debido a la mala nivelación del vertedero. 132
 Foto 6.1 Descarga directa a un tanque Imhoff: no es una configuración satisfactoria pues resulta en derrames 146
 Foto 6.2 Cámara de recepción de lodos sépticos, Tegal (Indonesia) 147
 Foto 6.3 Unidad de recepción de plataforma que podría ser mejorada ajustando los niveles, de manera tal que la plataforma sea más baja que la superficie en donde está el camión cisterna, Gaborone (Botsuana) 148
 Foto 6.4 Zona de descarga con una cubierta protectora de plástico con bisagras, en Dumaguete (Filipinas). 148
 Foto 6.5 Tubo de recepción de lodos sépticos equipado con un acople de cierre rápido, Pulo Gebang (Indonesia). 149
 Foto 6.6 Reja curva con un mecanismo de rastrillado giratorio 158
 Foto 6.7 Reja horizontal en la planta de tratamiento de lodos sépticos en Pulo Gebang. 163
 Foto 6.8 Unidad combinada de cribado y eliminación de arenas mecánica, Yakarta 164
 Foto 6.9 Canal desarenador en una planta de tratamiento de aguas residuales en Naivasha (Kenia) 168
 Foto 6.10 Digestor de bolsa de geotextil en Antananarivo (Madagascar) . . 176
 Foto 7.1 Espesador por gravedad con fondo tipo tolva en Sittwe (Myanmar). 206
 Foto 7.2 Arreglo para la remoción de espuma, tanque con fondo tipo tolva de Sittwe. 208
 Foto 7.3 Prensa de tornillo de Duri Kosambi, Yakarta 218
 Foto 7.4 Filtro prensa de banda en la planta de tratamiento de lodos sépticos de Duri Suwung, Denpasar (Indonesia) 220
 Foto 8.1 Laguna facultativa en Tabanan (Indonesia). 264
 Foto 8.2 Aireador de superficie de alta velocidad en Duri Kosambi, Yakarta 271
 Foto 9.1 Lechos de secado en construcción 303
 Foto 9.2 Arreglo de cubierta en un lecho de secado en Jombang (Indonesia) 306
 Foto 10.1 Instalación de compostaje en hileras de Sanergy en Nairobi . . . 350

Tablas

Tabla 3.1 Influencia de los posibles escenarios geográficos y administrativos en la zona de planificación 56

Tabla 3.2	Ventajas y desventajas de los enfoques centralizados y descentralizados	58
Tabla 3.3	Datos de la concentración de lodos sépticos en varios lugares . . .	76
Tabla 3.4	Tasas de flujo utilizadas en el diseño de varias unidades de tratamiento	79
Tabla 4.1	Normas de descarga de aguas residuales en Malasia	92
Tabla 4.2	Directrices de la OMS de 1989 para el uso de las aguas residuales tratadas en la agricultura	93
Tabla 6.1	Criterios de diseño de las rejillas de barras gruesas	160
Tabla 6.2	Dimensiones del canal para anchos de garganta de 152 mm y 228 mm para canales de Parshall	170
Tabla 6.3	Características de un digestor de biogás de pequeña escala y rendimiento del tratamiento	179
Tabla 7.1	Resumen de los parámetros de diseño de los TSE y de las CSS . .	197
Tabla 7.2	Criterios de diseño de un espesador por gravedad	208
Tabla 7.3	Comparación resumida de las tecnologías de deshidratación mecánica	221
Tabla 7.4	Resumen de los criterios de diseño de una prensa mecánica . . .	226
Tabla 7.5	Comparación de las principales opciones de separación sólido-líquido consideradas en este capítulo	230
Tabla 8.1	Variación en el contenido de sólidos volátiles en aguas residuales y lodos sépticos	237
Tabla 8.2	Relación entre la tasa de carga volumétrica de DBO, la eliminación de DBO y la temperatura en una laguna anaeróbica	243
Tabla 8.3	Resumen de los criterios de diseño de una laguna anaeróbica . .	244
Tabla 8.4	Desempeño de tratamiento de un RAD en estudios seleccionados	251
Tabla 8.5	Resumen de los criterios de diseño de un reactor anaerobio con deflectores	256
Tabla 8.6	Resumen de los criterios de diseño de las lagunas facultativas . .	266
Tabla 8.7	Opciones de lagunas de aireación	270
Tabla 8.8	Resumen de los criterios de diseño de una laguna de aireación .	272
Tabla 8.9	Parámetros de diseño para los aireadores de alta velocidad . . .	274
Tabla 9.1	Resumen de los criterios de diseño de los lechos de secado de lodos sin plantas	311
Tabla 9.2	Desempeño del tratamiento de lechos de secado con plantas para algunos estudios seleccionados	323
Tabla 9.3	Resumen de los criterios de diseño del lecho de secado de lodos con plantas	327
Tabla 10.1	Límites recomendados de patógenos para la reutilización de biosólidos: OMS y US EPA	342
Tabla 10.2	Requisitos de la parte 503 del reglamento sobre biosólidos de la US EPA para los biosólidos de clase A y clase B	342
Tabla 10.3	Criterios de temperatura y tiempo para el compostaje, descritos en la parte 503 del reglamento sobre biosólidos de la US EPA . . .	351
Tabla 10.4	Contenido de humedad típico, relación C:N y valores de densidad aparente de agentes estructurantes seleccionados	357
Tabla 10.5	Requisitos de estabilización con cal según la parte 503 del reglamento sobre biosólidos de la US EPA	361

Recuadros

Recuadro 2.1	Aplicación al suelo no reglamentada en Tamale (Ghana)	23
Recuadro 3.1	Resultados de las visitas sobre el terreno en Gulshan y Korai, Dacca (Bangladesh)	48
Recuadro 3.2	Lecciones aprendidas en las discusiones de grupo con los operadores de camiones cisterna en Tegal (Indonesia)	50
Recuadro 3.3	Ejemplos de distancias entre las plantas de tratamiento y las viviendas	61
Recuadro 3.4	Dos ejemplos del análisis preliminar de sistemas existentes . .	62
Recuadro 3.5	Pasos para identificar y evaluar un lugar adecuado para una planta de tratamiento	65
Recuadro 3.6	Investigación de las pautas de demanda en Palu (Indonesia) .	68
Recuadro 3.7	Información sobre las tasas de acumulación de lodos fecales .	73
Recuadro 3.8	Evaluación de la demanda futura	74
Recuadro 3.9	Comparación de los costos de las opciones mecanizadas y no mecanizadas en las Filipinas	83
Recuadro 5.1	Uso de la presión hidrostática como alternativa al bombeo .	115
Recuadro 5.2	Ejemplos de problemas derivados del descuido o retraso en la eliminación de los lodos	119
Recuadro 5.3	El uso de contratos marco para facilitar reparaciones rápidas	121
Recuadro 6.1	Prevención y eliminación de la acumulación de lodos en los digestores de bolsas de geotextil: procedimiento de manejo estándar del Sistema Biobolsa	183
Recuadro 7.1	Resumen de los resultados sobre el funcionamiento de los tanques de Achimota, de Acra y Cambèrène, y de Dakar . . .	199
Recuadro 7.2	Posibles procedimientos operacionales para los lechos de decantación y de secado	216
Recuadro 7.3	Experiencia con las prensas de tornillo en el Gran Yakarta (Indonesia)	225
Recuadro 8.1	Estudios sobre el impacto de la capa de espuma en la emisión de olores	244
Recuadro 9.1	Resultados de trabajos de investigación sobre la relación entre el contenido de sólidos de los lodos húmedos y la carga bruta de sólidos del lecho	309
Recuadro 9.2	Información resumida sobre estudios de tasas de carga	325
Recuadro 10.1	Ejemplos de co-compostaje de los lodos fecales	350
Recuadro 10.2	Investigación sobre la inactivación de huevos de helminto, Kumasi (Ghana)	352
Recuadro 10.3	SOIL – Haití: un enfoque simple para el compostaje en contenedores	353
Recuadro 10.4	Ejemplos de reducción de patógenos utilizando cal hidratada	361
Recuadro 10.5	Pasteurización por infrarrojos: deshidratación y pasteurización de lodos de letrinas (LaDePa)	364
Recuadro 10.6	Ejemplos de eliminación de patógenos por secado solar . . .	367
Recuadro 10.7	Uso de un secador térmico para la reutilización beneficiosa de sólidos en Ruanda	373
Recuadro 10.8	Producción de biocarbón a partir de lodos fecales utilizando la pirólisis	376
Recuadro 10.9	Tratamiento de lodos fecales con la MSN: proyectos de Khanyisa, Durban (Sudáfrica)	379

Acerca del autor

Kevin Tayler es un consultor independiente, profesor honorario de la Escuela de Planificación y Geografía de la Universidad de Cardiff. Tiene un título de ingeniero civil, y cuenta con experiencia en la planificación y el diseño de instalaciones para el tratamiento de aguas residuales en el Reino Unido. El autor cuenta además con más de 35 años de experiencia en países del Sur global. Durante esos 35 años, ha estado involucrado en muchos aspectos del desarrollo urbano, incluyendo la infraestructura urbana y, en particular, el suministro de agua y servicios de saneamiento. En los últimos años su trabajo ha estado enfocado principalmente en la gestión de lodos sépticos, incluido su tratamiento.

Agradecimientos

La idea para un libro como este fue sembrada en 2010 por la Fundación Bill & Melinda Gates (BMGF), cuando pidió al autor que realizara un estudio preliminar para un libro sobre la gestión descentralizada de lodos fecales. Alyse Schrecongost dirigió el trabajo en nombre de la BMGF. En esta etapa, la Fundación decidió no seguir con el proyecto, pero esto condujo de manera indirecta a un compromiso de varios años con los problemas del manejo de lodos fecales en Indonesia, trabajando en colaboración con el equipo del Programa de Agua y Saneamiento del Banco Mundial (*Water and Sanitation Program – WSP*) en Yakarta. Este libro se basa en las experiencias de este compromiso, las cuales fueron facilitadas por varios miembros del WSP, en especial Isabel Blackett, Reini Siregar, Budi Darmawan, Maraita Listyasari e Inni Arsyini. El libro también se basa en las ideas y la experiencia de *Foot Bustraan* y sus colegas del equipo de Agua, Saneamiento e Higiene Urbanos en Indonesia (IUWASH) de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), quienes colaboraron estrechamente con el equipo del WSP en la investigación de aspectos del manejo de lodos fecales. En colaboración con el WSP, Freya Mills trabajó investigando las tasas de acumulación de lodos fecales en pozos y fosas sépticas, lo cual es el tema central del capítulo 3 de este libro.

Andy Peal, Isabel Blackett, Peter Hawkins, Andy Cotton y Rebecca Scott proporcionaron comentarios útiles sobre un primer borrador de este libro. Después de una revisión posterior de este borrador por parte del Banco Mundial y la BMGF, se contrató a la empresa consultora Stantec para que contribuyera al libro con material adicional. El equipo de Stantec aportó sus conocimientos sobre tecnologías de tratamiento convencionales e innovadoras e información sobre iniciativas de varios países. Es además responsable en gran medida de las fórmulas matemáticas y los ejemplos de trabajo que guían a los lectores a través del proceso de diseño. Michael McWhirter proporcionó la dirección general del equipo de Stantec, Chengyan Zhang dirigió el equipo y fue uno de los principales contribuyentes a su aportación. Jeannette Laramee, Jeovanni Ayala-Lugo, Tyler Hadacek y Mengli Shi hicieron importantes contribuciones y Oliver Tsai, Chris Machado y Charlie Alix también aportaron contribuciones y/o revisiones de alto nivel. El equipo de Stantec también se puso en contacto con especialistas con conocimientos en tecnologías e iniciativas específicas. Esto incluyó principalmente a Nick Alcock, con sus contribuciones sobre las moscas soldado negras, y a Santiago Septien con sus aportes sobre las iniciativas del sistema LaDePa, ambos en eThekweni (Sudáfrica), Andreas Schmidt con sus contribuciones sobre el uso y el desempeño de los biodigestores, Aubrey Simbambi con aportes sobre la planta de tratamiento de lodos fecales de Kanyama en Lusaka (Zambia), Rohini Pradeep por su información sobre el desempeño de la planta de tratamiento de lodos fecales de Devanahalli

en Bangalore (India), y Stephen Sugden por su información sobre la iniciativa de biocarbón y pirólisis dirigido por la ONG Water for People en Kenia. Cabe mencionar especialmente la labor de Linda Strande y sus colegas del Departamento de agua y saneamiento para los países en desarrollo (Sandec) del Instituto Federal Suizo de la Ciencia y Tecnología del Agua (Eawag), por sus comentarios sobre todos los capítulos de este libro, y en especial los tres primeros capítulos y los capítulos sobre los lechos de secado.

Georges Mikhael proporcionó información sobre el biodigestor de domo en Lusaka y los biodigestores del Sistema Biobolsa en Antananarivo y Kumasi. Las iniciativas de tratamiento de biodigestores en otros lugares vinieron de diversas fuentes. Anthony Kilbride y Max Affre proporcionaron información y observaciones, respectivamente, sobre la iniciativa de compostaje SOIL en Haití y el sistema de digestión anaeróbica del Sistema Biobolsa. La información sobre la planta de tratamiento de Sittwe (Myanmar), que presta servicios a los campamentos que albergan a los desplazados internos rohingya, se recolectó en el curso de una consultoría para la ONG Solidarités International, con sede en París. Se agradece a Elio de Bonis, quien fue el consultor principal, y a Emmett Kearney, quien actuó como el principal punto de contacto con Solidarités International en Myanmar durante la consultoría. También damos nuestro agradecimiento a Alberto Acquistapace, quien brindó información sobre el funcionamiento del espesador por gravedad con fondo tipo tolva construido en respuesta a las recomendaciones de los consultores. Teddy Gouden proporcionó información sobre la situación más reciente en relación con las iniciativas de LaDePa y las iniciativas de tratamiento con las moscas soldado negras en Sudáfrica. Ashley Muspratt verificó y corrigió el recuadro sobre la iniciativa Pivot Works en Kigali.

El Banco Mundial y la BMGF revisaron el texto en detalle y proporcionaron sugerencias para mejorar cada una de las etapas del proyecto. El proceso de revisión fue conducido y coordinado por Jan Willem Rosenboom en la BMGF y Ruth Kennedy- Walker y Rebecca Gilsdorf en el Banco Mundial. Cabe mencionar especialmente a Duncan Mara, profesor emérito de la Universidad de Leeds en el Reino Unido, quien hizo una revisión detallada del borrador final del libro. Miembros del personal del Banco Mundial y de la BMGF, consultores y especialistas externos realizaron comentarios y sugerencias sobre las versiones anteriores de este libro. Entre los revisores del Banco Mundial figuran Martin Gambrell, Jean-Martin Brault, Ravikumar Joseph, Srinivasa Podipireddy, Edkarl Galing, Shafick Hoossein, Bill Kingdom y Mutsa Prudence Mambo. Entre los revisores de la BMGF se encuentran principalmente Roshan Shrestha, Dennis Mwanza, John Duffy y Doulaye Kone. Dorai Narayana y Dave Robbins contribuyeron con numerosos comentarios y sugerencias en su capacidad de consultores de la BMGF. Entre los examinadores externos figuran Linda Strande y el equipo de Eawag/Sandec, el profesor Chris Buckley de la Universidad de KwaZulu-Natal (Sudáfrica) y Dave Wilson del Departamento de Aguas y Saneamiento de la municipalidad de eThekweni, Durban (Sudáfrica).

María Isabel Griffiths tradujo la edición en español de este libro. La revisión detallada del texto traducido fue realizada por un equipo del Banco Mundial, coordinado por Nandita Kotwal, dirigido por Maria Eliette González Pérez, e integrado por Alfonso Alvestegui, Iris Marmanillo y Jean-Martin Brault. Clare Tawney de Practical Action Publishing fue la responsable del desarrollo de

contenidos de apoyo en todas las etapas del desarrollo de este libro, mientras que Chloe Callan-Foster gestionó el proceso de edición y producción.

Si bien se debe dar las gracias a todas las personas y organizaciones identificadas anteriormente, la responsabilidad final por el contenido del libro, las opiniones expresadas en él y cualquier error en el texto recaen únicamente en el autor.

Siglas y abreviaturas

A&G	Aceites y grasas
AASHTO	Asociación Americana de Oficiales de Carreteras Estatales y Transportes (<i>American Association of State Highway and Transportation Officials</i>)
BM	Banco Mundial
BMGF	Fundación Bill & Melinda Gates
BORDA	Bremen Overseas Research and Development Association
C	Carbono
CBR	Contactores biológicos rotativos
CF	Coliforme fecal
CFR	Código de Regulaciones Federales de los Estados Unidos
CSS	Cámara de separación de sólidos
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno de cinco días
DI	Desplazados internos
DQO	Demanda química de oxígeno
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i> (bacteria)
Eawag	Instituto Federal Suizo de la Ciencia y Tecnología del Agua
ECRM	Evaluación cuantitativa de los riesgos microbianos
EE. UU.	Estados Unidos de América
EFD	Diagrama de Flujo de Excrementos (<i>Excreta Flow Diagram</i>)
EO	Eficiencia de oxigenación
ET	Evapotranspiración
FA	Filtración anaeróbica
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (<i>Food and Agriculture Organization</i>)
FIDIC	Federación Internacional de Ingenieros Consultores
FP	Factor pico
g	gramo
GLS	Gas-líquido-sólido
IUWASH	Agua, Saneamiento e Higiene Urbanos en Indonesia (<i>Indonesia Urban Water, Sanitation, and Hygiene</i>)
IWA	Asociación Internacional del Agua (<i>International Water Association</i>)
kg	Kilogramo
kW	Kilovatio
LaDePa	Deshidratación y pasteurización de lodos de letrinas
m	metro
MBBR	Reactores de lecho móvil con biopelícula
MJ	Megajulio
mm	Milímetro
MSN	Mosca soldado negra
N	Nitrógeno

NAT	Nitrógeno amoniacal total
NH ₄ -N	Nitrógeno amoniacal
NKT	Nitrógeno Kjeldahl total
NMP	Número más probable
NO ₃	Nitrato
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
OMS	Organización Mundial de la Salud (WHO)
ONG	Organización no gubernamental
P	Fósforo
POE	Procedimientos operativos estándar
PTLF	Planta de tratamiento de lodos fecales
RAD	Reactor anaerobio con deflectores
RAFA	Reactor anaeróbico de flujo ascendente
RLA	Reactor de lodos activados
ROR	Requerimiento de oxígeno real
RSL	Reactor secuencial por lote
Sandec	Departamento de Agua y Saneamiento para los Países en Desarrollo
SBC	Saneamiento basado en contenedores
SBR	Reactor secuencial por lote (<i>sequencing batch reactor</i>)
SLR	Tasa de carga de sólidos (<i>solids loading rate</i>)
SS	Sólidos suspendidos
SSLM	Sólidos suspendidos en el licor mezclado
SST	Sólidos suspendidos totales
SSWM	Gestión de Agua y Saneamiento Sostenible (<i>Sustainable Sanitation and Waste Management</i>)
ST	Sólidos totales
SDT	Sólidos disueltos totales
SV	Sólidos volátiles
SDV	Sólidos disueltos volátiles
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SVT	Sólidos volátiles totales
TDS	Tasa de desbordamiento superficial
TRH	Tiempo de retención hidráulico
TRS	Tiempo de retención de sólidos
TSE	Tanques de sedimentación y espesamiento
UFP	Unidad formadora de placa
UPTD	Sistema de unidades locales de ejecución técnica (<i>Unit Pelasana Teknis Daerah en indonesia</i>)
US EPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (<i>United States Environmental Protection Agency</i>)
USAID	Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional
WEF	Federación Ambiental del Agua (<i>Water Environment Federation</i>)
WHO	World Health Organization
WSP	Programa de Agua y Saneamiento del Banco Mundial (<i>Water and Sanitation Program</i>)
WSUP	Water and Sanitation for the Urban Poor

CAPÍTULO 1

Introducción al tratamiento de lodos fecales

Este capítulo establece las bases para el resto de esta publicación. En él se explica la importancia del manejo de lodos fecales en aquellas zonas urbanas donde muchas personas dependen de instalaciones sanitarias individuales y descentralizadas, y pone énfasis en el lugar que ocupa el tratamiento en la cadena general de servicios de saneamiento. Además, en este capítulo se definen los términos utilizados a lo largo del libro, se explica la importancia del tratamiento de lodos fecales y se identifican los objetivos generales de dicho tratamiento. Luego de una breve explicación acerca del lugar que ocupa este libro en relación con publicaciones similares y con otros instrumentos de planificación de lodos fecales, se enumeran los capítulos siguientes, resumiendo brevemente su contenido.

Palabras clave: saneamiento urbano, lodos fecales, lodos sépticos, definiciones, objetivos del tratamiento, indicadores.

El desafío del saneamiento urbano

El mundo se está urbanizando de manera rápida. Se estima que entre 2016 y 2045 la población urbana se incrementará en un 50 por ciento, de 4000 a 6000 millones de personas. Gran parte de este crecimiento tiene lugar en los países de ingresos bajos e ingresos medianos bajos (Naciones Unidas, 2015; Banco Mundial, 2016). Los proveedores de servicios oficiales a menudo tienen dificultades para satisfacer la demanda de vivienda, infraestructura y servicios generada por la rápida urbanización. Esto es particularmente cierto en el caso de la prestación de servicios de saneamiento. Muchas ciudades no cuentan con sistemas de alcantarillado, e incluso cuando existen, su provisión suele limitarse a los principales centros de negocios y a las zonas de altos ingresos. Los urbanizadores y los hogares individuales responden ante esta situación proporcionando sus propias instalaciones sanitarias. Esto consiste típicamente en un inodoro seco de caída directa o en un inodoro con arrastre hidráulico, a partir del cual los excrementos son descargados directamente a un pozo, tanque o fosa séptica, o al drenaje más cercano. Las conexiones a los drenajes pueden incluir un tanque interceptor, el cual retiene algunos sólidos, permitiendo a la vez el drenaje de los sólidos y los líquidos digeridos. Las instalaciones con un dispositivo de almacenamiento in situ permiten remover los excrementos de las zonas habitadas, reduciendo así la exposición humana a los patógenos y preservando el medioambiente circundante. Sin embargo, el lodo se acumula en los pozos y en las fosas sépticas, exponiendo a las poblaciones a condiciones

insalubres a menos que sean reemplazados o vaciados. La construcción de nuevos pozos es posible en las zonas rurales y periurbanas de baja densidad, pero la falta de espacio suele impedir esta opción en las zonas urbanas de alta densidad. La única opción para los hogares que habitan en estas zonas es organizar el vaciado de los pozos u otros dispositivos de contención una vez que estén llenos. La protección de la salud pública y del medioambiente requiere que el material removido sea entonces transportado lejos de las zonas residenciales, y tratado para poder ser reutilizado o eliminado de manera segura. Sin disposiciones que garanticen el vaciado, transporte y tratamiento seguro de los lodos fecales, las condiciones de saneamiento no cumplirán con los requisitos del Objetivo de Desarrollo Sostenible para la gestión segura de los servicios de saneamiento, es decir, que los excrementos sean eliminados in situ de forma segura o sean tratados y transportados hacia un lugar apropiado.

El propósito y los lectores a los cuales está dirigido este libro

Este libro está dedicado al tratamiento de la materia fecal y del agua sobrenadante eliminada de las instalaciones y de los sistemas de saneamiento individuales y descentralizados. Se enfoca principalmente en el diseño de las instalaciones de tratamiento, aunque es importante señalar que esto nunca puede verse de manera aislada. En efecto, debe reflejar las condiciones locales, basarse en una evaluación realista de la capacidad de la planta de tratamiento y tener en cuenta el destino final de los subproductos líquidos y sólidos resultantes del tratamiento. Teniendo todo esto en cuenta, la primera parte del libro proporciona una orientación general sobre la forma en que el contexto puede influir en la elección y el diseño de las plantas de tratamiento, y describe los pasos a seguir cuando se planifica una nueva planta o cuando se prevé su mejora. Los capítulos posteriores se centran en la selección y el diseño de los sistemas para el tratamiento de las materias fecales removidas de las instalaciones de saneamiento individuales y descentralizadas. Los primeros capítulos deben ser de interés para los planificadores e ingenieros municipales que tienen la responsabilidad de diseñar las plantas de tratamiento. Los capítulos finales, de carácter más técnico, serán de especial interés para los ingenieros encargados del diseño de las estructuras. Los lectores con un interés más general también encontrarán beneficiosa la lectura de los resúmenes ubicados al final de los capítulos del 2 al 10.

Definiciones y significado de los términos

Antes de proceder, es necesario definir los términos y conceptos principales de saneamiento utilizados en este libro.

Los excrementos es el término genérico utilizado para los desechos humanos. Los excrementos consisten en *heces*, que son materias sólidas y húmedas con un alto contenido de componentes orgánicos; y en *orina*, que es líquida. El término *saneamiento* se refiere a los sistemas para la recolección y eliminación

segura de los excrementos y de las aguas residuales generados en los hogares, las empresas y los edificios públicos, y no corresponde a la definición más amplia, que también incluye la gestión de las aguas pluviales y de los desechos sólidos.

Los *sistemas de saneamiento seco* no utilizan agua para eliminar los excrementos de los inodoros. Los usuarios defecan en un agujero que está directamente encima de un pozo o cámara de compostaje situados debajo del cubículo del inodoro. Estos sistemas son algunas veces conocidos como *inodoro seco de caída directa*. El contenido del pozo o de la cámara es, por lo tanto, una mezcla de heces, orina y del agua utilizada para el lavado anal y la limpieza del piso. En algunos casos los cubículos también son utilizados para bañarse, y la totalidad o parte del agua usada se descarga en el pozo o cámara.

En el pasado algunos sistemas secos implicaban defecar en un balde o cubeta localizado debajo del piso de la letrina, el cual se reemplazaba por uno limpio y desinfectado a intervalos de unos pocos días. Los baldes llenos se llevaban a un lugar central para ser vaciados, y a veces su contenido era tratado, aunque no siempre. A partir de la segunda mitad del siglo XX, se desalentó oficialmente el uso de los sistemas de *baldes* porque se consideraban, con razón, antihigiénicos. En los últimos años ha aumentado el interés por el saneamiento basado en contenedores (SBC), como por ejemplo los inodoros portátiles, como una alternativa para los hogares que no disponen de alcantarillado o saneamiento individual. La instalación de inodoros portátiles es un servicio integral, es decir que tiene en cuenta la totalidad de la cadena de servicio de saneamiento. Con este servicio se recolectan los excrementos de manera higiénica en un inodoro diseñado con contenedores desmontables y sellados (cartuchos). Los cartuchos que contienen los excrementos son removidos de manera regular, sellados y reemplazados; todo esto por un proveedor que también asegura el tratamiento, la reutilización o la eliminación segura de los excrementos.

Los sistemas de saneamiento *húmedos o a base de agua* dependen del uso de agua para eliminar los excrementos de los inodoros, a menudo, pero no siempre, a través de un *sello hidráulico*, formado por la inserción de una "U" invertida en la tubería de desagüe. Esto hace que se forme una barrera hidráulica. El término utilizado para la mezcla resultante de heces, orina, agua de descarga y de lavado anal es *aguas negras*. Las *aguas grises* son las aguas residuales generadas por otras actividades domésticas, como el lavado de ropa, duchado, limpieza y tareas de cocina. Los hogares que utilizan sistemas de saneamiento a base de agua producen tanto aguas negras como grises. Aquellos que utilizan un saneamiento seco producen únicamente aguas grises. La mezcla de aguas negras y grises forma las *aguas residuales domésticas*.

Los sistemas de saneamiento *individuales o in situ* retienen la mayoría de la materia sólida en un pozo o fosa séptica cerca al inodoro, permitiendo en la mayoría de los casos que la fracción líquida se filtre en el suelo. Este libro utiliza el término *pozos de percolación* para referirnos a un pozo que recibe las aguas provenientes de un inodoro con arrastre hidráulico, cuyas aguas son filtradas directamente. Muchas de las instalaciones descritas en los informes

como fosas sépticas son, de hecho, pozos de percolación. Los *sistemas de fosas sépticas* están formados por un *tanque séptico* hermético, generalmente seguido por un *pozo de absorción* o un *lecho de infiltración* que permite la infiltración del agua en el suelo. Un *pozo de absorción* es una estructura que recibe el efluente proveniente de la fosa séptica y le permite infiltrarse en el suelo. Los pozos de absorción pueden ser unos pozos porosos con paredes en piedra, lo que reduce la capacidad de la fosa, pero tiene la ventaja de ser fácil de construir y de limitar el riesgo de colapso. Los pozos de absorción pueden ser también fosas abiertas revestidas con ladrillos o bloques con juntas laterales separadas. La opción con relleno de gravilla tiene menos capacidad, pero es más fácil de construir y es menos propensa a colapsar. Los *lechos de infiltración* consisten en zanjas horizontales cuyo fondo está revestido con una capa de gravilla. Estos lechos incorporan generalmente un tubo de unión abierto cerca de la superficie. En las zonas con una capa freática elevada, el lecho de infiltración puede ser elevado en un *montículo* artificial, siempre y cuando el inodoro también pueda elevarse. Las *cámaras de infiltración* prefabricadas, en forma de cúpula de fondo abierto o medio cilindro, son otra solución de infiltración. Los *pozos ciegos* son unas estructuras herméticas que retienen los efluentes sólidos y líquidos, y requieren un vaciado más frecuente que otros sistemas individuales.

Los sistemas de *saneamiento colectivos* permiten descargar los efluentes sólidos y líquidos de las inmediaciones del inodoro. Los *sistemas de alcantarillado* permiten descargar las aguas residuales de las zonas residenciales a través de tuberías o alcantarillas. Esto se denomina de manera colectiva como *alcantarillado*. Los sistemas con contenedores requieren la sustitución frecuente de los cartuchos que contienen excrementos y, por lo tanto, se clasifican como parte de los sistemas colectivos. Este libro utiliza el término de *sistemas híbridos* para referirse a aquellos sistemas libres de sólidos. En dichos sistemas, los sólidos son retenidos en un pozo o tanque y el efluente líquido es descargado fuera del sitio por medio de alcantarillas o tuberías. Tilley *et al* (2014) discute con más detalle los diferentes sistemas de aguas residuales.

Las opiniones acerca del significado de los lodos sépticos y los lodos fecales varían: algunos autores se refieren a todos los materiales recolectados de los pozos, cámaras y tanques sépticos como “lodos fecales”, mientras que otros se refieren a ellos de manera colectiva como “lodos sépticos”. Ninguna de estas convenciones es completamente satisfactoria. El contenido de agua de los efluentes de los pozos de percolación y de las fosas sépticas mal infiltradas suele ser superior al 95 por ciento, lo que impide que estos efluentes líquidos sean adecuadamente descritos como lodos. El contenido de sólidos de los materiales retirados de las letrinas de pozo secas normalmente será mayor, a menos que el nivel freático sea alto y/o el agua del inodoro se descargue en el pozo. En este libro, el término *lodos fecales* se refiere a la mezcla de heces sólidas y orina que se acumula en el fondo de los pozos, cámaras y tanques sépticos. Según el contexto, también puede denominarse lodo “sólido”, “seco” o “denso”. El material que se acumula en pozos, ya sea que reciben o retienen muy pocas

aguas residuales, está formado casi en su totalidad por lodos fecales. Los materiales extraídos de las fosas secas, los cartuchos portátiles de los inodoros y las fosas de los sistemas que utilizan agua -pero que se infiltran a través de las paredes y del fondo de la fosa de manera efectiva- tienen una consistencia de lodos fecales. El término *lodos sépticos* se refiere a las fracciones sólidas y líquidas que se extraen de pozos, cámaras y tanques sépticos no sellados en un sistema de saneamiento que utiliza agua. Los lodos sépticos incluyen los lodos fecales, el *agua sobrenadante* que se acumula sobre los lodos, y los materiales más ligeros que el agua, los cuales forman una capa de *espuma* en la superficie. Los lodos fecales pueden comportarse como un fluido *no newtoniano*, fluyendo mal o no fluyendo en absoluto hasta que se mezclen bien (Chhabra, 2009). Esto tendrá implicaciones en las opciones de tratamiento.

A menudo se hace distinción entre los *lodos fecales de alta concentración* y los *lodos sépticos de baja concentración*, en los que la concentración se define en función de la demanda de oxígeno y de la concentración de sólidos en suspensión. Esta distinción es cualitativa más que cuantitativa y no debe ocultar el hecho de que tanto los lodos fecales como sépticos tienen una gran demanda de oxígeno, un alto contenido de sólidos, además de un gran número de patógenos. Sin un manejo eficaz, el cual incluye el tratamiento, ambos tipos de lodos pueden ser perjudiciales tanto para el medioambiente como para la salud pública. El capítulo 3 proporciona más información sobre las concentraciones típicas de los lodos fecales y sépticos.

En este capítulo y en los siguientes se proporcionan, cuando sea necesario, definiciones adicionales de procesos y tecnologías específicas.

La necesidad de tratamiento

Los ingenieros y los responsables de la gestión urbana algunas veces asumen que la construcción de un sistema de alcantarillado seguido de un sistema de tratamiento de aguas residuales es la única solución de saneamiento posible en un entorno urbano. En algunos casos, la construcción de un sistema de alcantarillado es, en efecto, la mejor solución, especialmente cuando se construye de acuerdo con las normas adecuadas, como se ilustra en el caso de los sistemas de alcantarillado condominal brasileño (Melo, 2005). De hecho, en muchas ciudades, los residentes han tomado cartas en el asunto y han construido un sistema de alcantarillado informal para evacuar las aguas residuales de sus barrios. Sin embargo, solo hay unas pocas ciudades que cuentan con un 100 por ciento de cobertura de alcantarillado, y es poco probable que esta situación cambie en un futuro inmediato. La deficiencia en la construcción y el mantenimiento, las pendientes inadecuadas y la falta de instalaciones de tratamiento suelen dar lugar a sistemas de alcantarillado inadecuados. Como resultado, la mayoría de los residentes dependen de sistemas in situ. Un estudio reciente llevado a cabo en 12 ciudades de Latinoamérica, África y Asia mostró que alrededor del 64 por ciento de todos los hogares dependían del saneamiento in situ (WSP, 2014). Los resultados individuales variaron

de una ciudad a otra: 51 por ciento en Santa Cruz (Bolivia), 72 por ciento en Phnom Penh (Camboya), 88 por ciento en Manila (Filipinas), 89 por ciento en Maputo (Mozambique) y 90 por ciento en Kampala (Uganda). Una comparación de estas cifras con los datos de la Organización Mundial de la Salud (OMS) de mediados de la década del 2000 sugiere que la cobertura de saneamiento in situ está cambiando lentamente (Eawag/Sandec, 2006) y que una alta proporción de los habitantes de las ciudades seguirá dependiendo del saneamiento in situ por muchos años. A pesar de la existencia de múltiples sistemas de contención y tratamiento de excrementos in situ, estos todavía no han sido implementados ampliamente. La realidad es que la mayoría de las ciudades seguirán necesitando dispositivos para vaciar pozos y fosas, transportar y tratar los efluentes para su reutilización o eliminación, que les permitan proteger a la vez la salud pública y el medioambiente. Tanto la recuperación como la eliminación requieren medidas de tratamiento eficaces. Los sistemas de transporte y tratamiento de lodos también son necesarios cuando los sistemas de alcantarillado descentralizados transportan las aguas residuales a las plantas de tratamiento locales que no cuentan con instalaciones de tratamiento de lodos.

La cadena de servicios de saneamiento

El almacenamiento, el vaciado y el tratamiento del contenido de las fosas sépticas, los pozos y las cámaras, son eslabones de la cadena de servicios de saneamiento. Diferentes organizaciones utilizan diferentes versiones de la cadena. El Banco Mundial (BM) identifica cinco eslabones principales en la cadena: la interfase o contención por parte del usuario, el vaciado/la recolección, el transporte, el tratamiento y el uso final/la eliminación. La cadena de la Fundación Bill & Melinda Gates (BMGF por sus siglas en inglés) incluye cinco eslabones diferentes: la recolección, la contención/almacenamiento, el transporte, el tratamiento y la reutilización. El uso del término “cadena de valor de saneamiento” por parte de la Fundación resalta su creencia de que los excrementos son un recurso potencial, y que no deben ser vistos únicamente como un problema. Ninguna de las cadenas está completamente desglosada. La cadena del BM une la recolección y el almacenamiento de los excrementos bajo el término “contención”, mientras que la cadena de BMGF no incluye el vaciado. La cadena de BMGF funciona bien para las instalaciones de saneamiento in situ que generan lodos fecales y sépticos, y por lo tanto este libro utiliza esta cadena, reconociendo al mismo tiempo que el vaciado y el transporte del contenido de los dispositivos de contención pueden realizarse de manera independiente el uno del otro. Teniendo en cuenta estos elementos, la cadena puede presentarse de la siguiente manera:

Recolección (o interfaz del usuario) – Contención – Vaciado y transporte
– Tratamiento – Recuperación/eliminación segura

Las opciones para la recolección de excrementos varían desde un simple hueco en una losa, hasta inodoros con descarga manual o mecánica, o incluso inodoros de separación diseñados para separar las heces de la orina. La contención (o almacenamiento) sólo se requiere para los sistemas de saneamiento in situ e híbridos. Las disposiciones para la recolección de excrementos y su almacenamiento tendrán un fuerte impacto en los siguientes eslabones de la cadena, como se explica con más detalle en el capítulo 2. Tanto los sistemas de saneamiento in situ como los sistemas colectivos pueden incluir disposiciones para la reutilización de los productos tratados. Aunque no es esencial, esto preserva los recursos y puede generar ingresos para compensar parcialmente el costo del tratamiento. Este libro proporciona una orientación detallada sobre la etapa de tratamiento en la cadena de servicios de saneamiento individual, haciendo referencia a otros eslabones de la cadena, cuando sea necesario, para explicar su influencia en las opciones de tratamiento y en los resultados.

Los objetivos del tratamiento de lodos fecales y sépticos

El objetivo general de la gestión de lodos fecales es asegurar que las materias fecales, removidas de las instalaciones de saneamiento in situ y descentralizadas, sean tratadas de tal manera que se proteja la salud pública y el medioambiente, y que no generen molestias locales. La finalidad del tratamiento es transformar los lodos fecales y sépticos desagradables y potencialmente peligrosos en productos inofensivos que no sean perjudiciales para la salud pública ni el medioambiente, y que sean fáciles de manejar. En entornos sensibles, también puede ser necesario reducir la cantidad de nutrientes (por ejemplo, nitrógeno y fósforo) en cualquier efluente líquido descargado directa o indirectamente en un cuerpo (o curso) de agua.

Excrementos y salud pública

Las heces contienen muchos microorganismos. Si la persona que excretó las heces está infectada con una enfermedad transmitida por vía fecal-oral, los microorganismos allí presentes incluirán los patógenos que causan la infección. Es difícil y costoso identificar y medir los patógenos directamente, por lo que se utilizan indicadores indirectos para determinar su presencia, como se explicará más adelante.

La orina está formada principalmente de agua, pero también contiene urea y oligoelementos como sodio, potasio y fosfato. Si no está contaminada por heces o sangre, la orina está libre de casi todos los patógenos, si bien es muy difícil evitar la contaminación cruzada con patógenos provenientes de las heces. La esquistosomiasis (o bilharziasis), causada por el *Schistosoma haematobium*, es una de las enfermedades importantes transmitidas por la orina.

Las aguas de infiltración provenientes de pozos simples, fosas sépticas, pozos de absorción y lechos de infiltración pueden contaminar las aguas subterráneas, en particular cuando la capa freática es alta o el subsuelo está fracturado o es muy permeable, lo que plantea un riesgo para la salud de quienes utilizan el agua no tratada de pozos someros o pozos perforados cercanos, para beber o sacar agua para otros usos domésticos. El nivel de riesgo depende de diversos factores, entre ellos la naturaleza del subsuelo, la presencia de fisuras en la roca subyacente, los detalles de construcción de los pozos y la profundidad a la que se extrae el agua. Para obtener una mayor información sobre la evaluación del riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por el saneamiento in situ véase Lawrence *et al.* (2001). Es importante señalar que, incluso si se realiza un vaciado regular de los pozos y de las fosas sépticas, es poco probable que se eliminen completamente los posibles riesgos, ya que el vaciado no impide que lixiviados altamente contaminados se infiltren en el suelo.

Excrementos y medioambiente

Las heces están compuestas principalmente de agua y compuestos orgánicos. En presencia de bacterias, los compuestos orgánicos se descomponen en componentes más simples, utilizando primero el oxígeno disponible en el ambiente. Cuando la materia fecal se descarga en un curso de agua, el oxígeno está inicialmente disponible en el ambiente receptor, pero la alta demanda de oxígeno de los excrementos reduce rápidamente el contenido de oxígeno en el agua. Cuando la demanda de oxígeno de las excretas excede la cantidad de oxígeno presente en el agua receptora, se producen condiciones anaeróbicas que generan olores, destruyen los organismos acuáticos, incluidos los peces, y en general hacen que el ambiente sea menos agradable. Los sistemas de saneamiento in situ ayudan a proteger el medioambiente al retener gran parte de los excrementos en un dispositivo de contención (un solo pozo, una cámara o una fosa séptica), pero, eventualmente, este material requiere ser retirado. El material removido durante el vaciado de lodos tendrá una alta concentración de contenido orgánico, de sólidos suspendidos y de amoníaco, y afectará de manera adversa la calidad de los cursos de agua en los cuales sea descargado. Por lo tanto, se hace necesario un tratamiento para reducir su alta demanda de oxígeno y la concentración de sólidos suspendidos, a niveles que no afecten a los peces ni a otros organismos que vivan en el medio acuático receptor.

Con base en lo anterior, los objetivos específicos del tratamiento de lodos fecales y sépticos son los siguientes:

- *Reducir el contenido de agua de los lodos*, para facilitar su manejo y transporte. El objetivo será normalmente disminuir su contenido de agua hasta un punto en el cual el lodo actúe como un sólido y pueda ser manejado con una pala.
- *Reducir la demanda de oxígeno o el contenido de sólidos suspendidos de la fracción líquida del efluente que se descarga en el medioambiente*, de modo

que la descarga en los cursos de agua no agote los niveles de oxígeno ni cause una acumulación de material a niveles que puedan perjudicar a los organismos acuáticos.

- *Reducir los patógenos del efluente líquido* para permitir su eliminación o uso final seguros. La reducción de patógenos es necesaria cuando el efluente se va a utilizar para el riego o la acuicultura. También se debe considerar cuando el efluente líquido se descarga aguas arriba de las zonas donde las personas se bañan o extraen agua. Sin embargo, en este caso es preferible buscar otras modalidades de eliminación o descarga; por ejemplo, ubicando el punto de descarga aguas abajo.
- *Reducir las concentraciones de patógenos en los lodos* de manera suficiente para permitir una eliminación o uso final seguros como parte de la corriente de los desechos sólidos. La reducción de las concentraciones de patógenos en los lodos es particularmente importante si el uso final previsto implica la dispersión de los lodos tratados en tierras agrícolas.

Los lodos fecales y sépticos se caracterizan por las altas concentraciones de amoníaco, otros compuestos nitrogenados y nutrientes. Puede ser necesario reducir la concentración de estos compuestos, en particular cuando la adición de nutrientes a un curso de agua pueda conducir a la eutrofización. En el capítulo 8 se ofrece una breve introducción a este asunto.

Sin embargo, no será posible lograr estos objetivos a menos que se establezcan los requisitos financieros y organizativos necesarios para el funcionamiento eficaz de la planta. Por consiguiente, los proyectos destinados a mejorar el tratamiento de los lodos fecales y sépticos deben prever las medidas necesarias para garantizar el cumplimiento de esos requisitos.

Indicadores y medidas clave

Hay cuatro tipos principales de patógenos presentes en los excrementos: virus, bacterias, protozoos y helmintos. En la actualidad se encuentran disponibles diferentes pruebas para la identificación de patógenos individuales, pero su realización requiere de procedimientos analíticos que sólo están disponibles en laboratorios especializados y que exigen esfuerzos y gastos considerables. El procedimiento más común para evaluar los riesgos asociados con los patógenos bacterianos es la utilización de bacterias de control como indicadores de su presencia. Los más utilizados son los coliformes fecales y la *Escherichia coli* (*E. coli*). Este último es un tipo particular de coliforme fecal que coloniza el intestino humano y que, en gran medida, no es patógeno. En estudios realizados en Brasil sobre cuerpos de agua dulce contaminadas se comprobó que las concentraciones de *E. coli* constituían sistemáticamente alrededor del 80 por ciento de las concentraciones totales de coliformes fecales (Hachich *et al.*, 2012). A partir de estudios realizados en Ohio, en los Estados Unidos de América, el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés) derivó la ecuación $\log EC = 0.932 (\log CF) + 0.101$, donde EC es la concentración de

E. coli y CF es la concentración de coliformes fecales. Esta ecuación da proporciones de EC y CF en el rango de 0.4-0.5 en las concentraciones de coliformes fecales que pueden esperarse en las aguas residuales y en los lodos sépticos más concentrados. Otra ecuación, derivada por la Comisión para el Saneamiento del Agua del Valle del Río Ohio reporta coeficientes de EC/CF ligeramente inferiores (Franczy *et al.*, 1993). Una persona puede excretar más de 10^{11} coliformes fecales en un día. Las aguas negras que son descargadas de los inodoros pueden contener hasta 10^9 coliformes fecales por 100 ml. En comparación, las normas y estándares nacionales exigen la ausencia total de *E. coli* o coliformes fecales en una muestra de 100 ml de agua potable y una concentración máxima de 1000 NMP/100 ml en el efluente destinado para irrigar los cultivos que se consumen crudos. NMP se refiere al “número más probable”, y es otra forma de medir la concentración de ciertos microorganismos al evaluar concentraciones en lodos fecales y sépticos y en aguas residuales. Dado que la prueba estándar de coliformes fecales identifica algunas bacterias no fecales que crecen a una temperatura de 44 °C, es decir la temperatura utilizada para la prueba, la *E. coli* es en la actualidad el marcador más utilizado (Edberg *et al.*, 2000).

Numerosos protozoos viven en el tracto intestinal humano. Muchos de ellos no son patógenos, algunos pueden ocasionar una enfermedad leve, pero algunos pocos, como la *Giardia intestinalis*, el *Cryptosporidium parvum*, y el *Cryptosporidium hominis*, pueden provocar una diarrea aguda. Es posible detectar quistes y ooquistes de protozoarios en las aguas residuales y los lodos fecales, pero el enfoque que se adopta es generalmente el de centrarse en la detección de huevos de helmintos (lombrices) a lo largo de las diferentes etapas del tratamiento, como un indicador de la sobrevivencia de los protozoos. Los helmintos pueden permanecer en el lodo durante meses o incluso años y, por lo tanto, plantean un mayor riesgo para la salud que los (oo)quistes protozoarios. Los huevos viables de *Ascaris lumbricoides*, un patógeno helmíntico común, son el marcador más utilizado para las infecciones causadas por helmintos. También se pueden realizar pruebas para establecer la presencia de *Trichuris trichiura*, otro patógeno helmíntico. Ayres y Mara (1996) proporcionan más información sobre los métodos analíticos utilizados para enumerar los huevos de helmintos y las bacterias coliformes fecales en las muestras de aguas residuales. A menos que la organización responsable del manejo de los lodos sépticos cuente con su propio personal de laboratorio especializado, será necesario contratar a otra organización, con conocimientos especializados para planificar y llevar a cabo programas de monitoreo de las bacterias y los patógenos indicadores como *Ascaris* y *Trichuris*.

Las mediciones de la demanda de oxígeno son:

- *Demanda química de oxígeno (DQO)*: una medida del oxígeno equivalente a la materia orgánica contenida en las aguas residuales, que puede ser oxidada químicamente usando el método del dicromato en una solución ácida. En la práctica, es una medida de la materia orgánica total contenida en las aguas residuales.

- *Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)*: una medida de la demanda de oxígeno ejercida por la materia orgánica fácilmente bio-oxidable, contenida en una muestra de aguas residuales durante un período de tiempo determinado. La DBO se determina normalmente en un período de cinco días, a una temperatura de 20 °C, y recibe el nombre de “DBO₅”. Otra explicación para que el período sea de cinco días es que el proceso de nitrificación, que distorsiona los resultados de la demanda de oxígeno carbónico, no ocurre normalmente hasta después de cinco días.

La DQO y la DBO se expresan como concentraciones en miligramos por litro (mg/l), lo que equivale a gramos por metro cúbico (g/m³).

El indicador de contenido de materia seca, es decir, de *sólidos suspendidos totales* (SST), se expresa también como una concentración en mg/l. Las aguas residuales también contienen sólidos suspendidos y disueltos, que juntos forman el contenido de *sólidos totales* (ST) de las aguas residuales. Los *sólidos suspendidos volátiles* (SSV) y los *sólidos volátiles* (SV), normalmente expresados en porcentaje, son indicadores de las fracciones fácilmente biodegradables de los SST y los ST, respectivamente.

La información sobre el contenido de materia sólida en los lodos fecales y lodos sépticos puede presentarse en términos de SST o ST. Las cifras relativas a ST pueden ser engañosas ya que pueden incluir altos niveles de *sólidos disueltos totales* (SDT), que ya estaban presentes en las aguas no contaminadas en forma de salinidad, dureza, o ambas. Dado que estos sólidos son tanto disueltos como inorgánicos, no pueden ser eliminados ni por procesos físicos, como la sedimentación, ni por procesos biológicos. Por consiguiente, el muestreo de aguas residuales y lodos debería utilizarse principalmente para la medición de SST en lugar de ST.

Cómo se relaciona este libro con otras publicaciones

Los libros sobre el tratamiento de las aguas residuales incluyen capítulos sobre el tratamiento de lodos sépticos, pero se centran principalmente en perspectivas bastante sofisticadas adoptadas en los países industrializados (véase, por ejemplo, Burton *et al.*, 2013). El manual de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US EPA, por sus siglas en inglés) sobre el tratamiento y la eliminación de los lodos sépticos (*Handbook on Septage Treatment and Disposal* (US EPA, 1984)) y su *hoja informativa* (US EPA, 1999) abarcan los mismos temas que este libro, pero tienen varias décadas de antigüedad y se centran en las necesidades de los Estados Unidos de América más que en las de los países de ingresos bajo y mediano bajo (para simplificar, se utiliza el término “países de ingresos bajos” para referirse a ambas categorías). El libro *Manejo de lodos fecales: un enfoque sistémico para su implementación y operación* (Strande *et al.*, 2014) abarca exhaustivamente el tema del manejo de los lodos fecales mediante un enfoque teórico y práctico con numerosos ejemplos de soluciones de tratamiento. Este libro se basa en informes y resultados de investigaciones

del Departamento de Saneamiento, Agua y Residuos Sólidos para el Desarrollo (Sandec) del Instituto Federal Suizo para la Ciencia y la Tecnología Acuática (Eawag) y de las organizaciones con las cuales colabora. Sandec/Eawag también han publicado una guía detallada sobre los aspectos económicos de bajo costo del manejo de lodos fecales (Steiner *et al.*, 2002). Sin embargo, no existe un libro o una guía que tenga un enfoque principal en los aspectos técnicos del tratamiento de lodos fecales y lodos sépticos en los países de bajos ingresos. Este libro se centra principalmente en la selección y diseño de los dispositivos de tratamiento, abarcando tanto los detalles de proceso como los de diseño, los cuales, como la experiencia ha demostrado, son fundamentales para el buen funcionamiento de las plantas de tratamiento en estos países. También proporciona una evaluación crítica de las tecnologías descritas en otras publicaciones e identifica otras posibles soluciones tecnológicas para el tratamiento de lodos fecales y lodos sépticos. A lo largo del libro se incluyen referencias a las publicaciones utilizadas y a los resultados de las investigaciones pertinentes.

Estructura del libro y breve descripción de su contenido

El libro está estructurado de la siguiente manera:

El *capítulo 2* explora el contexto para el tratamiento. Trata el tratamiento como un componente del ciclo de manejo de los lodos fecales y sépticos, examinando luego las opciones de eliminación segura. En él se describen los tres métodos principales de tratamiento de lodos, a saber, la aplicación en la tierra, el co-tratamiento con aguas residuales y la provisión de plantas específicas para el tratamiento de lodos fecales y lodos sépticos, explicando que el resto de este libro se centra en la última de estas opciones. A continuación, se explican las necesidades y la demanda, y la importancia de distinguir una de otra. Luego se examina la influencia del marco legislativo, institucional y financiero en la elección de las tecnologías de tratamiento, haciendo hincapié en la necesidad de garantizar que los fondos disponibles puedan cubrir los costos operacionales. Por último, se examina el contexto del tratamiento, que no es necesariamente estable y puede cambiar con el tiempo.

El *capítulo 3* trata la planificación del tratamiento de lodos fecales y lodos sépticos. Establece los pasos que componen el proceso de planificación, empezando por la evaluación de la necesidad y la demanda del tratamiento de lodos líquidos, pasando a la determinación del área de planificación, a las soluciones de tratamiento descentralizado y su impacto en la ubicación de las plantas de tratamiento y los servicios que pueden prestar, a la evaluación de las cargas hidráulicas, orgánicas y de sólidos suspendidos, y, por último, a las opciones tecnológicas. Este capítulo contiene referencias a obras que tratan los aspectos más amplios de la planificación del saneamiento y el manejo de los lodos fecales.

El *capítulo 4* introduce los procesos de tratamiento y las tecnologías. Desarrolla el material referente a los objetivos del tratamiento contenidos en esta introducción, e identifica las alternativas para el tratamiento de lodos

fecales y sépticos de alta concentración. Luego, se describen las opciones de procesos para proporcionar paquetes completos de tratamiento de lodos fecales y lodos sépticos, y se examinan las soluciones tecnológicas disponibles en cada etapa del proceso. Finalmente, se discuten brevemente las ventajas, desventajas y limitaciones de un tratamiento conjunto de los lodos fecales y lodos sépticos con las aguas residuales municipales.

El *capítulo 5* abarca la importancia de la planificación y el diseño para un funcionamiento eficaz. Destaca la necesidad de asegurar que los procesos y las tecnologías seleccionadas sean compatibles con los sistemas de manejo y los recursos disponibles, y la importancia de diseñar las instalaciones teniendo en cuenta a los operadores. Por regla general, es probable que se descuiden las tareas difíciles, lo que repercute negativamente en el rendimiento a mediano y largo plazo de las unidades de tratamiento.

El *capítulo 6* examina las modalidades para la recepción y remoción de sólidos (por ejemplo, fibras, basura) de los lodos y, cuando sea necesario, la eliminación de arena (desarenado). También hace referencia a las disposiciones para la mezcla de aditivos a los lodos para estabilizarlos y/o mejorar sus propiedades de sedimentación.

El *capítulo 7* trata las diferentes opciones de separación entre las fracciones sólidas y líquidas. Estas incluyen tecnologías basadas en la sedimentación, la percolación, la evaporación y las prensas mecánicas para lodos.

El *capítulo 8* explora el rango de opciones que se encuentran disponibles para el tratamiento de la fracción líquida de los lodos sépticos después del proceso de separación. Para flujos pequeños y donde haya terreno disponible, las tecnologías descritas pueden ser utilizadas para tratar la totalidad del flujo de lodos sépticos. También se proporciona información sobre las tecnologías anaeróbicas y aeróbicas y la posibilidad de combinarlas para lograr una calidad satisfactoria de los efluentes.

El *capítulo 9* trata las opciones de deshidratación de los lodos. Normalmente, estas opciones deben ser utilizadas después de la separación de las fracciones sólida y líquida pero, para los flujos pequeños, particularmente aquellos con un alto contenido de sólidos, pueden ser utilizadas inmediatamente después del tamizado preliminar y la eliminación de arena como una alternativa para otras opciones de separación sólido-líquido. Las tecnologías discutidas incluyen lechos de secado con plantas o sin plantas y varias formas de prensas para lodo.

El *capítulo 10* examina las opciones para el tratamiento adicional, requerido para que los efluentes líquidos y los lodos secos sean aptos para su eliminación en el medioambiente o para su uso final. El capítulo se ocupa principalmente de las opciones para los lodos secos, los que normalmente tendrán un valor de reutilización mayor que el pequeño volumen de efluente líquido producido en las plantas de tratamiento de lodos.

Referencias bibliográficas

- Ayres, R.M. y Mara, D.D. (1996) *Analysis of Wastewater for Use in Agriculture – A Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques*, Geneva: WHO <www.who.int/water_sanitation_health/publications/labmanual/en> [consultado el 14 de enero de 2018].
- Burton, F.L., Tchobanoglous, T., Tsuchihashi, R. y Stensel, H.D. (2013) *Metcalf & Eddy, Inc.: Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, 5th edn, New York: McGraw-Hill Education.
- Chhabra, R.P. (2009) *Non-Newtonian Fluids: An Introduction*, Kanpur: Indian Institute of Technology <www.physics.iitm.ac.in/~compflu/Lect-notes/chhabra.pdf> [consultado el 8 de marzo de 2017].
- Eawag/Sandec (2006) 'Urban excreta management: situation, challenges, and promising solutions', presented by Eawag at the *1st International Faecal Sludge Management Policy Symposium and Workshop, Dakar, Senegal* <<http://siteresources.worldbank.org/INTWSS/Resources/eawag.pdf>> [consultado el 13 de marzo de 2017].
- Eawag/Sandec (2017) Management of excreta, wastewater and sludge [en línea] <www.eawag.ch/en/departament/sandec/main-focus/management-of-excreta-wastewater-and-sludge> [consultado el 17 de noviembre 2017].
- Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J. y Allen, M.J (2000) 'Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection', *Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement* 88: 106S–16S <www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10880185> [consultado el 13 de marzo de 2017].
- Francy, D., Myers, D. y Metzker, K. (1993) *Escherichia coli and Fecal Coliform Bacteria as Indicators of Recreational Water Quality*, Denver, CO: US Geological Survey <<https://pubs.usgs.gov/wri/1993/4083/report.pdf>> [consultado el 21 de febrero de 2017].
- Hachich, E., Di Bari, M., Christ, A., Lamparelli, C., Ramos, S. y Sato, M. (2012) 'Comparison of thermotolerant coliforms and *Escherichia coli* densities in freshwater bodies', *Brazilian Journal of Microbiology* 43(2): 675–81 <<http://dx.doi.org/10.1590/S1517-83822012000200032>> [consultado el 22 de febrero de 2017].
- Lawrence, A.R., Macdonald, D.M.J., Howard, A.G., Barrett, M.H., Pedley, S., Ahmed, K.M. y Nalubega, M. (2001) *Guidelines for Assessing the Risk to Groundwater from On-Site Sanitation*, Nottingham: British Geological Survey <<http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/20757/1/ARGOSS%20Manual.PDF>> [consultado el 14 de enero de 2018].
- Melo, J.C. (2005) *The Experience of Condominial Water and Sewerage Systems in Brazil: Case Studies from Brasília, Salvador and Parauapebas*, Lima: Water and Sanitation Program Latin America <www.wsp.org/sites/wsp.org/files/publications/BrasilFinal2.pdf> [consultado el 24 de enero de 2018].
- Steiner, M., Montangero, A., Koné, D. y Strauss, M. (2002) *Economic Aspects of Low-cost Faecal Sludge Management: Estimation of Collection, Haulage, Treatment and Disposal/Reuse Costs*, Dübendorf: Department of Water and Sanitation in Developing Countries, Swiss Federal Institute for Environmental Science & Technology <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Project_reports/FSM_LCO_economic.pdf> [consultado el 14 de enero de 2018].

- Strande, L., Ronteltap, M. y Brdjanovic, D. (2014) *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA <www.sandec.ch/fsm_book> [consultado el 17 de noviembre de 2017].
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, Ph. y Zurbrügg, C. (2014) *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*, 2nd revised edn, Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) <www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf> [consultado el 27 de febrero de 2017].
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2015) *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision* (Report No. ST/ESA/SER.A/366) [en línea] <<https://esa.un.org/unpd/wup/>> [consultado el 13 de marzo de 2017].
- US EPA (1984) *Handbook: Septage Treatment and Disposal*, Washington, DC: EPA <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004ARR.PDF?Dockey=30004ARR.PDF>> [consultado el 19 de junio de 2018].
- US EPA (1999) *Decentralized Systems Technology Fact Sheet: Septage Treatment/Disposal* (Report No. EPA 932-F-99-068), Washington, DC: EPA <<https://www3.epa.gov/npdes/pubs/septage.pdf>> [consultado el 15 de enero de 2018].
- World Bank (2016) Urban development [en línea] <www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/overview> [consultado el 20 de febrero de 2017].
- WSP (2014) *The Missing Link in Sanitation Service Delivery: A Review of Fecal Sludge Management in 12 Cities*, Washington, DC: World Bank <www.wsp.org/sites/wsp.org/files/publications/WSP-Fecal-Sludge-12-City-Review-Research-Brief.pdf> [consultado el 13 de marzo de 2017].

CAPÍTULO 2

El tratamiento de lodos fecales y sépticos en contexto

Durante las etapas de planificación y diseño, resulta esencial considerar el contexto en el que funcionarán las instalaciones de tratamiento de lodos fecales. En el presente capítulo se examinan las formas en las cuales los factores contextuales pueden afectar estas decisiones. En primer lugar, se examinan cómo los requerimientos de tratamiento se ven afectados por las disposiciones realizadas con anterioridad en la cadena de servicios de saneamiento y los arreglos previstos para la disposición final o la recuperación de los productos del tratamiento. Se destaca la necesidad de evaluar de manera realista la demanda de servicios y se explora el rol de la legislación y de las instituciones eficientes en la creación y en la respuesta a la demanda. En este capítulo se destaca la necesidad de ajustar las tecnologías a los recursos financieros, operacionales y de manejo disponibles. Reconociendo que los factores contextuales no son fijos, la última sección del capítulo se ocupa de las posibles medidas que se pueden adoptar para crear un contexto mejorado para el tratamiento.

Palabras clave: cadena de servicios de saneamiento, demanda, legislación, instituciones y recursos.

Introducción – La cadena de servicios de saneamiento

La evaluación de los requisitos de tratamiento de lodos fecales debe basarse en una buena comprensión de las principales opciones de saneamiento y de la forma en la cual estas influyen en los siguientes eslabones de la cadena de saneamiento. En la Figura 2.1 se presentan las opciones existentes, mostrando cómo la elección del sistema de saneamiento, húmedo o seco, in situ o colectivo, y el destino final de los productos, influyen en el tipo de tratamiento requerido. Inevitablemente, un diagrama de esta naturaleza es más simple que la realidad. En particular, las materias extraídas de los pozos de percolación pueden tener una consistencia de lodos fecales o sépticos, según la cantidad de agua retenida en el pozo. El diagrama puede ser utilizado como ayuda para una primera evaluación de los sistemas de saneamiento y de las necesidades de tratamiento, antes de proceder a una investigación más detallada de la situación en el terreno. En Tilley *et al.* (2014) se presenta información adicional acerca de las diferentes opciones de inodoros disponibles.

La Figura 2.1 muestra tres opciones básicas para la recolección, el transporte y el tratamiento de los excrementos y de las aguas residuales

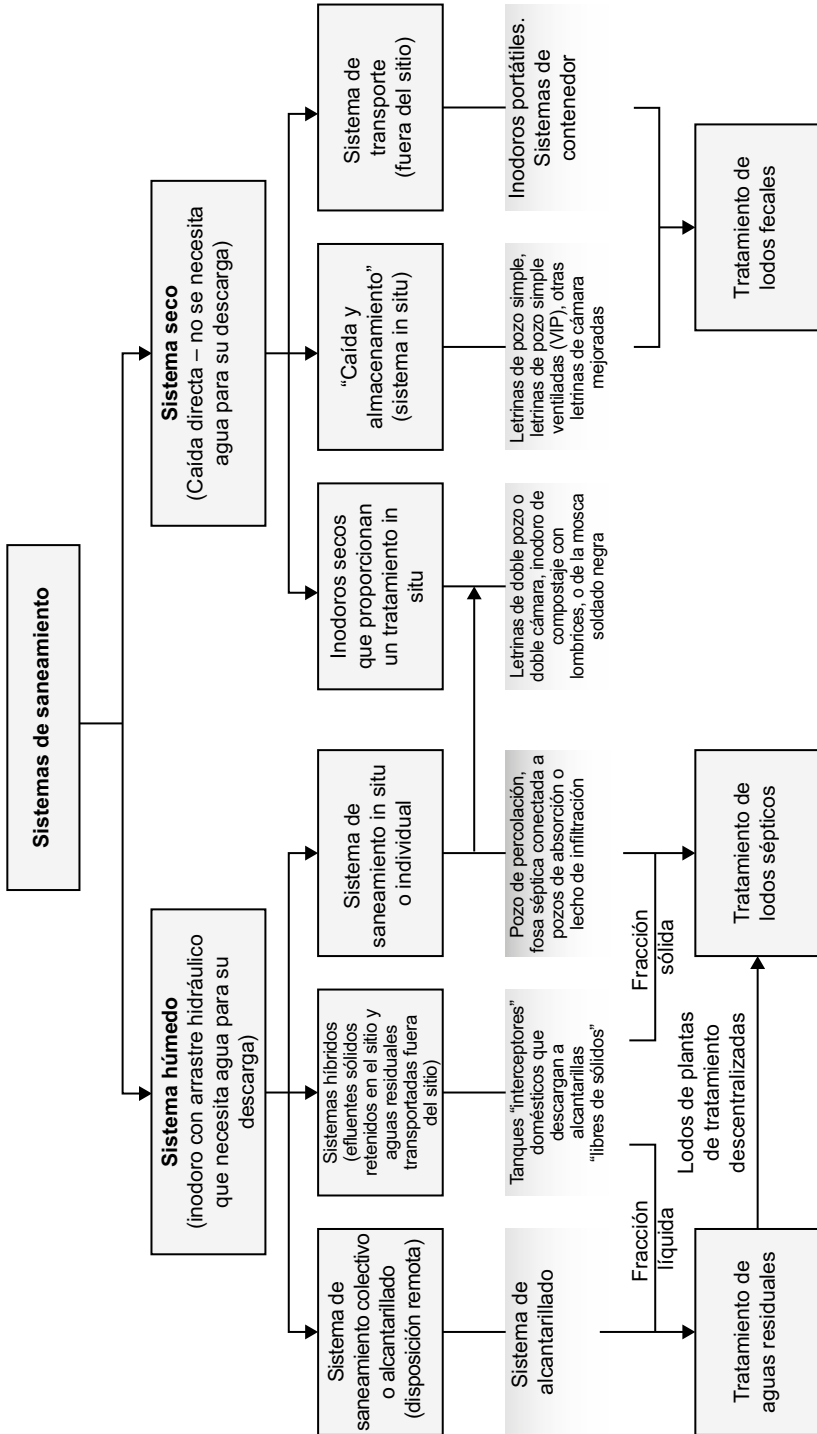


Figura 2.1 Opciones de saneamiento y sus necesidades de tratamiento

provenientes de los sistemas con arrastre hidráulico: el alcantarillado seguido de un tratamiento de aguas residuales; sistemas híbridos; y fosas sépticas y pozos de percolación in situ.

Sistemas de alcantarillado seguidos por tratamiento de las aguas residuales

Los lodos producidos durante el tratamiento de las aguas residuales son normalmente tratados en una planta de tratamiento de aguas residuales. Sin embargo, las plantas locales que prestan servicios de alcantarillado descentralizado no suelen disponer de un sistema de tratamiento de lodos. En este caso puede justificarse que el tratamiento de los lodos separados se realice en una planta de tratamiento de lodos sépticos.

Sistemas híbridos

Los sistemas híbridos retienen los sólidos en un tanque interceptor in situ, y descargan los efluentes líquidos en un sistema de alcantarillado para su tratamiento o eliminación segura. Las fosas sépticas tendrán que ser vaciadas de manera regular para minimizar el paso de sólidos al sistema de alcantarillado. El contenido de sólidos que se remueve por medio del vaciado regular puede variar dependiendo de varios factores, como la frecuencia, pero el material extraído suele ser normalmente tratado como lodo séptico antes que como lodo fecal.

Fosas sépticas in situ y pozos de percolación

Las fosas sépticas retienen las materias sólidas, el sobrenadante líquido y la espuma, y deben ser vaciadas de manera regular. Cuando se diseñan y operan de manera apropiada siguiendo las mejores prácticas, las fosas sépticas se vacían a intervalos de 2 a 4 años; pero en la práctica, la extracción de lodos puede llevarse a cabo a intervalos que van desde unos pocos meses hasta décadas. El contenido de materias sólidas del material extraído de la fosa séptica es normalmente inferior al 5 por ciento y por esta razón, en este libro, dicho material se denominará lodos sépticos. Es posible que pasen muchos años sin que los pozos de percolación, que pueden existir en grandes cantidades, sean vaciados. Cuando son vaciados, la naturaleza del material extraído dependerá de las condiciones en el pozo. En aquellas zonas donde existe una combinación de una capa freática alta, pozos mal drenados y aguas grises que son descargadas en el pozo, el material removido puede incluir agua sobrenadante y puede ser descrito como lodos sépticos. La fracción sólida del material removido de los pozos bien drenados que recogen los excrementos de los inodoros con arrastre hidráulico probablemente será mucho mayor, y por lo tanto es mejor describir este material como lodos fecales. Los fosos herméticos sin dispositivo de infiltración, es decir tanques que retienen a la vez los efluentes sólidos y líquidos en un pozo o tanque sellado, deberán ser

vaciados con frecuencia. Lo mismo ocurre con los pozos de percolación y con las fosas sépticas, que pueden contener mucha agua ya sea cuando la capa freática es elevada o cuando el medio filtrante por debajo del pozo, los pozos de absorción (sumideros) o el lecho de infiltración se obstruyen con sólidos. En ambos casos, el material descargado se clasificará como lodo séptico en lugar de lodo fecal.

La mayoría de los sistemas secos retienen sólidos en un pozo o una cámara localizados directamente debajo del inodoro, lo que permite que el exceso de humedad se percole en el suelo. Estos sistemas secos se clasifican en tres grandes categorías: los sistemas convencionales de “eliminación y almacenamiento”, los sistemas basados en contenedores móviles y de transporte, y los sistemas autónomos in situ. Los dos primeros requieren la instalación de un dispositivo para el vaciado y tratamiento de los lodos fecales.

Sistemas convencionales de eliminación y almacenamiento

Estos sistemas incluyen diferentes tipos de letrinas de pozo y de inodoros de cámara. Las letrinas de pozo retienen las materias fecales por varios años. Durante este tiempo, el volumen y la concentración de patógenos disminuyen. El lodo fecal parcialmente digerido que contienen debe ser vaciado a intervalos poco frecuentes. El contenido de sólidos de los lodos puede variar, dependiendo de las condiciones locales. Investigaciones realizadas en Durban (Sudáfrica), en donde las personas están acostumbradas a depositar los desechos sólidos en pozos, revelaron un contenido típico de sólidos de más del 20 por ciento (Nwaneri, 2009). Esta cifra se encuentra en el límite superior del contenido de sólidos del material extraído de las letrinas de pozo, pero sugiere que el material removido de las letrinas de pozo simple y de las letrinas de almacenamiento en este sistema puede ser clasificado por lo general como lodo fecal. Excepciones a esta regla general son posibles cuando varios factores se presentan al mismo tiempo, como un alto nivel freático, suelos con un drenaje deficiente y la descarga de aguas grises en el pozo. Bajo estas circunstancias, el pozo puede contener agua sobrenadante, de manera tal que el material removido tiene más las características de lodos sépticos que de lodos fecales.

Sistemas de contenedor y dispositivos de saneamiento con sistema de transporte

Estos sistemas requieren un vaciado frecuente de las heces que contienen, es decir, una o varias veces por semana. El corto período de retención en el contenedor deja muy poco tiempo para la digestión, por lo que es probable que el volumen y la concentración de los lodos en estos sistemas sean mayores que en los lodos fecales de las letrinas de pozo y de las fosas sépticas. Además, estos sistemas suelen separar la orina de las heces y del papel higiénico, aumentando aún más la concentración de los lodos fecales.

Sistemas autónomos in situ

Los sistemas autónomos están diseñados para permitir la transformación in situ de los sólidos fecales en materia segura e inofensiva parecida a la tierra, que puede ser retirada manualmente. Estos incluyen los sistemas de letrinas de doble pozo o doble cámara, y los inodoros secos de compostaje con lombrices para el tratamiento de las heces. En teoría, estas tecnologías de saneamiento eliminan la necesidad de transporte y tratamiento fuera del lugar. En la práctica, aunque prometedoras, es probable que ninguna de estas soluciones elimine la necesidad de enfoques más “tradicionales” para el manejo de los lodos fecales y sépticos en un futuro cercano, especialmente en los contextos urbano y periurbano.

Este breve resumen de las diferentes opciones de saneamiento y sus necesidades de tratamiento nos llevan a las siguientes conclusiones:

- Gran parte de la población urbana en países de ingresos bajos depende de sistemas de saneamiento individuales o in situ.
- Aunque existen muchas opciones para tratar las heces in situ, estas están sujetas a dificultades operativas, o aún no se han implementado a nivel de la ciudad.
- Por lo tanto, la mayoría de las ciudades en los países de ingresos bajos necesitarán, en un futuro previsible, sistemas que abarquen la remoción de lodos sépticos y fecales, su transporte, tratamiento y eliminación.
- Las características del material que debe ser removido dependerán del tipo de inodoro, de las características de drenaje del suelo y del diseño del pozo. Los sistemas secos producirán normalmente lodos fecales, aunque las letrinas de pozo que penetran la capa freática y/o reciben aguas grises pueden contener agua sobrenadante. Los pozos que penetran la capa freática no son deseables, pero no se puede ignorar la posibilidad de que existan. Es más probable que los sistemas húmedos produzcan lodos sépticos, y las cantidades de lodo y de agua sobrenadante dependerán del nivel de la capa freática y de la eficacia del mecanismo de drenaje del pozo.

Opciones de eliminación de lodos fecales y sépticos

El material removido de los sistemas in situ, de las instalaciones de tratamiento descentralizadas y de los tanques interceptores es desagradable, tiene un olor fétido, puede contener un gran número de patógenos, y ciertamente tendrá una alta demanda de oxígeno. Si el material se vierte de manera indiscriminada, puede ocasionar degradación medioambiental y representar una amenaza para la salud pública. Si el material es aplicado a las tierras agrícolas sin los controles adecuados, este representará una amenaza para la salud de los agricultores y de los consumidores de los productos agrícolas cultivados en las tierras en donde dicho material haya sido esparcido. Los lodos fecales o

sépticos que se eliminan en las tierras agrícolas y las tierras forestales pueden contaminar los cursos de agua y afectar de manera negativa su estado. Por lo tanto, los sistemas de tratamiento y eliminación de este material deben ser diseñados para proteger tanto la salud pública como el medioambiente. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US EPA por sus siglas en inglés) identifica las siguientes opciones generales para la eliminación de lodos sépticos (US EPA, 1984):

- Tratamiento separado de lodos sépticos;
- Co-tratamiento con las aguas residuales;
- Aplicación de los lodos sépticos no tratados sobre el terreno.

En los países de ingresos bajos, la falta general de sistemas de alcantarillado y de tratamiento de las aguas residuales significa que el tratamiento independiente de los lodos fecales y sépticos suele ser la opción preferida para las nuevas iniciativas de manejo de lodos fecales. En las zonas en donde existe o está prevista la implementación de una red de alcantarillado, se puede considerar el co-tratamiento de los lodos sépticos con las aguas residuales municipales, aunque siempre se recomienda el tratamiento previo que separa las fracciones sólida y líquida de los lodos. También puede ser posible tratar conjuntamente los lodos fecales con los lodos sólidos provenientes del tratamiento de las aguas residuales, aunque se recomienda alguna forma de digestión previa al co-tratamiento para reducir los olores. Al considerar el co-tratamiento, es esencial que la carga de los lodos fecales y sépticos se evalúe en relación con la capacidad de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales para así poder validarla. La evaluación debe abarcar tanto la carga de sólidos orgánicos y suspendidos transportados en la fracción líquida de los lodos fecales y/o sépticos separados, como el volumen de los sólidos separados. El co-tratamiento de la fracción líquida de los lodos sépticos y los lodos fecales en una planta de tratamiento de aguas residuales es tratado en el capítulo 9.

La aplicación de los lodos fecales o sépticos sin tratar enriquece el suelo con nutrientes y carbono, pero implica riegos para la salud de los agricultores y de los consumidores. En el pasado, esta fue una práctica común en los Estados Unidos y Europa debido a sus beneficios, como se indica en el manual de 1984 de la US EPA sobre el tratamiento y la eliminación de los lodos sépticos. En este manual, la aplicación de lodos sin tratar se describe como “la técnica más utilizada para el tratamiento y la eliminación de los lodos sépticos en los Estados Unidos”. Desde entonces, una preocupación creciente frente a los riesgos que esta técnica representa ha llevado a todos los países desarrollados ya sea a prohibir o a restringir severamente la aplicación de los lodos no tratados o parcialmente tratados. La aplicación en tierras agrícolas se sigue practicando en muchos países de ingresos bajos y medianos bajos, por lo general de manera informal y con una reglamentación mínima. Los responsables de la planificación de proyectos de saneamiento se enfrentan a un gran desafío para encontrar soluciones adecuadas a esta situación.

Al considerar posibles soluciones, se pueden aprender lecciones a partir de la experiencia de los Estados Unidos y Europa. El manual de la US EPA, citado anteriormente, identifica tres soluciones de eliminación de lodos: la aplicación en los suelos, la incorporación superficial y el entierro. La aplicación en el suelo parece ser la solución más simple, pero causa problemas frecuentes debido a la presencia de patógenos, moscas y otros vectores de enfermedades. El manual sugirió que la incorporación por debajo de la superficie, con lodo arado en la tierra inmediatamente después de la descarga, ofrecía una mejor alternativa. Al estudiar las diferentes posibilidades, también es útil evaluar los riesgos asociados con las prácticas de aplicación actuales. El Recuadro 2.1 muestra un ejemplo en el norte de Ghana sobre las posibles consecuencias que pueden tener las prácticas de aplicación en el suelo.

Recuadro 2.1 Aplicación al suelo no reglamentada en Tamale, Ghana

Los pequeños agricultores en los alrededores de la ciudad de Tamale, en el norte de Ghana, compran los lodos sépticos, sin tratar, a los operadores de camiones cisterna, y los utilizan como acondicionador o fertilizante para el suelo (RUAF, 2003). Los cultivos que crecen en las tierras fertilizadas de esta manera son principalmente cereales, entre ellos maíz, sorgo y mijo. Los agricultores compran los lodos sépticos a los conductores de los camiones cisterna durante la temporada seca. La práctica más común consiste en verter el lodo en un lugar de fácil acceso para los camiones y dejarlo allí al aire libre hasta el final de la temporada seca. Durante este período, las altas temperaturas, la alta radiación solar y el bajo nivel de humedad generan las condiciones perfectas para un secado eficaz. Al final de la temporada seca, los agricultores esparcen el lodo deshidratado de manera uniforme sobre sus tierras. El largo tiempo de secado desactiva la mayoría de los patógenos, reduciendo así los riesgos para la salud de los agricultores. Sin embargo, los helmintos son muy resistentes y pueden sobrevivir en los lodos deshidratados durante mucho tiempo, lo que conlleva un riesgo de infección. De hecho, los agricultores informan que existen problemas de picazón e hinchazón en los pies cuando aplican el lodo seco en los suelos. Estos síntomas pueden ser una indicación temprana de infección por anquilostomas y también pueden estar asociados con el micetoma, una enfermedad crónica y progresivamente destructiva causada por hongos y algunos tipos de bacterias que afectan a los agrícolas en los climas tropicales.

Algunos agricultores hacen abono o composta en pozos. Comienzan excavando un pozo, luego colocan una capa de paja de arroz o maíz en el fondo, y vierten una capa de lodo encima. Luego cubren el lodo con otra capa de paja, repitiendo el proceso alternativamente hasta que el pozo se llene. El contenido del pozo se deja para que haga abono durante la temporada seca, de noviembre a finales de marzo. Los agricultores desocupan entonces los pozos, y aplican uniformemente la mezcla seca de lodo y paja sobre sus campos. Este método es menos común que el primero que se menciona en este recuadro, porque requiere una cantidad de residuos de cultivos que no todos los agricultores tienen y es relativamente intensivo en mano de obra. Sus ventajas son que el lodo digerido producido es fácil de aplicar y mejora las propiedades del suelo, en particular su densidad aparente.

Estos métodos son viables únicamente durante la temporada seca, y por lo tanto no satisfacen las necesidades de manejo de los lodos sépticos durante todo el año. Adicional a esto, estos métodos tampoco son ideales debido al riesgo de transmisión de patógenos que representan. No obstante, proveen beneficios para los agricultores, y cabe esperar que estos se opongan a la interrupción de estas prácticas.

El método de compostaje en pozos descrito en el Recuadro 2.1 es similar a los métodos de zanjas utilizados en Malasia (Narayana, 2017). Este mismo método ha sido utilizado en Sudáfrica, en donde la ONG Partners in Development y la Universidad de KwaZulu-Natal investigaron el entierro de lodos fecales provenientes de letrinas de pozo en zanjas profundas con propósitos forestales y de recuperación de tierras (Still *et al.*, 2012). En efecto, los investigadores encontraron que después de 25 meses los árboles que crecían sobre los lodos enterrados tenían aproximadamente 60 por ciento más biomasa que los árboles del grupo control. Se perforaron pozos de monitoreo aguas abajo del sitio del entierro en zanjas profundas, y se encontró que las concentraciones de nitrato y fósforo al igual que el nivel de pH se mantenían dentro de rangos aceptables durante el estudio, a pesar de que los volúmenes de lodo enterrado excedían significativamente las tasas normalmente aceptadas para la aplicación agrícola. Las pruebas revelaron una cantidad significativa de huevos de helmintos en los lodos de las letrinas de pozo recién extraídos. Sin embargo, luego de casi tres años de entierro, menos del 0.1 por ciento de estos huevos eran viables (es decir, potencialmente infecciosos). El estudio concluyó que, siempre y cuando se adopten las medidas de prevención necesarias para evitar la contaminación de la superficie del suelo, el entierro en zanjas profundas en un lugar apropiado puede ser una opción viable para la eliminación segura de los lodos tratados.

El trabajo realizado en Sudáfrica muestra que existen opciones potencialmente seguras para la eliminación de lodos en el suelo. Sin embargo, la seguridad de las prácticas de eliminación en los suelos depende de una reglamentación estricta, difícil de garantizar en aquellos países o regiones que carecen de sistemas regulatorios rigurosos. En los casos en que la legislación sólo permita bajas tasas de aplicación, se necesitará una gran superficie de terreno, lo que suele requerir la cooperación de muchos propietarios de tierras para la eliminación en el suelo. Si las granjas que aceptan los lodos frescos o tratados se encuentran esparcidas ampliamente, la logística y el costo de transporte pueden convertirse en un problema. Las parcelas de tierras forestales suelen ser más grandes, muchas de ellas siendo propiedad del Estado, pero su acceso puede ser un problema. En las zonas de bosques plantados, la incorporación superficial puede ser imposible debido al poco espacio entre los árboles, lo cual impide el uso de arados o de equipos. Una mejor solución puede ser centrarse en las zonas que se están preparando para la siembra de árboles, como en el ejemplo de KwaZulu-Natal.

Las necesidades privadas y públicas y la importancia de la demanda

Como se explicó en la introducción de este capítulo, es posible que exista la necesidad de un manejo de lodos fecales y sépticos cuando las instalaciones de saneamiento retienen el componente sólido de los lodos a nivel doméstico o comunitario. El término “necesidad” es muy poco preciso y es legítimo preguntarse: ¿cuál es la naturaleza de la necesidad, y quién la experimenta? Los hogares con pozos de percolación rebosantes que inundan la zona alrededor

de las casas sentirán una necesidad apremiante de vaciar dicho pozo. Si el equipo que vacía su pozo descarga los lodos sépticos en un curso de agua, esto contribuirá a la contaminación del medioambiente en general, creando así la necesidad de actuar para prevenir el vertido indiscriminado y limpiar cualquier contaminación que haya resultado de vertidos anteriores. Existe una gran diferencia entre estas dos necesidades. La primera, es una necesidad privada que afecta a los miembros de los hogares y a sus vecinos inmediatos. La segunda, es una necesidad pública que afecta a todos aquellos cuya calidad de vida pueda verse impactada de manera negativa por la contaminación ambiental resultante del vertido indiscriminado.

El concepto de demanda ayuda a aclarar las opciones para satisfacer las necesidades privadas y públicas. Los economistas definen la demanda como la voluntad y la capacidad de pagar por un bien o servicio. La disposición de las personas para pagar por el vaciado de su pozo o tanque con desbordamiento, pero no por el tratamiento posterior y la eliminación segura del contenido del pozo o tanque, ilustra el hecho de que la demanda es normalmente mayor para los bienes y servicios privados que para aquellos públicos. Sin demanda, el suministro eficaz de un bien o servicio será muy difícil. Lo que ocurre en muchas ciudades es que los hogares descargan los desechos fecales en desagües abiertos, depresiones y cursos de agua, algunas veces, aunque no siempre, después de un corto tiempo de retención en pequeños tanques sépticos. Estas prácticas reducen la demanda de servicios de vaciado de pozos y tanques. En el caso de los vaciados directos, no hay lodos fecales almacenados que deban ser removidos. Cuando la descarga se hace a través de un tanque, los sólidos son eliminados con el efluente líquido descargado. Esto prolongará el tiempo durante el cual el tanque seguirá funcionando sin ser vaciado, a menudo de manera indefinida. Incluso cuando el material fecal es removido de las instalaciones domésticas, puede ser arrojado al medioambiente o vendido a agricultores para que lo utilicen como acondicionador o fertilizante para el suelo, en lugar de llevarlo a una planta de tratamiento. Estas prácticas pueden reducir la carga de manera considerable en las instalaciones de tratamiento, mientras que representan amenazas tanto para la salud pública como para el medioambiente. Estos ejemplos muestran claramente que la falta de demanda no indica necesariamente una falta de necesidad. Las plantas de tratamiento diseñadas para satisfacer las necesidades, pero sin tener en consideración la demanda, pueden ser subutilizadas cuando dicha demanda de tratamiento sea limitada. Esto puede dar lugar a dificultades operacionales y a una reducción en los ingresos para la organización que opera la planta de tratamiento, dificultando aún más su operación. Bajo estas circunstancias, se recomienda tomar las siguientes medidas:

- Introducir, fortalecer y hacer cumplir las normas destinadas a prevenir los daños a la salud y/o al medioambiente.
- Promover la demanda, asegurándose de que las personas, y en particular los responsables de la toma de decisiones, sean conscientes de la necesidad

de considerar la totalidad de la cadena de servicio de saneamiento, y de por qué esto es importante para ellos.

- Desarrollar sistemas de cobro para los servicios de interés público. Un ejemplo, en las Filipinas, es la introducción de una cuota mensual pequeña, que se suma a las facturas de agua, para cubrir el costo del vaciado programado, pero también el costo del tratamiento.

El enfoque regulatorio puede involucrar el desarrollo de nuevas normas de construcción que prohíban que los inodoros estén conectados al sistema de drenaje, especificando una distancia vertical mínima entre los pozos de percolación, los pozos de filtrado y los lechos de infiltración, y la capa freática. La mejora y la pertinencia de las disposiciones reglamentarias normalmente requieren la adopción de medidas legislativas, como se explica más detalladamente en la sección referente a la legislación. La clave para una reglamentación exitosa es la aplicación, y los planificadores deben reconocer que la aplicación efectiva requerirá sistemas eficaces para examinar los diseños e inspeccionar la construcción. Dichos sistemas requieren recursos que a menudo solo estarán disponibles una vez se hayan tomado las medidas apropiadas para el fortalecimiento institucional. Es poco probable que estas medidas sean efectivas en las zonas “informales”, es decir, aquellas zonas que se han desarrollado al margen de los sistemas formales de planificación y regulación. El sector informal representa una alta proporción de viviendas en muchos países, y, por definición, es bastante difícil de regular.

La educación es fundamental para promover la demanda. Esto puede involucrar campañas de promoción basadas en mensajes clave acerca de los beneficios públicos y privados de un manejo de lodos sépticos mejorado y de las consecuencias de no adherirse a las prácticas adecuadas. Al igual que la aplicación efectiva de las regulaciones, la educación requiere recursos financieros e institucionales, sugiriendo que el funcionamiento de los sistemas de tratamiento y de manejo de lodos sépticos está directamente vinculado a la existencia de sistemas institucionales y financieros eficaces. Un punto importante de la educación en el cual se debe poner énfasis es la necesidad de garantizar que los operadores de camiones cisterna puedan acceder los pozos y tanques sin romper las losas de la cubierta. Esta acción será más efectiva si se realiza en paralelo con la introducción de las regulaciones y leyes nacionales y reglamentos municipales que especifiquen las disposiciones adecuadas de construcción y acceso a los tanques y pozos *in situ*.

El punto principal de esta discusión sobre la necesidad y la demanda es la importancia de tomarla en cuenta al evaluar los requisitos para el tratamiento. En algunos casos, esto resultará en un enfoque por etapas para la provisión de tratamiento, vinculado a los esfuerzos para incrementar la demanda con el tiempo. Este punto se trata con más detalle en el capítulo 3.

Legislación

La legislación proporciona el marco dentro del cual se lleva a cabo la gestión de los lodos sépticos. Puede existir en forma de leyes nacionales, directivas, regulaciones y estándares, o a nivel más local, en forma de directivas y reglamentos municipales. Las áreas de la legislación que probablemente afectarán los esfuerzos para mejorar la gestión de los lodos sépticos en general, y en particular su tratamiento, incluyen:

- *La legislación ambiental* relativa a las normas de calidad del aire y del agua y a los límites de descarga de desechos en el medioambiente.
- *La legislación sobre los poderes y las responsabilidades institucionales* que abarca la distribución de poderes y responsabilidades entre las diferentes organizaciones de servicios públicos o básicos, el alcance de la creación de organizaciones especializadas que asuman tareas como el manejo de lodos fecales y las posibles funciones para el sector privado.
- *Los códigos, las normas y las directrices de saneamiento* que especifiquen los tipos de saneamiento permitidos y la forma que deben adoptar las instalaciones sanitarias.
- *Los requisitos de licencia para los operadores.*
- *Los códigos, las normas y las directrices* que se refieran específicamente a la eliminación de los lodos fecales.
- Cualquier legislación vigente sobre aranceles, tarifas de vertido y otros asuntos financieros.

La legislación será más estricta y rigurosa si las leyes y estándares nacionales proporcionan un marco dentro del cual las entidades del gobierno local puedan desarrollar sus propias leyes y estándares. Por ejemplo, el Título 40, Sección 503 del Código de Regulaciones Federales de los Estados Unidos (CFR, por sus siglas en inglés), establece el marco nacional para el uso o la descarga de los biosólidos de las plantas de tratamiento. Los estados individuales y las administraciones de las ciudades se refieren a este instrumento cuando desarrollan sus propias directrices y legislaciones. El Gobierno de Brasil establece normas similares en su Resolución 375 (Conselho Nacional do Meio, 2006). En caso de que los códigos y las normas nacionales no hagan referencia específica a la eliminación segura de los lodos fecales y sépticos, puede ser posible basar las regulaciones y las normas en las directrices establecidas para los lodos producidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Si no existen, el desarrollo de las directrices nacionales debe entonces ser una prioridad. Estas deben incluir pautas sobre los procedimientos que se deben seguir y los estándares que deben lograrse para las diversas posibilidades de uso final.

La legislación es efectiva únicamente si se logra su cumplimiento. Su aplicación depende de los sistemas de monitoreo de las actividades de los hogares y de los proveedores de servicios de saneamiento, y de la imposición de sanciones a quienes no cumplan las normas ni los reglamentos pertinentes. Las sanciones requieren definiciones claras sobre las multas por falta de

cumplimiento, y necesitan disposiciones jurídicas eficaces para asegurar que esas penas se cumplan. La vigilancia eficaz requiere el acceso a un claro control de las normas, junto con arreglos institucionales efectivos para llevar a cabo las actividades de monitoreo. Si bien estas condiciones suelen ser difíciles de realizar en la práctica, las medidas para llevarlas a cabo deben ser parte de todo esfuerzo por mejorar el manejo de lodos fecales.

Estructuras, sistemas y capacidades institucionales

El término “institución” puede ser empleado para describir una organización o, más ampliamente, “una práctica, relación u organización significativa en una sociedad o cultura” (definición del diccionario en línea Merriam-Webster). Douglass North da otra definición a este término: “limitaciones concebidas por el hombre que estructuran las interacciones políticas, económicas y sociales” (North, 1990). Las instituciones, en el sentido dado por North y en la definición más amplia del diccionario Merriam-Webster, proporcionan el marco dentro del cual se realizan las actividades de gestión de lodos fecales y lodos sépticos. Las instituciones eficaces aumentan la probabilidad de que una iniciativa particular de gestión de lodos sépticos funcione, mientras que instituciones deficientes e inapropiadas pueden socavar incluso los mejores enfoques técnicos de gestión y tratamiento de los lodos fecales y/o sépticos. Por lo tanto es importante evaluar las diferentes opciones para la gestión de lodos sépticos, incluyendo las tecnologías de tratamiento, en relación con las instituciones existentes y las posibles instituciones futuras. La Figura 2.2 es un diagrama que representa los factores que influyen en el funcionamiento de las instituciones.

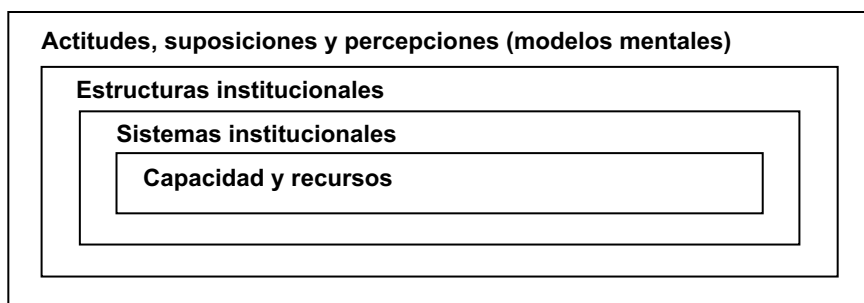


Figura 2.2 Factores que influyen en el desempeño de las instituciones

Modelos mentales

La Figura 2.2 ilustra el punto de que las instituciones no se pueden ver aisladas de las actitudes, las suposiciones y las percepciones, denominadas colectivamente como “modelos mentales”, que prevalecen en la sociedad.

Este concepto se remonta a los años 1940, pero su uso en relación con la gobernanza municipal le debe mucho a la labor de Douglass North y Elinor Ostrom (Banco Mundial, 2015: capítulo 3).

Los modelos mentales dan forma a las prioridades personales y de grupo que influyen en los objetivos y en los métodos de trabajo de las organizaciones a las cuales pertenecen. Una gestión eficaz de los lodos fecales y/o sépticos será posible únicamente si los responsables de la toma de decisiones esenciales y los posibles usuarios del servicio consideran que su gestión eficaz es importante. La demanda de tratamiento dependerá de las actitudes que se adopten ante las consecuencias ambientales de los vertidos indiscriminados. En los casos en que el saneamiento y la degradación del medioambiente sean una baja prioridad tanto para los responsables de la toma de decisiones como para el público en general, las medidas de sensibilización de los miembros de ambos grupos deben tener una gran prioridad.

Estructuras institucionales

Las estructuras institucionales influyen en la forma en que se distribuyen las responsabilidades de los servicios de saneamiento, incluido el tratamiento de lodos sépticos. La distribución de responsabilidades puede ser *espacial*, con diferentes organizaciones asumiendo la responsabilidad en diferentes áreas, o *funcional*, con diferentes organizaciones y grupos asumiendo la responsabilidad de diferentes tipos de actividades, incluyendo los diferentes eslabones en la cadena de servicios de saneamiento. En la práctica, las estructuras institucionales pueden involucrar la distribución de responsabilidades tanto espacial como funcional. En la mayoría de los países:

- Los niveles más altos del gobierno establecen objetivos, asignan los fondos de capital necesario para facilitar la acción que permita alcanzar dichos objetivos, y desarrollan la legislación y los reglamentos generales que rigen las acciones de otras partes interesadas. Las organizaciones nacionales y regionales también se encargan de establecer normas y de monitorear los efluentes.
- Los servicios de transporte y la eliminación de los lodos fecales y sépticos son prestados por los municipios, por el sector privado, o por una combinación de ambos. Los servicios prestados por el sector privado deben ser regulados por el municipio, pero hay muchos casos en los que esta regulación no existe o es inefectiva. En algunas ciudades, como por ejemplo en Dakar, los operadores del sector privado han establecido asociaciones de “vaciadores” que ofrecen cierto grado de autorregulación.
- La responsabilidad del tratamiento generalmente recae en el gobierno local o en una empresa de servicio de agua o de saneamiento, si bien algunas veces se subcontrata al sector privado para su operación.
- Los hogares son responsables de proveer y mantener sus propias instalaciones sanitarias en el terreno.

En los casos en que los proveedores de servicios existentes no proporcionen una buena gestión de lodos fecales, se debe considerar la posibilidad de crear un organismo que brinde estos servicios, incluyendo el tratamiento de lodos fecales y sépticos, en varias áreas del gobierno local o de los servicios públicos. Este organismo puede ser una empresa pública, un departamento especializado dentro de una agencia de servicios de alcantarillado o de manejo de desechos sólidos, o una organización del sector privado, que trabaje con varios municipios mediante alguna forma de contrato de gestión. El organismo puede ser responsable de los servicios en toda la región o provincia, o de una zona definida dentro de ellas, y probablemente estar autorizado para subcontratar a otras organizaciones para realizar algunas tareas.

En aquellos casos en que los municipios tengan poderes limitados para emplear y pagar trabajadores debidamente cualificados y/o en que el manejo de los lodos sépticos tenga una baja prioridad para los responsables de la toma de decisiones municipales, valdrá la pena explorar alternativas a la gestión municipal de los servicios de eliminación, transporte y tratamiento de los lodos fecales y sépticos. Las posibles opciones incluyen:

- Asignar responsabilidades para la gestión de los lodos fecales a una entidad gubernamental de más alto nivel.
- Un manejo por parte de un operador del sector público o privado, de conformidad con los contratos o acuerdos con órganos/entidades individuales del gobierno local.
- Un manejo por parte de un operador del sector público o privado, de conformidad con los contratos o acuerdos con un grupo de órganos/entidades del gobierno local.
- Otorgar los poderes para prestar esos servicios a una organización especializada existente, como por ejemplo una empresa de servicio de agua y alcantarillado.

El operador del sector público puede ser una organización especializada de este sector establecida con la misión de manejar los servicios relacionados con la gestión de los lodos fecales y sépticos por parte del gobierno local. Al considerar estructuras institucionales alternativas, es importante evaluar la medida en que estas ofrecen posibilidades de desarrollo de las aptitudes básicas de gestión y operación necesarias para la gestión adecuada de los lodos fecales y sépticos.

Sistemas institucionales

La calidad de la prestación de servicios estará influenciada por:

- Los sistemas que gobiernan las relaciones entre los diferentes grupos y las organizaciones.
- Los sistemas internos que gobiernan la forma en que funciona cada grupo u organización.

Una importante relación externa es aquella entre los vaciadores de pozos y de tanques y la organización responsable del funcionamiento de la planta de tratamiento. La solidez de esta relación depende del establecimiento de sistemas para definir las funciones, asegurar una comunicación efectiva en la relación entre las partes y resolver los desacuerdos que puedan surgir. La eficacia de estos sistemas influirá a su vez en el volumen de lodos fecales y/o sépticos que llega a la planta de tratamiento. También es importante la relación existente entre la organización responsable de la planificación y el diseño de las instalaciones de tratamiento y la organización encargada de su funcionamiento. La organización con responsabilidades operacionales debe estar involucrada en el proceso de planificación y diseño desde el principio, de manera tal que el diseño refleje sus opiniones, preocupaciones y experiencia operacional.

Los sistemas internos determinan dónde residen las responsabilidades para la toma de decisiones dentro de las organizaciones. Si aquellas con una responsabilidad oficial para las cuestiones operacionales descuidan esa responsabilidad, las decisiones operativas de rutina se dejarán al personal no capacitado, y tal vez desmotivado. El resultado puede ser que los procedimientos operativos efectuados en la práctica sean significativamente diferentes de los requeridos por las directrices oficiales y los procedimientos operativos estándar. Esto puede acarrear posibles consecuencias, entre las que se incluyen:

- La incapacidad del personal de operaciones para mantener registros precisos de las entregas del camión cisterna de vaciado a la planta de tratamiento.
- Un vaciado tardío o descuidado de las unidades de tratamiento, incluyendo tanques, lagunas y reactores anaeróbicos, conduciendo a la acumulación de lodos y a un bajo rendimiento de la planta.
- Una carga aleatoria de los lechos de secado, lo que da lugar a un secado deficiente y a un aumento de las concentraciones de patógenos en los lodos parcialmente secos.

Estos problemas pueden verse exacerbados si existe una alta rotación del personal operativo, ya que muchos son empleados con contratos temporales.

Capacidad y recursos

La responsabilidad de un mantenimiento deficiente de registros y de la carga aleatoria de los lechos de secado citados en la sección anterior podría atribuirse, al menos en cierta medida, a un personal poco capacitado. Esto demuestra que un sistema operacional puede fallar si el personal empleado para implementarlo carece del conocimiento y las habilidades técnicas y/o de manejo apropiados para hacerlo. Los recursos financieros son igualmente importantes. La causa de una demora en vaciado de las lagunas anaeróbicas puede ser la falta de fondos, la falta de disponibilidad de equipo, o una combinación de las dos. Estos ejemplos ilustran la necesidad de dar una gran importancia no sólo

al diseño de los sistemas de tratamiento, sino también a los recursos humanos y financieros, entre otros, necesarios para aplicar esos sistemas. La capacitación puede ayudar a abordar las cuestiones de capacidad, pero únicamente si se combina con las medidas necesarias para abordar cualquier limitación estructural y sistémica del desarrollo de capacidad. Uno de los problemas más comunes es que el personal encargado de la gestión de los lodos sépticos suele tener un rango bajo dentro del gobierno local o de las jerarquías de servicios de aguas y alcantarillado. Esto se aplica tanto a los gerentes como a los trabajadores y conlleva dos consecuencias:

- Los trabajadores no tienen una educación básica que les permita beneficiarse de una capacitación. Esto es de particular importancia cuando los sistemas de tratamiento incluyen unidades mecanizadas que requieren personal operacional capacitado y con conocimientos.
- Una vez que se han capacitado, tanto los gerentes como los trabajadores pueden buscar trabajos mejor remunerados, de manera tal que se pierde cualquier beneficio adquirido con su entrenamiento.

Estos ejemplos ilustran el punto principal, es decir que el desarrollo de capacidades nunca debe ser solo una cuestión de capacitación. Debe además abarcar medidas para el desarrollo de sistemas que garanticen que los gerentes y trabajadores:

- Una vez capacitados tengan la posibilidad de aplicar dicha capacitación.
- Estén motivados para quedarse, tal vez creando conciencia de que la gestión de lodos fecales les ofrecerá oportunidades para mejorar su estatus y ascender a puestos más altos con más responsabilidades.

En aquellos casos en que los sistemas gubernamentales sean rígidos, la única forma de ofrecerles estas oportunidades puede ser mediante el establecimiento de una estructura alternativa, como se sugiere en la subsección sobre estructuras institucionales.

La siguiente subsección se ocupa de las opciones de financiamiento. En ella se enfatiza que es mejor integrar todos los aspectos del manejo de lodos fecales y sépticos en una sola operación, utilizando los fondos generados por los cobros relacionados con su manejo para cubrir los costos del tratamiento. Esto exige que una organización eficaz maneje el proceso integrado, una condición que se aplica incluso en aquellos casos en que dicha organización subcontrata a organizaciones del sector privado para la realización de algunas tareas.

En muchas ciudades, el sector informal contribuye en gran medida a la provisión de viviendas y servicios. Esto incluye hogares y constructores que construyen instalaciones sanitarias sin basarse en las normas y códigos de construcción y planificación oficiales, vaciadores de tanques y pozos, y operadores de camiones cisterna no certificados. Por definición, la actividad informal no está regulada, lo que significa que en gran medida no se ve afectada por la legislación. Al considerar las opciones institucionales, es importante tener en cuenta que cualquier intento por programar el vaciado de un pozo o

tanque requerirá la integración de los servicios de vaciado de pozos y tanques del sector informal dentro del sistema oficial.

Consideraciones financieras

Las responsabilidades de financiar el capital y los costos recurrentes de los servicios públicos suelen estar frecuentemente divididas:

- El gobierno central y los donantes internacionales proporcionan los fondos para la construcción de las plantas de tratamiento y la compra de camiones cisterna y otro tipo de vehículo de reparto.
- Los proveedores de servicios locales cubren los costos operacionales, incluyendo el mantenimiento y tal vez los costos de reparación y sustitución.
- Los hogares son responsables de los costos de capital y mantenimiento de las instalaciones domésticas, y posiblemente de alguna parte de los costos para la recolección y el transporte.

La operación continua de los servicios de gestión de lodos fecales y sépticos depende de la disponibilidad de fondos para cubrir los costos operacionales. Como ya se indicó en la discusión sobre la demanda, los servicios de recolección y transporte locales proporcionan beneficios privados, y es por lo tanto relativamente fácil persuadir a los usuarios de los servicios de saneamiento individuales para que paguen por ellos. Aun así, los operadores de los camiones cisterna del sector público o privado pueden tener dificultades para cubrir los gastos cuando los pozos son grandes y/o se llenan lentamente, por lo que la demanda de los servicios de vaciado de pozos o tanques es limitada (Tayler *et al.*, 2013). La financiación de los servicios de tratamiento de lodos fecales y sépticos es más difícil. El tratamiento es un bien público que salvaguarda el medioambiente y por lo tanto proporciona beneficios a la sociedad en conjunto, y por esta razón es difícil hacer que los clientes paguen directamente por ello. A continuación se señalan posibles fuentes de fondos para financiar el tratamiento.

Cobro de tarifa a los operadores de camiones cisterna por cada carga vertida en las instalaciones de tratamiento

Este mecanismo puede ser una buena fuente de ingresos cuando exista una gran demanda para el vaciado de los tanques y los pozos, y cuando haya un incentivo para garantizar que todo el material removido será entregado a la planta de tratamiento. Su uso será más apropiado cuando los hogares paguen una tarifa por cada vaciado y/o eliminación de lodos, bien sea a un proveedor del sector privado o público. Requiere de un sistema eficaz para calcular y registrar los volúmenes depositados y las cantidades recaudadas por la tarifa de descarga. En 2012, varias investigaciones realizadas en diferentes ciudades de Indonesia revelaron que los ingresos provenientes de los cobros

de entrega cubrían únicamente una pequeña parte de los costos operacionales de la planta de tratamiento, en parte debido a un pobre desempeño en la recolección (Tayler *et al.*, 2013). Es posible que la imposición de una tarifa de descarga disuada a los operadores del sector privado de realizar descargas en la planta, lo que resultaría en una reducción en el volumen de lodos fecales entregados y un aumento correspondiente en la incidencia de vertidos incontrolados directamente al medioambiente. Sin embargo, investigaciones realizadas en Sri Lanka encontraron que los conductores de los camiones cisterna sí hacían entregas a los vertederos de descarga convenientemente situados, dando lugar a un aumento del volumen de lodos sépticos entregados para su tratamiento (Ravikumar Joseph - comunicación personal). El elemento principal que se retoma de esta discusión es que los ingresos provenientes de las tarifas de descarga dependen de la situación local y deben ser analizados como corresponde.

Ingresos provenientes de la venta de los lodos tratados

Los lodos tratados pueden ser vendidos como acondicionador de suelos, combustible, fuente de proteína o material de construcción. El primero de estos ha sido históricamente la forma más común de recuperación de recursos, pero las opciones que producen energía tienen el potencial de generar un mayor ingreso (Diener *et al.*, 2014). En aquellos casos en que los lodos se venden para uso agrícola es importante garantizar que los lodos tratados se encuentren libres de patógenos. Cualquiera que sea el uso previsto de los lodos tratados, debe ser socialmente aceptable y deben existir sistemas para comercializarlo y entregarlo a los clientes. En el capítulo 10 se ofrece más información sobre los esfuerzos para desarrollar los usos que se le puedan dar a los lodos secos.

Transferencia de fondos del presupuesto municipal

Esta es la opción normal para financiar los costos de tratamiento en la mayoría de los países. La cantidad transferida es a menudo insuficiente para cubrir todos los costos operativos, ya que el tratamiento de los lodos fecales tiene una prioridad relativamente baja para los encargados de la toma de decisiones a nivel municipal.

Imposición de cargos adicionales sobre otros servicios

En algunas ciudades de las Filipinas se han impuesto cargos adicionales en las facturas de agua para cubrir el costo del vaciado programado de pozos y tanques y de los servicios de transporte y tratamiento asociados. Esta opción tiene la ventaja de ser más simple, pero es posible únicamente cuando la mayoría de la gente tiene una conexión de agua. Puede ser posible también añadir un cargo adicional a las facturas de electricidad o a los impuestos a la propiedad. Algunos estados en la India han explorado esta segunda opción

(ver, por ejemplo, Swachh Maharashtra Mission, 2016). Ambas opciones presentan algunos desafíos administrativos en el caso de la electricidad ya que raramente es una responsabilidad municipal, y en el caso de los impuestos a la propiedad ya que algunas de estas están exentas de impuestos. El documento del Gobierno de Maharashtra, citado anteriormente, plantea como alternativa la introducción de un nuevo impuesto de saneamiento, señalando que esto sería posible bajo la legislación existente.

Subsidio cruzado

El subsidio cruzado de los beneficios provenientes de los servicios públicos de transporte y eliminación de lodos sépticos es una solución prometedora, pero requeriría de un enfoque integrado para garantizar que la organización que lleva la responsabilidad financiera para el tratamiento se beneficie de los ingresos generados por los servicios de vaciado de pozos y tanques. Los subsidios cruzados provenientes de las tarifas del suministro de agua o de alcantarillado también pueden ser utilizados.

Es poco probable que se puedan cubrir todos los costos cobrando por el servicio de entrega de lodos y vendiendo los productos tratados. Por lo tanto, serán necesarios algunos subsidios municipales. Estos a su vez pueden ser subvencionados por transferencias provenientes de los niveles superiores del gobierno. Incluso cuando no se puedan evitar esos subsidios, el objetivo siempre debe ser el de desarrollar otras fuentes alternativas de financiamiento a fin de reducir al mínimo la dependencia en los subsidios.

Un enfoque integrado no requiere que una sola organización tenga que llevar a cabo todas las tareas del manejo de lodos sépticos. Es muy posible que la organización responsable desee subcontratar tareas a los servicios de vaciado de pozos y tanques, y, en efecto, a las plantas de tratamiento de lodos. Sin embargo, es esencial que los proveedores de servicios del sector privado trabajen dentro de un marco establecido por la organización proveedora de servicios principal, la cual debe garantizar que los fondos suficientes se encuentren disponibles, por medio de una combinación de las opciones previamente mencionadas, con el fin de cubrir el capital y los costos operacionales y de mantenimiento asociados al tratamiento.

Otros factores externos que influyen en las opciones de tratamiento

La viabilidad de las tecnologías de tratamiento de lodos fecales y sépticos dependerá de la disponibilidad y de los costos de los insumos externos necesarios para su funcionamiento exitoso. Estos insumos incluyen piezas de repuesto, la tierra, el agua y la energía, y los conocimientos y aptitudes operacionales especializados necesarios para el funcionamiento del proceso de tratamiento. Es entonces necesario un buen conocimiento de la situación local en relación con cada uno de estos insumos para evaluar la viabilidad de los diferentes enfoques y tecnologías. Los factores clave que la mayoría

de las tecnologías de tratamiento tienen en común se examinan con mayor detalle en el capítulo 6. Los factores que influyen en la elección del proceso se examinan en el capítulo 4.

Posibles cambios en la gestión de lodos fecales y sépticos

El contexto en el cual se lleva a cabo la gestión de lodos fecales puede cambiar con el tiempo. El crecimiento demográfico resultará en un aumento de la población y, posiblemente, en un cambio en la distribución de esta. Un aumento de la cobertura del alcantarillado puede reducir la necesidad de instalaciones especializadas en el tratamiento de lodos fecales y sépticos. Los cambios en las prácticas de gestión de lodos fecales y sépticos también pueden afectar las necesidades de tratamiento. Los responsables de los servicios de tratamiento tendrán una capacidad limitada para influenciar esos cambios y deberán tenerlos en cuenta al planificar para el futuro. Existen otras áreas en las cuales pueden iniciar y apoyar un cambio. De hecho, el cambio puede ser esencial si se quieren superar las limitaciones jurídicas, institucionales y financieras identificadas anteriormente en este capítulo. Al planificar el tratamiento de lodos fecales y/o sépticos, y al examinar el contexto en el cual este tratamiento se llevará a cabo, es importante considerar cómo podría cambiarse dicho contexto. Entre las preguntas que se deben hacer al evaluar la probabilidad y la necesidad de un cambio figuran las siguientes:

- ¿Qué cambios son posibles en este momento, y cuáles serían sus consecuencias?
- ¿Qué limitaciones se interponen en el camino?
- ¿Qué opciones realistas existen para hacer frente a esas limitaciones?
- ¿Cómo es probable que cambie la disposición de los usuarios y proveedores de servicios con el tiempo?

Un ejemplo de un cambio que influirá en los requisitos de tratamiento es el cambio de carga que resultará si se introducen servicios programados de vaciado de pozos y tanques. Concretamente, el aumento de la frecuencia de vaciado dará lugar a un aumento de las cantidades de lodos fecales y/o sépticos que requerirán ser tratados y a una disminución de su concentración. Las limitaciones para la introducción del vaciado programado a nivel de una ciudad incluyen la escasez de fondos para financiar el servicio, la falta de información sobre las instalaciones sanitarias existentes in situ para planificar el vaciado programado, la falta de camiones cisterna y la falta de capacidad institucional para manejar un sistema de vaciado y transporte a gran escala. Una solución a la escasez de fondos asociada con esto podría ser añadir un cargo adicional a las facturas de agua para pagar el servicio. Como ya se ha señalado, ese cargo adicional se utilizó en algunas ciudades de las Filipinas para cubrir el costo del vaciado programado.

Otro cambio que podría afectar el tratamiento es la introducción de una colaboración pública – privada, en la cual el operador del sector privado

es contratado para llevar a cabo ciertas partes de la cadena del servicio de saneamiento, como por ejemplo la recolección y/o el tratamiento. Esta opción se verá a menudo limitada por la capacidad que la organización responsable del manejo de los lodos sépticos tendrá para gestionar la operación, mucho más amplia y compleja, que se requiere para implementarla. A este respecto, vale la pena aclarar que las prácticas de trabajo que se exigen a los operadores del sector privado bajo un régimen de vaciado programado manejado por una organización del sector público serán diferentes a aquellas de proveedores no regulados que operan en un mercado competitivo. Una respuesta a estas limitaciones podría consistir en centrarse en primer lugar en el vaciado programado en determinadas zonas. Esto dará tiempo para el desarrollo gradual de la capacidad de gestión de los servicios programados.

Los cambios en las prácticas de uso final, tal vez derivados de los esfuerzos por superar la resistencia al uso de productos tratados con seguridad, pueden dar lugar a un aumento de los ingresos, pero también pueden requerir cambios en el tratamiento para garantizar la seguridad de los productos tratados.

Puntos clave de este capítulo

En el presente capítulo se han explorado las formas en que las decisiones sobre las opciones del proceso de tratamiento deben tomar en consideración el contexto en el que operan. Entre los puntos clave que se emergen de este capítulo figuran los siguientes:

- Las características del material a tratar se verán influenciadas por las disposiciones para la recolección y el almacenamiento de los excrementos a nivel doméstico. Las letrinas de pozo y los pozos de percolación bien drenados producen lodos fecales relativamente secos, mientras que las fosas sépticas, los pozos de percolación con un drenaje deficiente y las letrinas de pozo que penetran en la capa freática suelen producir lodos sépticos más acuosos.
- Las instalaciones de tratamiento independientes suelen ser la mejor opción para el tratamiento de los lodos fecales y sépticos.
- En los casos en que existan instalaciones de tratamiento de aguas residuales con capacidad disponible, el co-tratamiento con aguas residuales es una posibilidad para el tratamiento de los lodos sépticos. Al considerar esta opción, deben tenerse en cuenta los efectos de concentración y las características de los lodos sépticos en los procesos de tratamiento. Se recomienda la separación sólido-líquido de los lodos sépticos antes del co-tratamiento, con las fracciones líquidas tratadas con las aguas residuales y las fracciones sólidas con los lodos de aguas residuales (provenientes de la recolección de aguas residuales de alcantarillas y de procesos de tratamientos semi-centralizados).
- El co-tratamiento de los lodos fecales con los lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales es posible, pero se recomienda una

biodigestión previa de los lodos fecales para reducir los problemas de olor.

- Existen varias opciones para la eliminación de los lodos fecales y sépticos en los suelos, pero estas implican riesgos para la salud pública y el medioambiente. La eliminación en los suelos sólo debe considerarse si se dispone de lugares de eliminación con condiciones hidrogeológicas y topográficas adecuadas, y si existen los sistemas institucionales para regularla eficazmente.
- Los planes para el tratamiento de los lodos fecales y sépticos deben tener en cuenta la necesidad y la demanda, tanto en el momento de la planificación como a largo plazo. La demanda de tratamiento puede verse limitada por la renuencia de los usuarios de los servicios de saneamiento a pagar un servicio público en lugar de uno privado. Cuando esto ocurre, se suele requerir una combinación de medidas educativas y regulatorias para aumentar la demanda.
- Los esfuerzos para prestar mejores servicios de gestión de lodos fecales sólo tendrán éxito si están respaldados por una legislación pertinente. Será particularmente importante definir las funciones y responsabilidades en relación con diversos aspectos del manejo de los lodos fecales.
- Los planes para mejorar la gestión de los lodos fecales, incluyendo el tratamiento, deben tener en cuenta la disponibilidad de recursos y la capacidad institucional. Se debe prestar especial atención a las oportunidades y limitaciones que presentan los sistemas existentes. Cuando se requiera un fortalecimiento institucional, la atención a corto plazo deberá centrarse normalmente en las opciones para mejorar los sistemas institucionales existentes. En el largo plazo, tal vez sea necesario considerar cambios estructurales. Estos podrían suponer la creación de una entidad con responsabilidad específica para la gestión de lodos fecales en una o más zonas del gobierno local, según las circunstancias locales.
- Las responsabilidades en materia de tratamiento de lodos fecales y sépticos se dividen a menudo, con la financiación de capital proporcionada por los niveles superiores del gobierno, mientras que los costos operacionales corren a cargo del gobierno local. Si no se cubren los costos operacionales, el desempeño de la planta será deficiente y podría conducir con bastante rapidez al fracaso de la misma. Se pueden generar algunos ingresos cobrando a los operadores de los camiones cisterna de lodos para que los entreguen a la planta de tratamiento y mediante la venta de los productos tratados. Sin embargo, es probable que ninguno de los dos cubra el costo total del tratamiento.

Referencias bibliográficas

- Conselho Nacional do Meio Ambiente (2006) Resolução No. 375 de 29 de Agosto de 2006: Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Diário da União, 28 August 2006, Part 1, 141–146 <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>> [consultado el 3 de febrero de 2018].
- Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C., Muspratt, A., Gning, J., Mbe'guéré, M., Ennin, J., Zurbrugg, C. y Strande, L. (2014) 'A value proposition: resource recovery from faecal sludge – Can it be the driver for improved sanitation?' *Resources Conservation and Recycling* 88: 32–8 <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.04.005>> [consultado el 11 de mayo de 2018].
- Narayana, D. (2017) *Sanitation and Sewerage Management: The Malaysian Experience*, FSM Innovation Case Study, Seattle, WA: Bill & Melinda Gates Foundation <www.susana.org/_resources/documents/default/3-2760-7-1503648469.pdf> [consultado el 26 de octubre de 2017].
- North, D.C. (1990) *Institutions, Institutional Change, and Economic Performance*, New York, NY: Cambridge University Press.
- Nwaneri, C.F. (2009) *Physico-Chemical Characteristics and Biodegradability of Contents of Ventilated Pit Latrines (VIPs) in eThekweni Municipality*, MSc thesis, University of KwaZulu-Natal <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.719.9526&rep=rep1&type=pdf>> [consultado el 25 de febrero de 2017].
- RUAF (2003) *Faecal Sludge Application for Agriculture in Tamale, Ghana* <www.ruaf.org/sites/default/files/Faecal%20Sludge%20Application_1.pdf> [consultado el 13 de marzo de 2017].
- Still, D., Louton, B., Bakare, B., Taylor, C., Foxon, K. y Lorentz, S. (2012) *Investigating the Potential of Deep Row Entrenchment of Pit Latrine and Wastewater Sludges for Forestry and Land Rehabilitation Purposes*, Gezina, South Africa: Water Research Commission <www.susana.org/en/resources/library/details/1679> [consultado el 13 de marzo de 2017].
- Swachh Maharashtra Mission (Urban) (2016) *Guidelines for Septage Management in Maharashtra*, Urban Development Department, Government of Maharashtra <https://swachh.maharashtra.gov.in/Site/Upload/GR/Septage_Management_Guidelines_UDD_020216.pdf> [consultado el 26 de octubre de 2017].
- Taylor, K., Siregar, R., Darmawan, B., Blackett, I. and Giltner, S. (2013) 'Development of urban septage management models in Indonesia', *Waterlines* 32(3): 221–36 <<http://dx.doi.org/10.3362/1756-3488.2013.023>> [consultado el 11 de mayo de 2018].
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, Ph. y Zurbrugg, C. (2014) *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*, 2nd revised edition, Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) <www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf> [consultado el 27 de febrero de 2017].

US EPA (1984) *Handbook: Septage Treatment and Disposal*, Cincinnati, OH: Municipal Environmental Research Laboratory <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004ARR.PDF?Dockey=30004ARR.PDF>> [consultado el 19 de junio de 2018].

World Bank (2015) *World Development Report 2015: Mind, Society, and Behavior*, Washington, DC: World Bank <<http://dx.doi.org/10.1596/978-1-4648-0342-0>> [consultado el 11 de mayo de 2018].

CAPÍTULO 3

Planificación para el tratamiento mejorado

En este capítulo se examinan las decisiones y medidas que han de adoptarse antes de iniciar el diseño detallado de las instalaciones de tratamiento. Este capítulo se centra en la planificación del tratamiento de lodos fecales y lodos sépticos, señalando a la vez la conveniencia de integrar su tratamiento en los planes generales de saneamiento. También se destaca la importancia de identificar los problemas reales en lugar de los aparentes, con base en una evaluación bien documentada de las condiciones existentes. Además, se identifican y describen los métodos y procedimientos necesarios para llevar a cabo las evaluaciones preliminares, y se examinan aquellos necesarios para las evaluaciones detalladas, haciendo referencia a los recursos que podrían ser útiles en la realización de estas últimas. En este capítulo se describen los procedimientos para determinar la planificación y las áreas de servicio, y evaluar los beneficios de un enfoque descentralizado de tratamiento. Más adelante, se identifican los factores que ejercen influencia en la ubicación de la planta de tratamiento. Igualmente, se describen los procedimientos para estimar las cargas hidráulicas, orgánicas y de sólidos suspendidos. En la sección final del capítulo se examinan los factores que influyen en la selección de las diferentes tecnologías.

Palabras clave: evaluación preliminar, área de planificación, ubicación de la planta, evaluación de la carga, opciones de tecnología.

Introducción

Este capítulo se ocupa de las decisiones de planificación que son necesarias para la elaboración de proyectos de desarrollo de nuevas infraestructuras para el tratamiento de lodos fecales y sépticos, o de su mejora si estas ya existen. No tiene como intención proporcionar una orientación sobre actividades de planificación de lodos fecales y de saneamiento más amplias. En la medida de lo posible, el desarrollo de los planes de mejoramiento del tratamiento debe llevarse a cabo dentro del contexto establecido de un plan integral de saneamiento. Sin embargo, esto no siempre es posible, ya sea porque no existe un plan de este tipo o porque no se dispone de los recursos necesarios para su elaboración. En estos casos, el objetivo debe ser recolectar suficiente información sobre los otros eslabones en la cadena del servicio de saneamiento, para facilitar la adopción de las decisiones informadas sobre las opciones de tratamiento. El enfoque de este capítulo se basa en los conceptos establecidos en el libro titulado *Urban Sanitation Planning: A Guide to Strategic Planning* (Tayler *et al.*, 2003). La caja de herramientas "Gestión de Agua y Saneamiento Sostenible" (*Sustainable Sanitation and Waste Management – SSWM toolbox*, por sus siglas en inglés) incluye una introducción a

la planificación del saneamiento estratégico (SSWM s.f). Gran parte del enfoque de este libro se basa en el trabajo de Tayler *et al.*, que enfatiza la importancia de comprender el contexto inicial, identificar objetivos claros y establecer un plan de acción gradual entre la situación inicial y los objetivos, teniendo en cuenta las limitaciones y oportunidades institucionales y financieras. En otros enfoques de planificación se hacen sugerencias sobre lo que podría implicar el enfoque gradual y cómo podría aplicarse (véase, por ejemplo, Parkinson *et al.*, 2014, y Lüthi *et al.*, 2011). Los capítulos 14 a 17 de Strande *et al.* (2014) proporcionan una guía detallada de la planificación de la gestión de lodos fecales, que abarca la evaluación de la situación actual (capítulo 14), el análisis y la participación de las partes interesadas (capítulos 15 y 16) y la planificación de sistemas integrados de gestión de lodos fecales (capítulo 17). Este capítulo no tiene por objeto reproducir esta guía, sino más bien centrarse en cuestiones de particular importancia para la planificación de nuevas instalaciones de tratamiento, o para la mejora de las existentes. El tratamiento de lodos fecales y sépticos es un bien público cuyos beneficios se extienden más allá de los límites geográficos y sociales de cada comunidad. Por esta razón, este capítulo hace hincapié en la necesidad de entablar un diálogo con las partes interesadas, reconociendo al mismo tiempo que es poco probable que la planificación de un tratamiento mejorado sea dirigida por organizaciones comunitarias.

A fin de evaluar la situación existente, será necesario recolectar información relacionada con lo siguiente:

- *La naturaleza y el alcance de los servicios de saneamiento existentes*, teniendo en cuenta todos los eslabones de la cadena de saneamiento e incluyendo información sobre las características típicas del material removido de los pozos y tanques.
- *La manera en la cual esos servicios podrían cambiar* en el futuro.
- *Cualquier problema o deficiencia en estos servicios*, incluyendo aquellos relacionados con las estructuras y sistemas institucionales que determinan las formas en que se prestan dichos servicios.
- *La disponibilidad de recursos*, incluyendo tanto los recursos físicos, como por ejemplo el terreno y el suministro de energía, como los recursos institucionales en forma de organizaciones que cuenten con las capacidades técnicas y de gestión para llevar a cabo los procesos de tratamiento de diversos grados de complejidad.
- *Los mercados existentes y futuros* para los productos derivados del tratamiento.

La información disponible acerca de las instalaciones de saneamiento existentes, de la recolección y el transporte de lodos fecales y/o sépticos, y de la forma en la cual estas podrían cambiar en el futuro es necesaria para evaluar la carga que se prevé que reciban las plantas de tratamiento propuestas, a corto y largo plazo. La evolución durante el período de planificación también incluye cambios, como el crecimiento demográfico, que son en gran medida independientes de las intervenciones planificadas, y otros que surgirán cuando se

tomen medidas para cambiar y mejorar los servicios y los sistemas institucionales y financieros que los sustentan. Un ejemplo de lo anterior es el aumento del volumen de materiales que se deben procesar tras la introducción de un servicio de vaciado programado de pozos y tanques. La información disponible sobre los problemas y deficiencias en los servicios existentes ayudará a los planificadores y diseñadores a evitar que se repitan los errores del pasado. Los problemas operacionales deben considerarse en relación con los arreglos institucionales y financieros, haciendo un gran énfasis en la identificación de cualquier déficit en el financiamiento necesario para cubrir los costos operacionales de mantenimiento, reparación y reemplazo.

Los objetivos generales se han definido en el capítulo 1 y se explorarán con mayor detalle en el capítulo 4. Con el fin de trazar un camino partiendo de la situación existente hasta el logro de los objetivos generales, los planes deben explorar diferentes opciones, identificar las medidas que se deben tomar y combinarlas en un programa general. El programa debe identificar los objetivos intermedios, cuyo logro facilitará la implementación de las actividades posteriores del programa. Los objetivos intermedios deben garantizar la disponibilidad de los siguientes elementos:

- *Una base de datos de las instalaciones sanitarias existentes y de las necesidades de vaciado de sus pozos y tanques.* Esto es necesario cuando existen planes para pasar de un servicio “de guardia” a un servicio de vaciado programado.
- *Información sobre las características del material que debe ser tratado.* Debido a la naturaleza variable de los lodos fecales y sépticos, este punto requerirá un programa completo de muestreo y pruebas, basado en muestras compuestas tomadas de vehículos de transporte de lodos representativos. Esto brindará información sobre la situación actual. Al realizar diseños para condiciones futuras, se deben tener en cuenta posibles cambios en las características de los materiales a tratar, a su vez causados por los cambios en la cadena de saneamiento. Por ejemplo, estas condiciones pueden ser la expansión del acceso al suministro de agua de los hogares o la introducción del vaciado programado. Esto puede requerir un cierto grado de juicio, pero es posible conformarse a este al obtener información sobre el material removido de los pozos y tanques vaciados regularmente.
- *Sistemas de gestión y cadenas de suministro efectivos para los procesos de tratamiento planteados.* Este es un objetivo intermedio importante en todos los casos y es un prerrequisito para la aplicación de tecnologías de tratamiento mecanizado.

En la medida de lo posible, las decisiones deben basarse en los datos disponibles y no en supuestos sin comprobar. Se requerirá tener un criterio cuando existan vacíos o inconsistencias en la información disponible. Para mejorar la calidad de la toma de decisiones, siempre se deben explorar opciones para recopilar y analizar los datos adicionales con el objetivo de llenar vacíos y resolver inconsistencias.

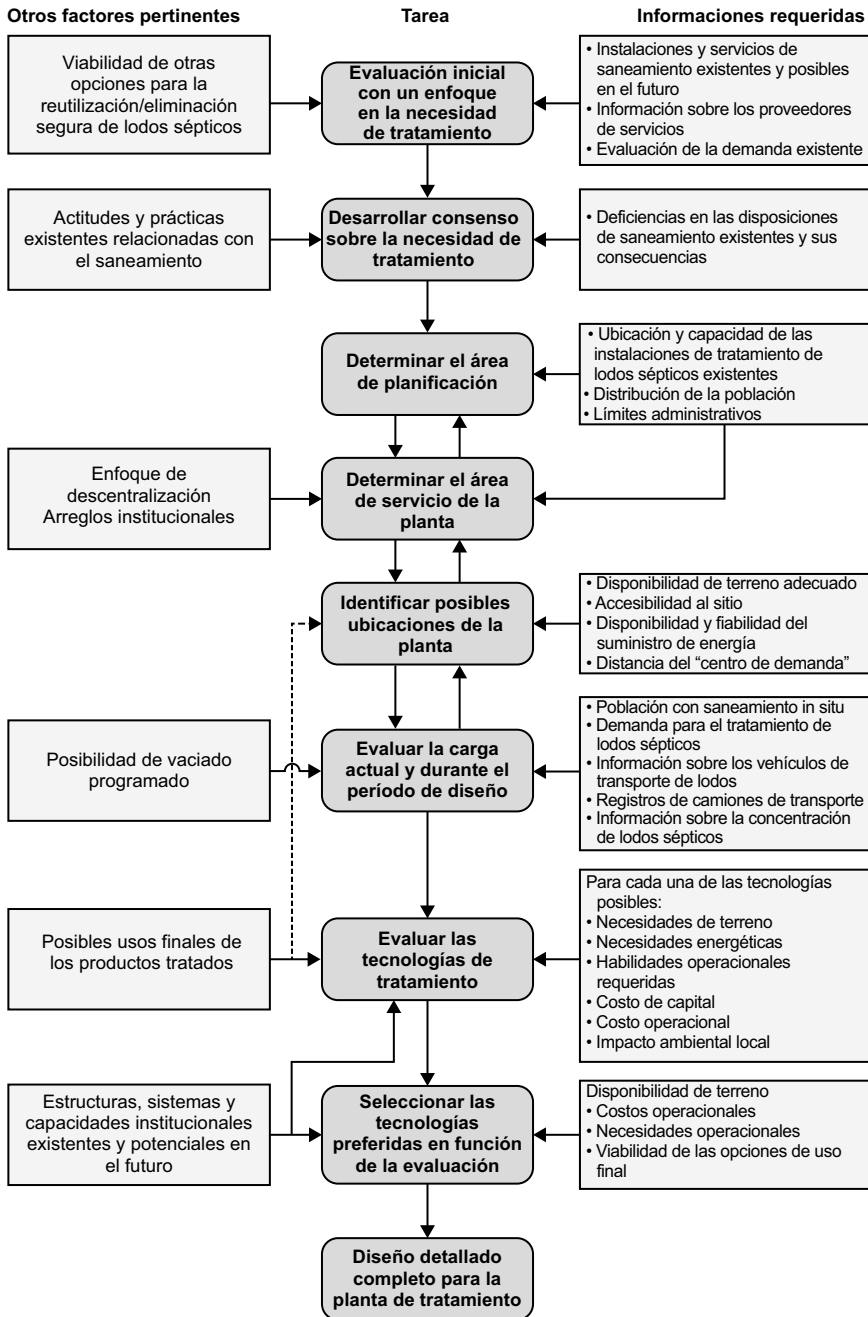


Figura 3.1 Etapas en el proceso de planificación

Visión general del proceso de planificación y diseño de una planta de tratamiento

La planificación es más efectiva cuando sigue un proceso lógico en el cual cada paso se basa en los productos y resultados de los pasos anteriores. La Figura 3.1 es una representación gráfica del proceso descrito en este libro. Muestra las actividades requeridas en cada etapa, junto con las necesidades de información y los factores que pueden influir en las decisiones de planificación. Las flechas de retroalimentación señalan el hecho de que el proceso no es lineal. La información recopilada y las elecciones realizadas en algunas etapas del proceso de planificación pueden dar lugar a la necesidad de revisar las decisiones anteriores. A raíz de esto, el elemento clave a retomar es que la planificación será a menudo un proceso iterativo más que lineal.

Los pasos establecidos en la Figura 3.1, desde la evaluación inicial hasta la evaluación y selección de la tecnología, son examinados con más detalle a continuación. El capítulo 4 proporciona más información sobre las opciones y las elecciones tecnológicas.

Evaluación preliminar

Visión general y reuniones iniciales

La primera etapa para la planificación del tratamiento mejorado de lodos fecales y sépticos es realizar una evaluación preliminar de la situación existente con el fin de:

- Determinar qué información existe o puede ser recolectada.
- Identificar brechas y deficiencias en esa información.

El punto de partida para la evaluación consiste en reunirse con las personas que tienen la responsabilidad legal de gestionar el manejo de lodos fecales y los servicios de tratamiento de lodos fecales y/o sépticos. Esta reunión brindará una oportunidad para obtener una idea inicial de los servicios existentes, solicitar el acceso a la información pertinente disponible, identificar las principales partes interesadas en la prestación de servicios de manejo de lodos fecales y organizar una reunión con dichas partes. Es además una oportunidad para determinar si el sector público está involucrado en los servicios de vaciado de los pozos y tanques, si existen registros relacionados con estos servicios, y, en caso de que las instalaciones de tratamiento ya existan, si estos registros cubren la entrega de los lodos en las instalaciones.

Las reuniones realizadas con funcionarios del gobierno también brindan una oportunidad para explorar los arreglos institucionales y la medida en la que la legislación vigente respalda esos arreglos. Los puntos que se deben explorar durante estas reuniones incluyen las responsabilidades para diferentes aspectos de la gestión de lodos fecales, y el grado en que estas responsabilidades se definen en la legislación nacional y local. En las reuniones con los

funcionarios gubernamentales también se proporcionará información sobre cualquier disposición legal para la reutilización de los lodos secos. Es posible que los funcionarios gubernamentales sepan algo acerca de los arreglos ilegales para su uso final, pero la investigación de esos arreglos requerirá normalmente conversaciones posteriores con los operadores de los camiones cisterna, con los agricultores y con otros usuarios de los productos.

La obtención de información fiable sobre las actividades de los operadores de camiones cisterna del sector privado y de los vaciadores de pozos suele ser más difícil, en particular cuando sus actividades no están reguladas. La primera tarea será identificar los operadores del sector privado y comunitario. Los funcionarios gubernamentales tal vez puedan proporcionar indicios, en particular cuando los operadores del sector privado ya estén realizando vertidos en las plantas de tratamiento.

Información secundaria

Entre las fuentes de información que pueden estar ya disponibles, figuran los planes y registros existentes, los informes preparados por los organismos gubernamentales e internacionales, cualquier estudio de comercialización sobre un cambio de comportamiento y saneamiento que se haya realizado anteriormente, los informes de los consultores y los datos de los censos. Se puede reunir información adicional mediante el examen de imágenes satelitales, la observación del terreno, y el diálogo con las partes interesadas clave, incluidos los usuarios y los proveedores de servicios.

Al considerar los planes existentes, es importante hacerse las siguientes preguntas:

- ¿Qué tan realista es este plan o proyecto y cuál es la probabilidad de que se implemente?
- En caso de que sea implementado, ¿qué impacto tendrá, si es que tiene alguno, en los servicios de gestión de lodos fecales?

La primera pregunta es importante. Si un plan es poco realista, las propuestas basadas en los supuestos y los plazos establecidos en el plan serán igualmente irreales.

Las encuestas oficiales pueden proporcionar información sobre las instalaciones de saneamiento existentes. En Indonesia, por ejemplo, los departamentos de salud llevan a cabo encuestas periódicas que proporcionan información acerca del número de hogares con acceso a las instalaciones de saneamiento in situ, aunque brindan poca información detallada sobre dichas instalaciones. Los registros de censo incluyen frecuentemente información sobre el saneamiento, pero dicha información puede carecer de detalles suficientes, haciendo imposible separar la información sobre los diferentes tipos de saneamiento.

El uso de imágenes satelitales para planear las visitas sobre el terreno

Las imágenes satelitales son una buena fuente de información sobre el alcance y la naturaleza de la planificación del uso de la tierra. La comparación de las imágenes satelitales con otras fuentes de información espacial de diferentes años proporciona un indicio de la escala y la dirección de nuevos desarrollos o proyectos. La información de las imágenes satelitales también puede utilizarse para identificar la ubicación y el alcance de los diferentes tipos de proyectos y estos datos pueden utilizarse luego para planificar un programa de visitas sobre el terreno a aquellas zonas con diferentes tipos de utilización de la tierra. La Figura 3.2 es una imagen de Google Earth de una parte del centro de Daca, en Bangladesh. Los edificios más grandes a la derecha de la imagen se encuentran en la zona de ingresos altos de Gulshan, mientras que el área de edificios pequeños y amontonados en la esquina superior izquierda de la imagen se encuentra en el asentamiento informal de Korai. La prestación de servicios de saneamiento es muy diferente en ambas zonas, por lo que es necesario evaluar las consecuencias cuando se diseñen proyectos de tratamiento de lodos fecales y sépticos.



Figura 3.2 Imagen satelital de una parte de Daca (Bangladesh)

Visitas sobre el terreno

Las visitas sobre el terreno permiten comprender mejor las instalaciones y los servicios de saneamiento existentes, sus puntos fuertes y débiles, así como las oportunidades y los problemas que presentan. La recopilación de información inicial debe incluir la observación y las entrevistas con los usuarios y los proveedores de los servicios sanitarios, centrándose en las instalaciones y servicios existentes. Algunos aspectos de las instalaciones y servicios existentes serán fácilmente reconocibles a nivel de calle, mientras que otros requerirán visitas a las casas, escogidas al azar, pero, en la medida de lo posible, representativas de

las viviendas de la zona circundante. En el Recuadro 3.1 se resumen las conclusiones de las visitas sobre el terreno a las zonas indicadas en la Figura 3.2.

La evaluación inicial puede llevar a conclusiones erróneas si la información obtenida es interpretada de manera incorrecta. La mayoría de los informes sobre Daca muestran que las personas que viven fuera de las zonas que oficialmente cuentan con un sistema de alcantarillado dependen de sistemas de saneamiento in situ. De hecho, como se ilustra en ambos ejemplos dados en el Recuadro 3.1, la mayoría de los habitantes de Daca dependen de sistemas híbridos que retienen algunos sólidos, pero están conectados a los desagües y a alcantarillas provistas informalmente. Como los sólidos se escapan con el efluente de los tanques, la demanda de servicios de vaciado de pozos y tanques es mucho menor que la que existiría en el caso de los sistemas completamente in situ.

Recuadro 3.1 Resultados de las visitas sobre el terreno en Gulshan y Korai, Daca (Bangladesh)

La mayoría de las edificaciones en Gulshan son edificios de varios pisos con apartamentos. Las visitas a las zonas donde se construían edificios similares revelaron la existencia de grandes fosas sépticas ubicadas debajo de los edificios, con conexiones de efluentes al sistema de drenaje. En Gulshan, el sistema de drenaje consiste en desagües cubiertos y alcantarillas canalizadas que descargan los efluentes localmente y no están conectados al sistema formal de alcantarillado.

Las edificaciones en Korai son generalmente de uno o dos pisos, y muchas personas viven en habitaciones alquiladas, agrupadas en “propiedades” de ocupación múltiple. La mayoría de las instalaciones de saneamiento son inodoros con arrastre hidráulico, en su mayoría conectados a desagües y alcantarillas enterrados de manera rudimentaria que, como aquellos en Gulshan, descargan los efluentes localmente. En algunos casos, no hay sifón debajo del sanitario, así que los excrementos caen directamente en un pozo.

Las instalaciones sanitarias con fosas sépticas conectadas a desagües y alcantarillas seguirán funcionando de cierto modo, incluso cuando estén llenas de sólidos. Esto significa que la práctica generalizada de conectar las instalaciones de saneamiento de los hogares directa o indirectamente al sistema de drenaje reduce la demanda de servicios de vaciado de pozos y tanques. Esto, a su vez, reduce el volumen de material disponible para su entrega a las plantas de tratamiento. En Daca, esto condujo a una situación en la que los servicios de vaciado de pozos con camiones cisterna antes de 2015 eran completamente inexistentes, aparte de dos pequeñas máquinas “vacutug”, que tienen una capacidad muy baja (WSUP, 2017). Existen servicios de vaciado manual, principalmente en las zonas de ingresos bajos, pero el carácter informal de estos hace que se disponga de poca información sobre ellos.

Este ejemplo muestra la necesidad de basar las conclusiones en evaluaciones precisas de las condiciones locales, y no en suposiciones preconcebidas sobre dichas condiciones. Dos ejemplos adicionales nos ayudarán a ilustrar este punto. En Indonesia, la mayoría de los hogares descargan los desechos de sus sanitarios en pozos de percolación rudimentarios, que requieren ser vaciados a intervalos poco frecuentes. Parecería razonable asumir que esto es porque las personas conectan los pozos de percolación a los desagües, como sucede en Daca. En la práctica, las visitas sobre el terreno en varias ciudades revelaron que esto es un caso raro, por lo que debe haber otra razón que explique la falta

de demanda de servicios de vaciado. En Mekelle (Etiopía), muchos hogares con mayores ingresos descargan todas sus aguas residuales en grandes pozos de percolación con muros de piedra seca. A primera vista, este enfoque es similar a aquel adoptado en Indonesia, pero la descarga de aguas grises a los pozos aumenta la carga hidráulica, haciendo que algunos requieran ser vaciados a intervalos de un año o menos. Esto da como resultado un volumen relativamente alto de lodos sépticos. En cambio, los hogares de ingresos bajos dependen en su mayoría de letrinas de pozo seco, algunas veces construyen una nueva letrina cuando la vieja está llena. El punto más importante de estos ejemplos es que las prácticas de saneamiento varían de un país a otro, de una ciudad a otra y hasta dentro de la misma ciudad.

Las visitas preliminares sobre el terreno deben brindar la oportunidad de determinar la accesibilidad a los pozos y tanques existentes. Las preguntas que se deben hacer al examinar la accesibilidad incluyen: “¿dónde están ubicados los pozos y los tanques?”, “¿qué tan cerca están de aquellas carreteras que son lo suficientemente anchas como para permitir el acceso del vehículo?”, y “¿qué disposiciones, si las hay, existen para insertar una manguera de succión?”. Las respuestas a estas preguntas proporcionarán una orientación sobre las medidas necesarias para facilitar el vaciado del contenido del pozo y de la fosa séptica, lo que a su vez afectará la cantidad de lodos fecales/sépticos que se entregue a la planta de tratamiento.

Diálogo con los usuarios y con los proveedores de servicios

Las entrevistas y las observaciones revelan mucho sobre las preocupaciones, prioridades y actividades de las diferentes partes interesadas. Podemos mencionar en particular que:

- Los miembros de los hogares pueden proporcionar información acerca de la frecuencia con la cual sus pozos o tanques son desocupados, cuánto pagan por este servicio, y cualquier problema que enfrenten para acceder a esos servicios. Además, las discusiones iniciales pueden ayudar a los planificadores a entender las prioridades de la gente e identificar los posibles motores de cambio.
- Los constructores pueden proporcionar información acerca de cómo construyen las instalaciones de saneamiento. Esta información proporcionará un indicio de la medida en que las normas y prácticas de construcción comunes difieren de las exigidas por cualquier reglamento oficial.
- Los operadores de los camiones cisterna, tanto del sector público como privado, y aquellos que vacían los pozos y tanques manualmente, pueden proporcionar información sobre la demanda de sus servicios, sus prácticas laborales, y cualquier obstáculo que enfrenten al intentar vaciar los pozos y fosas sépticas.
- Los operadores de las plantas pueden dar información útil acerca de la forma en la cual operan las plantas de tratamiento existentes, cualquier

problema operacional que se presente y cualquier medida que hayan tomado para superar estos problemas.

- Aquellos que utilizan lodos secos para la agricultura y para otros propósitos darán un indicio de la demanda de los productos resultantes del tratamiento. Si las prácticas actuales de uso final no son seguras, estas discusiones indicarán la necesidad de considerar el tratamiento requerido para recuperar los productos de forma segura y formar parte del proceso de tratamiento.

La información sobre las actitudes y prácticas de los hogares, de los constructores y de los operadores de camiones cisterna deben estar relacionadas con los diversos tipos de desarrollo identificados durante la evaluación inicial del área de planificación.

Las discusiones informales y las entrevistas oficiales ayudarán a identificar cuestiones clave, proporcionando así un punto de partida para una investigación más profunda sobre dichas cuestiones. Cuando se trata de averiguar las actividades y procedimientos existentes, es importante asegurarse de que los entrevistados hablen de lo que realmente hacen y no de lo que creen que se espera que hagan. Esto requiere que los temas se aborden de manera neutral, evitando en la medida de lo posible las preguntas capciosas. Siempre que sea posible, se debe abordar un mismo tema en más de una forma y así comparar los resultados. Por ejemplo, será útil comparar lo que la gente dice que hace con las observaciones de lo que realmente hacen. Al evaluar las prácticas operacionales de los operadores de los camiones cisterna, de los constructores o de los operadores de las plantas, siempre será útil pedir a un operador que demuestre cómo abordan una tarea, señalando cualquier problema o desafío al que se enfrenten al llevarla a cabo.

Recuadro 3.2 Lecciones aprendidas en las discusiones de grupo con los operadores de camiones cisterna en Tegal (Indonesia)

Las investigaciones realizadas por el autor en Tegal, Java Central (Indonesia), revelaron que los servicios de vaciado de pozos del sector público no habían estado funcionando por varios meses pero que varios empresarios del sector privado estaban brindando servicios de vaciado de pozos. Todos estos empresarios utilizaron pequeños camiones cisterna, con una capacidad máxima de 3 m³, que consisten en una bomba y un tanque fabricado localmente montado en la carrocería de una camioneta. Una reunión con todos los empresarios de camiones cisterna activos en la ciudad reveló que su número había aumentado de tres a siete en un período de tres a cuatro años. Al principio de este período, los tres operadores activos hicieron un buen negocio, pero en el momento de la reunión, ningún operador estaba vaciando más de unos tres pozos por semana. Dada la falta de prestación efectiva de servicios públicos, no se vaciaban más de 1000 pozos al año en una ciudad con una población de unos 250 000 habitantes y prácticamente sin alcantarillado. Esto implicaba una demanda limitada de servicios de vaciado de pozos. Parecía que el costo relativamente bajo de la compra de una camioneta de segunda mano y su conversión para llevar una bomba y un tanque de almacenamiento de lodos había alentado a los contratistas a entrar en el mercado, de modo que la capacidad superaba la demanda.

Las discusiones en grupo con los operadores de camiones cisterna y/o los vaciadores manuales pueden ser utilizadas para basarse en las impresiones iniciales obtenidas mediante la observación y las discusiones informales con proveedores de servicios individuales. En el Recuadro 3.2 se ilustra un ejemplo de cómo en una discusión con un grupo de operadores de camiones cisterna se logró poner en evidencia un uso limitado de la capacidad disponible del camión, sugiriendo una baja demanda de servicios de eliminación de lodos. La evaluación de las implicaciones de tales hallazgos será esencial al evaluar la descarga en la planta de tratamiento a corto plazo.

Análisis basado en las investigaciones preliminares

El análisis de los registros existentes puede proporcionar información útil sobre la demanda actual para los servicios de vaciado de pozos y tanques, y por consiguiente, sobre la carga estimada de una planta de tratamiento existente o futura. La experiencia del autor en Palu, la capital de la provincia de Sulawesi Central en Indonesia, es un ejemplo de aquello. En 2013, la población de la ciudad se estimaba en 360 000 habitantes. Todos los sistemas de saneamiento en la ciudad eran in situ, y las aguas grises eran descargadas por separado en pozos de infiltración o en el sistema de drenaje público. El único servicio de vaciado de pozos para los 70 000 sistemas de sanitarios in situ y las 45 unidades de saneamiento compartidas en la ciudad era el que proporcionaba el municipio de Palu. La ausencia total de operadores del sector privado era un indicador de que el servicio satisfacía toda la demanda existente. La municipalidad mantuvo buenos registros, mostrando que, en promedio, cerca de 1400 pozos y tanques eran vaciados cada año. Esto equivale a una tasa de vaciado promedio de una vez cada 50 años por pozo o tanque. La baja frecuencia de vaciado es indicio de una baja demanda. Las extensas visitas al lugar revelaron muy pocas conexiones desde los pozos y tanques a los desagües y cursos de agua, por lo que se descartó la posibilidad de que la baja demanda resultara del escape de sólidos al sistema de drenaje. Las investigaciones posteriores indicaron que la baja demanda de vaciado se debía en parte al tamaño relativamente grande de los pozos y en parte a la baja tasa de acumulación de sólidos.

Investigación y análisis detallados

Una investigación preliminar como la descrita anteriormente puede conducir a conclusiones generales. Es así como, investigaciones más detalladas serán necesarias para obtener una información fiable y precisa que permita diseñar una planta de tratamiento. Estas investigaciones deben incluir las actitudes y comportamientos de los posibles usuarios de los servicios de gestión de lodos fecales, un estudio de los posibles obstáculos al cambio de sus hábitos de saneamiento y un examen de los posibles factores que impulsen esos cambios. El primer paso al llevar a cabo estas investigaciones será separar los posibles

usuarios en grupos que vivan en diferentes tipos de asentamientos. Dentro de esos grupos, se necesitará una separación adicional basada en factores como las condiciones de vivienda, tipo de tenencia de la propiedad, estatus social e ingresos. La seguridad de los ingresos, el nivel de educación, el género de la cabeza de familia, y el tipo de tenencia pueden influir en la capacidad y la voluntad de pagar por los servicios de gestión de lodos fecales. La disposición a pagar por los servicios de saneamiento también debe considerarse en relación con los posibles mecanismos financieros, teniendo en cuenta que pueden requerirse diferentes enfoques para los distintos segmentos de “clientes” potenciales.

Las herramientas de planificación identificadas al principio de este capítulo proporcionan una guía sobre la manera en la cual deben llevarse a cabo estas investigaciones. Para obtener información adicional sobre estas y otras herramientas de planificación, incluyendo la evaluación del alcance, sus fortalezas y sus debilidades, véase WaterAid (2016).

Las encuestas realizadas en los hogares proporcionan un enfoque más riguroso para la evaluación de las prácticas, las opiniones y las prioridades de las personas en materia de saneamiento. Dichas encuestas pueden proporcionar información útil sobre la prestación de servicios de saneamiento existente, las prácticas de manejo actuales de lodos sépticos, el nivel de conciencia de los riesgos para la salud asociados a un saneamiento deficiente y la disposición a pagar por servicios mejorados. La guía de campo de Oxfam, que se basa en el trabajo sobre los servicios de agua y saneamiento llevado a cabo en Juba, Sudán del Sur (Nichols, 1991), introduce de manera general los métodos de las encuestas sociales. Para una introducción a los métodos participativos, véase Dayal *et al.* (2000). El capítulo 14 de Strande *et al.* (2014) proporciona una guía para evaluar la situación actual del manejo de lodos fecales.

El Diagrama de Flujo de Excrementos (*Excreta Flow Diagram* (EFD) por sus siglas en inglés) es un instrumento para proveer información sobre el flujo de excrementos para cada eslabón de la cadena de servicios de saneamiento y puede utilizarse para proveer información sobre los flujos de excrementos y si estos se tratan eficazmente o no. La Iniciativa de Promoción del EFD ha desarrollado una caja de herramientas que proporciona orientación sobre la producción de un EFD, y se encuentra disponible en SFD (2017). Esto incluye una herramienta para generar un EFD una vez que la información sobre las condiciones de saneamiento de la ciudad esté disponible. La exactitud y pertinencia del EFD dependerá de la calidad de la información disponible sobre las instalaciones de saneamiento y flujo de excrementos, y de los supuestos formulados al interpretar dicha información. En el caso probable de que haya vacíos e inconsistencias en la información disponible, el EFD debería ayudar a identificarlas. De esta manera se podrán tomar medidas que permitan llenar y clarificar las brechas e inconsistencias. En la Figura 3.3 se muestra un diagrama típico EFD. Para más información sobre el EFD y los instrumentos conexos, véase Peal *et al.* (2014)

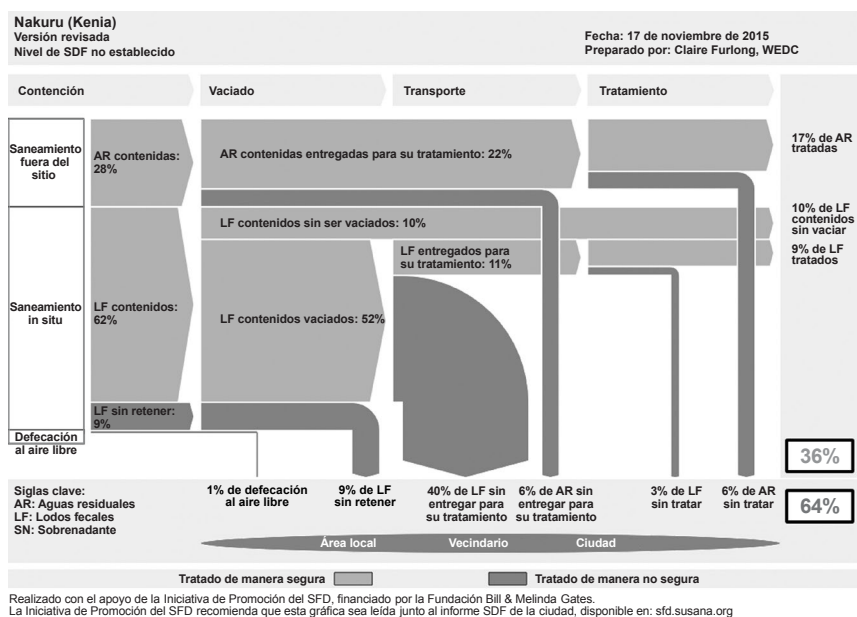


Figura 3.3 Ejemplo de un EFD que muestra el flujo de excrementos en Nakuru (Kenia)

Los talleres participativos y los ejercicios de consulta son útiles para evaluar las reacciones a las propuestas. Estos tienden a ser más eficaces en la creación de consenso que en la negociación de las diferencias, pero son útiles para identificar los ámbitos de preocupación y, por ende, la posible resistencia a las propuestas. Sólo cuando se identifiquen y se comprendan las áreas de preocupación y de oposición será posible responder a ellas.

El principal punto que se desprende de este breve resumen de los métodos de encuesta social y los enfoques participativos es que las decisiones deben tener en cuenta tanto los conocimientos especializados como los conocimientos locales. El conocimiento especializado proporciona un entendimiento de los factores que afectan las decisiones relacionadas con el saneamiento y la gestión de los lodos fecales, mientras que los conocimientos locales ayudan a los profesionales a comprender las formas en que los factores locales pueden limitar o facilitar las posibles líneas de acción.

Desarrollo de consenso sobre la necesidad del tratamiento de lodos fecales y sépticos

En los casos en los que la mayoría de los hogares y empresas dependen del saneamiento in situ, la necesidad de manejar los lodos fecales será evidente. Desafortunadamente, la necesidad no siempre lleva a la acción. Esto se explica, al menos de manera parcial, por la distinción entre los bienes públicos y privados identificados en el capítulo 2. La demanda de bienes que

proporcionan beneficios privados, como el vaciado de lodos sépticos cuando se desbordan los tanques, suele ser mucho mayor que la demanda de bienes que proporcionan beneficios públicos, como la protección del medioambiente que resulta del tratamiento. Esto lleva a una situación en la cual los operadores no registrados remueven los lodos fecales de los pozos y tanques, utilizando frecuentemente métodos antihigiénicos, y luego los vierten en el terreno abierto más cercano, o en la boca o buzón de alcantarilla o cursos de agua más próximos. El desafío en tales situaciones será convencer a los formuladores de políticas y al público de la necesidad de actuar para mejorar la situación en relación con las últimas etapas en la cadena de servicios de saneamiento. El EFD puede ser una herramienta poderosa de defensa e incidencia, ya que ilustra las cuestiones relacionadas con el tratamiento y la eliminación de excrementos utilizando un diagrama simple y fácil de entender.

Los argumentos para el tratamiento deben basarse en hechos y adaptarse a la situación local. Los argumentos clave para mejorar la gestión de los lodos fecales son los siguientes:

- El lodo que permanece en los pozos y tanques por muchos años termina por solidificarse hasta un punto en el cual es difícil o imposible removerlo. En este punto, los hogares tendrán que pagar una suma considerable de dinero, ya sea para removerlo o para construir una nueva instalación.
- Sin un vaciado regular, idealmente a intervalos de 3 a 5 años, los lodos sólidos pasarán a través de las fosas sépticas, lo que terminará por bloquear los sistemas de lechos de infiltración o los pozos de absorción, conduciendo a la formación de charcos de aguas residuales cerca de las viviendas.
- Del mismo modo, si los lodos de los pozos de percolación y de las letrinas de pozo no se extraen periódicamente, las rutas de drenaje bajo el pozo se obstruirán y el proceso de infiltración ya no se producirá adecuadamente, requiriendo así un vaciado más frecuente.
- La viabilidad a largo plazo de las plantas descentralizadas de tratamiento de aguas residuales que sirven a los sistemas de alcantarillado locales depende del establecimiento de sistemas eficientes para la eliminación, el transporte y el tratamiento de los lodos. El descuido de las necesidades de eliminar los lodos llevará inevitablemente al fracaso de esos sistemas y a la descarga de efluentes no tratados en los cuerpos de agua locales.
- La eliminación de los lodos fecales del medioambiente circundante y la garantía de su tratamiento adecuado o de su manejo seguro tendrán efectos beneficiosos para la salud de las comunidades, tanto a nivel local como en una escala más amplia.

La mayoría de estos argumentos se centran en los beneficios privados o locales de una mejor gestión de los lodos fecales. No conducirán directamente a una mayor demanda de tratamiento, sino que aumentarán la demanda de vaciado de pozos y tanques y del transporte de los lodos fecales fuera de las comunidades. Su impacto es limitado cuando la mayoría de la población usa

pozos y tanques conectados a un sistema de drenaje. Como se mencionó anteriormente, esos sistemas pueden seguir funcionando por años sin necesidad de ser vaciados, con un impacto mínimo o nulo en la calidad de los efluentes, pero en detrimento del medioambiente en general. En los casos en que estos sistemas sean la norma, el reto consiste en desarrollar la conciencia política y la voluntad de tomar medidas para cambiar las prácticas antihigiénicas imperantes. Los argumentos a favor del cambio pueden girar en torno a las posibles consecuencias de no vaciar regularmente los pozos, como por ejemplo la obstrucción de las alcantarillas y la acumulación de lodo en los desagües abiertos.

Aunque el esfuerzo por promover el manejo mejorado de los lodos deba poner énfasis en los beneficios privados siempre que sea posible, no se pueden ignorar los beneficios públicos. Siempre existirá la necesidad de crear conciencia acerca de los beneficios que los sistemas de gestión de lodos que incorporan un tratamiento eficaz tendrán sobre la salud y el medioambiente. La experiencia en todo el mundo muestra que la adopción de medidas para mejorar la salud pública y las condiciones ambientales es imposible sin un compromiso gubernamental firme. Por ejemplo, los municipios lideraron el camino a la provisión de tratamiento de aguas residuales en las ciudades europeas durante los siglos XIX y XX, y no el sector privado. A diferencia del suministro de agua, que tiene claras características de bien privado, el tratamiento de aguas residuales es principalmente un bien público. Este ejemplo sugiere la necesidad de asegurar que los dirigentes políticos y los directivos de alto nivel estén convencidos de la importancia del tratamiento de los lodos. Esto se verá facilitado en gran medida por la existencia de un marco legislativo nacional que apoye la aplicación de sistemas eficaces del manejo de lodos fecales y/o sépticos.

Determinación del área de planificación del proyecto, el área de servicio de la planta y su ubicación

Área de planificación

Idealmente, las plantas de tratamiento de lodos fecales y/o sépticos deben ser compatibles con los planes y las estrategias regionales y nacionales. Independientemente de que dichos planes y estrategias existan o no, la primera tarea de planificación a nivel local será establecer el área de servicio de la iniciativa propuesta para la gestión de lodos fecales. Los factores que pueden influir en esta área incluyen, entre otros, los siguientes:

- Todas las disposiciones existentes o previstas para el tratamiento de lodos sépticos.
- El patrón de asentamiento.
- La distribución de las instalaciones de saneamiento in situ y de alcantarillado.
- Las responsabilidades y los límites de los distritos administrativos.

Para comenzar la planificación, se debe tener en cuenta la situación existente, así como los posibles cambios durante el período de planificación propuesto. El más obvio de estos cambios serán los cambios en los patrones de asentamiento a medida que las ciudades y pueblos crezcan.

Cada zona de planificación puede ser servida por una planta de tratamiento centralizada, por dos o más plantas descentralizadas pequeñas, o por una combinación de una planta centralizada más grande con una o más plantas de menor tamaño. En la Tabla 3.1 se enumeran los patrones de asentamiento posibles e identifican posibles escenarios administrativos y zonas de planificación y servicio para cada patrón de asentamiento.

Tabla 3.1 Influencia de los posibles escenarios geográficos y administrativos en la zona de planificación

<i>Patrón de asentamiento</i>	<i>Disposiciones administrativas</i>	<i>Zonas de planificación y servicios</i>
Zona predominantemente rural con varias ciudades pequeñas	Una o más administraciones distritales	Una o más administraciones distritales, dependiendo de la distancia y la densidad de población
Zona predominantemente rural dominada por una ciudad mediana	Administración distrital incluyendo la ciudad	El distrito administrativo, centrado en la ciudad
Zona dominada por una ciudad grande	La zona urbana se administra por separado de las zonas circundantes	La ciudad y los distritos rurales circundantes
Zona dominada por dos ciudades entre medianas y grandes	Administraciones municipales separadas y tal vez administración/es distrital/es rural/es en las zonas circundantes	Si es posible, se debe desarrollar un plan integrado para atender a ambas ciudades, incluso si los factores administrativos requieren que cada ciudad tenga su propia instalación de tratamiento.
Ciudad o aglomeración urbana grande	Puede ser una autoridad administrativa unitaria o dividida entre dos o más distritos administrativos	La planificación debe cubrir la ciudad entera, aunque las instalaciones de tratamiento pueden estar localizadas para atender áreas de servicio más pequeñas en función de los límites administrativos

En los casos en que la responsabilidad de la gestión de lodos fecales es delegada a nivel local, o sea que es descentralizada, a menudo se supone por defecto que cada autoridad local o servicio de abastecimiento de agua o de saneamiento debe ser responsable del tratamiento de los lodos fecales y sépticos generados dentro de su propia zona. En la práctica, los operadores de camiones cisterna del sector privado pueden verter en la planta de tratamiento aquellos lodos sépticos recolectados en zonas fuera de la zona de servicio de la planta oficialmente definida. Por ejemplo, las encuestas informales realizadas

en Indonesia mostraron que algunos operadores privados transportaban los lodos sépticos recogidos a plantas de tratamiento que se encontraban a más de 50 km de distancia. En la mayoría de los casos, la contribución a esas cargas será lo suficientemente pequeña como para ignorarlas durante la etapa de planificación. Por ejemplo, al analizar los registros de lodos sépticos entregados a la planta de tratamiento de Palu en Sulawesi Central (Indonesia), el autor comprobó que menos del 3 por ciento de las cargas entregadas procedían de los dos distritos rurales adyacentes a la zona administrativa urbana de Palu.

Existen situaciones en las cuales el desarrollo urbano se ha expandido más allá de los límites municipales oficiales, alcanzando las zonas administrativas circundantes que todavía se clasifican oficialmente como rurales. Cuando este sea el caso, será necesario considerar la totalidad del área urbanizada para evaluar la posible demanda de servicios de gestión de lodos fecales y sépticos, incluido el tratamiento.

En el capítulo 2 se hizo referencia a los posibles arreglos institucionales que podrían implicar que una sola organización asuma la responsabilidad de las instalaciones de tratamiento en varias áreas de servicio. Cuando existan o se propongan tales arreglos, puede ser necesario ampliar la zona de planificación más allá de los límites de una sola municipalidad o distrito. Los puntos descritos anteriormente sugieren el siguiente enfoque para determinar la zona de planificación:

- Obtener el mejor plano posible que muestre el área de interés y sus zonas circundantes.
- Identificar las zonas urbanizadas y señalarlas en una copia del plano. En lo posible, vincular a una base de datos que contenga detalles de la población de cada zona urbanizada.
- Identificar los límites administrativos y trazarlos en una copia del plano.
- Identificar cualquier planta de tratamiento de aguas residuales y de lodos fecales y/o sépticos existente y trazar sus zonas de servicio aproximadas, basándose en los planos disponibles y en las conversaciones con los gerentes de las plantas de tratamiento y los operadores de vaciado de pozos y tanques.
- Identificar las zonas cubiertas por las redes de alcantarillado y comprobar la situación real de las conexiones (teniendo en cuenta que la presencia de una red no significa que los hogares se hayan conectado a ella).
- Basándose en la información obtenida en los pasos anteriores, identificar las zonas que aún no dispongan de servicios de tratamiento de lodos fecales.
- Evaluar el tamaño del mercado de servicios de vaciado de pozos y tanques en cada zona identificada.
- Analizar los resultados con las partes interesadas, enfocándose principalmente en la forma en que las zonas con acceso a los servicios se relacionan con el patrón de asentamiento y los límites administrativos, y acordar la zona de planificación del proyecto.

Una vez que la zona de planificación haya sido acordada, al menos en líneas generales, se pueden delimitar las zonas de servicios de la planta de tratamiento dentro de la totalidad de la zona de planificación.

Determinación de la zona de servicio de la planta

La mayoría de las plantas de tratamiento de lodos sépticos que existen están centralizadas, en el sentido de que una planta presta servicios a un pueblo, a una ciudad o a un distrito. Esto no tiene por qué ser así, y en los últimos años se ha observado un interés considerable en la posibilidad de ofrecer un tratamiento descentralizado mediante la construcción de varias instalaciones de tratamiento más pequeñas distribuidas alrededor de la zona. Por otra parte, también hay situaciones en las que varias ciudades o distritos pueden cooperar para construir una planta de tratamiento común. En la Tabla 3.2 se establecen las posibles ventajas y desventajas de los enfoques centralizados y descentralizados.

También pueden haber situaciones en las que sea pertinente combinar ambos enfoques, y la noción de centralización y descentralización será diferente para las ciudades grandes y pequeñas. La Tabla 3.2 puede tomarse como punto de partida para la evaluación de las ventajas y desventajas de los enfoques más y menos centralizados. Evaluaciones más detalladas pueden realizarse posteriormente, teniendo en cuenta los factores geográficos, técnicos e institucionales.

Tabla 3.2 Ventajas y desventajas de los enfoques centralizados y descentralizados

<i>Enfoque centralizado</i>	<i>Enfoque descentralizado</i>
<i>Ventajas:</i>	<i>Ventajas:</i>
Economías de escala asociadas con grandes plantas centralizadas, lo que da lugar a una reducción del capital y quizás de costos operacionales. (Notar que esta ventaja es muy relativa si se pueden utilizar tecnologías de tratamiento más sencillas y menos costosas para instalaciones más pequeñas y descentralizadas).	Reducción de las distancias de transporte, lo que se traduce en una reducción de costos y tiempo de transporte, y, por consiguiente, en un aumento en el número de pozos y tanques que pueden ser vaciados utilizando un número determinado de vehículos. (Notar que un efecto similar puede lograrse mediante el establecimiento de estaciones de transferencia).
Un menor número de plantas centralizadas puede manejarse con mayor facilidad que un número grande de pequeñas plantas descentralizadas.	Una amplia disponibilidad de los productos tratados, que se traduce en distancias de viaje reducidas y/o un aumento en el número de usuarios potenciales cuando la intención es vender el líquido y/o los sólidos tratados como insumos agrícolas.
Es posible que ya haya terrenos disponibles, por ejemplo, en una parte de un vertedero de desechos sólidos ya existente.	Cargas menores en las instalaciones descentralizadas significará que se requiere menos terreno en cada planta para cualquier tecnología, permitiendo el uso de tecnologías más simples y menos costosas.
Es menos probable que haya oposición por un solo sitio, situado lo suficientemente lejos de la urbanización existente, que por múltiples sitios situados cerca de las zonas de viviendas existentes.	

<i>Enfoque centralizado</i>	<i>Enfoque descentralizado</i>
<p><i>Desventajas:</i></p> <p>Distancias de transporte más largas, lo que trae consigo una mayor necesidad de vehículos y un aumento en los costos de transporte.</p> <p>La alta carga de una sola planta requerirá un lugar más grande o la adopción de tecnologías de tratamiento mecánicas o electromecánicas sofisticadas.</p> <p>Puede que los sitios más grandes estén únicamente disponibles a cierta distancia de los centros de población. Esas tecnologías de tratamiento sofisticadas requieren operadores capacitados y pueden generar altos costos de mantenimiento.</p>	<p><i>Desventajas:</i></p> <p>Dificultades potenciales para encontrar un terreno adecuado en varias de las localidades descentralizadas.</p> <p>Posible oposición por parte de las personas que habiten cerca de los sitios propuestos para la construcción de las plantas de tratamiento.</p> <p>Posible dificultad para monitorear el desempeño, para asegurar el cumplimiento de las normas de descarga y para gestionar el funcionamiento y el mantenimiento en varios de los sitios de tratamiento dispersos.</p> <p>Incapacidad para alcanzar la carga mínima requerida a algunas tecnologías para cubrir su costo. (Esto puede ser de particular importancia para los enfoques que dependen de los ingresos de la venta de los productos tratados - véase el capítulo 10).</p>

Una alternativa a los enfoques descritos en la Tabla 3.2 será combinar una planta de tratamiento centralizada con estaciones de transferencia locales. Este enfoque, en teoría, facilitará el uso eficiente de vehículos pequeños de vaciado y transporte, diseñados para operar donde el acceso es restringido; y de camiones cisterna más grandes, lo que proporcionará una opción eficiente para transportar lodos fecales y sépticos a distancias más largas.

La reducción de la distancia promedio de transporte es particularmente importante:

- En los pueblos y ciudades grandes, en donde las distancias medias de transporte hasta una planta centralizada son largas y la congestión del tráfico puede dar lugar a un aumento significativo en los tiempos de transporte.
- En los lugares donde los trabajadores retiran manualmente los lodos fecales de las letrinas de pozo y los transportan al lugar de tratamiento en carretillas, como sucede en algunos sistemas en África.

Mukheibir (2015) proporciona información acerca de las posibles opciones para las estaciones de transferencia, incluyendo las estaciones simples que retienen tanto los desechos sólidos como los líquidos; las opciones que permiten una cierta separación sólido-líquido antes de descargar la fracción líquida en una alcantarilla, un pozo de absorción o un humedal artificial; y las estaciones de transferencia móviles. Las propuestas para las estaciones de transferencia deben tener en cuenta los principios de diseño establecidos en este libro. Cuando el objetivo sea lograr la separación sólido-líquido, una pendiente pronunciada del suelo asegurará que los lodos se acumulen en un lugar y facilitará su extracción sin eliminar el agua sobrenadante. El capítulo 7 incluye una discusión más detallada sobre este punto.

Mukheibir señala la necesidad de un fácil acceso a las estaciones de transferencia y de espacio suficiente para que los pequeños vehículos de recolección y los camiones cisterna que transportan los lodos sépticos recolectados a la planta de tratamiento centralizada puedan estacionarse. En la práctica, como ocurre con las plantas de tratamiento descentralizadas, el mayor desafío suele ser encontrar terrenos que estén a la vez lo más cerca posible de la zona que la estación de transferencia debe atender, y que sean aceptables para la población local. La experiencia con los desechos sólidos muestra que la gente generalmente se opone a las propuestas para ubicar estaciones de transferencia cerca de sus hogares porque temen, a menudo de manera justificada, que un mal manejo de las instalaciones pueda conducir al deterioro del medioambiente local. Las estaciones de transferencia móviles, cada una de las cuales consiste en un tanque grande montado en un remolque, son una opción para evitar este problema. Cada tanque debe ser lo suficientemente grande como para contener el material extraído de varios pozos o tanques. Se aconseja maximizar el tamaño de los tanques, teniendo en cuenta la capacidad de los vehículos de transporte y el tamaño y la condición de las carreteras locales. Estos tanques de transferencia permanecerán en una localidad por un período de tiempo limitado, y, por lo tanto, son aceptados por los residentes locales más fácilmente. Durante este período, la meta es vaciar varios pozos y tanques locales y descargar su contenido en el tanque de transferencia. Una vez lleno, un tractor o un tractocamión pueden remolcar el tanque y transportar el contenido al centro de tratamiento.

Existen métodos de evaluación para determinar la ubicación más económica de una planta de tratamiento, pero en realidad la elección de la ubicación de la planta suele estar determinada por la disponibilidad de terreno. Esto lleva en gran medida a optar por un proceso de descentralización. Si bien cada instalación descentralizada requiere menos terreno que una única planta centralizada, la adquisición de terrenos para fines públicos rara vez es simple. Los residentes locales se inclinan a oponerse a ella, y el alto costo y los complejos procesos de adquisición de terrenos pueden limitar la elección de la ubicación de las plantas de tratamiento a los sitios que ya son propiedad del gobierno.

Un enfoque descentralizado puede requerir nuevas instalaciones con el paso del tiempo. Bajo este escenario se supone que primero se construya una única planta de tratamiento en un lugar razonablemente céntrico, seguida de la construcción de otras plantas en lugares estratégicos a medida que aumente la demanda de servicios de manejo de lodos sépticos. Uno de los beneficios de este enfoque es su potencial para estimular el desarrollo progresivo de la capacidad de gestión mediante un enfoque de “aprender haciendo”.

Ubicación de la planta

Idealmente, la planta de tratamiento debe ubicarse en el centro de su zona de servicio. En la práctica, otros criterios influirán en la elección del lugar. El criterio principal es la necesidad de alejar suficientemente la planta de las zonas residenciales. En algunos países, las directrices nacionales regulan estrictamente

esta cuestión: por ejemplo, en las directrices de Indonesia, la separación mínima recomendada es de 2 km. Esta guía es similar a la separación recomendada para la ubicación de las lagunas de estabilización anaeróbicas, para las que se recomienda una distancia de al menos 500 m y de preferencia de 1 km (Arthur, 1983). En la práctica, muchas plantas de tratamiento están localizadas a menos de 500 m de las casas, como se ilustra en los ejemplos del Recuadro 3.3.

Recuadro 3.3 Ejemplos de distancias entre las plantas de tratamiento y las viviendas

La planta que presta servicios en Palu, Sulawesi Central en Indonesia, está situada en un terreno elevado a cierta distancia de la ciudad, pero las viviendas más cercanas se encuentran a menos de 200 m.

Las zonas urbanizadas, parcialmente residenciales, rodean las dos plantas de tratamiento de Yakarta, la capital de Indonesia, y la planta de tratamiento de Keputih en Surabaya, la segunda ciudad más grande del país.

La instalación de recepción de lodos de Kingtom en Freetown (Sierra Leona) está situada en el centro de la ciudad y está rodeada por una zona residencial e incluso incluye algunas casas dentro de sus límites. Al igual que muchas plantas de tratamiento de lodos, la planta de Kingtom está situada en el mismo lugar que un vertedero de desechos sólidos.

Las plantas descentralizadas en Lusaka (Zambia) que proporcionan un tratamiento parcial, están localizadas en las zonas de asentamiento informales a las que prestan servicios. Los trabajadores transportan los lodos fecales a las plantas de Lusaka utilizando carretillas, lo que limita la distancia entre las plantas de tratamiento y las zonas a las que sirven, haciendo casi inevitable su proximidad a las zonas residenciales.

La conclusión general de estos y otros ejemplos es que, si bien las cuestiones como los olores requieren que las plantas de tratamiento estén situadas de preferencia lo más lejos posible de las zonas residenciales, no tiene mucho sentido establecer normas de separación que no se puedan aplicar en la práctica.

Aunque las normas de separación entre las zonas residenciales y las instalaciones de tratamiento sean completamente flexibles, las comunidades locales pueden resistirse ante los intentos de ubicar una planta de tratamiento en su vecindario. Esta oposición puede mitigarse con medidas adicionales que prometan ciertos beneficios a la comunidad si esta acepta el proyecto de construcción de la planta. Este enfoque tuvo éxito en Dumaguete (Filipinas), en donde se alentó a la comunidad local para que aceptara la planta de tratamiento a cambio de un programa de mejora de las carreteras, promesas de empleo para los residentes locales, la apertura de un centro de salud y un programa de becas (David Robbins, comunicación personal). El costo de los incentivos fue financiado por la tarifa cobrada por el vaciado programado y constituyó únicamente una pequeña porción del costo total del programa.

Los precios elevados de terrenos alrededor de las zonas urbanizadas también influirán en la selección del sitio. Al evaluar las localizaciones posibles, debe tenerse en cuenta la posibilidad de que el terreno que se encuentra más allá de la periferia urbana en el momento de la evaluación pueda ser urbanizado durante la vida activa de la planta de tratamiento propuesta.

Una respuesta común a estos retos es aceptar que las plantas de tratamiento deben ubicarse a cierta distancia de las zonas urbanizadas, frecuentemente en los terrenos adyacentes a aquellas zonas, ya ocupadas por un vertedero de desechos sólidos. En algunos países puede ser necesario tener en cuenta los acuerdos de propiedad consuetudinaria al evaluar los posibles sitios para la construcción de una planta. Otra opción es ubicar las plantas de tratamiento de manera más central, reduciendo al mismo tiempo las necesidades de espacio y los problemas de olores, adoptando un enfoque más mecanizado y optando por procesos unitarios que no emitan olores. Este enfoque se adapta mejor a las grandes ciudades, donde los recursos necesarios para aplicar este tipo de tratamiento apoyado por tecnologías mecanizadas suelen estar más disponibles.

Recuadro 3.4 Dos ejemplos del análisis preliminar de sistemas existentes

Los registros de descargas provenientes de Palu (Indonesia), señalaron que un camión cisterna con una capacidad de 4 m³ puede servir de tres a cuatro pozos o tanques por día, necesitando un tiempo promedio de aproximadamente dos horas para un viaje de ida y vuelta, incluyendo el vaciado del pozo o tanque y la descarga de los lodos sépticos. Un análisis aproximado, utilizando imágenes satelitales, sugiere que la distancia media del trayecto era del orden de 8 km, lo que daría una velocidad media de viaje de 16 km/h si se estima que el tiempo de viaje representaba alrededor del 50 por ciento del tiempo necesario para un viaje de ida y vuelta. Los registros del funcionamiento de la unidad de tractores-remolque de un sistema que presta servicios de letrinas comunales en los campamentos para desplazados internos de Sittwe (Myanmar) también revelaron un promedio de tres a cuatro viajes de ida y vuelta por día. En este caso, el análisis del mapeo de las imágenes satelitales sugiere que la distancia media recorrida fue del orden de los 5 km. El uso de unidades de tractores-remolque en lugar de camiones cisterna y el mal estado de las carreteras que sirven a los campamentos para desplazados internos sugieren que la velocidad media era inferior a la de Palu. Los trabajadores bombeaban los contenidos de las letrinas en barriles y los transportaban a los puntos de recolección dentro de los diferentes campamentos para desplazados internos utilizando carretillas. Luego, los barriles eran cargados en los tractores-remolque. Para ambos casos, el análisis que aquí se presenta es aproximado, pero podría refinarse con más información sobre la carga real de lodos, de las distancias de transporte y de los tiempos de viaje de ida y vuelta.

El tiempo de viaje de los camiones cisterna es un factor clave al evaluar la viabilidad de los posibles sitios. Los tiempos y velocidades de viaje dependen evidentemente de las condiciones locales. Cuando se tiene en cuenta el tiempo necesario para recolectar el lodo del cliente, transportarlo y eliminarlo en la planta de tratamiento, un promedio de 45 minutos en un viaje de ida permitiría la realización de unos tres viajes de ida y vuelta al día. Se trata de una cifra subjetiva, pero da una idea del nivel de actividad en los lugares donde hay demanda y donde las condiciones de tráfico no son un mayor obstáculo. Suponiendo una velocidad media de viaje de 20 km por hora, esto sugiere que la distancia media del viaje no debería exceder los 15 km, y aún menos si el tráfico o las condiciones de la carretera dan lugar a una velocidad media de viaje más lenta. Es preferible un viaje de ida y vuelta en promedio más corto, ya que esto aumentará el volumen de lodos sépticos

transportados por un solo camión cisterna. Estas cifras pueden ser utilizadas para una evaluación preliminar. Sin embargo, cada situación será diferente y la evaluación detallada requerirá información acerca de las velocidades de viaje y los tiempos de carga y descarga obtenidos por el monitoreo en el terreno de los operadores de camiones cisterna (ver Recuadro 3.4). El análisis debe considerar la posibilidad de que los camiones cisterna más grandes puedan prestar sus servicios a más de un pozo o tanque por viaje.

Otros puntos para tener en cuenta al evaluar los posibles sitios de la planta de tratamiento son:

- *El acceso.* La ruta de acceso entre la vía pública y el sitio de la planta de tratamiento debe estar pavimentada y no debe tener pendientes pronunciadas. De preferencia, debe ser lo suficientemente ancha como para que pasen dos camiones al mismo tiempo. Cuando esto no sea posible, se deberán prever lugares de paso frecuentes. Idealmente, el sitio debe estar localizado en una zona en donde la congestión en las vías públicas no cause problemas para el acceso de los camiones cisterna. Se debe evitar el acceso a través de zonas residenciales en la medida de lo posible. Cualquier puente que se encuentre a lo largo de las rutas de acceso planeadas debe tener la altura suficiente para permitir el paso de los camiones.
- *Los precios de terreno.* Los precios aumentarán el costo de capital de los sistemas “amplios” como los lechos de secado de lodos, las lagunas de estabilización y los humedales artificiales, a menos que ya se disponga de terrenos públicos adecuados. Sin embargo, los precios de los terrenos en las zonas periféricas tienden a aumentar con el tiempo. Si se adquieren terrenos para permitir los lechos de secado, las lagunas y los humedales artificiales, ninguno de los cuales requiere grandes obras de ingeniería civil, el terreno se convierte en un activo que puede ser vendido posteriormente cuando la planta de tratamiento sea reubicada o las instalaciones extensas sean reemplazadas por instalaciones mecanizadas, menos extensas y cerradas.
- *La disponibilidad de los servicios públicos, en especial de electricidad y agua.* En el caso del agua, puede ser posible abastecer un sitio remoto desde una fuente local de agua subterránea.
- *Topografía.* Lo ideal es que el sitio tenga una pendiente suficiente para permitir que la parte de tratamiento de líquidos de la planta funcione principalmente por gravedad. Una pendiente leve será la más adecuada para situar los procesos de tratamiento como las lagunas de estabilización, mientras que un sitio plano requerirá muchos procesos de tratamiento de la fracción sólida. Con un diseño cuidadoso, las unidades con una huella más pequeña pueden ubicarse en terrenos con una pendiente más pronunciada. Sin embargo, será mejor evitar los sitios con pendientes pronunciadas que puedan ser susceptibles a deslizamientos de tierra y que probablemente requieran obras de ingeniería civil costosas y caminos de acceso empinados.

- *Geología e hidrogeología.* Se deben evitar las zonas con rocas cercanas a la superficie y/o una capa freática alta, porque ambas pueden implicar altos costos de construcción. Además, una capa freática alta puede afectar las opciones de eliminación de efluentes líquidos, porque su eliminación a través de los pozos de absorción y los lechos de infiltración será difícil y afectará negativamente la calidad de las aguas subterráneas. Consulte a las organizaciones pertinentes para asegurarse de que el sitio propuesto no se encuentre dentro de una zona ambientalmente sensible.
- *Susceptibilidad a las inundaciones.* Las plantas de tratamiento no deben ubicarse en terrenos que sean susceptibles a las inundaciones. Un criterio de diseño típico de los países desarrollados es que el sitio de la planta de tratamiento no debe correr el riesgo de inundaciones más de una vez cada 50 a 100 años. Cuando sea imposible evitar el uso de un área que esté sujeta a inundaciones ocasionales, el diseño debe asegurar que las unidades de tratamiento se eleven lo suficiente como para mantenerlas alejadas del máximo nivel de inundación previsto.
- *La proximidad a un curso de agua.* Normalmente, la fracción líquida de los lodos sépticos tratada se descarga en un curso de agua. Para las plantas pequeñas, puede ser posible la descarga de la fracción líquida tratada a un lecho de infiltración o un pozo de absorción si la capa freática está a cierta distancia bajo la superficie y el suelo tiene buenas características de percolación.
- *Cobertura de árboles.* Para evitar la obstrucción de la luz del sol, los árboles no deben ubicarse cerca de las lagunas y lechos de secado. Se pueden ubicar cerca de los límites del sitio, a una distancia adecuada de las lagunas y lechos de secado, para proteger la planta de la vista del público.

El objetivo debe ser identificar los sitios con una superficie de terreno suficiente para satisfacer las necesidades de tratamiento durante al menos 30 años, y de preferencia por más tiempo. Cuando los sistemas de planificación son fuertes y las decisiones de planificación se traducen en acciones, es posible seleccionar los sitios más apropiados dentro del contexto proporcionado por un marco de planificación general del uso de la tierra. Sin embargo, lo más probable es que en muchos países estas condiciones no se apliquen, y rara vez es posible vincular la elección del lugar de tratamiento a un marco de planificación general. En los casos en los que los sistemas de planificación sean frágiles y exista un desarrollo informal generalizado, no es prudente asumir que un sitio reservado para un uso particular permanezca sin ser desarrollado por un período de tiempo indefinido.

En el Recuadro 3.5 se proporciona información acerca de los pasos a seguir para identificar un sitio adecuado para la planta de tratamiento.

Recuadro 3.5 Pasos para identificar y evaluar un lugar adecuado para una planta de tratamiento

1. Preparar un mapa con la mejor calidad posible que muestre toda la zona de planificación, de preferencia en formato electrónico para poder hacer más copias.
2. En este mapa, trazar las carreteras principales, las zonas edificadas y la ubicación de los vertederos y los lugares de eliminación de desechos sólidos, las plantas de tratamiento de aguas residuales y de lodos sépticos que existan. Indicar la topografía, de preferencia utilizando líneas de contorno o, en su defecto, delimitando aproximadamente las zonas con pendientes pronunciadas. Indicar también los límites aproximados de las zonas propensas a inundaciones.
3. Identificar las zonas que pueden ser adecuadas para las plantas de tratamiento, centrándose particularmente en la distancia de los centros de la población, la distancia de las zonas residenciales existentes y previstas, y la proximidad a una carretera principal.
4. Obtener información sobre los precios de los terrenos en estas zonas e identificar los terrenos pertenecientes al gobierno que no estén siendo utilizados.
5. En esta etapa, el objetivo será la identificación de las zonas adecuadas para ubicar una o varias plantas de tratamiento. El siguiente paso será identificar e investigar más a fondo las posibles ubicaciones de las plantas de tratamiento dentro de esas zonas. Para ello será necesario entablar conversaciones con los propietarios de los terrenos para determinar su disposición a vender o, en el caso de los departamentos gubernamentales, a transferirlos.
6. Basándose en los diálogos y los precios de los terrenos, identificar los lugares para una investigación más detallada.

La falta de terrenos adecuados y/o la oposición por parte de los residentes locales puede hacer que sea difícil identificar un sitio razonablemente central con suficiente espacio para establecer tecnologías de tratamiento no mecanizadas y suficientemente alejado de las zonas residenciales para evitar la oposición de los residentes locales. En tales circunstancias, hay dos soluciones posibles:

- Elegir un lugar menos central y aceptar mayores distancias de transporte de lodos sépticos.
- Elegir una tecnología mecanizada y confinada.

La segunda opción es viable únicamente si es posible proporcionar los sistemas técnicos y de gestión necesarios para la operación con una tecnología mecanizada. Los planificadores también deben reconocer que los costos operacionales de los sistemas mecanizados tenderán a ser mucho más elevados que los de los sistemas no mecanizados y se deberá entonces hacer una evaluación realista de la posibilidad y las consecuencias de los cortes de energía.

Independientemente de los diferentes puntos discutidos anteriormente, la disponibilidad de terrenos influirá a menudo en la selección del sitio para una nueva planta de tratamiento de lodos fecales y sépticos. La compra de incluso una superficie relativamente pequeña de terreno necesario para las opciones de tratamiento mecanizado puede ser difícil, en particular cuando hay una fuerte oposición local para situar una planta de tratamiento en ella. En tales circunstancias, puede ser necesario recurrir a la utilización de terrenos que sean de propiedad del gobierno, incluso cuando no estén ubicados de manera óptima.

Una vez que se haya elegido un sitio óptimo, se necesitará una inspección del lugar. Esta debe señalar todas las estructuras existentes, los niveles del terreno con líneas de contorno interpoladas y la ubicación de los límites del sitio.

Evaluación de la carga

Una evaluación realista de la carga es esencial para el funcionamiento exitoso de la planta de tratamiento. La planta no puede funcionar correctamente si la carga de lodo es significativamente mayor a la carga prevista. A la inversa, una baja carga de lodos puede llevar a problemas hidráulicos y biológicos, dificultando la operación efectiva de la planta por parte del personal. Por lo tanto, la evaluación de la carga debe tener en cuenta:

- La carga hidráulica de la planta, expresada como el volumen de lodos fecales y/o sépticos entregados a la planta de tratamiento en un tiempo determinado.
- La carga orgánica de la planta, expresada en términos de la demanda química de oxígeno (DQO) o la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) del material entregado a la planta en un tiempo determinado.
- La carga de sólidos: la masa de sólidos suspendidos totales (SST) entregada a la planta en un tiempo determinado.

A menudo, los planificadores basan las estimaciones de carga en la necesidad evaluada. Sin embargo, como se explicó en el capítulo 2, cuando el objetivo de eliminación y tratamiento de lodos fecales/sépticos exceda la demanda del usuario por estos servicios, el diseño basado en la necesidad evaluada sobreestimaré la carga en una planta de tratamiento, al menos a corto plazo. Se presentarán situaciones en las cuales gran parte de los lodos que se acumulen en los pozos y tanques permanecerán in situ y otras en las que el material será removido, pero no llegará a la instalación de tratamiento. Las proporciones variarán de un lugar a otro, dependiendo del tipo de saneamiento in situ, de las formas en las cuales los hogares manejan dichas instalaciones y de la eficacia de los servicios de eliminación y transporte. Sin embargo, la falta de eliminación total de los lodos que se acumulan en los pozos y tanques y de su transporte a las instalaciones de tratamiento es la regla y no la excepción. Las razones existentes para esto pueden variar, dependiendo de las circunstancias locales, pero los escenarios más comunes son los siguientes:

- Los hogares conectan los inodoros con arrastre hidráulico a pozos de gran tamaño que pueden pasar muchos años sin ser desocupados, y algunos aparentemente nunca son vaciados, tal vez debido a la pérdida de sólidos digeridos en la capa freática cercana.
- Algunos pozos y tanques se rebosan a canales de drenaje o cursos de agua que permiten el drenaje del lodo digerido, reduciendo la demanda de los servicios de vaciado de lodos sépticos de los pozos o tanques.

- Pozos y tanques que son inaccesibles, haciendo difícil o hasta imposible su vaciado. La falta de accesibilidad puede ser debida a la ubicación - por ejemplo, un propietario puede haber construido una extensión sobre el pozo y ser muy reacio a romper un suelo de baldosas bien construido para acceder a un pozo debajo de una cocina - o a la falta de una tubería de acceso o de una cubierta. La segunda situación es más fácil de tratar, pero aun así disuadirá a la gente de vaciar su pozo o tanque hasta el último minuto.
- El equipo disponible no puede eliminar los lodos espesos, llevando a una situación en la cual la mayoría del material removido es agua sobrenadante. Este problema es particularmente grave cuando el lodo se solidifica hasta el punto en que sólo puede ser eliminado a mano, lo cual es una práctica extremadamente desagradable y peligrosa para los operadores. No es sorprendente que los trabajadores dejen este material, removiendo únicamente el líquido sobrenadante. Finalmente, el lodo consolidado se acumula hasta el punto en que la única opción es abandonar el pozo y construir otro.
- Los operadores de los camiones cisterna venden los lodos directamente a los agricultores o los vierten ilegalmente, lo que reduce una vez más la cantidad de lodos que se transportan a la planta de tratamiento.

Estas situaciones y prácticas son indeseables en diversos grados, pero están ampliamente extendidas y no se limitan únicamente a los países de ingresos bajos. Por ejemplo, los registros oficiales de Florida, en los Estados Unidos de América, muestran que alrededor de 100 000 fosas sépticas son vaciadas cada año. Esta cifra es menos del 4 por ciento de las 2.6 millones de fosas sépticas del estado, lo que representa un vaciado promedio de una vez cada 25 años para cada fosa (Departamento de Salud de Florida, Oficina de Programas de Alcantarillado in situ, 2011).

Los planificadores deben identificar y, en la medida de lo posible, cuantificar las prácticas existentes, determinar cómo estas prácticas afectarán la demanda a corto plazo y evaluar el posible impacto de cambios futuros en la cantidad y calidad del material entregado para el tratamiento. Estos datos pueden obtenerse mediante entrevistas con los operadores de los camiones cisterna y al analizar los registros de la carga de lodos sépticos entregados a la planta de tratamiento. La evaluación de cualquier diferencia entre la cantidad de lodos sépticos vaciados de los pozos y tanques y la cantidad entregada a la planta dará un índice de la necesidad inmediata de tratamiento. La demanda futura dependerá de las formas en las cuales los planes respondan a las prácticas no deseadas: ¿aceptan la situación existente y reducen las estimaciones de carga de las plantas de tratamiento acorde a esta, o incluyen propuestas realistas para reducir y eventualmente eliminar prácticas indeseables como el vertido indiscriminado? Siempre será mejor planificar la eliminación de las prácticas no deseadas, pero los planes deben ser flexibles en la medida de lo posible

para dar cabida a la incertidumbre sobre el alcance y el ritmo de los cambios futuros. Deben tener en cuenta:

- La situación a corto plazo en la cual la demanda de servicios pueda estar limitada.
- Un escenario futuro en el que las acciones positivas creen conciencia e introduzcan incentivos para fomentar un vaciado de pozos y un vertido de lodos sépticos regulares en la planta, lo que dará lugar a un aumento de la carga de lodos a tratar.

Como sucede con todos los aspectos de la planificación, el esfuerzo por crear la demanda de prácticas de gestión de lodos fecales y/o sépticos adecuadas será más efectivo si se empieza por analizar la información disponible. En el Recuadro 3.6 se ilustra lo que esto puede significar en la práctica.

El análisis en el Recuadro 3.6 sugiere que cualquier esfuerzo por promover una mayor frecuencia de vaciado, incluyendo tal vez el vaciado programado, debería centrarse en los subdistritos con la mayor demanda. Este enfoque gradual para aumentar la frecuencia de vaciado debe considerarse al evaluar la velocidad a la que la carga de la planta de tratamiento aumentaría con el tiempo.

Recuadro 3.6 Investigación de las pautas de demanda en Palu (Indonesia)

Como se describió anteriormente en este capítulo, la evaluación de las actividades de vaciado de pozos en Palu (Indonesia), muestra que los pozos solo se vaciaban cada 50 años en promedio. El bajo nivel de demanda parecía excluir la posibilidad de introducir el vaciado programado en toda la ciudad. Sin embargo, la cifra de una vez cada 50 años era claramente un promedio que ocultaba las variaciones en la demanda de servicios de vaciado de pozos y tanques. Con el fin de comprender mejor esta situación, se analizaron con más detalle los registros municipales para determinar dónde era mayor la demanda de servicios de vaciado. Este ejercicio reveló que casi el 30 por ciento de los pozos desocupados se encontraban únicamente en 4 de los 44 subdistritos, o sea el 9 por ciento, y que más del 58 por ciento de ellos se encontraban en 11 subdistritos, o sea alrededor del 25 por ciento de todos los subdistritos. Los subdistritos con mayor demanda se encontraban en las zonas más antiguas con densidades de población relativamente altas. En estos subdistritos, todos los hogares tenían servicios de agua conectados a ellos, ya sea del sistema municipal o de sus propias fuentes de agua subterránea. En cambio, los registros no mostraban casi ninguna demanda de servicios de vaciado de los subdistritos periféricos con menor densidad de población y una menor frecuencia de conexiones de agua domiciliarias en la casa.

Una posible explicación de la variación en la demanda es que las cubluks (fosas sépticas) en las zonas periféricas eran más nuevas y no habían sido llenadas aún. Otra explicación, la cual fue apoyada por investigaciones posteriores, fue que en las zonas de mayor demanda el uso de agua era mayor y las rutas de drenaje debajo de las cubluks tendían a obstruirse con el tiempo, lo que provocaba una sobrecarga hidráulica en estas y por ende la necesidad de vaciarlas con mayor frecuencia. El mecanismo de las rutas de drenaje obstruidas es similar al que se observa cuando se descuida la eliminación de los lodos de las fosas sépticas, lo que da lugar a una falla de los pozos de absorción y de los lechos de infiltración.

Evaluación de la carga hidráulica

En esta sección se describen tres métodos de evaluación de la carga hidráulica en una planta de tratamiento. El primero utiliza la información referente a la actividad actual de vaciado de pozos y tanques, y es el más adecuado para evaluar la carga a corto plazo. El segundo usa información sobre el número total de instalaciones de saneamiento in situ, mientras que el tercero se basa en informaciones sobre la población de diseño y la tasa de acumulación de lodos. Todos los métodos presentan algunas dificultades. Cuando haya suficiente información disponible, se recomienda calcular la demanda futura utilizando más de un método, y revisar la validez de las suposiciones subyacentes a cada método si los resultados difieren de manera considerable.

Evaluación de la actividad existente de vaciado de pozos y tanques

La manera más simple de evaluar la carga hidráulica actual en una planta de tratamiento planificada o ya existente es recolectar información acerca de la actividad de vaciado actual de los pozos y tanques.

El volumen (V) a ser tratado en el plazo de un año se obtiene por medio de la ecuación:

$$V = nt_c$$

en donde V se expresa en m^3 por año, n es el número de cargas de un camión cisterna entregadas en un año, y t_c es la capacidad promedio del camión cisterna en m^3 .

Este es un método simple y será fácil de implementar en donde se disponga de buenos registros de vaciado de los pozos y tanques existentes, así como de los servicios de transporte. Cuando la investigación sugiera que la capacidad promedio del camión cisterna es mayor que el volumen promedio del pozo o tanque, se debe incluir un factor adicional para tener en cuenta que los camiones no funcionarán a plena capacidad. La información sobre el número de pozos y tanques vaciados cada año puede estar disponible en los registros existentes. No obstante, estos registros pueden ser deficientes y siempre se recomendará comprobar su exactitud y fiabilidad mediante la vigilancia de las actividades de los operadores de vaciado de pozos y tanques. Cuando no existan registros, será necesario obtener información sobre los servicios existentes. Los pasos sugeridos para obtener esta información son los siguientes:

- Identificar todos los operadores de camiones cisterna en la zona en planificación.
- Preparar una hoja de registro simple.
- Reunirse con todos los operadores, en lo posible en una reunión de grupo.
- Pedir a los operadores que completen la hoja de registro durante un período de al menos dos semanas y de preferencia más tiempo.

- Recuperar las hojas de registro y analizarlas para obtener información sobre el número promedio de pozos/tanques vaciados por semana y el volumen promedio de lodos fecales y/o sépticos removidos.

En lo posible, este ejercicio debe repetirse durante dos estaciones claramente diferentes a fin de comprender la forma en que varía la carga en el curso de un año. Valdrá la pena alentar a los operadores de camiones cisterna a que sigan registrando sus actividades, destacando los posibles beneficios para la eficiencia y eficacia de sus operaciones.

Algunos puntos que se deben considerar al evaluar los resultados de este ejercicio:

- Existe la posibilidad de que la falta de capacidad esté reduciendo la demanda. Para comprobar si esto es así, se debe determinar en qué medida los servicios de vaciado y transporte existentes funcionan a plena capacidad. A la inversa, puede ser que la demanda esté siendo reducida por la inaccesibilidad de pozos y tanques. El ejemplo de Malasia (Recuadro 3.8) enfatiza la importancia de llevar un registro de los intentos de vaciar pozos y tanques, tanto exitosos como no exitosos.
- Los camiones cisterna no necesariamente llevan siempre una carga completa. Por lo tanto, los cálculos basados en el número de viajes realizados pueden ser muy altos. Esto será más probable en los casos en que la capacidad de los camiones tienda a ser mayor que la capacidad media de los pozos y tanques.
- La predicción de la carga hidráulica futura requiere una estimación del crecimiento de la capacidad de transporte.

En los casos en que haya una demanda reducida y/o existan planes para aumentarla, este método puede subestimar la carga en el horizonte de diseño, por lo que uno de los métodos descritos a continuación puede ser una opción más apropiada para evaluar la carga hidráulica.

La carga hidráulica futura basada en el tamaño promedio de los pozos y tanques y la frecuencia de vaciado prevista

La carga hidráulica en una planta de tratamiento puede ser evaluada utilizando la información sobre el número de pozos y tanques que se deben vaciar dentro de las zonas de servicio, una estimación del tamaño medio de los pozos y tanques y la estimación de un intervalo de vaciado. Cuando se utilice este enfoque, la ecuación para la carga hidráulica será:

$$V = \frac{Nv_t c_r}{T}$$

En donde: V = el volumen entregado a la planta de tratamiento en m^3 por año.

N = el número de pozos y tanques en la zona de servicio.

v_t = la capacidad promedio del pozo/tanque en m^3 .

c_r = la proporción de instalaciones in situ que son vaciadas regularmente.

T = el tiempo promedio entre cada vaciado de pozos/tanques a lo largo de los años.

Esta ecuación asume la hipótesis de un vaciado completo de los pozos cada vez que son desenlodados. Cuando los tamaños típicos de los pozos son mayores a la capacidad promedio del camión cisterna, es probable que el volumen extraído esté determinado por el volumen del camión cisterna y no por el volumen del pozo o tanque. En este caso, el t_c deberá sustituir a v_t en la ecuación. Cuando una zona contiene más de un tipo de instalación de saneamiento, por ejemplo, letrinas de pozo seco y fosas sépticas más grandes o amplias, las cargas de cada tipo de instalación deben ser evaluadas de manera separada.

Este método funcionará correctamente para las zonas con servicios de vaciado programados. El mayor desafío en estas zonas será identificar todas las instalaciones in situ existentes y estimar los volúmenes promedio de los pozos y tanques. Los constructores y otros trabajadores que construyen pozos y tanques deberán poder proporcionar información sobre la gama de tamaños de pozos que construyen, pero siempre será mejor comprobar su información observando la construcción de nuevos pozos y tanques sobre el terreno. Las zonas que no cuentan con servicios de vaciado programados presentan un problema adicional: tener que determinar los intervalos de tiempo promedio entre cada vaciado de pozos y tanques. En muchos lugares, como se muestra en el caso de Palu, el intervalo promedio entre cada vaciado de pozos y tanques puede ser mucho mayor a 3 o 5 años, intervalo considerado como óptimo. El reto para los planificadores y diseñadores es asignar un valor realista al intervalo de vaciado y evaluar cómo puede cambiar con el tiempo. Esto será particularmente difícil cuando los pozos y tanques in situ se encuentren conectados a desagües y alcantarillas, de manera tal que los sólidos puedan escaparse a través de las conexiones, reduciendo así la demanda de vaciado de los pozos. Las actividades de los operadores de vaciado no registrados, que pueden estar vertiendo los lodos en lugares distintos de los sitios de tratamiento/eliminación oficialmente designados, también afectarán a la carga hidráulica.

Carga futura basada en la tasa de acumulación de lodo per cápita

Otra opción para la evaluación de la carga volumétrica futura es basar los cálculos en la tasa de acumulación de lodo per cápita. La ecuación para el volumen (V , m^3) en esta opción es:

$$V = \frac{Pqc_o c_r}{1000}$$

En donde: P = la población estimada de la zona de servicio, teniendo en cuenta el crecimiento demográfico y, cuando proceda, cualquier población flotante, como los turistas y los trabajadores migrantes.

q = el volumen promedio removido por persona cada año (litros per cápita por año), que comprende la tasa de acumulación de lodos fecales y un margen para cualquier agua sobrenadante extraída con los lodos.

c_o = la proporción de la población con acceso a servicios provistos por instalaciones de saneamiento in situ y descentralizadas que requieren servicios de remoción, transporte y tratamiento, expresados como una fracción.

c_r = la proporción de instalaciones in situ regularmente vaciadas.

La población de la zona de servicio puede ser estimada utilizando los datos de los censos.

Otro método consiste en multiplicar el número de hogares por el tamaño promedio del hogar. Los datos sobre el número de hogares pueden encontrarse en encuestas sociales. Alternativamente, cuando un hogar ocupa un solo edificio, puede ser posible estimar el número de edificios a partir de imágenes satelitales. Este método no debe utilizarse cuando varios hogares ocupan el mismo edificio o cuando un hogar ocupa más de una vivienda. En la mayoría de los casos, la mejor solución es utilizar los datos del censo, usando otros métodos para verificar y confirmar las estimaciones de ser necesario. Para las futuras estimaciones de población se debe tener en cuenta el crecimiento demográfico.

La tasa de acumulación de lodo depende de varios factores, entre ellos la temperatura, la posibilidad de añadir material externo a los pozos y tanques, y el tiempo de retención antes de que sean vaciados. En el Recuadro 3.7 se resume la información sobre las tasas de acumulación de lodo tomada de varias fuentes y que abarca diversos tipos de saneamiento in situ. Nótese los bajos rangos observados en la mayoría de los casos.

Este enfoque se adapta mejor a las zonas en las cuales las letrinas de pozo y/o los pozos secos de percolación son la forma más común de saneamiento in situ. Se subestimarán el volumen de material que requiere ser removido y tratado cuando este incluya el agua sobrenadante de las fosas sépticas y de los pozos húmedos de percolación, en algunos casos de manera significativa. Por ejemplo, el volumen estimado de lodos sépticos removidos de pozos y tanques en Dakar (Senegal) es alrededor de 6000 m³/día (Bäuerl *et al.*, 2014). Los cálculos basados en la población que recibe servicios regulares de vaciado de pozos y tanques sugieren que esto equivale a casi 600 litros per cápita por año. Esta cifra elevada debe incluir un volumen de agua sobrenadante muy alto, lo que se confirma gracias al contenido de sólidos de 4.5 g/litro en los lodos sépticos, indicando un contenido de agua del 99.55 por ciento. Cuando los cálculos muestren que el volumen de lodos sépticos removido está muy por encima del rango sugerido al final del Recuadro 3.7, se podría decir que el objetivo a largo plazo debería ser mejorar las instalaciones de saneamiento in situ para reducir la infiltración y asegurar una exfiltración efectiva.

Recuadro 3.7 Información sobre las tasas de acumulación de lodos fecales

Un estudio que incluye las medidas físicas de 107 pozos y fosas sépticas en seis ciudades de Indonesia reveló que las tasas medias y medianas anuales de acumulación de lodo eran de 25 y 13 litros per cápita por año, respectivamente. La diferencia entre las tasas medias y medianas se debió a las altas tasas de acumulación en un pequeño número de pozos. Únicamente 8 por ciento de las instalaciones investigadas eran fosas sépticas convencionales. El 83 por ciento eran pozos simples en ladrillo o cemento (*cubluku*) y el 6 por ciento eran tanques pequeños en fibra de vidrio. El 22 por ciento de las instalaciones estudiadas tenían una salida a un desagüe, lo que reducía un poco la tasa de acumulación de lodos. No obstante, los resultados muestran tasas de acumulación generalmente bajas (Mills *et al.*, 2014).

Una recopilación de los datos de las tasas de llenado de las letrinas de pozo en localidades del sur de África mostró que las tasas de acumulación eran típicamente entre 10 y 70 litros per cápita por año. Un estudio posterior reveló que las tasas de llenado de letrinas per cápita se situaban entre 21 y 64 litros por año, y que los pozos se llenaban típicamente a una tasa de entre 200 y 500 litros por año, independientemente del número de usuarios. Con base en estos resultados, el informe del estudio recomendó que los pozos se diseñaran utilizando una cifra de 40 litros per cápita por año, mientras que los programas de vaciado de pozos se diseñaran sobre la base de 60 litros per cápita por año (Still y Foxon, 2012).

Las tasas de acumulación de lodos obtenidas en los estudios realizados en Norteamérica caen típicamente en el rango de 60 y 125 litros per cápita por año para un tiempo de retención mayor a tres años, con una reducción de la tasa media de acumulación al aumentar el tiempo de retención (véase, por ejemplo, Brandes, 1977 y el resumen del capítulo 3 de Lossing, 2009). Es probable que las tasas de acumulación de fosas sépticas sean menores en climas más cálidos. Estudios realizados en Sudáfrica revelaron tasas del orden de 27 a 54 litros per capita por año (Norris, 2000).

El punto clave de estas cifras es que las tasas de acumulación de lodos suelen ser del orden de 25 a 70 litros por persona por año. Las tasas más elevadas aparentemente suelen incluir el agua sobrenadante y, por lo tanto, no representarán la tasa real de acumulación de lodos.

Un reto clave que se presenta con los métodos basados en el número de instalaciones in situ y la tasa de acumulación de lodos per cápita es el cálculo de c_r , la proporción de instalaciones in situ que son regularmente vaciadas. Esto es particularmente cierto en los casos en que actualmente existe una demanda limitada de servicios de eliminación, de transporte y de tratamiento de lodos sépticos. Por ejemplo, lo que ocurre en Indonesia es que la falta de demanda por estos servicios ha resultado en una situación en la cual casi todas las plantas de tratamiento de lodos sépticos funcionan a baja capacidad. Para evaluar la situación actual, se puede comparar la información de la actividad de vaciado actual de los pozos con aquellos datos del número total de instalaciones de saneamiento in situ. Sin embargo, es necesario considerar cómo esta demanda podría crecer a lo largo del tiempo. En el Recuadro 3.8 se enumeran algunos de los factores que podrían tener influencia en la demanda futura. Dada la dificultad de evaluar el efecto combinado de estos factores, las proyecciones de la carga siempre serán provisionales. Esto sugiere la conveniencia de adoptar un enfoque gradual de la prestación de servicios de tratamiento, con

planes modificados a la luz de la experiencia operacional. En el capítulo 5 se ofrece más información sobre este punto.

Recuadro 3.8 Evaluación de la demanda futura

Los puntos que se deben considerar al evaluar la demanda futura incluyen:

- *Tendencias pasadas.* ¿Hay algún registro disponible que muestre un aumento en la demanda con el tiempo? Si es así, ¿existe suficiente información disponible para permitir un análisis más detallado que permita determinar (a) dónde está aumentando la demanda; y (b) las razones de este aumento?
- *Posibles cambios en la prestación de servicios de saneamiento.* ¿Existen planes para ampliar el sistema de alcantarillado hacia nuevas zonas, y si es así, cuántas personas se conectarían?
- *Cambios en las prácticas de gestión de lodos sépticos.* ¿Existen planes para introducir el vaciado programado de pozos? La demanda aumentará luego de la introducción del vaciado programado. Las mejoras en el equipo utilizado para vaciar los pozos, los esfuerzos por mejorar la accesibilidad de los pozos y tanques y la aplicación de la legislación para prohibir ciertas prácticas como conectar las fosas sépticas domésticas al sistema de drenaje también repercutirán en el aumento del material entregado para su tratamiento.
- *Regulaciones más estrictas.* Las disposiciones legislativas para desalentar el vertido ilegal de lodos fecales y lodos sépticos fuera de los lugares oficiales de tratamiento tenderán a aumentar la carga de estos lugares. El impacto de la legislación dependerá de los sistemas y recursos que se encuentren disponibles para hacerla cumplir. Sin su aplicación, su efecto será limitado.
- *Esfuerzos para promover un vaciado de pozos más frecuente.* Es razonable suponer que las iniciativas para promover el vaciado de los pozos y tanques conducirán a un aumento en la demanda del vaciado. El desafío para los planificadores es estimar el tamaño/la magnitud de este aumento.
- *Cambios en las prácticas de saneamiento como resultado del aumento de la densidad urbana.* En particular, la subdivisión de las parcelas y el aumento resultante en la densidad en las viviendas tenderán a impedir la construcción de nuevos pozos cuando los pozos viejos estén llenos, dejando el vaciado como la única opción viable.
- *Liberación de la demanda suprimida.* La demanda suprimida es el resultado de la falta de vehículos de extracción y transporte de lodos sépticos que funcionen. Un indicador de la posible demanda suprimida es que los camiones cisterna estén siendo utilizados al máximo, realizando 3 o 4 viajes por día y tal vez trabajando durante los fines de semana. Si la demanda es suprimida por la falta de capacidad de transporte, será necesario adoptar medidas para aumentar tanto la capacidad de transporte como la de tratamiento. Otro indicador es la elevada proporción de intentos fallidos de vaciado de los tanques. Los datos de Malasia muestran que, en los últimos años, sólo alrededor del 40 por ciento de los intentos de vaciado de tanques por encargo han tenido éxito (Narayana, 2017: Figura 7). La razón principal de la gran proporción de intentos de vaciado de lodos fallidos es posiblemente que los tanques no se pueden encontrar o son inaccesibles. El porcentaje de intentos exitosos fue inferior al 30 por ciento cuando el vaciado programado era la norma.
- *Disminución de la demanda de una instalación concreta debido a la construcción de nuevas instalaciones en las zonas circundantes.* Es posible que, incluso en los casos en que la demanda siga siendo elevada, el aumento de la congestión del tráfico dé lugar a un aumento de la duración del viaje, de modo que se reduzca el volumen de los lodos que se entregan a una planta de tratamiento determinada.

Debido a las numerosas incertidumbres asociadas a cada enfoque para calcular la carga hidráulica, siempre será útil verificar los resultados obtenidos con diferentes métodos de cálculo.

La evaluación del crecimiento de la demanda requiere un juicio, y las evaluaciones siempre estarán sujetas a la incertidumbre. El informe sobre el diseño debe exponer claramente las hipótesis formuladas al evaluar el potencial de crecimiento de la demanda. Las hipótesis claras proporcionan una base para la modificación futura de los procedimientos operacionales en respuesta a la experiencia operacional. Cuando la densificación y el aumento de los flujos de tráfico puedan afectar a la capacidad de entrega a un lugar determinado, el informe de diseño debe incluir una referencia a la posibilidad de construir nuevas plantas de tratamiento en el futuro en lugar de ampliar la planta existente.

Esta discusión resalta la necesidad de basar las estimaciones de las cargas hidráulicas en la mejor evaluación posible de la demanda. Los siguientes puntos deben tenerse en cuenta al evaluar la demanda:

- Cuando la capa freática sea alta y/o los mecanismos de percolación de los pozos y los sumideros se hayan bloqueado, es probable que la demanda de vaciado sea alta.
- En los casos en que una elevada proporción de pozos y tanques descarguen el exceso de líquido en el sistema de drenaje, es probable que la demanda inicial de servicio de vaciado sea baja. La medida en que esta situación pueda cambiar en el futuro dependerá de la capacidad del gobierno para hacer cumplir los reglamentos y estatutos que prohíben la descarga de efluentes parcialmente tratados en el sistema de drenaje.
- Los pozos grandes toman muchos años en llenarse y pueden transcurrir muchos antes de que contribuyan a la demanda. Cuando la retención de líquidos en los pozos y sumideros no cause problemas a los usuarios de servicios sanitarios, es probable que la demanda de servicios de vaciado de tanques sea baja.

Evaluación de cargas orgánicas y de sólidos suspendidos

Es posible calcular la carga orgánica en una planta de tratamiento de aguas residuales planificada multiplicando la población contribuyente por una estimación apropiada de las cargas per cápita de la DBO o la DQO y de los SST. Este enfoque no es adecuado para calcular la carga en las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos porque la digestión y la pérdida del material disuelto en el agua percolada dan lugar a cambios considerables en la DBO, DQO y SST de los lodos contenidos en pozos y tanques a lo largo del tiempo.

El otro método para calcular las cargas orgánicas y de sólidos suspendidos es multiplicar la carga hidráulica estimada por una concentración supuesta o

estimada de afluente de la concentración de la DBO y la DQO. El índice de carga de la DBO es por lo tanto:

$$\lambda_{DBO} = \frac{QL_i}{1000}$$

En donde: λ_{DBO} = el índice de carga de la DBO en kg/día.

Q = la tasa de flujo diaria en m³/día.

L_i = la concentración de la DBO afluente en mg/l.

Se aplicarán ecuaciones similares para los índices de carga de DQO y SST, sustituyendo la concentración de DBO por los niveles de DQO y SST, respectivamente.

La exactitud de la estimación de la carga depende de la exactitud de la información sobre la carga hidráulica y la concentración del afluente. Algunos de los retos para los diseñadores de las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos incluyen:

- La gran variabilidad existente de la concentración de lodos fecales y/o sépticos de un lugar a otro.
- La gran variabilidad en la concentración de muestras individuales de lodos fecales y/o sépticos tomadas de lugares específicos.
- La probabilidad de que la concentración del material a ser tratado cambie en función del cambio de las prácticas de vaciado.

Tabla 3.3 Datos de la concentración de lodos sépticos en varios lugares

Lugar y tipo de lodos fecales	DBO	DQO	SST	Comentarios
Acra: lodos sépticos	600–1500	7800	4760	SST basados en 40 por ciento de sólidos totales no volátiles. Koné y Strauss (2004)
Acra: lodos de baños públicos	7600	49 000	52 500	Koné y Strauss (2004)
Lodos sépticos provenientes de varios lugares	840–2600	1200–7800	12 000–35 000	Koné y Strauss (2004), resumido en Strande <i>et al.</i> (2014)
Kampala: lodos sépticos	–	24 962	19 140	El análisis del autor enumera 56 muestras con un rango muy amplio de concentraciones en Schoebitz <i>et al.</i> (2016): las concentraciones medianas fueron significativamente más bajas Citado en Heinss <i>et al.</i> (1999)
Manila: lodos sépticos	3800	37 000	72 000 (cifra en ST)	
Indonesia: muestras de lodos sépticos entregados a 8 plantas de tratamiento	5000	12 700	18 000	Resultados promedio de 160 muestras de lodos sépticos entregados a 8 plantas de tratamiento (IUWASH, 2016, documento sin publicar)

Lugar y tipo de lodos fecales	DBO	DQO	SST	Comentarios
Máximo Paz, Argentina	2800	Sin registrar	11 500	Cifras de Fernández <i>et al.</i> (2004). Parecen ser un promedio obtenido de múltiples muestras, cada una de ellas compuesta por tres sub-muestras de una carga de camión cisterna
Albireh, Palestina	434 (165–1107)	1243 (181–9315)	3068 (76–13 044)	Tomado de Al Sa'ed y Hithnawi (2006). “Un gran número de muestras” en un período de cuatro meses
Ouagadougou, Burkina Faso (fosas sépticas)	1453	7607	7077	Las cifras para las fosas sépticas y letrinas de pozo fueron tomadas del artículo por Bassan <i>et al.</i> (2013), indicando igualmente grandes variaciones en torno a las cifras medias citadas aquí
Ouagadougou, Burkina Faso (letrinas de pozo)	1480	12 437	10 982	

Nota: Todos los valores se expresan en mg/l

En la Tabla 3.3 se ilustra este primer punto. La amplia gama de concentraciones enumeradas en la tabla ilustra la importancia de obtener información específica acerca del lugar durante la etapa de diseño.

Un indicador útil de la biodegradabilidad posible de los lodos fecales y sépticos es la relación DQO/DBO₅. Como regla general, entre más baja sea la relación, mayor será la biodegradabilidad del material. La relación DQO/DBO de los materiales enumerados en la Tabla 3.3 varían de 2.5 (según el estudio llevado en Indonesia) hasta casi 10 (en el caso de Manila). Estas relaciones se comparan con una relación típica DQO/DBO₅ de alrededor de 2 para las aguas residuales domésticas. Estas cifras representan un promedio y las relaciones registradas de las muestras individuales pueden variar considerablemente. Por ejemplo, las relaciones DQO/DBO₅ registradas para cargas individuales en una planta de tratamiento en los Estados Unidos de América oscilaban entre 2.7 y 8.4 (US EPA, 1977). No obstante, las relaciones DQO/DBO₅ promedio obtenidas a partir de varias muestras proporcionan una buena indicación de la presencia del lodo digerido en el material que se está tratando, las relaciones más altas indicando la presencia de material digerido.

La mejor manera de abordar la amplia variabilidad de las características de los lodos en un lugar determinado será obteniendo información sobre las características de las muestras compuestas. Las muestras compuestas deberán:

- Ser tomadas de camiones cisterna y otros vehículos utilizados para el transporte de los lodos fecales y sépticos.
- Incluir muestras de tantos camiones cisterna como sea posible.
- Incluir muestras tomadas a intervalos regulares durante el proceso de descarga, cuidadosamente mezcladas entre sí.

Aunque la calidad de las muestras compuestas individuales es superior a la de las muestras sin mezclar, solo brindan información sobre una pequeña proporción del total de los materiales entregados para el tratamiento. Con el fin de garantizar que los resultados de las muestras sean representativos de la totalidad de la carga, será necesario tomar al menos 20 muestras compuestas (de preferencia más) durante varios días. El promedio de los resultados obtenidos a partir de este ejercicio debe proporcionar una estimación suficientemente precisa y aceptable de la concentración de lodos fecales y/o sépticos en una época determinada del año. Es probable que las características de los lodos fecales y sépticos varíen a lo largo del año. Por esta razón, es preferible recoger y analizar series de muestras compuestas a intervalos regulares a lo largo del año.

Cuando las plantas de tratamiento reciban material proveniente de diferentes tipos de saneamiento in situ, por ejemplo, letrinas de pozo seco y pozos húmedos de percolación y fosas sépticas, será necesario evaluar la carga hidráulica, orgánica y de sólidos suspendidos de cada tipo de saneamiento por separado. Esto requerirá que se tomen muestras compuestas y que se analicen las cargas entregadas provenientes de cada uno de los tipos de saneamiento, acompañado de información del volumen de material estimado para cada uno de ellos. La carga de la planta es entonces la suma total de todas las cargas separadas de cada uno de los tipos de saneamiento. Por lo tanto, la ecuación para la carga de la DBO de una combinación de letrinas de pozos y fosas sépticas sería:

$$\lambda_{\text{DBO}} = \frac{(QL_i)_{\text{Letrinas de pozo}} + (QL_i)_{\text{Fosas sépticas}}}{1000}$$

Las características del material que entra pueden cambiar con el tiempo, bien sea porque cambian las instalaciones de saneamiento o las prácticas de vaciado de los pozos y tanques. En particular:

- La concentración de los lodos sépticos entrantes tenderá a disminuir a medida que aumente la frecuencia de vaciado de los pozos y tanques y disminuya la relación entre los lodos acumulados y el agua sobrenadante.
- La concentración de lodos sépticos y lodos fecales aumenta si la mejora de los procesos de remoción de lodos da lugar a la recuperación de los lodos más asentados acumulados en el fondo de los pozos y tanques.

Es difícil predecir el impacto de tales cambios, pero podemos tener una idea de las posibles diferencias de concentración si se comparan las concentraciones de los materiales retirados de las instalaciones vaciadas frecuentemente con aquellos de las instalaciones vaciadas con poca frecuencia. Independientemente de ello, los diseñadores deben reconocer que la experiencia operacional puede revelar que las cargas hidráulicas, orgánicas y de sólidos suspendidos reales son diferentes de las que se suponen en el diseño. Esta experiencia debería ser utilizada para:

- Recomendar cambios en las prácticas operacionales diseñadas para garantizar que respondan a la situación actual y no a la hipotética.
- Modificar las hipótesis de diseño utilizadas en la fase de planificación de las nuevas instalaciones de tratamiento.

Tener en cuenta las variaciones de flujo

El flujo de lodos hacia una planta de tratamiento variará de un día a otro y de un mes a otro, dependiendo del número de camiones cisterna que lleguen. También variará durante el curso de cada día, en particular porque la entrega de lodos es posible únicamente durante las horas de funcionamiento de la planta. Las tasas de flujo máximo instantáneo dependerán de la máxima velocidad de descarga de cada camión cisterna y del número de vehículos que puedan descargar simultáneamente. El enfoque habitual para hacer frente a las variaciones de flujo dentro de un mismo día, entre varios días y entre varios meses es el de estimar el flujo medio anual de una planta y aplicar los coeficientes máximos apropiados (CM) para calcular las cargas máximas por mes, día u hora. La tasa de flujo máximo instantáneo puede evaluarse registrando la velocidad a la que se descargan los camiones.

En el Recuadro 3.4 se indican las tasas de flujo pertinentes que se utilizarán en el diseño de las instalaciones de tratamiento de lodos sépticos.

Tabla 3.4 Tasas de flujo utilizadas en el diseño de varias unidades de tratamiento

<i>Unidad</i>	<i>Tasa de flujo a ser utilizada para el diseño</i>
Instalaciones de recepción de lodos sépticos y tamizado	Flujo máximo instantáneo de los camiones cisterna, cuando están llenos, modificado según sea necesario para tener en cuenta las fluctuaciones en la descarga
Unidades de retención de lodos sépticos por menos de un día en promedio (tanques de sedimentación y espesadores por gravedad)	Descarga máxima por hora
Unidades con tiempo de retención entre un día y una semana (reactor anaeróbico con deflectores, cámara de separación sólido-líquido al estilo indonesio)	Descarga máxima por día
Unidades con tiempo de retención entre una semana y dos meses (lagunas, tanque de sedimentación y espesamiento típico de África occidental, lechos de secado convencionales)	Descarga máxima mensual
Unidades con tiempo de retención superior a dos meses (lechos de secado con plantas)	Descarga promedio

El análisis de los registros de descargas a una planta de tratamiento existente puede proporcionar información sobre los coeficientes máximos (o pico) mensuales y diarios. Para evaluar el coeficiente mensual máximo, es necesario

analizar todos los datos contenidos en los registros. Esto permite calcular la tasa media de entrega de lodos sépticos a la planta, determinar el mes con el mayor número de entregas y calcular la tasa media de entrega durante este mes con sus registros respectivos. Dividiendo la cifra mensual máxima por el flujo promedio de todo el año, se obtiene el coeficiente de flujo máximo del mes. El enfoque para calcular el coeficiente máximo diario es similar, excepto que la búsqueda se centrará en el flujo más alto registrado durante un día o posiblemente el promedio de los 10 flujos más altos del día dividido por el flujo diario promedio. Al utilizar este método, hay que recordar que la capacidad de extracción y de transporte de lodos sépticos limitada puede reducir la demanda máxima.

Si no existen registros confiables, o hay razones para creer que la falta de capacidad está reduciendo la demanda máxima, será necesario estimar los coeficientes máximos mensuales y diarios. El análisis de los datos de nueve plantas de tratamiento, cinco en los Estados Unidos de América y cuatro en Noruega, mostró coeficientes máximos mensuales que oscilaban entre 1.3 y 2.5, mientras que 10 de los 16 resultados oscilaban entre 1.7 y 2.1 (US EPA, 1984). Un análisis de los registros de descarga de la planta de tratamiento de lodos sépticos de Devanahalli en el estado de Karnataka (India) (basado en la información proporcionada en Pradeep *et al.*, 2017) mostró un coeficiente mensual máximo de 1.61. Este es el coeficiente mensual máximo más alto del mundo (US EPA, 1984). El mayor número de cargas en un período de un mes se registró en agosto, que también fue el mes con mayores precipitaciones. Con base en estas cifras, un coeficiente máximo mensual de 2.0 debe ser utilizado si no existen datos específicos sobre el lugar.

Los coeficientes máximos diarios de las cuatro plantas noruegas mencionadas anteriormente variaron de 2.94 a 4.88 (US EPA, 1984). Estos son probablemente hallazgos típicos de los climas templados. Los datos sobre los coeficientes máximos diarios en países de ingresos bajos con climas cálidos y variaciones claras en el número de precipitaciones según la estación son limitados. Es poco probable que la tasa máxima diaria sea 1.5 veces mayor al promedio de descarga en el mes pico. Para un coeficiente máximo mensual de 2.0, el coeficiente máximo diario sería de 30. Sin embargo, la única forma fiable de evaluar los coeficientes máximos diarios sería recolectando datos diarios sobre el volumen de material/número de cargas entregadas a una planta existente sobre un período de tiempo de por lo menos un año.

La forma más simple de calcular la descarga máxima por hora es dividir la descarga total diaria por el número de horas que la planta de tratamiento está abierta para recibir los camiones cisterna, posiblemente aumentando ligeramente la cifra obtenida para tener en cuenta el hecho de que en algunos períodos del día son más ocupados. Por ejemplo, si una planta recibe 120 m³ de lodos sépticos durante un período de entrega de 8 horas, el flujo promedio durante este período es de 15 m³/hora, tres veces el flujo de 5 m³/hora calculado a lo largo del día. Si se aplica un coeficiente máximo adicional de 1.33 para tener en cuenta las variaciones de la velocidad de descarga de los camiones en

el período de ocho horas, el caudal de diseño aumenta a $15 \times 1.33 \text{ m}^3/\text{hora}$, es decir, $20 \text{ m}^3/\text{hora}$, que es cuatro veces el flujo promedio de todo el día.

Otra opción para evaluar el flujo máximo por hora es estimar la tasa máxima de descarga de lodos sépticos posible, con base en la capacidad de un camión cisterna típico y el tiempo necesario para completar la operación, es decir, volver al punto de recepción de los lodos sépticos, vaciar el contenido y dar paso al siguiente camión. Para obtener la información necesaria que permita utilizar este método de cálculo, se requiere la observación sobre el terreno en una planta de tratamiento de lodos sépticos en funcionamiento. La tasa de flujo máximo calculada con este método es el límite superior de la gama de flujos máximos que pueden recibirse por hora, suponiendo que el proceso de descarga de lodos sépticos funciona sin interrupciones y sin ningún “tiempo muerto”. El “tiempo muerto” se refiere a los momentos en que no hay camiones que estén llegando, descargando su contenido o alejándose de la zona de descarga del lodo. El capítulo 6 contiene más información sobre las posibilidades de calcular las tasas de flujo máximo instantáneo.

Opciones tecnológicas

Las evaluaciones tecnológicas requieren información sobre los siguientes aspectos de cada tecnología:

- Sus necesidades en términos de área de terreno.
- Sus necesidades de energía.
- Los conocimientos y aptitudes necesarios para su funcionamiento, su mantenimiento y su reparación.
- La adecuación de la cadena de suministro de materiales esenciales y piezas de repuesto requeridas.
- Su costo general, incluido el capital y los gastos recurrentes descontados.
- Su costo operacional.
- Su posible impacto ambiental, en particular cualquier impacto local sobre la calidad del aire y del agua.

Estos aspectos están interrelacionados de diferentes maneras. Por ejemplo, pueden existir vínculos entre el costo de las piezas de repuesto y la insuficiencia de la cadena de suministro. Las causas fundamentales de la falta de conocimientos y aptitudes operacionales pueden ser institucionales, en cuyo caso los esfuerzos por capacitar al personal sin modificar las estructuras y sistemas institucionales en los que operan no serán efectivos.

Es importante hacerse las dos preguntas siguientes al evaluar una tecnología o proceso:

- ¿En qué medida resuelve esta tecnología el problema?
- ¿En qué condiciones podría dejar de funcionar?

Hacerse estas preguntas ayuda a eliminar las tecnologías y los enfoques inadecuados, ya sea porque no abordan el problema a resolver o porque no pueden garantizar las condiciones necesarias para su buen funcionamiento.

Como se indicó en el capítulo 2, no hay situaciones estáticas y las condiciones pueden cambiar en el futuro. Las estrategias para mejorar la gestión de lodos fecales deberían incorporar medidas para hacer frente, entre otras cosas, a las limitaciones institucionales y financieras. Al hacerlo, pueden crear condiciones que permitan la selección de tecnologías potenciales dentro de una gama más amplia. Es importante asegurar que las medidas estratégicas sean realistas, basándose en la situación existente e identificando claramente los pasos a seguir para lograr las condiciones necesarias para la aplicación satisfactoria de las tecnologías propuestas.

Luego de descartar las tecnologías inapropiadas o poco prácticas, se le puede prestar especial atención a la evaluación comparativa de las tecnologías que quedan. Esto debería incluir la evaluación del costo de capital y los costos recurrentes. El enfoque estándar para la comparación de costos consiste en descontar todos los costos y cualquier ingreso a un solo costo actual neto. La tasa de descuento aplicada es fundamental para los resultados de los cálculos de los costos actuales netos. Por ejemplo, si se elige entre dos tecnologías, una con un costo de capital elevado y un costo operacional bajo y la otra con un costo de capital bajo y un costo operacional elevado, una tasa de descuento elevada favorecerá la opción con costo de capital elevado, mientras que una tasa de descuento baja favorecerá la opción con costo operacional elevado. Es mejor pedir el consejo de economistas y especialistas financieros al determinar la tasa de descuento.

Los costos de capital y operacionales de los procesos de tratamiento mecanizados suelen ser más elevados que los de los procesos no mecanizados. Esto queda ilustrado en el ejemplo de las Filipinas resumido en el Recuadro 3.9.

Las comparaciones establecidas en el Recuadro 3.9 sugieren que una opción de tratamiento no mecanizado será más económica que una de tratamiento mecanizado, excepto cuando los precios del terreno son muy altos. Las comparaciones de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID, por sus siglas en inglés) tratan únicamente con los costos de tratamiento y, como se indica en el capítulo 2, es necesario considerar los costos generados para la realización de los demás eslabones de la cadena de saneamiento para hacer una comparación completa de costos. Es posible concebir situaciones en las que la elección de una tecnología mecanizada permitiría ubicar la planta de tratamiento más cerca de los centros urbanos. Esto daría lugar a una reducción en los costos de transporte de los lodos sépticos, permitiendo una compensación con los costos adicionales de un tratamiento mecanizado. Si las investigaciones iniciales sugieren la posibilidad de este escenario, se recomendará extender la comparación de costos para que se incluyan los costos de transporte de los lodos sépticos.

Recuadro 3.9 Comparación de los costos de las opciones mecanizadas y no mecanizadas en las Filipinas

En un ejercicio de comparación realizado en las Filipinas se comprobó que los coeficientes de los costos de capital en instalaciones no mecanizadas y mecanizadas oscilaban entre unos 2.5 para una capacidad de planta de 15 m³/día y unos 1.25 para una capacidad de planta de 380 m³/día (USAID, 2013). Los costos incluyen los de los terrenos, los de la planta de tratamiento y los de los camiones cisterna. Los costos de los sistemas completamente mecanizados suponen la separación automática de lodos y desechos sólidos, la deshidratación de los lodos mediante prensas mecánicas o centrífugas y la aireación de alta velocidad del filtrado. Los costos de los sistemas “no mecanizados” incluyen el cribado mecánico, lagunas de estabilización de desechos y lechos de secado. El costo estimado del terreno fue de \$46 dólares americanos por metro cuadrado. Por consiguiente, para una capacidad de 70 m³/día, el costo de capital de una planta mecanizada era inferior al de una planta no mecanizada, una vez que el costo del terreno superaba los \$350 dólares americanos por metro cuadrado.

Un ejercicio similar para los costos operacionales demostró que los costos estimados de los sistemas mecanizados eran ligeramente más altos que aquellos costos de los sistemas no mecanizados para una planta con una capacidad de 15 m³ por día. Los costos operacionales aumentan con la capacidad de la planta hasta alcanzar una relación de aproximadamente 2.35 a 1 para una planta de 380 m³/día de capacidad. La comparación incluye los costos de personal, de oficina y de las pruebas de la calidad del agua, así como los costos de tratamiento directos. El personal incluye al gerente de la planta, los operadores, el técnico de mantenimiento, un químico, el secretario o la secretaria, el empleado de servicios públicos, el guardia de seguridad, el conductor y los obreros. En la práctica, esta cantidad de empleados no será necesaria para plantas de tratamiento pequeñas. Los costos supuestos de las pruebas de calidad del agua fueron los mismos para los sistemas mecanizados y no mecanizados, al igual que los costos de personal y de oficina para las plantas con capacidades de hasta 60 m³/día. En el caso de las plantas más grandes, la comparación suponía costos más elevados para las plantas mecanizadas que para las no mecanizadas, pero la diferencia no excedió más del 10 por ciento sin importar el tamaño de planta. Los costos de tratamiento incluían los de la energía y los productos químicos (polímeros para el tratamiento mecánico de los lodos y cloro para la desinfección de los efluentes).

Otra razón para elegir una opción mecanizada podría ser que los lugares convenientemente situados y disponibles son demasiado pequeños para la adopción de un sistema no mecanizado. Probablemente esto sea más pertinente para las instalaciones de tratamiento de aguas residuales que para las instalaciones de tratamiento de lodos sépticos. Los flujos de lodos sépticos son mucho menores que los de aguas residuales, y generalmente su tratamiento requiere mucho menos terreno que el tratamiento de aguas residuales de un sistema centralizado de alcantarillado que sirve la misma población, a pesar del hecho de que los lodos sépticos son mucho más concentrados que las aguas residuales municipales. La investigación de la USAID resumida en el Recuadro 3.9 estima que una planta de 70 m³/día requiere terrenos de 1100 m² y 4000 m² para los sistemas mecanizados y no mecanizados, respectivamente. Es bastante factible, y no particularmente costoso, obtener una superficie de 4000 m² requerida para un sistema no mecanizado, lo que correspondería a un terreno de 100 metros de largo y 40 metros de ancho, por ejemplo. El uso

de tecnologías anaeróbicas para tratar la fracción líquida de los lodos sépticos reduciría el área requerida para la opción no mecanizada. Las plantas de tratamiento pueden usar una combinación de ambas tecnologías. Por ejemplo, cuando los sistemas energéticos y de manejo apropiados están disponibles, se pueden utilizar prensas de tornillo para separar las fracciones sólidas de las líquidas y luego tratar el agua sobrenadante sin el uso de procesos mecánicos.

Hay otro punto adicional que entra en juego en cualquier discusión sobre los costos de capital y operacionales. En muchos países, el costo de capital corre a cargo de los niveles nacionales/regionales o centrales del gobierno, tal vez con el apoyo de organismos internacionales, mientras que las organizaciones locales asumen los gastos operacionales. Los gobiernos y otras organizaciones locales suelen tener limitaciones financieras, lo que significa que pueden tener dificultades para encontrar la financiación necesaria que permita una prestación de servicios eficaz. Esto es particularmente cierto para el tratamiento de lodos sépticos, que es esencialmente un servicio público por el cual las personas son reacias a pagar directamente. Además, este servicio no es una prioridad importante para los encargados de la toma de decisiones. Cuando la financiación que cubre los gastos recurrentes es limitada, una tecnología o un enfoque con bajos costos operacionales tiene más probabilidades de éxito que uno con altos costos, a pesar de que el costo neto actual de la segunda opción sea inferior al de la primera. Teniendo esto en cuenta, las comparaciones de costos deben abarcar tanto los costos actuales netos como los costos operacionales, y estos últimos deben evaluarse en función de la mejor estimación posible del presupuesto operacional disponible.

Puntos clave de este capítulo

En este capítulo se han examinado los diferentes pasos que deben seguirse antes de comenzar el diseño detallado de una planta. En particular, se han examinado los factores que determinan la ubicación de la planta de tratamiento y los procedimientos para determinar sus cargas hidráulica, orgánica y de sólidos suspendidos (SS). Los puntos clave de este capítulo son los siguientes:

- La planificación siempre debe estar basada en la información y debe empezar por la evaluación de la situación existente. Una evaluación rápida, basada en los registros existentes, las observaciones en el terreno y las entrevistas con los usuarios y los proveedores de servicios puede proporcionar información útil sobre las instalaciones y servicios existentes. Eso ayudará a identificar las áreas que requieren un estudio más profundo antes de pasar a un diseño detallado.
- La primera tarea debe ser determinar el área de planificación. Esta se verá influenciada por las realidades físicas, en particular, las pautas de asentamiento y los límites administrativos existentes. Deberá determinarse en consulta con el gobierno local y los proveedores de servicios.

- La ubicación de las plantas de tratamiento dependerá de sus áreas de servicio, lo que a su vez dependerá del grado de descentralización de la prestación del tratamiento.
- Un enfoque descentralizado de tratamiento dará lugar a una reducción de las distancias de transporte tanto de los lodos fecales y sépticos sin tratar como de los productos finales tratados, listos para su utilización. A la inversa, dará lugar a un aumento de la necesidad de mano de obra para el funcionamiento y el mantenimiento de las instalaciones de tratamiento. Cuando las capacidades operacionales sean limitadas, las soluciones descentralizadas funcionarán mejor si se utilizan tecnologías relativamente sencillas, debido a la necesidad de desplegar el personal en varios sitios.
- Independientemente de las consideraciones teóricas, factores tales como la disponibilidad de terrenos gubernamentales a menudo regirán la elección de la ubicación de la planta de tratamiento.
- Los factores que se deben tener en cuenta al evaluar la carga de la planta incluyen la proporción de la población que recibe el servicio de sistemas de saneamiento in situ y descentralizados, los tipos de instalaciones de saneamiento que se encuentran en las áreas de servicio, la demanda del servicio de vaciado de pozos y tanques y de servicios de transporte, y la naturaleza y eficacia de los servicios de vaciado y de transporte en el área. Las cifras de Malasia citadas en este capítulo muestran que la accesibilidad a los pozos y tanques también puede influir de manera importante en las cargas.
- En la ausencia de iniciativas para aumentar el número de conexiones al sistema de alcantarillado, la demanda de servicios de vaciado de pozos y tanques aumentará a medida que la población aumente. Si se reglamenta eficazmente el requisito de eliminar los lodos en las plantas de tratamiento, el aumento del número de descargas dará lugar a un aumento constante de la carga de las plantas de tratamiento de lodos sépticos. Si la demanda de servicios de vaciado existente es baja, a menudo será necesario mejorar el sistema de vaciado, pasando de un sistema bajo pedido a un sistema programado para aumentar significativamente la carga que recibe la planta de tratamiento.
- Las cargas orgánicas y de sólidos suspendidos en las instalaciones de tratamiento dependerán de la concentración del material a ser tratado. A efectos del diseño, los cálculos de las cargas deben utilizar los valores medios de carga orgánica y de sólidos suspendidos, obtenidos al hacer un promedio de los resultados de tantas muestras como sea posible. A fin de tener en cuenta la gran variedad de tipos de lodos fecales y sépticos, se recomienda utilizar muestras compuestas.
- La elección entre tecnologías de tratamiento más o menos mecanizadas debe tener en cuenta los requisitos de manejo de cada una de ellas, incluyendo las capacidades necesarias para hacerla funcionar y vigilar su rendimiento, las cadenas de suministro necesarias para garantizar

la disponibilidad de piezas de repuesto y la necesidad de llevar a cabo operaciones difíciles e intervenciones de mantenimiento a intervalos poco frecuentes.

- Además, la elección se verá afectada por los costos, y en particular por los costos recurrentes. Cuando los recursos financieros sean limitados, tal vez sea mejor seleccionar tecnologías con costos operacionales más bajos, aunque su costo descontado sea mayor que el de las tecnologías con costos operacionales elevados.

Referencias bibliográficas

- Al Sa'ed, R.M.Y. y Hithnawi, T.M. (2006) 'Domestic septage characteristics and cotreatment impacts on Albireh Wastewater Treatment Plant efficiency', *Dirasat Engineering Sciences* 33(2): 187–97, Amman: University of Jordan <<https://journals.ju.edu.jo/DirasatEng/article/view/1430>> [consultado el 26 de enero de 2018].
- Arthur, J.P. (1983) *Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries*, World Bank Technical Paper Number 7, Washington, DC: World Bank <<http://documents.worldbank.org/curated/en/941141468764431814/pdf/multi0page.pdf>> [consultado el 26 de enero de 2018].
- Bassan, M., Tchonda, T., Yiougo, L., Zoellig, H., Mahamane, I., Mbéguéré, M. y Strande, L. (2013) 'Characterization of faecal sludge during dry and rainy seasons in Ouagadougou, Burkino Faso', paper presented at the *36th WEDC International Conference, Nakuru, Kenya*, Loughborough: Water, Environment and Development Centre, University of Loughborough <<https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/resources/conference/36/Bassan-1814.pdf>> [consultado el 7 de febrero de 2018].
- Bäuerl, M., Edthofer, M., Prat, M.-A., Trémolet, S. y Watzal, M. (2014) *Report on the Financial Viability of Faecal Sludge End-Use in Dakar, Kampala and Accra*, London: Trémolet Consulting <www.tremolet.com/publications/report-financial-viability-faecal-sludge-end-use-dakar-kampala-and-accra> [consultado el 26 de enero de 2018].
- Brandes, M. (1977) *Accumulation Rate and Characteristics of Septic Tank Sludge and Septage*, Research Report W63, Toronto, Canada: Applied Science Section, Pollution Control Branch, Ministry of the Environment <https://ia802708.us.archive.org/32/items/accumulationrate00bran/ACCUMULATIONRATE_00_BRAN_07915.pdf> [consultado el 26 de enero de 2018].
- Dayal, R., Wijk-Sijbesma, C.A. van y Mukherjee, N. (2000) *Methodology for Participatory Assessments With Communities, Institutions and Policy Makers: Linking Sustainability with Demand, Gender and Poverty* [pdf], METGUIDE, Washington, DC: World Bank – Water and Sanitation Program <www.ircwash.org/sites/default/files/Dayal-2000-Metguide.pdf> [consultado el 27 de febrero de 2017].

- Fernández, R.G., Inganlinella, A.M., Sanguinetti, G.S., Ballan, G.E., Bortolotti, V., Montangero, A. y Strauss, M. (2004) *Septage Treatment Using WSP, Proceedings, 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October 2004*.
- Florida Department of Health, Bureau of Onsite Sewage Programs (2011) *Report on Alternative Methods for the Treatment and Disposal of Septage* <www.floridahealth.gov/environmental-health/onsite-sewage/_documents/septage_alternatives.pdf> [consultado el 18 de noviembre de 2017].
- Heinss, U., Larmie, S.A. y Strauss, M. (1999) *Characteristics of Faecal Sludges and their Solids-Liquid Separation*, Eawag/Sandec <https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HEINSS%20et%20a%201994%20Characteristics%20of%20Faecal%20Sludges%20and%20their%20Solids-Liquid%20Separation.pdf>.
- Indonesia Urban Water, Sanitation, and Hygiene (IUWASH) (2016) *IPLT Technology Options Section Guide*, Appendix B, Jakarta, Indonesia: IUWASH (documento sin publicar).
- Koné, D. y Strauss, M. (2004) 'Low-cost options for treating faecal sludges (FS) in developing countries: challenges and performance', paper presented at the *9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October* <https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Journals/FS_treatment_LCO.pdf> [consultado en julio de 2018].
- Lossing, H.A. (2009) *Sludge Accumulation and Characterization in Decentralized Community Wastewater Treatment Systems with Primary Clarifier Tanks at Each Residence*, MSc thesis, Kingston, Ontario: Department of Civil Engineering, Queen's University <<https://qspace.library.queensu.ca/handle/1974/1854>> [consultado el 26 de enero de 2018].
- Lüthi, C., Morel, A., Tilley, E. y Ulrich, L. (2011) *Community-led Urban Environmental Sanitation Planning: CLUES*, Dübendorf: Eawag <www.eawag.ch/en/departement/sandec/projects/sesp/clues> [consultado el 4 de octubre de 2017].
- Mills, F., Blackett, I. y Tayler, K. (2014) 'Assessing on-site systems and sludge accumulation rates to understand demand for pit emptying in Indonesia', In *Proceedings of 37th WEDC International Conference, Hanoi, Vietnam*, Loughborough: Water, Engineering and Development Centre, University of Loughborough <<https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/resources/conference/37/Mills-1904.pdf>> [consultado el 26 de enero de 2018].
- Mukheibir, P. (2015) *A Guide to Septage Transfer Stations*, report for SNV Netherlands Development Organisation by Institute for Sustainable Futures, University of Technology, Sydney, Australia <www.snv.org/public/cms/sites/default/files/explore/download/a_guide_to_septage_transfer_stations_-_october_2016.pdf> [consultado el 11 de enero de 2018].

- Narayana, D. (2017) *Sanitation and Sewerage Management: The Malaysian Experience, FSM Innovation Case Study*, Seattle, WA: Bill & Melinda Gates Foundation <www.susana.org/_resources/documents/default/3-2760-7-1503648469.pdf> [consultado el 4 de febrero de 2018].
- Nichols, P. (1991) *Social Survey Methods: A Field Guide for Development Workers*, Oxford: Oxfam GB <<https://policy-practice.oxfam.org.uk/publications/social-survey-methods-a-field-guide-for-development-workers-115403>> [consultado el 15 de febrero de 2018].
- Norris, G. A. (2000) *Sludge Build-Up in Septic Tanks, Biological Digesters and Pit Latrines in South Africa*, South Africa: Water Research Commission <www.wrc.org.za/Knowledge%20Hub%20Documents/Research%20Reports/544-1-00.pdf> [consultado el 26 de enero de 2018].
- Parkinson, J., Lüthi, C. y Walther, D. (2014) *Sanitation 21: A Planning Framework for Improving City-wide Sanitation Services*, IWA/Eawag/GIZ <www.iwa-network.org/filemanager-uploads/IWA-Sanitation-21_22_09_14-LR.pdf> [consultado el 4 de octubre de 2017].
- Peal, A., Evans, B., Blackett, I., Hawkins, P. y Heymans, C. (2014) 'Fecal sludge management: analytical tools for assessing FSM in cities', *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 4(3), 371-83 <<http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2014.139>>.
- Pradeep, R., Sarani, S. y Susmita, S. (2017) 'Characteristics of faecal sludge generated from onsite systems located in Devanahalli', paper presented at the *4th FSM Conference, Chennai, India* <www.susana.org/_resources/documents/default/3-2741-7-1488813934.%20et%20al.pdf> [consultado el 3 de noviembre de 2017].
- Schoebitz, L., Bischoff, F., Ddiba, D., Okello, F., Nakazibwe, R., Niwagaba, C.B., Lohri, C.R. y Strande, L. (2016) *Results of Faecal Sludge Analyses in Kampala, Uganda: Pictures, Characteristics and Qualitative Observations for 76 Samples*, Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Laboratory_Methods/results_analyses_kampala.pdf> [consultado el 7 de febrero de 2018].
- SFD (2017) *SFD Toolbox*, Eschborn, Germany: Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH <<http://sfd.susana.org/toolbox>> [consultado el 4 de febrero de 2018].
- SSWM (sin fecha) 'City sanitation plans' [en línea] <www.sswm.info/content/city-sanitation-plans-csp> [consultado el 18 de noviembre de 2017].
- Still, D. y Foxon, K. (2012) *Tackling the Challenges of Full Pit Latrines Volume 2: How Fast Do Pit Toilets Fill Up? A Scientific Understanding of Sludge Build Up and Accumulation in Pit Latrines*, WRC Report No. 1745/2/12, Gezina, South Africa: Water Research Commission <www.wrc.org.za/Pages/DisplayItem.aspx?ItemID=9759&FromURL=%2fPages%2fKH_DocumentsList.aspx%3fdt%3d%26ms%3d2%3b67%3b%26d%3dTackling+the+challenges+of+full+pit+latrines+Volume+2%3a+How+fast+do+pit+toilets+fill+up%3f+A+scientific+understanding+of+sludge+build+up+and+accumulation+in+pit+latrines%26start%3d121> [consultado el 26 de enero de 2018].

- Strande, L., Ronteltap, M. y Brdjanovic, D. (2014) *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA <www.sandec.ch/fsm_book> [consultado el 17 de noviembre de 2017].
- Taylor, K., Parkinson, J. y Colin, J. (2003) *Urban Sanitation: A Guide to Strategic Planning*, Rugby: Practical Action Publishing <<https://doi.org/10.3362/9781780441436>> [consultado el 7 de febrero de 2018].
- USAID (2013) *Philippine Water Revolving Fund Follow-up Program: Business Case and Model Contract for a Septage Management Project under a Public Private Partnership Agreement*, Manila, Philippines: USAID <<https://smartnet.niua.org/sites/default/files/resources/PA00JMVP.pdf>> [consultado el 26 de enero de 2018].
- US EPA (1977) *Feasibility of Treating Septic Tank Waste by Activated Sludge*, Cincinnati, OH: Municipal Environmental Research Laboratory, EPA <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9101BHQM.PDF?Dockey=9101BHQM.PDF>> [consultado en junio de 2018].
- US EPA (1984) *Handbook: Septage Treatment and Disposal*, Cincinnati, OH: Municipal Environmental Research Laboratory.
- WaterAid (2016) *Comparison of Tools & Approaches for Urban Sanitation*, September 2016 <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004ARR.PDF?Dockey=30004ARR.PDF>> [consultado el 19 de junio de 2018].
- WSUP (2017) *From Pilot Project to Emerging Sanitation Service: Scaling up an Innovative Public Private Partnership for Citywide Faecal Waste Collection in Dhaka* <<https://www.wsup.com/content/uploads/2017/08/05-2017-From-pilot-project-to-emerging-sanitation-service.pdf>> [consultado el 5 de octubre de 2017].

CAPÍTULO 4

Introducción a los procesos y tecnologías de tratamiento

En este capítulo se introducen las tecnologías de tratamiento de los lodos fecales y sépticos, y se explican las opciones de combinación de estas tecnologías para lograr los objetivos de tratamiento, que suelen definirse en función de las normas nacionales e internacionales. Se pone énfasis en el hecho de que las propuestas para el tratamiento de los lodos fecales y de los lodos sépticos deben tener en cuenta su alta concentración y su naturaleza parcialmente digerida. También se introducen las unidades de tratamiento y sus funciones, y se vinculan a las principales etapas en el tratamiento: recepción y tratamiento preliminar, separación sólido-líquido, tratamiento de la fracción líquida, deshidratación de los lodos y, por último, tratamiento para su uso final seguro. Se pone énfasis en los beneficios de la separación sólido-líquido antes de un tratamiento separado de las fracciones sólida y líquida del afluente. Si bien este capítulo se ocupa principalmente del tratamiento de los lodos fecales y sépticos por separado, también examina las opciones de co-tratamiento con las aguas residuales. En la última sección de este capítulo se esboza un proceso para desarrollar el diseño de sistemas de tratamiento y elegir tecnologías apropiadas.

Palabras clave: objetivos del tratamiento, procesos de tratamiento, alta concentración, afluentes parcialmente estabilizados, co-tratamiento, unidades de tratamiento.

Objetivos del tratamiento

Como se indica en el capítulo 1, el objetivo fundamental del tratamiento es hacer que el material tratado sea seguro, ya sea para su reutilización o para su disposición final en el medioambiente. Los procesos de tratamiento de lodos fecales y sépticos están diseñados para lograr este objetivo mediante la “estabilización” de los desechos fecales, que consiste en transformarlos de su estado no tratado (el cual es desagradable, inestable, altamente cargado de organismos patógenos y tiene una alta demanda de oxígeno), en productos estables con una baja concentración de patógenos y una baja demanda de oxígeno. Todos los procesos de tratamiento de lodos sépticos y la mayoría de los procesos de tratamiento de lodos fecales producen un efluente líquido y un residuo de lodo. Los objetivos específicos del tratamiento son los siguientes:

- Reducir la demanda de oxígeno, los sólidos suspendidos y las concentraciones de nutrientes en la fracción líquida del efluente, según los requerimientos para cumplir con las regulaciones ambientales nacionales.

- Reducir las concentraciones de patógenos en la fracción líquida a niveles que permitan una descarga o reutilización segura.
- Reducir el contenido de agua de los lodos hasta el punto en que estos actúen como sólidos, su volumen esté mucho más reducido, y por lo tanto, sean más fáciles y baratos de manejar y transportar.
- Reducir el número de patógenos en los lodos a niveles que permitan su uso final o eliminación seguros. Los lodos tratados destinados a su recuperación y a un uso final suelen denominarse como “biosólidos”.

Las organizaciones internacionales y los diferentes países tienen normas establecidas relativas a los efluentes y a los biosólidos, a fin de garantizar el cumplimiento de los objetivos de su eliminación y reutilización.

Normas de descarga de efluentes

La mayoría de los países han formulado normas nacionales para la descarga de los efluentes en los cuerpos de agua. Estas normas abordan típicamente la demanda de oxígeno, los sólidos suspendidos y los nutrientes. Las normas nacionales sobre patógenos son menos comunes, pero algunas organizaciones internacionales como la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés) establecen el número de patógenos aceptable para los efluentes líquidos y los biosólidos destinados a un uso agrícola.

En muchos países, las normas de descarga de efluentes son similares a aquellas elaboradas originalmente por la “Comisión Real”, que fueron desarrolladas en el Reino Unido a principios del siglo XX. Estas normas establecen que las concentraciones máximas permisibles para los parámetros de demanda bioquímica de oxígeno de cinco días (DBO_5) y de sólidos suspendidos totales (SST) son de 20 mg/l y 30 mg/l, respectivamente. En aquellas zonas en donde el ambiente receptor es particularmente sensible, se exigirán normas más estrictas en materia de DBO_5 y SST, así como normas máximas permisibles en materia

Tabla 4.1 Normas de descarga de aguas residuales en Malasia

Parámetro	Descarga de efluente en un río o arroyo				Descarga de efluente en aguas estancadas (lagunas y lagos)			
	Norma A		Norma B		Norma A		Norma B	
	Absoluta	Diseño	Absoluta	Diseño	Absoluta	Diseño	Absoluta	Diseño
DBO_5	20	10	50	20	20	10	50	20
SS	50	20	100	40	50	20	100	40
DQO	120	60	200	100	120	60	200	100
NH_4-N	10	5	20	10	5	2	5	2
NO_3	20	10	50	20	10	5	10	5
P	N/A	N/A	N/A	N/A	5	2	10	5
A&G	5	2	10	5	5	2	10	5

Fuente: SPAN (2009)

de nutrientes, incluidos amoníaco, nitratos, nitrógeno total y fósforo. Algunos países especifican normas mínimas con respecto a la demanda química de oxígeno (DQO) en lugar de la DBO₅. La Tabla 4.1 resume las normas establecidas en Malasia, que abarcan tanto la DQO como la DBO, junto con el nitrógeno amoniacal (NH₄-N), nitratos (NO₃), fósforo (P), y aceites y grasas (A&G).

La norma B es aquella que se aplica de manera general, mientras que la norma A aplica en lugares específicos situados aguas arriba de las tomas de agua potable. En este respecto, y mediante el establecimiento de normas más estrictas para NH₄-N, NO₃, P y A&G para los efluentes descargados en aguas estancadas, las normas establecidas en Malasia muestran la importancia de definir normas de descarga basadas en la naturaleza del cuerpo de agua receptor y en los posibles usos de aquellas aguas que se encuentran más abajo del punto de descarga. Estas normas también distinguen entre una cifra absoluta, que nunca debe ser superada, y una cifra de diseño inferior, fijada a un nivel que garantice el cumplimiento de la norma absoluta. La distinción entre las normas absolutas y de diseño reconoce y toma en cuenta la inevitable variación en los resultados del muestreo de efluentes. La práctica más común consiste en especificar una norma que no debe excederse en más de una pequeña proporción de todas las muestras tomadas, normalmente alrededor del 5 por ciento. Como ya se ha señalado en el capítulo 1, el enfoque más común para evaluar la probabilidad de la presencia de patógenos es realizar pruebas con bacterias indicadoras. Las normas nacionales de descarga de efluentes no suelen limitar el número de bacterias indicadoras en los efluentes que se descargan en los cursos de agua. Más bien se centran en asegurar la obtención de resultados aceptables, especificando niveles permisibles de estas bacterias y, en algunos casos, de patógenos específicos en el agua potable tratada y en los cursos de agua utilizados para fines recreativos (véase, por ejemplo, Gobierno de Sudáfrica, 1996). En la Tabla 4.2

Tabla 4.2 Directrices de la OMS de 1989 para el uso de las aguas residuales tratadas en la agricultura

<i>Categoría</i>	<i>Condiciones de reutilización</i>	<i>Grupo(s) expuesto(s)</i>	<i>Nematodos intestinales (media aritmética, número de huevos por litro)</i>	<i>Coliformes fecales (media geométrica, número por 100 ml)</i>
A	Riego de cultivos que probablemente serán ingeridos crudos, campos deportivos, parques públicos	Trabajadores Consumidores Público	≤1	≤1000
B	Riego de cultivos de cereales, cultivos industriales, cultivos forrajeros, pastura y árboles	Trabajadores	≤1	Ningún límite
C	Riego localizado de los cultivos en la categoría B si no se exponen ni los trabajadores ni el público	Ninguno	No aplica	No aplica

se reproducen las directrices de la OMS de 1989 para la utilización de las aguas residuales tratadas en la agricultura. Entre los nematodos intestinales figuran el *Ascaris*, *Trichuris* y los anquilostomas *Ancylostoma* y *Necator*.

La OMS reconoce que estas directrices son innecesariamente estrictas; y por tanto, en sus directrices de 2006 recomienda un enfoque de evaluación cuantitativa de los riesgos microbianos (ECRM) para determinar los niveles permitidos de patógenos en las aguas de riego (World Health Organization, 2006). Es posible que los datos necesarios para los enfoques basados en la ECRM no estén disponibles a nivel local, por lo que los planificadores deberán basarse a menudo en las directrices más conservadoras de 1989. Blumenthal *et al.* (2000) proporcionan más información sobre el pensamiento teórico que subyace en las directrices de 2006.

La producción de lodos sépticos *per cápita* es generalmente del orden de 100 litros por persona por año, en comparación con 50 a 150 litros de aguas residuales por persona por día, dependiendo de los sistemas de abastecimiento de agua y de las instalaciones y cañerías domésticas. Si bien estas cifras pueden variar de manera importante dependiendo de las circunstancias locales, ilustran el hecho de que el volumen de efluente líquido producido por una planta de tratamiento de lodos sépticos será significativamente menor que aquel producido por un sistema de alcantarillado que preste servicio a la misma población. Dado el volumen relativamente pequeño de efluente líquido producido por las plantas de tratamiento de lodos sépticos y la dificultad de producir un efluente que cumpla con las directrices de la OMS para el riego sin restricciones, una buena opción para la eliminación de los efluentes líquidos es utilizarlos localmente para el riego de árboles u otros cultivos que requieran muy poco contacto entre el agua tratada y el personal empleado.

Normas y directrices de eliminación y reutilización de sólidos

Las directrices nacionales e internacionales imponen restricciones en las concentraciones de patógenos en los biosólidos que son utilizados en la agricultura y la acuicultura. Al igual que las directrices para el uso de los efluentes tratados para el riego, las directrices de la OMS abarcan los patógenos, representados por los coliformes fecales o *Escherichia coli*, y los nematodos intestinales. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US EPA, por sus siglas en inglés) hace una distinción entre los biosólidos de clase A y de clase B, aptos para uso sin restricciones y con restricciones, respectivamente. Existen muy pocas directrices para el uso de biosólidos con fines distintos a la agricultura, si es que hay alguna. En ausencia de tales directrices, el uso no agrícola de los biosólidos deberá centrarse en la eliminación de cualquier riesgo para la salud de los trabajadores. El capítulo 10 proporciona más información sobre las directrices de la OMS y otras normas internacionales pertinentes. Cuando no sea posible cumplir las normas requeridas para la reutilización, los productos sólidos de los procesos de tratamiento deberán ser desechados en vertederos controlados.

El tratamiento de los lodos fecales y sépticos altamente concentrados y parcialmente estabilizados

Muchos de los procesos de tratamiento descritos en este libro son similares a los procesos utilizados para el tratamiento de las aguas residuales municipales. Sin embargo, los lodos fecales y sépticos difieren de las aguas residuales municipales en dos aspectos importantes. En primer lugar, son mucho más concentrados que las aguas residuales municipales, y en segundo lugar, como ya se señaló, el volumen recibido en las plantas de tratamiento es mucho menor que el volumen de aguas residuales generado por una población equivalente. Estas diferencias se consideran a continuación.

Las cifras citadas en la Tabla 3.3 muestran que las concentraciones de DQO y SST en los lodos sépticos a menudo superan los 5000 mg/l y pueden alcanzar los 50 000 mg/l. Los lodos fecales secos pueden ser aún más concentrados. Estudios realizados en Sudáfrica han demostrado que el contenido de humedad en las letrinas de pozo es típicamente de entre 60 y 80 por ciento, lo que da lugar a un contenido de sólidos de entre el 20 y el 40 por ciento y a concentraciones de SST superiores a los 200 000 mg/l (Bakare *et al.*, 2012, Figura 4). Estas cifras se comparan con las concentraciones típicas de DQO y SST de las aguas residuales municipales, que oscilan entre los 500 y 1200 mg/l, y los 200 y 600 mg/l, respectivamente (Henze y Comeau, 2008). Las concentraciones de nitrógeno en los lodos fecales y sépticos son similarmente elevadas, con concentraciones de nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) que suelen oscilar entre los 300 y los 2000 mg/l. Este rango se compara con las concentraciones típicas de las aguas residuales municipales, que son de alrededor de 40 mg/l.

La alta concentración de los lodos fecales y sépticos genera las siguientes dificultades para su tratamiento:

- Su alto contenido de sólidos conduce a una alta tasa de acumulación de lodos en los tanques y lagunas. Los diseñadores deben tener en cuenta las implicaciones operacionales de esto.
- Su alta concentración orgánica aumenta sus necesidades de tratamiento mucho más allá de las aguas residuales convencionales. Esto a menudo crea la necesidad de aplicar múltiples procesos de tratamiento en serie.
- El alto contenido de amoníaco puede inhibir los procesos biológicos, reduciendo la eficiencia del tratamiento, dando lugar a concentraciones de nitrógeno en el efluente líquido que superan las normas de descarga.
- Las altas concentraciones de nutrientes en los efluentes tratados pueden dificultar el cumplimiento de las normas de descarga. La mayoría de los nutrientes en los lodos fecales y sépticos están presentes en forma disuelta y permanecen en la fracción líquida después de la sedimentación (Henze y Comeau, 2008). Esto significa que los altos niveles de nutrientes en los efluentes pueden crear dificultades, en particular para el co-tratamiento con aguas residuales. Esto es cierto incluso después de la separación inicial sólido-líquido de los lodos sépticos.

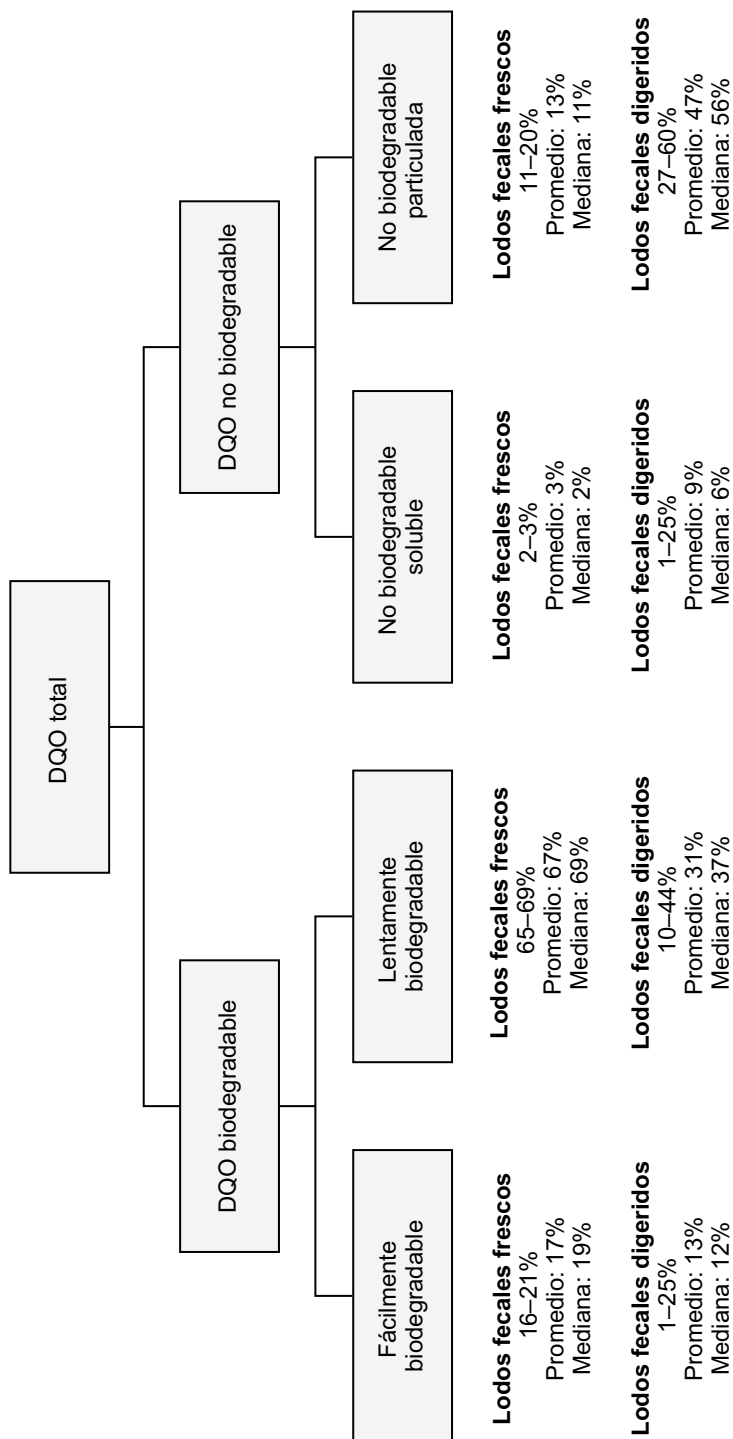


Figura 4.1 Fracciones biodegradable y no biodegradable típicas de los lodos fecales frescos y digeridos; las cifras para la DQO fácilmente biodegradable son la suma de las cifras dadas para las bacterias acidogénicas, la materia orgánica fermentable y los ácidos grasos volátiles.
 Fuente: Lopez-Vazquez *et al.* (2014: Tabla 9.3)

El punto referente al volumen puede ilustrarse al comparar la producción total de aguas residuales *per cápita* con las tasas de acumulación de lodos en los pozos y tanques in situ. La primera puede superar los 100 litros por persona por día mientras que, como se muestra en las cifras del Recuadro 3.7, es poco probable que la segunda supere los 100 litros por persona por año. Incluso teniendo en cuenta el hecho de que los lodos sépticos incluyen los lodos acumulados y las aguas sobrenadantes, el volumen de lodos sépticos será inferior al 1 por ciento del volumen de las aguas residuales producidas por un sistema de alcantarillado que preste servicios a la misma población. Esto tiene implicaciones importantes en la selección de la tecnología de tratamiento, y se discutirá con más detalle en los capítulos 6 a 10.

La biodegradabilidad del material a tratar también influye en las opciones de tratamiento. Los lodos fecales y los lodos sépticos difieren de las aguas residuales y entre ellos mismos en la biodegradabilidad de sus fracciones líquidas y sólidas. La Figura 4.1 ilustra este punto. Esta figura es una adaptación de la Tabla 9.3 de la publicación *Manejo de Lodos Fecales. Un enfoque sistémico para su implementación y operación* (López-Vázquez *et al.*, 2014), que se basa en datos tomados de varias fuentes.

Las fracciones en la Figura 4.1 están relacionadas con casos particulares y las fracciones reales varían según las circunstancias locales. No obstante, es posible utilizar esta figura para sacar las siguientes conclusiones:

- *Los lodos fecales frescos contienen una alta proporción de material biodegradable.* La Figura 4.1 muestra un promedio de DQO biodegradable del 84 por ciento, del cual una quinta parte es “fácilmente biodegradable” y el resto es “lentamente biodegradable”.
- *Los lodos fecales digeridos contienen una proporción mucho mayor de material no biodegradable.* El promedio que se muestra en la Figura 4.1 es del 56 por ciento, del cual casi el 85 por ciento es particulada y, por lo tanto, es posiblemente sedimentable.
- *La proporción biodegradable de los lodos fecales digeridos, aunque inferior a la de los lodos fecales, probablemente seguirá siendo importante.* El promedio que se muestra en la Figura 4.1 es del 44 por ciento, del cual alrededor del 30 por ciento es fácilmente biodegradable.

La biodegradabilidad reducida de los lodos fecales digeridos se debe a que estos están parcialmente estabilizados, tras haber experimentado condiciones anaeróbicas en pozos y tanques durante varios años. Investigaciones realizadas en Sudáfrica han demostrado que existe un material fácilmente biodegradable en una capa relativamente fina encima de las letrinas de pozo seco, pero que la mayor parte de su contenido tiene una baja biodegradabilidad (Bakare *et al.*, 2012). Como se mencionó en el capítulo 3, la relación DQO/DBO₅ de los lodos es un buen indicador de la estabilización. Para los lodos fecales frescos, este coeficiente será normalmente alrededor de 2, similar a aquél de las aguas residuales. Para los lodos fecales completamente digeridos, este puede aumentar a 10 o más.

Las diferencias en la biodegradabilidad de los lodos sépticos (de consistencia líquida) y de los lodos fecales (de consistencia espesa) afectan las opciones de tratamiento. En particular:

- Los lodos fecales removidos de los baños públicos y de los sistemas de saneamiento basado en contenedores (SBC) que se vacían con frecuencia ofrecen muchas posibilidades para un tratamiento biológico adicional. La biodigestión es una opción para este tipo de lodos. En efecto, reducirá los problemas de olores mientras que los prepara para un tratamiento biológico adicional.
- Es probable que los lodos fecales removidos de las letrinas de pozo seco ofrezcan un alcance limitado para un tratamiento biológico adicional. Normalmente será mejor considerarlo como un sólido que requiere una mayor deshidratación en lugar de un líquido que debe ser tratado.
- Los lodos removidos de las fosas sépticas vaciadas con poca frecuencia, de los pozos húmedos de percolación y de las letrinas de pozo húmedo ofrecen un alcance más limitado para el tratamiento biológico. La mayor parte de su DQO no biodegradable está asociada a materia particulada, ya que es una alta proporción de su DQO biodegradable. La eliminación de estos materiales de la fracción líquida facilitará el tratamiento de los líquidos, lo que significa que el tratamiento de los lodos sépticos debe incluir, en principio, una separación sólido-líquido inicial.

Una gran proporción de los nutrientes en los lodos fecales y sépticos está presente de forma disuelta y permanece en la fracción líquida luego de la sedimentación (Henze y Comeau, 2008). La presencia de estos nutrientes, en particular el nitrógeno y el amoníaco totales, deben tenerse en cuenta al evaluar las opciones de tratamiento de la fracción líquida de los lodos sépticos.

Estos puntos deben tenerse en cuenta al evaluar las opciones de combinación de tecnologías para alcanzar los objetivos identificados al principio de este capítulo.

Unidades de tratamiento y sus funciones

Ningún proceso de tratamiento puede lograr por sí mismo todos los objetivos ya enumerados en este capítulo. Por consiguiente, las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos deben incluir un cierto número de unidades de tratamiento vinculadas entre sí para garantizar el cumplimiento de los objetivos. Estas unidades deben proporcionar algunas o todas las funciones siguientes:

- *La recepción de los lodos fecales y/o sépticos*, transportados por camiones cisterna, vehículos más pequeños y carretillas utilizadas para el vaciado manual.
- *La remoción de los sólidos espesos, la arena, los aceites y grasas, y los objetos flotantes*. Estos pueden quedar atrapados o atascar las tuberías y/o sedimentarse en las unidades de tratamiento posteriores, causando bloqueos y perjudicando el rendimiento.

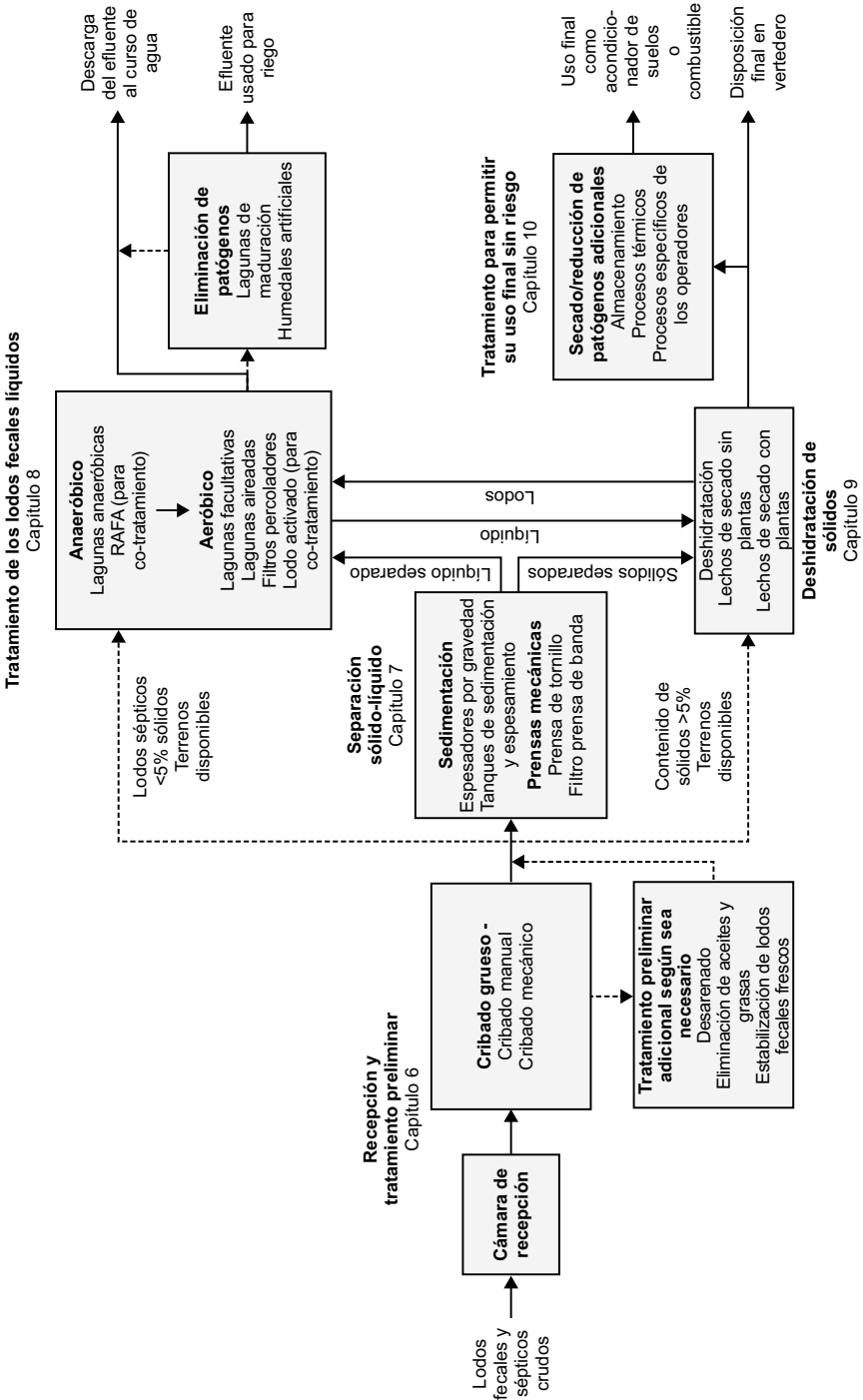


Figura 4.2 Etapas y opciones de tratamiento de los lodos fecales y sépticos. Nota: las líneas punteadas indican el camino seguido algunas veces, pero no sistemáticamente

- *La estabilización de los lodos fecales frescos para reducir los olores y hacerlos más adecuados para los procesos de tratamiento posteriores.*
- *La separación sólido-líquido.* Esto permite la reducción del tamaño de las unidades de tratamiento posteriores en las plantas de tratamiento de lodos sépticos.
- *El tratamiento de la fracción líquida removida de los lodos fecales y sépticos.* Esto reduce la carga orgánica, el amoníaco y el contenido en patógenos a niveles que son compatibles con las disposiciones de eliminación/reutilización previstas para el efluente líquido.
- *La deshidratación de los sólidos.*
- *La reducción del contenido de patógenos en la fracción líquida tratada y en los lodos separados.* Los niveles de patógenos deben ser compatibles con las disposiciones de eliminación/reutilización propuestas.

La Figura 4.2 muestra las posibles combinaciones de procesos de tratamiento para lograr los objetivos de tratamiento.

Todas las vías de tratamiento señaladas en la Figura 4.2 involucran la recepción de los lodos fecales y/o sépticos y un cribado grueso para remover las partículas más grandes. Puede ser necesaria la eliminación de arenas, aceites y grasas y la estabilización de los lodos fecales frescos, dependiendo de la naturaleza del material a tratar y de los requisitos de los procesos de tratamiento posteriores. Tras el tratamiento preliminar, la Figura 4.2 muestra tres opciones:

1. *Realizar la separación sólido-líquido, seguida por un tratamiento separado para las fracciones líquida y sólida del afluente.*
2. *Tratar el afluente como un líquido con el objetivo de reducir la carga orgánica, como en una planta de tratamiento de aguas residuales convencional. Este proceso produce lodos, que luego deben ser tratados como tal.*
3. *Tratar el afluente como un lodo, es decir, deshidratarlo lo suficientemente como para que pueda ser tratado como un sólido. El exceso de agua removida del lodo debe ser tratada como un líquido.*

Las dos primeras opciones son adecuadas para el tratamiento de lodos sépticos, mientras que la tercera opción es más apropiada para el tratamiento de lodos fecales. La separación sólido-líquido será la opción predilecta para los lodos sépticos, excepto en el caso de las plantas de tratamiento pequeñas que se sitúan en lugares donde los conocimientos operacionales y de manejo son limitados.

El efluente líquido requerirá un tratamiento para reducir la demanda de oxígeno y la carga de sólidos suspendidos en la fracción líquida, y para deshidratar los lodos. Se necesitará probablemente un tratamiento adicional para reducir el número de patógenos a niveles seguros, particularmente cuando el efluente tratado vaya a ser utilizado para un riego "sin restricción". Del mismo modo, los sólidos deshidratados pueden requerir un tratamiento adicional para eliminar los patógenos, reducir aún más el contenido de agua, o ambas cosas.

La siguiente subsección proporciona información adicional sobre las diferentes etapas de tratamiento destacadas en la Figura 4.2. Los capítulos 7 a 10 proporcionan información detallada acerca de las opciones para cada etapa.

Recepción y tratamiento preliminar

Toda planta de tratamiento debe incluir disposiciones para recibir el material entrante. El cribado grueso también es esencial para remover los objetos grandes como basura y textiles, ya que estos objetos pueden causar obstrucciones en las fases posteriores y/o dañar los procesos de tratamiento adicionales. En las plantas de tratamiento que reciben lodos fecales y sépticos, se recomienda que cada tipo de lodo cuente con sus propias instalaciones receptoras y, por lo tanto, líneas de tratamiento parcial o completamente separadas. En casos donde los lodos sépticos sean co-tratados con las aguas residuales, es posible agregar los lodos sépticos aguas arriba de las rejillas o tamices de la planta de tratamiento. Sin embargo, siempre será preferible eliminar los sólidos de la fracción líquida de los lodos sépticos antes del co-tratamiento con aguas residuales, lo que normalmente requerirá instalaciones de recepción y de tratamiento preliminar separadas.

A menudo se omite el desarenado, suponiendo que la arena representa solo una pequeña proporción de los sólidos que se acumulan en los tanques y lagunas. Se supone que un ligero aumento en la acumulación de lodo no justifica la complejidad adicional asociada a la eliminación de la arena. Esta es una suposición válida para las instalaciones pequeñas que reciben el material de pozos y tanques con revestimiento. Sin embargo, no se justifica cuando una proporción importante del material vaciado procede de letrinas de pozo sin revestimiento. El desarenado es esencial para las plantas de tratamiento que cuentan con equipos mecánicos si estos equipos son susceptibles de sufrir daños por la arena.

Los aceites y las grasas pueden bloquear las tuberías y reducir la eficacia de los procesos de tratamiento posteriores. En particular, los aceites y las grasas se acumulan en la capa de espuma en la superficie de las lagunas y de los reactores anaeróbicos: es así como pueden afectar el desempeño, a menos que sean removidos con regularidad. Cuando los lodos fecales y sépticos son llevados a los lechos de secado sin un tratamiento preliminar, los aceites y las grasas pueden evitar la evaporación, haciendo el proceso de secado más lento. Como se explicará en el capítulo 6, el reto es proporcionar instalaciones efectivas y simples para la remoción de aceites y grasas.

Algunas de las opciones para estabilizar los lodos fecales frescos y reducir el olor y los problemas de atracción de vectores incluyen la digestión parcial y la estabilización con cal. Ambas presentan desafíos y normalmente no serán ni apropiadas ni deseadas para los lodos fecales y los lodos sépticos bien digeridos.

El capítulo 6 trata de las disposiciones para la recepción y el tratamiento preliminar de los lodos fecales y de los lodos sépticos.

Separación sólido-líquido

La separación sólido-líquido antes del tratamiento separado de las fracciones líquida y sólida de los lodos sépticos tiene las siguientes ventajas:

- Reduce la carga orgánica ejercida por el componente líquido, disminuyendo así la superficie de tierra y/o la energía necesaria para el tratamiento de este componente.
- Remueve el material sedimentable del flujo líquido, reduciendo así la tasa de acumulación de lodos y, en consecuencia, la necesidad de desenlodado en las unidades de tratamiento de líquidos posteriores.
- Al eliminar el material sedimentable, el cual contiene una alta proporción de sólidos no biodegradables, aumenta la proporción biodegradable del flujo líquido.

Estas ventajas sugieren que los procesos de tratamiento para los lodos sépticos deben incluir una etapa de separación sólido-líquido dedicada, excepto cuando el contenido de sólidos de los lodos sépticos sea bajo, cuando la planta propuesta sea pequeña, cuando la capacidad de gestión sea limitada o cuando la disponibilidad de terreno no sea una limitante. Bajo estas circunstancias, la descarga directa en lagunas anaeróbicas puede ser una opción viable si se cumple con el desafío de realizar un desenlodado regular. La separación sólido-líquido siempre es preferible antes del co-tratamiento con aguas residuales.

Los mecanismos principales utilizados para la separación sólido-líquido son la sedimentación, la filtración y la presión. Los lodos separados mediante la sedimentación física tendrán típicamente un contenido de sólidos del orden del 5 al 10 por ciento y requerirán una mayor deshidratación. El contenido de sólidos de la torta producida por prensas mecánicas, que usan una combinación de presión y filtración, se sitúa típicamente entre el 15 y el 30 por ciento. Esto significa que las necesidades de deshidratación posteriores se reducirán o, en algunos casos, se eliminarán completamente. En el capítulo 7 se proporciona información adicional acerca de las diversas opciones de separación sólido-líquido, identificando las condiciones previas para su utilización y estableciendo sus ventajas y desventajas.

Tratamiento de la fracción líquida

Como se mencionó anteriormente, los lodos fecales y los lodos sépticos son mucho más concentrados que las aguas residuales municipales. Este es el caso incluso después de la separación sólido-líquido. Una consecuencia de esto es que el tratamiento del flujo líquido generalmente requerirá varias etapas. La aplicación de procesos anaeróbicos previos a los procesos aeróbicos reducirá los costos de energía y/o los requerimientos de superficie terrestre. Dado que los procesos anaeróbicos dependen de la temperatura, esta solución es particularmente interesante en las zonas con clima cálido. Una segunda consecuencia es que la tasa de acumulación de lodos en las unidades de tratamiento anaeróbico y en los tanques de sedimentación es mayor para los lodos sépticos,

y en particular para los lodos fecales, que para las aguas residuales. Si las lagunas y los tanques no son vaciados de manera regular, los lodos se acumularán rápidamente en ellos, reduciendo así su capacidad y bloqueando las rutas de flujo. Esto dará lugar a un mal rendimiento de la planta o incluso a una falla completa del sistema. Un tercer punto para considerar es la posible inhibición de los procesos de tratamiento debido a la concentración de amoníaco de los lodos fecales y sépticos. Esto se analiza con más detalle en el capítulo 8.

Como se muestra en la Figura 4.2, los procesos de tratamiento líquido producen sólidos que necesitan una eliminación periódica seguida por la deshidratación conjunta con los sólidos separados previamente. Por el contrario, los procesos de deshidratación de sólidos producen un filtrado líquido que debe ser tratado si no se dispone de otra opción de eliminación segura. El volumen del filtrado suele ser pequeño, pero su concentración siempre es alta.

En el capítulo 8 se examinan detalladamente los diferentes métodos de tratamiento de la fracción líquida.

Deshidratación de sólidos

Según la tecnología utilizada para la separación sólido-líquido, puede ser necesario reducir aún más el contenido de agua de los sólidos. El contenido de agua de los lodos separados utilizando procesos de sedimentación es normalmente superior al 90 por ciento. Por lo tanto, necesitará un mayor secado antes de que pueda ser manejado como un sólido. El contenido de sólidos de la “torta” producida por las prensas es mayor y la torta se comportará normalmente como un sólido. No obstante, a veces se recomienda reducir aún más su volumen, especialmente cuando el destino final de eliminación se encuentra a cierta distancia de la planta de tratamiento. El capítulo 9 describe en detalle las opciones de deshidratación de sólidos.

Requisitos de tratamiento adicional para la reutilización de sólidos

Es necesario reducir aún más el número de patógenos y/o el contenido de agua para que los biosólidos puedan utilizarse como acondicionador del suelo o como combustible sólido. Al considerar las opciones de tratamiento es importante tener en cuenta sus costos, en particular sus costos operacionales, y su fiabilidad en la reducción del número de patógenos a niveles seguros. Las opciones de reutilización solo serán viables desde el punto de vista financiero si:

$$R_{TP} = C_{TP} - C_D$$

En donde: R_{TP} = los ingresos generados con la venta de los productos tratados.

C_{TP} = el costo del tratamiento adicional requerido para que los productos de tratamiento sean aptos para su reutilización.

C_D = el costo de la eliminación si no se proporciona ningún tratamiento.

El costo del tratamiento hasta el punto en el cual los biosólidos alcancen un estándar suficiente para su eliminación (por ejemplo, en un vertedero) es el mismo para ambos lados de la ecuación y por lo tanto no se incluyen.

En la mayoría de los casos, R_{TP} no será mayor que $(C_{TP} - C_D)$, lo que lleva a un déficit de $[(C_{TP} - C_D) - R_{TP}]$. En tales casos, para que la utilización de los biosólidos sea viable desde el punto de vista financiero, se requerirá un subsidio, por lo que la ecuación será:

$$R_{TP} + S = C_{TP} - C_D$$

En donde: S = cualquier subsidio que esté disponible para promover la reutilización de los productos tratados.

Debido a los costos ambientales, los costos económicos de la descarga en los vertederos pueden exceder sus costos financieros, por lo que podría justificarse algún tipo de subsidio. Sin embargo, al considerar el uso de subsidios es importante asegurar que el gobierno esté preparado para asumir un compromiso sostenido para este subsidio a efectos de la recuperación de recursos. La generación de ingresos dependerá de las condiciones del mercado y de la capacidad de la organización responsable de la comercialización de los productos de tratamiento para venderlos en el mercado. El capítulo 10 examina las opciones para los usos finales de los biosólidos producidos tras los procesos de tratamiento de los lodos fecales y sépticos. Algunas de estas opciones incluyen enfoques bien reconocidos, aunque no siempre implementados ampliamente, y otros que todavía se encuentran en una fase experimental o piloto.

Co-tratamiento con las aguas residuales

El co-tratamiento de los lodos sépticos en las plantas de tratamiento de aguas residuales es una práctica común cuando la mayoría de los hogares están conectados a sistemas de alcantarillado y, por lo tanto, el volumen de lodos sépticos es pequeño comparado con el volumen de las aguas residuales. La situación es más complicada cuando los sistemas de alcantarillado son limitados y muchos hogares utilizan instalaciones sanitarias in situ, como ocurre en la mayoría de los países de ingresos bajos. Debido a su alta concentración, un volumen relativamente pequeño de lodos fecales y sépticos puede tener un impacto significativo en las cargas orgánicas, de sólidos suspendidos y de nitrógeno en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Entre las posibles consecuencias figuran el aumento del volumen de desechos cribados y de arena que hay que eliminar, el aumento de las emisiones de olores en las obras de toma, el aumento en las tasas de acumulación de espuma y de lodos, el aumento de las cargas orgánicas que provocan una sobrecarga y una falla de los procesos, y el aumento del olor y de espuma en los tanques de aireación. Debido a su naturaleza parcialmente digerida, los lodos fecales y sépticos suelen degradarse a un ritmo más lento que las aguas residuales

municipales y es probable que su presencia tenga un impacto negativo en la eficiencia de los procesos de tratamiento. La naturaleza intermitente de la descarga de lodos fecales y sépticos da lugar a elevadas cargas instantáneas y, por lo tanto, amplifica los problemas identificados anteriormente. A pesar de estas limitaciones, las instalaciones de tratamiento de aguas residuales con capacidad adicional son un recurso potencial que debe investigarse. Incluso en los casos en que no se prevea el co-tratamiento, las plantas de tratamiento de aguas residuales existentes pueden proporcionar terrenos en lugares estratégicos, cerca de las zonas de demanda de servicios de manejo de lodos sépticos.

Algunos procesos de tratamiento de aguas residuales pueden aplicarse al tratamiento de los lodos fecales y sépticos, entre los que se incluyen:

- La descarga de lodos sépticos en el sistema de aguas residuales en una alcantarilla aguas arriba o en las obras de toma de la planta de tratamiento de aguas residuales. Esta opción trata los lodos sépticos como un efluente líquido. Es probablemente una opción más adecuada para los lodos sépticos de baja concentración con un contenido de agua superior al 95 por ciento. Se recomienda sistemáticamente el tratamiento preliminar de los lodos fecales de alta concentración.
- La deshidratación de los lodos fecales junto con los lodos producidos durante el proceso de tratamiento de las aguas residuales. Para utilizar esta opción sin un tratamiento preliminar, el contenido de sólidos de los lodos fecales debe ser al menos de un 5 por ciento.
- Realizar un tratamiento preliminar de los lodos fecales y/o sépticos, cualquiera que sea su naturaleza, de manera tal que la fracción líquida pueda ser tratada con las aguas residuales y los lodos deshidratados con los lodos generados en el proceso de tratamiento de las aguas residuales.

Los posibles riesgos asociados con la adición de lodos sépticos altamente concentrados en las aguas residuales municipales menos concentradas incluyen los siguientes:

- La reducción de la calidad del efluente y una falta de cumplimiento con las normas de descarga, lo que resulta particularmente problemático cuando estas incluyen requisitos estrictos para amoníaco.
- Un aumento en el volumen de lodos generados por encima de la capacidad de las instalaciones de manejo de lodos en la planta de tratamiento.

Para reducir estos riesgos, siempre se recomienda un tratamiento preliminar, independientemente del punto de descarga de los lodos fecales y sépticos en el sistema de tratamiento de aguas residuales. Siempre debe incluir el cribado y, en el caso de los lodos fecales provenientes de las letrinas de pozo, la eliminación de basura y otros sólidos espesos. La separación sólido-líquido también es necesaria para los lodos sépticos, ya que reduce las concentraciones orgánicas y de sólidos suspendidos en la fracción líquida de los lodos sépticos, y por lo tanto disminuye la carga en las instalaciones de tratamiento de aguas

residuales. Luego de la separación, la fracción líquida de los lodos sépticos debe ser descargada en el punto donde empieza el proceso de tratamiento de aguas residuales, mientras que la fracción sólida debe dirigirse a las instalaciones de secado de lodos de la planta.

En general, es más apropiado tratar los lodos fecales espesos como un lodo que debe ser deshidratado junto con el lodo generado por los procesos de tratamiento de las aguas residuales. Se requiere de una biodigestión preliminar para tratar los lodos fecales frescos provenientes de los baños públicos y de los sistemas de SBC.

Selección de los procesos y tecnologías de tratamiento apropiados

La selección de procesos generales y de tecnologías específicas de tratamiento depende de varios factores:

- Las características del material a ser tratado.
- Los métodos propuestos para la eliminación o recuperación de los productos del tratamiento.
- Los costos de las diferentes opciones.
- Los factores contextuales, como por ejemplo la disponibilidad de terrenos y de energía y las capacidades de la organización que operará el proceso de tratamiento.

Será preferible adoptar un enfoque gradual para seleccionar los procesos de tratamiento más adecuados. A continuación, se enumeran y se explican brevemente los pasos recomendados a seguir.

1. *Identificar posibles lugares para la construcción de las instalaciones de tratamiento.* Se deben tener en cuenta los factores identificados en el capítulo 3, teniendo presente la posibilidad de utilizar tecnologías parcialmente cerradas, incluidos los procesos mecánicos integrados que pueden facilitar el uso de sitios relativamente pequeños cercanos a las urbanizaciones.
2. *Evaluar las cargas hidráulicas, orgánicas y sólidas.* Se recomienda usar los métodos descritos en el capítulo 3 teniendo en cuenta las condiciones de carga actuales y futuras, así como las variaciones de flujo de manera adecuada.
3. *Seleccionar un método de separación sólido-líquido y elegir una tecnología apropiada.* Este paso es prioritario porque el método y la tecnología elegidos para la separación sólido-líquido tendrán una influencia tanto sobre el tratamiento preliminar como sobre el tratamiento de líquidos posterior y las necesidades de deshidratación de sólidos. En el capítulo 7 se examinan las opciones para la separación sólido-líquido.
4. *Evaluar las opciones para el tratamiento de líquidos y seleccionar la opción más apropiada.* Hay que tener en cuenta el volumen y las características de los materiales descargados en la planta, el enfoque elegido

para la separación sólido-líquido, la ubicación, la calidad requerida de los efluentes y los recursos necesarios para cada opción de tratamiento. Con respecto a los recursos requeridos, es particularmente importante analizar la financiación esencial para cubrir los gastos operacionales, las necesidades operacionales y de gestión. El capítulo 8 se centra en las tecnologías y en los procesos de tratamiento de líquidos.

5. *Evaluar los requisitos y las opciones de deshidratación de sólidos.* Los requisitos de deshidratación de sólidos dependerán de las características de estos y del contenido final de sólidos requerido. Las disposiciones establecidas para la separación sólido-líquido tendrán una gran influencia sobre las características de los lodos entregados para su deshidratación, mientras que el contenido final de sólidos requerido dependerá de las modalidades de uso final o eliminación propuestas. Al igual que en la selección de opciones para el tratamiento de efluentes líquidos, las opciones para la deshidratación de lodos deben evaluarse en función de su ubicación, sus costos y los recursos y la capacidad de gestión necesarios para su buen funcionamiento. Las técnicas y procesos de deshidratación de los lodos se examinan en el capítulo 9.
6. *Determinar los requisitos y las opciones de recepción y tratamiento preliminar.* El propósito principal del tratamiento preliminar es proteger los procesos de tratamiento posteriores. Esto significa que los requisitos de tratamiento preliminar dependerán de las tecnologías escogidas para la separación sólido-líquido, el tratamiento de la fracción líquida y la deshidratación de los sólidos. Por consiguiente, la evaluación de los requisitos y de las opciones de tratamiento preliminar deben basarse en la selección de las opciones tecnológicas para las etapas posteriores del proceso de tratamiento. Al igual que en las demás etapas, la selección debe tener en cuenta los costos y la ubicación, así como la disponibilidad de recursos físicos e institucionales. La decisión de incluir o no disposiciones específicas para la eliminación de arena, aceites y grasas, y para la estabilización de los lodos frescos dependerá de las características de los lodos que lleguen a la planta y de la capacidad institucional para operar y mantener las instalaciones requeridas. El capítulo 6 trata de las tecnologías de tratamiento preliminar y de cuándo deben utilizarse.
7. *Determinar la necesidad de un tratamiento adicional para garantizar que los productos tratados sean seguros y adecuados para cualquier uso final propuesto.* En caso de que los productos tratados estén destinados a usos agrícolas, estos deben cumplir, en particular, las normas relativas a los organismos patógenos. Estas normas dependerán del tipo de cultivo y del posible acceso del público a la zona de utilización de los productos tratados. Los requisitos más estrictos hacen referencia a la presencia de helmintos. Los lodos destinados a ser utilizados como biocombustible o alimento para animales deben secarse hasta alcanzar el contenido mínimo de sólidos de acuerdo con el uso propuesto. Los procesos basados en la incineración y la pirólisis serán viables desde el punto de vista

financiero solo si incluye de antemano una reducción del contenido de humedad. En el capítulo 10 se examinan las tecnologías de preparación de biosólidos para su uso final.

En ocasiones, será necesario visitar de nuevo los pasos anteriores a la luz de las decisiones adoptadas con respecto a los pasos posteriores del proceso. Teniendo esto en cuenta, los lectores deben considerar la secuencia establecida anteriormente como una guía y no como una secuencia fija que debe seguirse rígidamente en cada ocasión.

Puntos clave de este capítulo

En este capítulo se han introducido las tecnologías de tratamiento y se han evaluado las opciones para integrar las unidades de tratamiento individuales en los procesos de tratamiento generales. Los siguientes puntos resumen los elementos clave de este capítulo.

- Muchos de los procesos utilizados en el tratamiento de los lodos fecales y sépticos derivan de aquellos utilizados en las plantas municipales de tratamiento de aguas residuales, o usan principios similares. Sin embargo, en la selección y el diseño de los procesos específicos del tratamiento de los lodos fecales y sépticos se debe tener en cuenta su elevada concentración, su composición variable y su carácter parcialmente estabilizado.
- El pequeño volumen de lodos fecales y sépticos relativo al de las aguas residuales también puede influir en la selección de las opciones tecnológicas.
- Todas las plantas de tratamiento deben estar equipadas para asegurar la recepción y el cribado grueso de los afluentes. Cuando una planta recibe tanto lodos fecales como lodos sépticos, suele justificarse la realización de dos ciclos de tratamiento separados para cada tipo de afluente. Otros requisitos de tratamiento preliminar dependerán de las condiciones locales y de las tecnologías utilizadas en las etapas posteriores en el proceso de tratamiento.
- Cuando la disponibilidad de terreno no es una limitación y la capacidad de manejo es limitada, puede ser apropiado descargar los lodos sépticos cribados directamente a unidades simples de tratamiento de efluentes líquidos, como las lagunas anaeróbicas. Los lodos fecales cribados pueden ser descargados directamente en los lechos de secado o después de haber pasado por un pequeño biodigestor.
- En todos los demás casos, se recomienda establecer instalaciones de separación sólido-líquido antes del tratamiento separado de las fracciones sólidas y líquidas. La separación sólido-líquido es particularmente importante cuando los planes requieren el co-tratamiento de los lodos sépticos con las aguas residuales municipales.
- Los requisitos de tratamiento posteriores a la separación dependerán del proceso de separación adoptado. El contenido de sólidos de la torta

de las prensas de lodo puede superar el 20 por ciento, mientras que es probable que el contenido de sólidos de la torta de los espesadores por gravedad sea del orden del 5 por ciento. El contenido de sólidos logrado utilizando procesos por lotes, como por ejemplo tanques de sedimentación y espesamiento y lechos de secado de lodos, dependerá del tiempo de retención en la unidad.

- Debido a la alta concentración de lodos sépticos, incluso después de la separación sólido-líquido, el tratamiento aeróbico de los efluentes líquidos requiere una gran cantidad de espacio, mucha energía (y por lo tanto un costo importante), o ambas cosas. La realización de un tratamiento anaeróbico antes del tratamiento aeróbico reduce la carga de las unidades de tratamiento aeróbico subsiguientes y, por lo tanto, reduce el costo y/o el espacio de tierra necesarios para el tratamiento de los efluentes líquidos.
- Sigue siendo necesario un tratamiento adicional especializado antes de que los biosólidos producidos durante el proceso de tratamiento puedan recuperarse o eliminarse. Los requisitos de tratamiento dependen del uso final previsto.

Referencias bibliográficas

- Bakare, B.F. Foxon, K.M., Brouckaert, C.J. y Buckley, C.A. (2012) 'Variation in VIP latrine sludge contents', *Water SA* 38(4) [en línea] <<https://pdfs.semanticscholar.org/2e0e/a4ed1dae179c069acf4d9c22d0ba8a82ed3d.pdf>> [consultado el 6 de noviembre de 2017].
- Blumenthal, U., Mara, D.D., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G. y Stott, R. (2000) 'Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture', *Bulletin of the World Health Organization* 78(9), 1104–16 <[www.who.int/bulletin/archives/78\(9\)1104.pdf?ua=1](http://www.who.int/bulletin/archives/78(9)1104.pdf?ua=1)> [consultado el 29 de enero de 2018].
- Government of South Africa (1996) *South African Water Quality Guidelines, Volume 2 Recreational Use* [pdf], Department of Water Affairs and Forestry <www.iwa-network.org/filemanager-uploads/WQ_Compendium/Database/Future_analysis/082.pdf> [consultado el 4 de noviembre de 2017].
- Henze, M. y Comeau, Y. (2008) 'Chapter 3 – Wastewater characterization', in M. Henze, M. van Loosdrecht, G. Ekama and D. Brdjanovic (eds.), *Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design*, London: IWA Publishing <https://ocw.un-ihe.org/pluginfile.php/462/mod_resource/content/1/Urban_Drainage_and_Sewerage/5_Wet_Weather_and_Dry_Weather_Flow_Characterisation/DWF_characterization/Notes/Wastewater%20characterization.pdf> [consultado el 13 de enero de 2018].

- Lopez-Vazquez, C., Dangol, B., Hooijmans, C. y Brdvanovic, D. (2014) 'Co-treatment of faecal sludge in municipal wastewater treatment plants', in L. Strande, M. Ronteltap, and D. Brdjanovic (eds.), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation* [pdf], London: IWA Publishing <www.unesco-ihe.org/sites/default/files/fsm_ch09.pdf> [consultado el 15 de marzo de 2017].
- SPAN (National Water Services Commission) (2009) *Sewage Characteristics and Effluent Discharge Requirements*, Cyberjaya: SPAN <www.span.gov.my/files/MSIG/MSIGVol14/04_Sec._3_Sewage_Characteristics_and_Effluent_Discharge_Requirements.pdf> [consultado el 21 de noviembre de 2017].
- World Health Organization (1989) *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*, World Health Organization Technical Report Series 778, Geneva: World Health Organization <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/39401/1/WHO_TRS_778.pdf> [consultado el 12 de enero de 2018].
- World Health Organization (2006) *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2 Wastewater Use in Agriculture*, Geneva: World Health Organization <www.who.int/water_sanitation_health/wastewater/wwuvol2intro.pdf> [consultado el 12 de enero de 2018].

CAPÍTULO 5

Planificación y diseño para una operación efectiva

Este libro se enfoca principalmente en los procesos de tratamiento. Sin embargo, ni siquiera el mejor diseño de un proceso garantizará el funcionamiento efectivo a no ser que los operadores sean capaces de operar una planta. En este capítulo se examinan las diversas formas en las que los diseñadores pueden asegurarse de que las plantas funcionen correctamente. Se insiste en la necesidad de adaptar la capacidad de tratamiento a la carga de la planta, de tener en cuenta la disponibilidad de recursos al escoger las tecnologías y de diseñar procesos flexibles que permitan continuar el tratamiento cuando las unidades de tratamiento sean puestas fuera de servicio temporalmente para su reparación o mantenimiento. Se pone énfasis en la necesidad de un sistema de manejo eficaz y se introducen los arreglos institucionales para ello. Este capítulo contiene información sobre el diseño que permitirá garantizar la seguridad del operador y promover las prácticas operativas adecuadas. También se destaca la importancia de la precisión y la calidad de la construcción en las operaciones. Por último, el capítulo proporciona detalles sobre las diferentes opciones para asegurar que los operadores comprendan y apliquen los procedimientos y prácticas operacionales apropiados.

Palabras clave: procedimientos operacionales, recursos, capacidad, seguridad, acceso de los operadores.

Introducción

Por regla general, todo proceso de tratamiento debe funcionar de manera eficiente para lograr sistemáticamente sus objetivos de diseño. Es más probable que se cumpla este requisito si los planificadores y diseñadores evalúan las experiencias operacionales pasadas y actuales, y aprenden de ellas. También es necesario asegurar que:

- La capacidad de tratamiento corresponda a la carga de la planta.
- La selección de la tecnología tome en cuenta los recursos disponibles.
- El diseño del proceso facilite una operación eficiente.
- Los sistemas de manejo apoyen y faciliten los procedimientos operacionales.
- Las características de diseño permitan al operador realizar estas operaciones de manera segura.
- Las instalaciones se construyan rigurosamente y de acuerdo con las normas mínimas requeridas para un funcionamiento eficiente.

- El personal directivo y operativo esté familiarizado con los requisitos operativos del proceso de tratamiento.

Es más probable que se cumpla la última condición si se dispone de procedimientos operativos estándar (POE) escritos y si el personal los sigue de forma rutinaria. El término “procedimientos operativos” abarca todas las tareas necesarias para operar y mantener las instalaciones, supervisar el desempeño y reparar o sustituir los componentes del sistema cuando sea necesario.

Evaluación de la experiencia operacional

Algunas de las preguntas que se deben hacer al evaluar las experiencias operacionales previas y actuales incluyen, entre otras.

- ¿Cuáles fueron las suposiciones de diseño para las plantas ya existentes, y de qué forma difiere la práctica operacional actual de dichas suposiciones?
- ¿La experiencia operacional ha revelado dificultades y problemas con los diseños anteriores?
- Si es así, ¿qué soluciones pueden extraerse de la práctica operacional para hacer frente a estas dificultades y lidiar con las cuestiones que plantean?

Realizar visitas a las plantas de tratamiento existentes y entablar discusiones con los operadores proporcionará un punto de partida importante para responder a estas preguntas. Esto puede hacerse de manera informal, pero es preferible establecer sistemas de monitoreo sistemático del desempeño de las instalaciones en funcionamiento para así obtener las opiniones de los operadores sobre los problemas operacionales que encuentren en las mismas. Además de tener un mejor entendimiento acerca de lo que funciona y lo que no, y de la naturaleza o causa de cualquier problema, un monitoreo rutinario brindará información local acerca de la concentración de los lodos sépticos y del desempeño del sistema. Esto ayudará a determinar las suposiciones que se harán para diseño futuros.

El análisis de la práctica operacional será más fácil y eficaz si los procedimientos operacionales reales pueden compararse con los POE escritos. En cualquier caso, estos procedimientos deben formalizarse por escrito ya que constituyen el marco de referencia que permite a los operadores llevar a cabo las tareas que se les encomiendan. Estos procedimientos son particularmente pertinentes cuando los operadores carecen de formación y cualificaciones formales. Sin embargo, es necesario comprobar el contenido de los POE, ya que de lo contrario podrían resultar impracticables o, peor aún, dar lugar a resultados no previstos al diseñar las plantas de tratamiento. Esto subraya una vez más la necesidad de reflexionar sobre el diseño a partir de la experiencia operacional.

Cuando se instale un equipo electromecánico en una planta de tratamiento existente, siempre será útil comprobar si los operadores lo utilizan. Por ejemplo,

una investigación podría demostrar que, con el fin de reducir las cuentas o facturas de electricidad, los aireadores en las lagunas aireadas solo se utilizan durante períodos de tiempo limitados, si es que se utilizan. En muchos casos, las lagunas anaeróbicas, que requieren una superficie similar o ligeramente superior a la de una laguna aireada, funcionarán igual de bien.

Todo lo anterior se relaciona con tecnologías y prácticas que ya existen, lo que significa que existe una experiencia operacional previa que puede aprovecharse. Esto no será siempre el caso. El tratamiento de los lodos fecales es un campo en desarrollo, y algunas de las tecnologías mencionadas en este libro no han sido implementadas a gran escala. Las iniciativas piloto pueden brindar información acerca del desempeño de estas tecnologías y permitir que el personal operacional adquiera experiencia en su utilización. Es importante evaluar los desafíos que se enfrentarán al llevar las tecnologías a escala y monitorear la experiencia operativa, ajustando enfoques y diseños a raíz de esta experiencia.

Opciones para adaptar la capacidad operativa a la carga de material que se va a procesar

El funcionamiento de una planta de tratamiento será difícil si la capacidad de tratamiento y la carga a tratar no corresponden. Es evidente que la planta no funcionará de manera eficiente si la carga recibida excede la capacidad de tratamiento existente, pero también se pueden presentar dificultades operativas si la capacidad de tratamiento excede en gran medida la carga recibida. La segunda situación sucederá cuando la demanda de servicios de vaciado de pozos y tanques sea baja, pero la planta de tratamiento esté diseñada para un flujo proyectado mucho mayor en el horizonte de diseño. En estas circunstancias, es probable que los operadores tengan dificultades para operar la planta de la manera prevista según su diseño. Por ejemplo, la carga de las lagunas anaeróbicas puede ser insuficiente para asegurar condiciones plenamente anaeróbicas, y los flujos a través de los espesadores por gravedad y de los reactores anaeróbicos con deflectores pueden ser insuficientes para mantener las velocidades de diseño, resultando en tasas de sedimentación superiores a las previstas. Para remediar esta situación se requerirá:

- Escalonar la fase de construcción, de manera que la capacidad de la planta aumente gradualmente a medida que aumenten las cargas recibidas.
- Construir la planta de manera que pueda manejar las cargas previstas en operaciones futuras, pero escalonar la puesta en marcha de las unidades de tratamiento de manera que la capacidad operativa coincida con la carga recibida.

En teoría, la construcción escalonada es más rentable. Esto permite que se invierta solo cuando sea necesario y, por lo tanto, no se utilizan recursos limitados para financiar activos no productivos. También permite que las

lecciones aprendidas a raíz del funcionamiento de las primeras unidades se incorporen al diseño de las unidades posteriores.

En la práctica, la financiación para la construcción es a menudo proporcionada por medio de programas financiados por el gobierno central y por las organizaciones internacionales, y está únicamente disponible para aquellas iniciativas con una duración limitada. En estos casos, la opción de puesta en marcha por etapas puede ser más realista, a pesar de su costo financiero teóricamente más elevado.

Por lo tanto, un enfoque modular con pequeñas unidades de tratamiento en lugar de una sola gran unidad es preferible si se opta por un enfoque de construcción y de puesta en marcha por etapas. Algunas tecnologías son más adecuadas que otras para un enfoque modular. Por ejemplo, los lechos de secado son modulares por naturaleza. El costo de construcción de un gran número de lechos pequeños no es significativamente mayor al costo de construcción de un número menor de lechos grandes, ambos con la misma capacidad total. En efecto, la construcción de un mayor número de lechos puede facilitar la operación en este caso. Otras tecnologías, como por ejemplo las prensas mecánicas, tienen capacidades mínimas y son más costosas, y por lo tanto ofrecen menos posibilidades para una implementación y una puesta en marcha modulares. No obstante, se sigue recomendando que se proporcione siempre un número suficiente de unidades individuales para permitir rutas alternativas en el proceso de tratamiento. Esto se examinará en la sección sobre el diseño del proceso que figura más adelante.

Incluso cuando la construcción, la puesta en marcha, o ambas, estén escalonadas, se presentarán situaciones en las cuales la carga que recibe una unidad de tratamiento individual será menor a la carga diseñada para dicha unidad. Los POE deben proporcionar una guía a los operadores para que sepan cómo hacer frente a esta situación.

La influencia de la disponibilidad de recursos en la elección de las tecnologías

Una tecnología de tratamiento sólo funcionará de manera eficiente si se dispone de los recursos necesarios para su funcionamiento continuo. Por consiguiente, al elegir una tecnología se debe tener en cuenta la disponibilidad de recursos, o de lo contrario dicha tecnología no será viable. En esos casos, se debe utilizar una tecnología diferente o se deben adoptar medidas para asegurar el suministro de los recursos necesarios para el buen funcionamiento de esa tecnología a largo plazo. A continuación, se examinan los puntos concretos relacionados con la disponibilidad de recursos que deben tenerse en cuenta.

Disponibilidad de energía

Se requerirá una fuente de energía fiable para las tecnologías que dependan de la energía, como las bombas, las rejillas mecánicas y los reactores de lodos activados. La mejor opción siempre será obtener la energía de un suministro trifásico público conectado a la red. Sin embargo, la eficiencia operacional dependerá de la fiabilidad de la fuente de alimentación, siendo necesario que esta no cause cortes y que provea el voltaje de diseño. Estas condiciones no siempre se cumplen en los países de ingresos bajos. Las frecuentes interrupciones en el suministro crean la necesidad de fuentes de energía alternativas. Además, el bajo voltaje en el sistema de suministro puede dar lugar a corrientes elevadas, lo que provoca que el motor se sobrecaliente y se funda. Las fuentes de energía alternativas incluyen generadores diésel y paneles solares. Los generadores diésel tienen un alto costo de funcionamiento y su vida útil puede verse limitada por la escasez de combustible o por los precios inasequibles del mismo. La energía solar puede ser una opción para los sistemas de bajo consumo, pero requiere el almacenamiento de baterías y puede no ser adecuada para satisfacer la demanda de energía durante largos períodos nublados. Estos puntos sugieren que las tecnologías dependientes de la energía no deben considerarse en ausencia de una fuente de energía fiable y asequible. En el Recuadro 5.1 se presenta una alternativa al bombeo para eliminar los lodos que se acumulan en el fondo de las fosas sépticas y que requieren operaciones de vaciado frecuentes.

Recuadro 5.1 Uso de la presión hidrostática como alternativa al bombeo

Las bombas requieren una fuente de energía fiable, un mantenimiento regular, y sistemas eficaces para la entrega de repuestos. En algunos lugares puede ser difícil garantizar estas condiciones. La presión hidrostática ofrecerá una alternativa al bombeo cuando los lodos contengan suficiente agua como para actuar como líquido y tengan que ser eliminados del fondo del tanque. La Figura 7.5 muestra cómo se utiliza este principio para vaciar tanques con fondo tipo tolva. El lodo se elimina mediante un tubo cuyo extremo inferior está situado en el fondo del tanque y cuyo extremo superior está conectado a una cámara situada debajo del nivel de líquido en el tanque. Se coloca una válvula en la conexión con la cámara. Al abrir la válvula se produce una diferencia de presión entre el extremo inferior y el extremo superior del tubo. Esto hace que los lodos que están alrededor del extremo inferior del tubo fluyan a través del mismo hacia la cámara. Las plantas de tratamiento de aguas residuales en Europa suelen utilizar este mecanismo de manera rutinaria para eliminar los lodos de los tanques de sedimentación, utilizando pequeñas diferencias de presión. A veces se requiere una mayor diferencia de presión para los lodos más espesos procedentes del tratamiento de lodos sépticos u otros lodos líquidos. El mecanismo sólo será efectivo si el extremo inferior del tubo está contenido en una tolva con pendientes laterales o lados muy inclinados. Al igual que con el bombeo, el vaciado regular de lodos es esencial. Sin él, el proceso de solidificación de los lodos en el fondo del tanque dificultará su flujo, y será necesario retirarlos manualmente.

Sistemas de gestión y de apoyo

- *La disponibilidad de consumibles y de piezas de repuesto.* El funcionamiento ininterrumpido de una tecnología o de un proceso es posible únicamente si existen buenas cadenas de suministro que garanticen la entrega oportuna de los consumibles y de las piezas de repuesto necesarias. Por lo tanto, cuando se evalúe la viabilidad de las tecnologías, es importante considerar este punto. Si no se puede garantizar la disponibilidad de cualquiera de ellos, se presentarán inevitablemente dificultades operacionales e interrupciones en el servicio.
- *Los servicios posventa del fabricante.* Las buenas cadenas de suministro de piezas de repuesto se encuentran usualmente cuando el fabricante es local, o si tiene un representante o agente en el país. Este debe tener el conocimiento técnico apropiado y la capacidad de obtener las unidades de reemplazo y piezas de repuesto necesarias, y de entregarlas oportunamente a los clientes. Algunos fabricantes ofrecen contratos de servicio por un período de tiempo determinado, lo que puede ayudar a garantizar la disponibilidad de piezas de repuesto y los servicios de mantenimiento. Aun cuando esto no sea posible, se debe dar preferencia al equipo para el cual se disponga localmente de piezas de repuesto y de recambio, siempre y cuando esto pueda hacerse sin sacrificar la calidad.
- *Gestión y recursos operacionales.* Ninguna tecnología puede seguir funcionando si se descuidan las actividades esenciales de operación y mantenimiento. Por consiguiente, cada solución tecnológica debe evaluarse con base en la capacidad de los sistemas existentes y futuros para asegurar que dichas tareas de operación y mantenimiento sean realizadas de manera oportuna y eficaz. En la sección que figura a continuación se aborda esta cuestión y se proporciona más información sobre la evaluación de las estructuras y sistemas de gestión. Las opciones para fortalecerlas se presentan más adelante en el capítulo.
- *Información y sistemas de información.* Al considerar los procesos potenciales, es importante identificar sus requisitos de información y evaluar la capacidad de los sistemas de gestión existentes y futuros para proporcionar dicha información. Por ejemplo, el funcionamiento eficiente de los procesos de tratamiento de lodos activados y de aireación prolongada requiere información sobre los sólidos en suspensión en el licor de mezcla en el reactor. Del mismo modo, la información sobre la dosificación de polímeros y el contenido de agua de la torta de lodos es necesaria para optimizar el rendimiento de la prensa de lodos.

Recursos financieros

Un proceso no puede funcionar de manera eficaz si los fondos disponibles para cubrir sus gastos operacionales son insuficientes. Por consiguiente, al evaluar

las opciones tecnológicas, es necesario evaluar los costos operacionales de cada tecnología en relación con los fondos que, de manera realista, cabe esperar que estén disponibles para su operación y mantenimiento. Es importante tener en cuenta dos aspectos principales: en primer lugar, la disponibilidad de fondos para cubrir la operación y las tareas de mantenimiento rutinarias; y, en segundo lugar, las opciones de financiamiento de las necesidades de reparación y sustitución más importantes. El financiamiento de la operación y del mantenimiento de rutina debe cubrir los costos de mano de obra, de energía y cualquier material necesario para el funcionamiento de rutina, por ejemplo, los polímeros que son esenciales para el funcionamiento eficaz de las prensas mecánicas. Los diseñadores deben discutir la disponibilidad de fondos para cubrir estos costos con la organización que se encargará del funcionamiento de la planta. El informe sobre el diseño debe incluir una evaluación de los costos operacionales generales de las tecnologías preferidas, incluyendo una asignación de fondos para gastos de reparación y sustitución, y comparar esos costos con una estimación óptima del presupuesto operacional. Cuando sea necesario, se debe destacar la necesidad de aumentar el presupuesto operacional y se deben identificar y evaluar las opciones para recaudar los fondos necesarios. Al evaluar las posibles necesidades de reparación y sustitución del equipo, se deberá considerar la posibilidad de que estas puedan requerir un cambio de divisas.

Los contratos de suministro de equipo mecánico deben incluir un requisito que exija que el fabricante o su agente proporcionen manuales de instrucción en el idioma local y que brinden la capacitación del personal del cliente. Cuando el personal operacional no esté familiarizado con el equipo recientemente instalado, el contrato debe contener idealmente un largo período de entrega después de la puesta en marcha, durante el cual los empleados de la empresa que ha suministrado el equipo trabajarán en colaboración con el personal operativo. Esto permite tanto la identificación y el manejo de cualquier problema operacional inesperado, como la capacitación del personal operativo en el funcionamiento y mantenimiento adecuado del equipo.

Diseño de procesos para un funcionamiento eficiente

El funcionamiento continuo de algunas tecnologías solo puede garantizarse si estas van precedidas de unidades que las protejan de posibles daños. Por ejemplo, las prensas mecánicas pueden ser vulnerables al daño ocasionado por pequeños objetos presentes en el lodo entrante y, por lo tanto, deberán ir precedidas de un tamizado fino para eliminarlos. Otras tecnologías dependen de alguna forma de tratamiento preliminar. Por ejemplo, algunas tecnologías de deshidratación, incluidas las prensas mecánicas, sólo son eficaces si el lodo entrante se dosifica primero con un polímero. Estos ejemplos ponen de manifiesto la necesidad de considerar las opciones de tratamiento como parte de un proceso general y no como tecnologías independientes.

Los planificadores y diseñadores deben reconocer igualmente que incluso la tecnología más simple fallará si las tareas de operación y mantenimiento esenciales no se pueden realizar o se descuidan. Por lo tanto, el diseño del proceso general debe tener en cuenta las necesidades operacionales y de mantenimiento. Los puntos a considerar son los siguientes:

- *La necesidad de mantener el flujo mientras se realizan las tareas de mantenimiento y reparación.* Siempre que sea posible, se deben proporcionar circuitos de tratamiento paralelo, de manera tal que al menos uno de los circuitos pueda seguir funcionando mientras el otro está fuera de servicio para mantenimiento o reparación. Este es un requisito esencial para instalaciones como lagunas anaeróbicas y reactores anaeróbicos con deflectores que deben ponerse periódicamente fuera de servicio para llevar a cabo la eliminación de los lodos presentes en ellos. Del mismo modo, deben proporcionarse unidades de reserva para los componentes mecánicos como bombas, rejas y aireadores.
- *La naturaleza y momento de las tareas esenciales de operación y mantenimiento.* El personal encargado de las operaciones realizará probablemente con mayor frecuencia aquellas tareas requeridas que sean relativamente fáciles, y no aquellas tareas poco frecuentes que impliquen un esfuerzo y/o una dificultad considerable. Por ejemplo, los sólidos que se acumulan en un tanque con fondo tipo tolva, descritos en el capítulo 7, deben ser removidos varias veces al día. Esta tarea puede llevarse a cabo utilizando la presión hidrostática, eliminando así la necesidad de dar mantenimiento a las bombas. Los tanques de sedimentación y espesamiento, también descritos en el capítulo 7, y las lagunas anaeróbicas requieren una eliminación de lodos menos frecuente, que involucrará usualmente el uso de un equipo mecánico.
- *Las consecuencias si se descuidan las tareas esenciales de operación y mantenimiento.* Al evaluar las posibles consecuencias, es importante hacerse estas preguntas: “¿Cómo puede fallar esta tecnología?”, y “¿qué tan robusta será dicha tecnología si se descuidan las tareas operacionales de rutina?”
- *La respuesta de las tecnologías a las fluctuaciones en las cargas hidráulicas y orgánicas.* Las plantas de tratamiento de lodos fecales están más expuestas a las fluctuaciones de carga a corto plazo que las plantas de tratamiento de aguas residuales debido a la gran variabilidad en la concentración del afluente y el hecho de que la carga es intermitente. Al seleccionar las tecnologías, se deben tener en cuenta las posibles dificultades operacionales causadas por las fluctuaciones de carga, dando preferencia a las tecnologías que mejor puedan manejar dichas variaciones. Por regla general, cuanto más largo sea el tiempo de retención hidráulica de una unidad, mayor será su capacidad para hacer frente a las fluctuaciones de carga.
- *La necesidad de gestionar los lodos y la espuma.* El contenido de sólidos de los lodos sépticos es alto, y el de los lodos fecales suele ser aún mayor. Como se indicó anteriormente, esto significa que los lodos y

la espuma se acumulan más rápido en las lagunas y tanques que en el caso de las aguas residuales municipales. Si no se remueve el lodo y la espuma, estos se acumularán en unidades de tratamiento, reduciendo el volumen efectivo de las mismas. También pueden obstruir las entradas, salidas y las tuberías de conexión a estas unidades de tratamiento. Si la eliminación de lodos se descuida de manera indefinida, los lodos llenarán las unidades de tratamiento, haciendo que estas fallen por completo. Si se descuida la eliminación de la espuma, se pueden bloquear las tuberías, acelerando la falla del sistema. En el Recuadro 5.2 se dan ejemplos de los problemas que surgen de una gestión deficiente e inapropiada de los lodos y en la Foto 5.1 se ilustra uno de ellos.

Los diseñadores deben ser cautelosos al considerar las opciones de automatización. Los costos de la mano de obra en los países de ingresos bajos suelen ser mucho menores que aquellos en los países industrializados, por lo que uno de los incentivos para la automatización, a saber, la necesidad de reducir el personal a fin de disminuir los costos, es menos pertinente. El personal puede tener problemas operacionales si los sistemas automatizados se dañan. Por ejemplo, una visita al sitio realizada por el autor reveló que el costoso equipo de las plantas de tratamiento de lodos sépticos de Pulo Gebang y Duri Kosambi, en Yakarta, no funcionaba correctamente a pesar de su buen estado, porque el sistema de control automático se había averiado. Como sucede con otros equipos mecánicos, los sistemas de control automático deben ser considerados únicamente si el fabricante puede garantizar la disponibilidad de sistemas de mantenimiento y reparación locales, a un precio asequible.

Recuadro 5.2 Ejemplos de problemas derivados del descuido o retraso en la eliminación de los lodos

Una investigación realizada a principios de los años 2000 en la planta de tratamiento Achimota en Acra (Ghana) encontró que los tanques de separación de lodos eran vaciados cada 4 o 5 meses, en lugar de las 7 u 8 semanas asumidas en el diseño. No es sorprendente que esto resultara en una reducción significativa en el rendimiento de la separación sólido-líquido. (Montangero y Strauss, 2004).

En 2014, menos de dos años después de su puesta en marcha, los lodos y la espuma ya estaban causando problemas de funcionamiento en la planta de tratamiento de lodos sépticos que prestaba servicio a Tegal, en Java Central (Indonesia). En la capa de espuma de las lagunas anaeróbicas habían crecido pequeños arbustos y las tuberías de interconexión estaban completamente obstruidas, obligando a los operadores de los camiones cisterna a descargar su contenido directamente en las lagunas facultativas en lugar de hacerlo en la cámara de descarga (véase la Foto 5.1).

Los operadores en Indonesia suelen reportar que a menudo es difícil eliminar el lodo de los tanques Imhoff. El alto contenido de sólidos en los lodos sépticos entrantes hace que estos se acumulen rápidamente. A menudo, los operadores tienen que añadir agua al contenido del tanque para facilitar la eliminación de lodos, lo que anula la finalidad del tratamiento, que es separar las fracciones sólida y líquida. Gracias a estudios realizados acerca de los reactores de lodo anaeróbico de flujo ascendente (RAFA) instalados en Latinoamérica y en el marco de los planes de acción de Ganga y Yamuna en la India, se llegó a la conclusión de que al no eliminar los lodos que se habían acumulado en los reactores se estaba afectando considerablemente su desempeño (Chernicharo *et al.*, 2015; Khalil *et al.*, 2006).



Foto 5.1 Problemas de gestión de lodos en una laguna anaeróbica, Tegal (Indonesia) (obsérvese la falta de disposiciones para el acceso del operador a los tanques)

Un punto importante que a menudo se pasa por alto es la necesidad de protección contra el robo y el vandalismo. El robo puede ser un problema para cualquier artículo que pueda ser vendido o usado en otro lugar.

Estructuras y sistemas de gestión para un funcionamiento efectivo

Incluso la tecnología más simple puede fallar si no se gestiona de manera eficaz, un punto que queda ilustrado en los resultados de una evaluación del desempeño de las plantas de tratamiento de aguas residuales en la India. En esta evaluación se demostró que las lagunas de estabilización simples se encontraban entre las unidades con peor desempeño. Presumiblemente, los gerentes confundieron el bajo mantenimiento con la falta de mantenimiento, por lo que las lagunas recibieron muy poca atención operacional (análisis del autor basado en el informe de la Junta Central de Control de la Contaminación, India (*Central Pollution Control Board, 2007*)). Por consiguiente, en la fase de planificación deben evaluarse las estructuras y los sistemas de manejo existentes para determinar y corregir cualquier deficiencia o limitación que pueda impedir el funcionamiento y el mantenimiento efectivo de la planta.

Algunas de las preguntas que se deben realizar en relación con las estructuras y los sistemas institucionales incluyen:

- *¿Dónde recaen las responsabilidades institucionales de la gestión de lodos fecales?* Los municipios a menudo asumen la responsabilidad de la gestión de lodos fecales, pero no le dan prioridad. Los encargados de la toma de

decisiones suelen considerar que se trata de una actividad sin importancia que es auxiliar a las actividades de otro departamento municipal (a menudo el departamento encargado del manejo de los desechos sólidos).

- *¿Quién tiene la responsabilidad oficial para la toma de decisiones operacionales y quién pone en práctica estas decisiones?* Es probable que surjan problemas si existe una brecha significativa entre las responsabilidades acordadas oficialmente y las responsabilidades reales.
- *¿Quién tiene la autoridad para aprobar los gastos operacionales, de mantenimiento y de reparaciones?* Si el presupuesto es insuficiente, limitando así la capacidad del operador de llevar a cabo adecuadamente las tareas esenciales, ¿cuáles son los procedimientos para garantizar un aumento en la financiación?
- En relación con este último punto, *¿qué sistemas existen para garantizar el suministro oportuno de materiales y piezas de repuesto al igual que la renovación completa de las unidades que fallan o que ya son muy antiguas para operar?* ¿Existen sistemas para garantizar la disponibilidad de piezas de repuesto y de recambio esenciales? ¿Tienen los responsables de las operaciones la autoridad ejecutiva y financiera necesaria para garantizar que las compras esenciales se efectúen a tiempo? En el Recuadro 5.3 se describe una solución para facilitar la adquisición rápida de dichas compras esenciales.
- *¿Existen limitaciones institucionales para la liberación de fondos que permitan financiar trabajos ocasionales de reparación y mantenimiento?* Si hay que importar piezas de repuesto, ¿cuán eficaces son los sistemas para pedir las y pagarlas? ¿Es probable que los procedimientos aduaneros prolonguen el tiempo necesario para importar dichas piezas y que estas estén sujetas a derechos de aduana que aumentarían su costo?
- *¿En qué medida los sistemas organizativos existentes permiten la contratación y retención de personal suficientemente capacitado?* Este punto es particularmente importante si se consideran soluciones y procedimientos tecnológicos sofisticados.

Recuadro 5.3 El uso de contratos marco para facilitar reparaciones rápidas

Una opción para facilitar la respuesta oportuna a las averías de equipo es elaborar contratos marco con proveedores y talleres locales para suministrar artículos y servicios con base en una lista establecida de actividades de reparación y reemplazo que podrían ser necesarias, con sus respectivos costos. Esto le permite al operador recurrir al proveedor cuando sea necesario. Por lo tanto, ya no es necesario iniciar un proceso de compra detallado cada vez que se requiera una reparación o una pieza de repuesto. Este enfoque no anula la necesidad de un buen sistema de almacenamiento, con un inventario de todos los artículos y piezas de uso común que se mantengan almacenados.

El personal asignado a las tareas de gestión de lodos sépticos suele ser poco cualificado o suelen ser trabajadores contratados por un tiempo definido. Muchos de ellos son empleados con un salario diario sin seguridad laboral y

sin derechos a pensión o a prestaciones por enfermedad. Este tipo de arreglos no favorece la contratación y retención de personal con los conocimientos, la experiencia y las aptitudes necesarios para utilizar tecnologías sofisticadas y, por lo tanto, estos empleados se limitan a operar las tecnologías más simples. Cuando existan los arreglos adecuados, los planificadores deberán hacer una evaluación realista de las medidas que deberán adoptarse para desarrollar la capacidad antes de intentar introducir procesos y tecnologías de tratamiento nuevos y mejorados. Estas podrían incluir:

- *La creación de nuevos puestos dentro de la estructura municipal.* El alcance de esto dependerá de la división de poderes entre los niveles locales y superiores del gobierno. Si las decisiones sobre la dotación de personal se adoptan en los niveles superiores del gobierno, la atención debe centrarse en la introducción de sistemas que se apliquen a todos los municipios.
- *La introducción de nuevos arreglos institucionales* que ofrezcan mayores posibilidades de emplear al personal especializado necesario. Las opciones institucionales incluyen:
 - El establecimiento de un organismo semiautónomo dentro del municipio con la responsabilidad específica del manejo de los lodos sépticos. En Indonesia se sigue este enfoque con un sistema de unidades locales de ejecución técnica (*Unit Pelasana Teknis Daerah* o UPTD en indonesio). La experiencia en Indonesia muestra las limitaciones de este enfoque, ya que los UPTD tienen una capacidad financiera y de reclutamiento limitada (Tayler *et al.*, 2013).
 - La asignación de la responsabilidad operacional a una organización de prestación de servicios especializada existente, por ejemplo, una organización proveedora de agua (potable).
 - El establecimiento de una empresa pública cuya misión sea dirigir los servicios de manejo de lodos sépticos en nombre de los municipios. Esta empresa puede tener competencia a nivel nacional, provincial, regional o más local. Se puede exigir a los municipios que utilicen los servicios de la empresa pública, o también pueden celebrar voluntariamente contratos con ella.
 - El uso de empresas privadas responsables de los servicios de manejo de lodos sépticos por medio de una asociación público-privada. Las empresas privadas pueden encargarse del manejo general de los lodos sépticos o de algunos aspectos específicos como el vaciado de las fosas sépticas y el transporte de los lodos, su tratamiento o la prestación de servicios de laboratorio.

Con excepción del primer arreglo sugerido, todos estos arreglos institucionales permiten la ampliación de los campos de acción de la empresa operadora mediante el suministro de equipo y de personal especializado, lo que rara vez es posible en los servicios municipales, a excepción de las ciudades más grandes. Al considerar las opciones que consisten en nuevos arreglos institucionales, es necesario en primer lugar convencer a los encargados de la toma de decisiones

de alto nivel sobre la necesidad de un cambio, y en segundo lugar reformar la legislación para permitir la aplicación de las reformas institucionales previstas.

Un diseño que tiene en cuenta a los operadores

Cuando se realiza un diseño teniendo en cuenta a los operadores, deben considerarse dos aspectos particularmente importantes. El primero es garantizar la seguridad de los operadores y del público. El segundo es asegurar que los diseños faciliten la realización de las tareas operacionales, sobre todo para asegurar un buen acceso de los operadores que permita llevar a cabo las tareas de las cuales son responsables. Con esto en mente se puede abordar el diseño de las instalaciones de tratamiento, con el objetivo de garantizar la seguridad de los operadores y facilitar los procedimientos operacionales.

Diseño orientado hacia la seguridad

Las plantas de tratamiento siempre deben estar diseñadas para garantizar la seguridad de los trabajadores y del público en general. Esto implica que deben respetarse las siguientes condiciones:

- Las plantas de tratamiento deben estar cercadas, con cercas diseñadas para prevenir, o al menos disuadir, el acceso no autorizado del público.
- Las instalaciones deben estar diseñadas para minimizar el contacto de los trabajadores con los lodos fecales y sépticos. Cuando el contacto no se pueda evitar, se debe proporcionar ropa protectora adecuada a los trabajadores, alentándolos a usarla.
- De ser posible, deben evitarse los espacios confinados en los que puedan acumularse los gases generados por la biodigestión anaeróbica. Cuando la operación requiera tal espacio, como en el caso de los biodigestores de domo (reactores de biogás), el diseño minimizará la necesidad de que los trabajadores entren en este espacio. Cuando no se pueda evitar la presencia ocasional de trabajadores en un espacio reducido, el diseño general deberá ser tal que las visitas se espacien a intervalos de varias semanas, antes de que los trabajadores puedan entrar en el espacio confinado, como en el caso de los biodigestores de domo. Los procedimientos a seguir para la entrada deben ser establecidos en los POE. Los trabajadores deben recibir el equipo de seguridad apropiado, y se debe exigir que lo usen.
- Los cables eléctricos deben ser incrustados en ranuras hechas en las paredes o fijados firmemente a la pared. Deben evitarse los cables colgantes, así como los cables que atraviesen zonas con riesgo de inundación. Todas las conexiones deben estar bien sujetas a una pared o techo.
- Se deben colocar barandillas o paredes elevadas alrededor de los tanques a una altura de por lo menos 1067 mm (42 pulgadas) sobre el nivel del suelo circundante (basado en el Departamento de Trabajo de los EE. UU., sin fecha). Cuando se requiera un acceso frecuente, se deben insertar

barandillas y compuertas que se puedan cerrar, o se deben proporcionar cadenas.

- Se deben proporcionar superficies antideslizantes en zonas donde los derrames puedan dar lugar a pisos resbaladizos, como las zonas de manejo de polímeros. Las superficies de baldosas pueden volverse resbaladizas cuando están mojadas, y por lo tanto deben evitarse.
- Se deben colocar señales de advertencia en aquellos lugares donde las lagunas cubiertas con una capa de espuma y tal vez con vegetación dificulten la distinción entre una laguna cubierta de espuma y un suelo duro o firme.
- Se debe proporcionar un pequeño bote cuando el tamaño y la profundidad de las lagunas lo justifiquen. También se deben proporcionar salvavidas cuando exista el riesgo de caer en una laguna.

Diseño para facilitar los procedimientos operacionales

Las unidades de tratamiento no funcionarán de manera adecuada y eventualmente dejarán de funcionar si los operadores descuidan las tareas esenciales de operación y mantenimiento. La probabilidad de que los operadores realicen estas tareas de manera oportuna se reduce en gran medida si encuentran la tarea difícil, peligrosa o desagradable. Por lo tanto, los diseñadores siempre deberán considerar sus propuestas desde el punto de vista del operador. Los ejemplos que figuran a continuación tienen por objeto ilustrar este punto en términos concretos, poniendo de relieve las dificultades operacionales y las fallas de diseño comunes, mientras que se proponen soluciones a esas dificultades y se rectifican las fallas de diseño.

Acceso para el vaciado de lagunas y tanques. Las lagunas y tanques facultativos y anaeróbicos necesitan un vaciado periódico de los lodos, y a menudo estos son muy espesos para ser bombeados. En este caso, existen únicamente dos posibilidades de vaciado: removerlos manualmente o con un tractor de carga frontal. Ambas soluciones requieren el acceso a las lagunas luego de que el agua sobrenadante haya sido drenada o bombeada. La disposición normal para las lagunas más grandes es proporcionar rampas que permitan el acceso de los vehículos. Para las lagunas más pequeñas, que serán la norma en las plantas de tratamiento de lodos sépticos, el diseño debe dar acceso a los operadores por medio de escaleras o rampas. La Foto 5.1 muestra que los diseñadores de los tanques no tuvieron en cuenta dichas disposiciones. Para vaciar los tanques, los operadores deben entrar a la laguna utilizando escaleras inclinadas contra las paredes, y luego pasar el lodo a sus colegas que se encuentran trabajando a nivel del suelo, tal vez utilizando baldes. Esta es una tarea difícil y lenta, y probablemente ha contribuido al descuido de las operaciones de mantenimiento, lo cual es evidente en la foto. Una vez que las lagunas se llenan de lodo, la eficiencia de su tratamiento es baja o inexistente.



Foto 5.2 Rejas verticales sin acceso para el operador

Diseño de las rejas para facilitar su limpieza. La Foto 5.2 ilustra una falla de diseño común: la disposición de rejas verticales sin acceso, haciendo imposible su rastrillaje o limpieza a menos que el operador se suba al tanque. En estas condiciones, el operador será reacio a realizar esta tarea, la cual será probablemente descuidada.

La Foto 5.3 muestra las rejas de una planta de tratamiento de aguas residuales que presta servicio a la ciudad de Naivasha, en Kenia. Este diseño es mucho mejor. Obsérvense las rejas ligeramente inclinadas, el área ligeramente más baja en donde los operadores pueden rastrillar el residuo, y una plataforma que se sitúa a un lado de las rejas, sobre la cual pueden pararse para realizar la operación de limpieza. Este diseño podría haberse mejorado aún más reemplazando la parte inferior detrás del flujo por un canal que se dirigiera hacia el lado y que permitiera empujar los desechos del cribado hacia una carretilla en espera. El capítulo 6 da más información sobre este arreglo.

Evitar la sedimentación en lugares de difícil acceso. La Figura 5.1 es un corte longitudinal en los vertederos de descarga y conexiones a las cámaras de separación de sólidos (CSS) en la planta de tratamiento de lodos sépticos de Tabanan en Indonesia (véase el capítulo 7 para una descripción más detallada). Los camiones cisterna descargan los lodos sépticos en la plataforma que se muestra a la izquierda, y el material a tratar pasa a través de las rejas, debajo de un muro de separación y de una serie de tuberías, a la cámara de separación de sólidos en sí. Ya hemos señalado las dificultades que los operadores enfrentarán



Foto 5.3 Rejas inclinadas con acceso para el operador

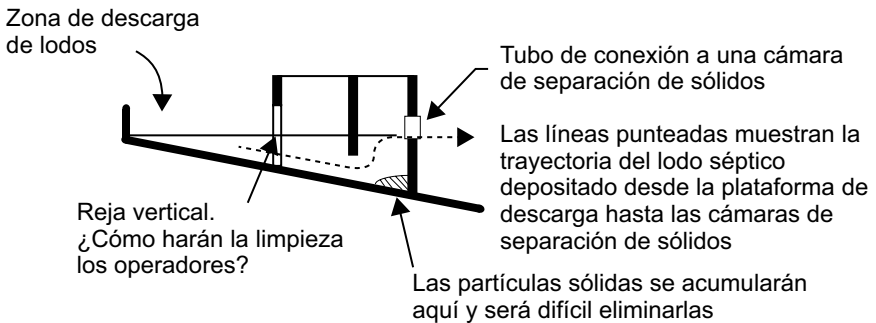


Figura 5.1 Entrada en la CSS que ilustra las posibles dificultades operacionales

al limpiar las rejas verticales. El otro problema con el diseño se relaciona con la sedimentación de los sólidos. Los sólidos tienden a sedimentarse en el punto indicado por la flecha en el diagrama, y son difíciles de remover. Este ejemplo particular ilustra el problema más general de la sedimentación involuntaria y no deseada de sólidos en zonas a menudo inaccesibles. Por lo tanto, el diseño siempre debe tener en cuenta el proceso de sedimentación y tratar de reducirlo al máximo, excepto cuando es requerido como parte del proceso de tratamiento. Si no se puede evitar un cierto nivel de sedimentación, se debe facilitar el acceso a los operadores para eliminar los sólidos que se han sedimentado.



Foto 5.4 Tuberías de conexión bloqueadas

Acceso para destapar las tuberías obstruidas. Los diseñadores no pueden ignorar la posibilidad de que las tuberías se obstruyan. Este riesgo se reduce si las tuberías tienen un tamaño apropiado y se colocan con un ángulo de inclinación suficiente para asegurar el transporte de sólidos. Sin embargo, es difícil eliminar este riesgo en su totalidad. Las obstrucciones se producen con mayor frecuencia en las curvas de los tubos y en los cambios de dirección de estos, y por lo tanto es importante que los diseñadores planifiquen con antelación esta posibilidad para considerar la manera de eliminar dichos bloqueos. La Foto 5.4, que muestra una conexión entre dos tanques, ilustra perfectamente este punto. Un tubo horizontal, apenas visible en la fotografía, proporciona la conexión entre los dos tanques. Este sistema se conecta a tubos verticales a ambos lados, que se extienden por debajo de la profundidad máxima supuesta de la capa de espuma. El nivel del líquido en la laguna del lado de arriba ha aumentado de manera tal que la tubería se

encuentra casi totalmente sumergida, lo que sugiere que esta se encuentra bloqueada, al menos parcialmente. Los tubos verticales se han extendido hasta por encima del nivel del agua en el tanque, lo que permite insertar una sonda para despejar cualquier obstrucción que se presente. En la fotografía se muestra este procedimiento. Este detalle de construcción es similar al detalle estándar utilizado para las entradas y salidas de las fosas sépticas. Su debilidad radica en el hecho de que es difícil lograr el acceso para tratar cualquier obstrucción que se produzca en la tubería horizontal. Un mejor detalle sería hacer una apertura en la pared entre los dos tanques y protegerla a ambos lados con deflectores de espuma. Esto reduciría la longitud de la conexión al espesor de la pared y facilitaría el acceso en el caso improbable de que esta apertura se bloquee.

Acceso para los vehículos de descarga. La obstrucción que se muestra en la Foto 5.4 se deriva directamente de una falla de diseño para cumplir adecuadamente con los requisitos de acceso de camiones cisterna a la estación. En teoría, la conexión que se muestra se encuentra entre la laguna facultativa y la laguna de maduración. En la práctica, los operadores de los camiones cisterna descargaban los lodos sépticos en la primera laguna, pasando por alto la laguna anaeróbica que se muestra en la Foto 5.1. Esto aumentó la carga en la laguna, resultando en la formación de una capa de espuma, la cual aceleró el comienzo del problema de bloqueo. Este problema podría haberse evitado o reducido disminuyendo la inclinación de la rampa de acceso a la cámara de recepción de los lodos sépticos, y configurando la disposición de la laguna de manera que resultara imposible para los conductores de camiones cisterna descargar sus cargas directamente en la laguna facultativa. Este ejemplo pone de relieve la necesidad de que el diseño fomente las buenas prácticas operacionales y, por el contrario, desaliente las malas prácticas.

A continuación, se explican brevemente otros puntos que deben ser considerados por los diseñadores.

- Las válvulas deben ser instaladas con suficiente espacio libre para permitir un fácil manejo de la palanca o del volante, y para permitir el pleno uso de la llave inglesa cuando sea necesario retirar o sustituir la válvula.
- Las tuberías no deben instalarse a nivel del suelo o por encima de este en lugares que obstruyan el acceso. Esto es particularmente importante en las rutas por donde los operadores tendrán que mover carretillas y contenedores.
- Las rutas de acceso dentro de la planta de tratamiento, particularmente aquellas diseñadas para el acceso de vehículos y para permitir el movimiento de las carretillas y contenedores, deben estar pavimentadas.
- Las juntas de desmantelamiento siempre deben estar provistas en tramos rectos de tuberías con bridas, especialmente las que se encuentran en el interior de las cámaras y estaciones de bombeo.
- Las válvulas subterráneas deben ser instaladas con cajas para válvulas o en cámaras de manera tal que puedan ser ubicadas y operadas. Las cámaras son más costosas, pero más visibles y, por esta razón, serán en general la opción predilecta.

- Las bombas y otros equipos deben ser instalados con un espacio suficiente que permita desmontarlos para su mantenimiento y reparación. Normalmente, los fabricantes de bombas pueden dar información sobre el espacio necesario entre las bombas y alrededor de ellas.
- Los puntos de lubricación o de ajuste deben ser fácilmente accesibles. De otra manera, estas tareas pueden ser descuidadas.
- Los interruptores y los controles deben ser fácilmente accesibles. Deben estar agrupados en paneles de control ubicados en construcciones con puertas que tengan cerradura. La función de cada interruptor y control debe estar claramente identificada. En la medida de lo posible, el diseño deberá permitir que se desconecte la energía de algunos controles para permitir su mantenimiento y reparación mientras que otros controles siguen funcionando.
- Los diseños deben incluir disposiciones de acceso seguro para tomar muestras y evaluar los procesos. Esto será particularmente importante para los reactores cerrados como los reactores anaerobios con deflectores (RAD) y los reactores anaeróbicos de flujo ascendente (RAFA).
- El equipo auxiliar requerido para el mantenimiento del equipo mecánico debe ser de calidad apropiada. Por ejemplo, las prensas de lodo requieren un suministro de agua de lavado a alta presión. El sistema sencillo de lavado instalado para dar servicio a las prensas de tornillo en las dos plantas de tratamiento de lodos sépticos de Yakarta resultó ser inadecuado, por lo que el personal tuvo dificultades para mantener limpias las prensas. Como resultado, el rendimiento se vio afectado (observación del equipo de Stantec).

Acciones para asegurar una construcción precisa y de buena calidad

El papel de una buena documentación contractual y de una supervisión efectiva del sitio

Una construcción deficiente puede afectar el desempeño operacional. Los contratistas son directamente responsables de la construcción, pero la calidad de su trabajo está fuertemente influenciada por la información que se les da y la calidad de la supervisión durante la fase de construcción. La buena calidad de la construcción depende de:

- Una clara definición de los deberes, responsabilidades y derechos de las partes en el contrato.
- Dibujos y especificaciones precisos que proporcionen toda la información que necesita el contratista para realizar su trabajo.
- La supervisión del trabajo del contratista por los miembros del personal que tengan la experiencia y los conocimientos adecuados, que visiten el lugar con regularidad, de modo que los errores y defectos puedan notificarse tan pronto ocurran.
- Un requisito contractual para que el contratista reemplace los materiales inaceptables y su mano de obra a sus expensas.

El enfoque estándar para la supervisión es que el cliente nombre a un ingeniero o director de proyecto al que se le asigne la responsabilidad formal de todos los aspectos de supervisión, como se establece en los documentos contractuales (véase, por ejemplo, FIDIC (1999), que utiliza el término “ingeniero”). Cuando el diseño haya sido realizado por un consultor, su contrato también podrá incluir la disposición de un ingeniero o director de proyecto, y otro personal de supervisión. Independientemente de que este sea el caso, se recomienda prever formalmente la participación de las empresas consultoras encargadas del diseño de la planta de tratamiento y, cuando proceda, de los fabricantes de los equipos en las etapas clave de la fase de construcción. A tal fin, es posible incluir cláusulas debidamente redactadas en las Condiciones Especiales del Contrato, condiciones del contrato que se aplican sólo al contrato al que se refieren.

El contrato debe incluir un período de responsabilidad por defectos, que abarque por lo menos seis meses y preferiblemente un año, a partir de la terminación oficial de la construcción, durante el cual el contratista o el proveedor de equipo se encargará de reparar o reemplazar los materiales, el equipo y la mano de obra defectuosos.

Siempre se recomendará que la organización con responsabilidades operacionales participe en la supervisión, aunque otra organización sea responsable del diseño y de la construcción. Esto ayudará a evitar situaciones en las cuales el operador se niegue a aceptar la entrega de instalaciones proporcionadas por otros debido a defectos de construcción.

Acciones para garantizar la calidad de la construcción

La consideración completa de las prácticas de construcción apropiadas va más allá del alcance de este libro. Sin embargo, a continuación, se enumeran y analizan brevemente los puntos de especial relevancia para el diseño de instalaciones de tratamiento de lodos fecales y sépticos.

El manejo de la corrosión. Los componentes de las plantas de tratamiento están a menudo expuestos a condiciones altamente corrosivas, las cuales conducirán a una oxidación rápida de los componentes de acero. Esto debe tenerse en cuenta en el diseño, y se deben utilizar otros materiales siempre que sea posible. Cuando no sea posible, los componentes de acero deberán ser revestidos con un material adecuado para prevenir la corrosión. La galvanización es una solución, aunque es difícil asegurar que las piezas más grandes estén completamente galvanizadas, especialmente cuando se requiera un ensamblaje de componentes en el lugar. En muchos casos, la mejor solución es aplicar un revestimiento epoxi o de pintura bituminosa.

La corrosión puede ser particularmente problemática cuando el gas de sulfuro de hidrógeno, producido durante los procesos de tratamiento anaeróbico, se acumula en espacios cerrados y se combina con el agua para producir ácido

sulfúrico. En tales situaciones, se debe utilizar cemento resistente a los sulfatos en el concreto y en el mortero.

La construcción sin fugas. Los tanques de concreto se agrietarán si no tienen suficiente refuerzo, haciendo que el concreto se desmorone si el agua llega al refuerzo y lo oxida. Los tanques de concreto reforzados deben ser diseñados conforme a los códigos que abarcan la construcción de estructuras de retención de agua. Estos requieren que se ponga un refuerzo mínimo de acero, con un espacio entre las barras del orden de 150 mm, una cobertura mínima y juntas de contracción adecuadamente ubicadas. Normalmente se pueden combinar con las juntas de construcción. Generalmente no se necesitarán las juntas de expansión para estructuras relativamente pequeñas que se requieren en las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos. Todas las estructuras deben ser sometidas a pruebas de fugas lo antes posible después de la construcción y sólo deben ser aceptadas si las fugas no exceden los límites especificados que, a su vez, deben basarse en los códigos y directrices aplicables. *The Constructor: Civil Engineering Home* (sin fecha) proporciona información adicional sobre los diferentes tipos de juntas en las estructuras de concreto destinadas a la retención de líquidos.

La calidad del concreto y de otros materiales. Siempre que sea posible, el personal de supervisión del sitio deberá organizar que los cubos de concreto se sometan a pruebas que garanticen que su calidad cumpla con las especificaciones necesarias. Cuando la falta de instalaciones dificulte esta tarea, los supervisores deberán asegurarse de que la mezcla de concreto cumpla con las especificaciones y que los materiales, en particular el cemento, se almacenen correctamente. Las muestras de otros materiales, como por ejemplo la arena, la grava y los ladrillos, deben ser inspeccionadas y, si es necesario, sometidas a pruebas para asegurar que cumplan con las especificaciones.

La importancia de una construcción precisa

La Foto 5.5 muestra parte del vertedero de rebose en un clarificador en la planta de tratamiento de lodos sépticos de Keputih en Surabaya (Indonesia). Debido a una ligera variación en la altura del vertedero, no hay flujo a lo largo de la longitud que está más cerca de la cámara. Por lo tanto, un pequeño error de construcción ha dado lugar a un desequilibrio en el flujo a través del clarificador, lo que sin duda afectará su desempeño. Este es un problema común para los clarificadores y los tanques de sedimentación. En general, este problema puede evitarse instalando una placa metálica, fabricada con muescas en V, en el interior del vertedero de concreto. Esto mejora la precisión de la nivelación y reduce la longitud efectiva del vertedero. Esta técnica de construcción aumenta la profundidad del flujo a través de las muescas en V, lo que facilita un flujo más uniforme. El vertedero de Keputih está equipado con este tipo de placa metálica, pero, como se puede ver claramente en la Foto 5.5, no fue nivelado correctamente.



Foto 5.5 Flujo desequilibrado debido a la mala nivelación del vertedero

Los niveles de las tuberías y de los canales deben especificarse en los planos, y los supervisores deben verificar que las obras sean construidas a esos niveles. Se deben evitar las caídas, y los niveles siempre deben permitir el flujo libre. Para esto se necesitará que los pozos húmedos de las estaciones de bombeo proporcionen un almacenamiento por debajo del nivel invertido (o la elevación) de la tubería de entrada más baja, y que los operadores eviten la sobrecarga de los pozos húmedos.

Opciones para el desarrollo de la capacidad de personal y para la promoción de buenas prácticas operacionales

Capacitación

El personal no puede operar una planta de tratamiento de lodos si no tiene los conocimientos y las aptitudes necesarios para realizar su trabajo y llevar a cabo la operación del equipo con el cual trabaja. La capacitación del personal que dirige la planta debe cubrir tanto el proceso de tratamiento como los aspectos logísticos que garantizan su operación segura y eficiente. También debe cubrir las necesidades de información de las tecnologías utilizadas y de la implementación de sistemas para la recolección, el registro, el análisis y el uso de la información requerida. Los recursos internos pueden ser limitados. Por ejemplo, es poco probable que las plantas de tratamiento más pequeñas tengan laboratorios en donde se puedan realizar las mediciones de la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), los sólidos suspendidos totales (SST) y las concentraciones de coliformes fecales. En estos casos, se debe proporcionar a los gerentes de la planta los conocimientos de los recursos externos que se encuentran disponibles y tener procedimientos claros para obtener los servicios de las organizaciones externas.

Los operadores necesitan tener el conocimiento suficiente sobre los procesos de tratamiento que les permita entender lo que se les pide que hagan, y por qué se les pide que lo hagan. Sin embargo, el objetivo principal de la capacitación de un operador debe ser el de asegurar que posea el conocimiento y las habilidades adecuados para llevar a cabo todas las tareas requeridas para la operación efectiva de la planta de tratamiento. Cuando el proceso de tratamiento involucre un equipo mecánico o eléctrico, se recomendará que el contrato de suministro de ese equipo incluya disposiciones para que el fabricante capacite a todo el personal operativo que se ocupará de su funcionamiento y mantenimiento. Se deberá proporcionar orientación sobre los procedimientos que se deberán seguir en caso de acontecimientos imprevistos, como por ejemplo cortes de energía no programados.

Además, la capacitación del gerente y de los operadores debe cubrir todos los aspectos de seguridad, incluyendo la prevención de situaciones peligrosas, el uso seguro de equipo mecánico y eléctrico, el uso de ropa protectora, la prevención de accidentes y, cuando proceda, la reacción ante incendios y otras emergencias. También se debe proporcionar un entrenamiento en primeros auxilios, poniendo un énfasis especial en la respuesta ante las lesiones y las condiciones asociadas con el entorno laboral. Es importante garantizar que esta capacitación pueda ponerse en práctica. Con este fin, se deben proporcionar los equipos apropiados como los extintores de incendios y los equipos de primeros auxilios. Cuando se utilicen productos químicos en el proceso de tratamiento, se deberá brindar una formación que permita hacer frente a los derrames de productos químicos.

El material de formación debe ser lo más sencillo posible, utilizando guías visuales en la medida de lo posible. Deben explicar claramente lo que constituye una buena y una mala práctica y advertir a los participantes que no utilicen prácticas perjudiciales. El Ministerio de Asuntos Hídricos y Forestales de Sudáfrica

(*Department of Water Affairs and Forestry, 2002*) proporciona un ejemplo de un manual de capacitación bien elaborado. El manual está dirigido a los operadores de las plantas de tratamiento de aguas residuales, pero su estilo y una parte de su contenido proporcionan un patrón para el desarrollo de una guía similar para la operación de las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos. Las secciones sobre el cribado, los desarenadores, las lagunas anaeróbicas y los lechos de secado son de particular relevancia a las tecnologías discutidas en este libro. Los materiales de capacitación deben estar vinculados a los POE y los cursos de capacitación deben basarse en los procedimientos allí establecidos.

Es posible llevar a cabo una capacitación práctica en las plantas existentes que utilizan tecnologías y procedimientos similares a aquellos que van a ser empleados en las plantas donde los trabajadores serán ubicados. Sin importar si esto es posible o no, la capacitación práctica de los operadores también debe realizarse en las plantas en las cuales van a trabajar tan pronto estas entren en funcionamiento. Esta capacitación práctica debe ser vista como una forma de evaluar la pertinencia y la validez de los POE. En caso de que sea necesario, dichos procedimientos deberán ser revisados a la luz de las lecciones aprendidas durante la capacitación.

En la medida de lo posible, la capacitación debe llevarse a cabo por el personal que tenga experiencia operacional. Cuando un país carece de personal con una buena experiencia operacional, puede ser necesario traer personas extranjeras para que realicen la capacitación. En todo caso, siempre será preferible que se desarrolle la capacidad de formación en un país. Esto significa que los programas de capacitación deben enfocarse primero en la formación de instructores nacionales y en la supervisión de su capacidad para transmitir a otros lo que han aprendido. Las iniciativas de capacitación deben evaluarse periódicamente para asegurarse de que no se hayan convertido en una fórmula fija ni se disocian de las realidades de las situaciones en que se encuentra el personal operativo.

Los encargados del tratamiento de lodos fecales y sépticos deben mantener un registro de toda la capacitación que se lleve a cabo. Los registros deben incluir detalles de todos los cursos a los que cada miembro del personal haya asistido.

Procedimientos operativos estándar

Resumen. Los procedimientos operativos estándar son un conjunto de instrucciones escritas que identifican y describen las tareas que se repiten con regularidad y que son necesarias para garantizar el funcionamiento efectivo de un proceso de tratamiento. Estos procedimientos proporcionan a los operadores la información necesaria para que puedan llevar a cabo dichas tareas, y de esta manera, contribuyen a asegurar que se realicen correctamente y que produzcan resultados consistentes. Los POE deben estar disponibles para todas las tareas operativas y de mantenimiento rutinarias, y además deben proporcionar una guía clara sobre los procedimientos a seguir en caso de una falla crítica del equipo.

Es importante que los POE proporcionen información que sea correcta. Esto puede parecer obvio, pero existen muchos ejemplos de guías y de POE que brindan información incorrecta. Una vez redactados, existe el riesgo de que estos documentos se reproduzcan ampliamente y sean utilizados por personas con conocimientos limitados y que asuman que son exactos. También es importante que los POE reflejen la experiencia operacional. Los términos de referencia producidos por los consultores encargados del diseño de la planta suelen incluir el requisito de producción de los POE. Si los consultores carecen de experiencia directa en lo referente al funcionamiento de las plantas de tratamiento, puede que los POE que produzcan carezcan de utilidad o, peor aún, que den lugar a resultados no previstos por el diseñador. La lección más importante que se debe aprender de esto es que los POE deben ser elaborados por quienes conocen de primera mano los procedimientos operacionales que describen en ellos, o como mínimo en consulta con ellos.

Los POE deben ser accesibles a las personas responsables de llevar a cabo las operaciones que describen. Esto implica que dichos procedimientos sean comprensibles para los usuarios que los van a utilizar y que se encuentren disponibles en los sitios donde necesiten realizar su trabajo. Para garantizar que sean comprensibles, deben estar escritos de manera sencilla y en la lengua utilizada por los operadores. Deben ser específicos a la instalación en donde se van a utilizar, e incluir información clara y sencilla descrita paso a paso. Siempre que sea posible, se debe preferir el uso de diagramas de flujo, fotografías y diagramas en lugar de texto. Cada operación debe tener sus propios POE. A fin de asegurar su accesibilidad a los operadores, los POE para operaciones específicas deben mantenerse o publicarse en lugares donde se vayan a llevar a cabo dichas operaciones. Será preferible que los POE que describan tareas específicas se encuentren disponibles en forma de hojas laminadas.

En la práctica, aquellos encargados de escribir los POE a menudo son ingenieros con un conocimiento teórico de los procesos, pero con una experiencia práctica relativamente escasa. En estos casos, la persona encargada de escribir los POE deberá pasar tiempo con los operadores de tecnologías similares a fin de aprender de su experiencia, y deberá buscar en línea ejemplos de POE para tecnologías similares.

La estructura y el contenido de los POE. En general, los POE que se vayan a realizar en una planta de tratamiento deberán ser estructurados de la siguiente manera:

Portada

Tabla de contenido

Definiciones

Breve descripción del proceso general de tratamiento, incluyendo un diagrama para mostrar las unidades de tratamiento y los flujos a través del sistema.

Una breve declaración sobre las normas que rigen el funcionamiento de la planta y las normas que allí se deben cumplir.

Un breve resumen de los papeles y las responsabilidades relacionados al funcionamiento, el mantenimiento y la reparación. Estos papeles y responsabilidades deben definirse normalmente en relación con los títulos/descripciones de los puestos de trabajo y no con los nombres de las personas.

Una declaración sobre las cuestiones de salud y seguridad en la medida en que se relacionan con la planta en su conjunto.

Información sobre cada tecnología de tratamiento, incluso en el proceso general de tratamiento, incluyendo una breve descripción de la tecnología, una declaración de su finalidad, una explicación de su relación con otras unidades de tratamiento y una lista de las tareas necesarias para operarla y mantenerla. Para cada una de las tareas enumeradas, los POE deben incluir:

- Información acerca de cuándo y con qué frecuencia debe llevarse a cabo la tarea.
- Una declaración de las responsabilidades (definidas en términos de cargos en lugar del nombre de la persona) para la realización y supervisión de la tarea.
- Una descripción paso a paso de los procedimientos operacionales a seguir, incluyendo la información sobre los métodos, los materiales y los equipos requeridos para llevar a cabo la tarea. Cuando proceda, la descripción deberá abarcar los procedimientos de puesta en marcha.
- Información sobre los procedimientos de mantenimiento estándar. Al igual que en el caso de los procedimientos operacionales, esta información debería facilitarse en forma de guías paso a paso.
- Cuando proceda, información acerca de los procedimientos a seguir para el cierre o la derivación de las instalaciones.
- Cuando proceda, una lista de los materiales y de las piezas de repuesto que deben mantenerse en reserva.
- Una declaración de preocupaciones de seguridad relacionadas con las tareas y las medidas a tomar para garantizar la seguridad del público y del operador.
- Ejemplos de listas de verificación y cualquier otro formulario que el operador deba completar como parte de la práctica operacional estándar.
- Una lista de problemas potenciales, incluyendo instrucciones paso a paso de las medidas a tomar para resolver dichos problemas.

Se recomienda igualmente la utilización de fotografías, diagramas y vídeos de instrucción cortos, almacenados en DVD, para complementar las descripciones escritas de las tareas.

Además, la información proporcionada a los gerentes de operaciones debe incluir:

- Informaciones sobre el volumen y las características previstos del afluente, así como una lista de los criterios de diseño para cada proceso de tratamiento.
- Una lista de datos de contacto de los proveedores, los fabricantes, y otros operadores cualificados que trabajen en instalaciones de referencia o cualquier otro contacto útil que pueda ayudar al operador.
- Copias de los manuales técnicos, planos y otros documentos de orientación técnica proporcionados por los fabricantes de equipos.
- Información sobre los sistemas y las actividades de monitoreo del rendimiento de la planta.

Estilo. Los redactores de los POE deben esforzarse por escribir como si estuvieran hablando con la persona que va a realizar los procedimientos. Deben tener una idea clara de quién será esa persona, y una comprensión de su probable nivel de educación y conocimientos previos. La orientación sobre los procedimientos a seguir debe ser escrita en la voz activa, con instrucciones relativas a cada paso operativo que empiecen con un verbo activo como “levantar”, “encender” o “abrir”. Se debe utilizar un lenguaje sencillo a lo largo de las instrucciones. El objetivo debe ser incluir sólo los hechos que sean pertinentes para las tareas operacionales que se vayan a llevar a cabo. Se puede incluir material complementario en los manuales de capacitación según sea necesario. Cuando una tarea o un procedimiento implique varios pasos, puede ser apropiado representar cada paso como un punto separado.

Un error común al redactar los POE y los materiales de capacitación es el de asumir que el lector cuenta con los mismos conocimientos de base que el autor, aunque esto sea raramente el caso. Por lo tanto, al redactar los POE, es importante asegurarse de que todos los conceptos, ideas y términos estén completamente explicados cuando se introduzcan por primera vez.

Pasos en la preparación de un conjunto de POE. Como se indicó anteriormente, el primer paso al preparar un conjunto de POE para una instalación determinada siempre debe ser el de recolectar y analizar la información sobre el desempeño de instalaciones similares. Un buen paso siguiente será preparar un diagrama de flujo aproximado en el que se establezcan los procedimientos que se han de seguir y se determinen las responsabilidades para llevarlos a cabo. Este diagrama de flujo puede utilizarse luego como guía al elaborar un primer borrador de los POE.

La parte descriptiva del proceso de los POE debe desarrollarse junto con el diseño detallado y debe estar sujeta al mismo proceso de revisión técnica que los dibujos, las especificaciones y los cálculos.

Antes de completar los POE, se recomienda pedir a uno o más de los posibles usuarios que los lean y que expliquen en sus propias palabras lo que se les pide

que hagan en estos procedimientos, según lo que entendieron. Las explicaciones incompletas o inexactas indicarán que es necesario realizar una labor adicional para garantizar que los POE abarquen todos los pasos necesarios para completar una operación o un procedimiento y que puedan ser comprendidos por sus destinatarios.

Los POE deben revisarse periódicamente y modificarse, según sea necesario, para reflejar las lecciones aprendidas durante las operaciones. La primera revisión debe tener lugar lo antes posible después de que se ponga en funcionamiento una tecnología o un proceso. En principio, esto ocurre cuando todas las unidades de procesamiento funcionan con normalidad, la dotación de personal operativo es estable y el personal permanente ocupa puestos claves. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA, 2007) ofrece más información sobre la preparación de los POE.

Puntos clave de este capítulo

Los diseñadores siempre deberán tener en cuenta las consecuencias operacionales de sus diseños. A continuación, se resumen algunos puntos clave en relación con el diseño para una operación efectiva.

- El diseño debe basarse en la experiencia operacional de las plantas de tratamiento que ya estén en servicio. Es importante que los diseñadores visiten estas instalaciones y se tomen el tiempo de hablar con los operadores sobre su experiencia y sobre cualquier problema que hayan encontrado. Cuando se carece de experiencia operacional, se puede considerar la posibilidad de emprender iniciativas piloto a pequeña escala para reunir información operacional pertinente.
- En lo posible, los diseños deben ser modulares. Esto permite aumentar la capacidad de la planta mediante la construcción y puesta en marcha gradual de unidades adicionales en respuesta al aumento de la carga.
- Las opciones tecnológicas deben tener en cuenta el impacto que la disponibilidad de recursos pueda tener sobre la viabilidad de cada tecnología. El suministro de electricidad, la capacidad de la organización a cargo para operar y gestionar las tecnologías, y la capacidad financiera para sufragar los gastos operacionales y de mantenimiento son particularmente importantes a este respecto. Al considerar el uso de sistemas mecanizados, se debe tener en cuenta la disponibilidad de piezas de repuesto y consumibles y el servicio de mantenimiento después de la venta que ofrecen los fabricantes.
- Las limitaciones institucionales deben tenerse en cuenta al determinar la probabilidad de que se puedan satisfacer las necesidades operacionales de las opciones tecnológicas. Si no se pueden poner en práctica sistemas institucionales para respaldar una tecnología determinada, dicha tecnología no debe considerarse como una opción viable.

- Al elegir una tecnología deben tenerse en cuenta las consecuencias de esas elecciones para los tipos de tecnología utilizados en otras etapas del proceso.
- Los diseños deben tener en cuenta la necesidad de garantizar la salud y la seguridad de los trabajadores facilitando al mismo tiempo la realización de las operaciones y el mantenimiento esenciales.
- Algunas unidades de tratamiento tendrán que ponerse fuera de servicio de vez en cuando para su mantenimiento, reparación y la realización de tareas operacionales esenciales, como por ejemplo el vaciado de lodos. Se deben proporcionar rutas de tratamiento alternativas para tener en cuenta los periodos en los cuales estas unidades estén fuera de servicio. Con este fin, se recomienda normalmente proporcionar dos o más vías en el proceso de tratamiento, de manera que el flujo no se interrumpa cuando estas unidades estén temporalmente fuera de servicio.
- Del mismo modo, las bombas de reserva y los canales de derivación serán necesarios para permitir el funcionamiento continuo cuando las unidades de tratamiento y los dispositivos mecánicos deban ponerse fuera de servicio, de modo que puedan llevarse a cabo las operaciones, el mantenimiento y las reparaciones esenciales.
- Es esencial facilitar a los operadores la realización de su trabajo para que no lo descuiden, lo que ocurre cuando las operaciones son difíciles de llevar a cabo. Los diseñadores siempre deben hacerse las preguntas siguientes: “¿qué tareas de operación y mantenimiento se requieren para esta instalación?”, y “¿facilita el diseño el acceso de los trabajadores?” Por el contrario, los planos y detalles de diseño deben dificultar la realización de cualquier práctica que pueda afectar negativamente al rendimiento de la planta.
- La construcción precisa y de buena calidad es un requisito básico para el éxito de la operación. Una documentación contractual completa y una buena supervisión del sitio son esenciales para un buen nivel de construcción. Siempre se recomendará que los representantes de la organización responsable de las operaciones y del mantenimiento participen en las decisiones de diseño y en la supervisión de la construcción.
- La organización encargada de preparar los planos de las instalaciones de tratamiento y los diseños detallados de una planta de tratamiento normalmente deberá preparar sus procedimientos operativos estándar. Estos deben incluir breves descripciones de la tecnología, pero se deben centrar principalmente en la operación, el mantenimiento y las tareas de reparación, sus requisitos y sus plazos.
- Los POE deben proporcionar orientación sobre las medidas que se deben adoptar si las condiciones de funcionamiento, en particular la carga de la planta, difieren de las supuestas en el diseño.

Referencias bibliográficas

- Central Pollution Control Board (2007) *Evaluation of Operation and Maintenance of Sewage Treatment Plants in India*, Delhi: CPCB.
- Chernicharo, C., van Lier, J., Noyola, A. y Ribeiro, T. (2015) 'Anaerobic sewage treatment: state of the art', *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 14(4): 649–79 <<http://dx.doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- Department of Water Affairs and Forestry (2002) *An Illustrated Guide to Basic Sewage Treatment Purification Operations* [en línea], Pretoria <www.dwaf.gov.za/Dir_WQM/docs/sewage/BasicSewageGuide2002_1.pdf> [consultado el 1^{er}o de enero de 2018].
- Fédération Internationale des Ingénieurs-Conseils (FIDIC) (1999) *Conditions of Contract for Construction for Building and Engineering Works Designed by the Employer* [en línea], 1st edition, Geneva: FIDIC <<http://site.iugaza.edu.ps/kshaath/files/2010/12/FIDIC-1999-RED-BOOK.pdf>> [consultado el 15 de febrero de 2018].
- Khalil, N., Mittal, A., Raghav, A. y Rajeev, S. (2006) 'UASB technology for sewage treatment in India: 20 years' experience', *Environmental Engineering and Management Journal* 5(5): 1059–69 [en línea] <www.academia.edu/7422241/UASB_TECHNOLOGY_FOR_SEWAGE_TREATMENT_IN_INDIA_20_YEARS_EXPERIENCE> [consultado el 4 de marzo de 2017].
- Montanero, A. y Strauss, M. (2004) *Faecal Sludge Treatment* [en línea], Dübendorf, Switzerland: Eawag/Sandec <www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/STRAUSS%20and%20MONTANEGRO%202004%20Fecal%20Sludge%20Treatment.pdf> [consultado el 4 de marzo de 2017].
- Taylor, K., Siregar, R., Darmawan, B., Blackett, I. y Giltner, S. (2013) 'Development of urban septage management models in Indonesia', *Waterlines* 32(3): 221–36 <<http://dx.doi.org/10.3362/1756-3488.2013.023>> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- The Constructor: Civil Engineering Home (sin fecha) 'Joints in liquid retaining concrete structures' [en línea] <<https://theconstructor.org/structural-engg/joints-concrete-water-tanks/6723/>> [consultado el 16 de febrero de 2018].
- US Department of Labor (sin fecha) 'Occupational Safety and Health Administration: Fall protection systems criteria and practices', Clause 1926.502(b)(1), [en línea] <www.osha.gov/pls/oshaweb/owadisp.show_document?p_table=STANDARDS&p_id=10758> [consultado el 15 de febrero de 2018].
- USEPA (2007) *Guidance for Preparing Standard Operating Procedures (SOPs)* [en línea], Washington, DC: Office of Environmental Information, US EPA <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1008GTX.PDF?Dockey=P1008GTX.PDF>> [consultado el 28 de diciembre de 2017].

CAPÍTULO 6

La recepción y el tratamiento preliminar de lodos fecales y lodos sépticos

En este capítulo se examinan las opciones para la recepción y el tratamiento preliminar de lodos fecales y sépticos. El término “tratamiento preliminar” se refiere a aquellos procesos diseñados para remover los sólidos gruesos, la arena, las aceites y grasas con el fin de evitar problemas para los procesos de tratamiento posteriores. Después de una breve introducción, este capítulo presenta una guía sobre los arreglos necesarios para la entrega y la recepción del material a tratar. También se explora la posibilidad de diseñar las unidades de recepción para atenuar los flujos máximos. El capítulo pone énfasis en la importancia del cribado grueso. Luego se discuten otros requisitos de tratamiento preliminar, entre ellos el cribado fino, la remoción de arena, la digestión parcial, y la remoción de aceites y grasas. El capítulo también ofrece una orientación sobre cuándo se debe incluir una disposición para cada uno de estos requisitos y las opciones para hacerlo. Finalmente, se describe cada tecnología y se proporciona la orientación adecuada para su diseño.

Palabras clave: acceso, recepción, tratamiento preliminar, cribado (o tamizado), estabilización.

Introducción

Las instalaciones de recepción de lodos fecales y sépticos funcionan como interfaz entre los vehículos de entrega de lodos y la planta de tratamiento. Estas instalaciones deben:

- Permitir el acceso de los vehículos que transportan los lodos fecales y sépticos, proporcionando un espacio adecuado para que los vehículos puedan descargar su contenido y salir de la instalación.
- Almacenar los lodos fecales/sépticos durante la descarga para que no salpiquen ni se desborden.
- Dirigir los lodos hacia la siguiente unidad de tratamiento.

Cuando una instalación reciba tanto lodos fecales como lodos sépticos, a menudo será necesario proporcionar a cada tipo de lodo su propia instalación receptora.

Una vez que los lodos hayan pasado por la instalación de recepción, será necesario un tratamiento preliminar con el fin de proteger los procesos de tratamiento posteriores y, en algunos casos, mejorar su efectividad. El tratamiento preliminar siempre debe incluir el cribado grueso para remover los trapos y los objetos de gran tamaño que puedan causar obstrucciones o perturbar los

procesos de tratamiento posteriores. Otras funciones de tratamiento preliminar posibles incluyen la eliminación de arena, la remoción de aceites y grasas, y la estabilización de los lodos frescos para reducir su olor y poder tratarlos más fácilmente. Además, en aquellos casos en donde el rendimiento de las unidades de tratamiento posteriores pueda verse afectado por las variaciones en el flujo, el tratamiento preliminar deberá incluir una disposición o arreglo para la atenuación de los flujos máximos.

La Figura 6.1 es un diagrama que representa la relación existente entre estos requisitos. El diagrama hace una distinción entre los procesos de tratamiento que siempre serán necesarios y aquellos que podrían serlo, dependiendo del tamaño de la planta, las características del material a tratar, y los siguientes procesos de tratamiento a ser adoptados.

Para las cargas provenientes de las fosas sépticas que prestan servicios a negocios tales como restaurantes (que generan una gran cantidad de aceites y grasas), puede ser apropiado proporcionar por separado un tanque de recepción con un deflector y una salida de alto nivel. El deflector retendrá los aceites y grasas, que luego podrán ser removidos. El contenido que quede en el tanque se podrá dirigir nuevamente hacia el flujo principal de lodos sépticos, preferiblemente por gravedad o tal vez utilizando la bomba de succión de un camión cisterna.

La información que se proporciona en este capítulo es aplicable tanto a las plantas de tratamiento de lodos fecales/sépticos autónomas como a las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales. En este último caso, es posible descargar los lodos sépticos en una alcantarilla situada en la cabecera de la planta de tratamiento, pero, por razones que ya se han explicado, siempre será preferible prever unidades separadas para la recepción y el tratamiento preliminar de los lodos fecales y sépticos, antes de la separación sólido-líquido y del co-tratamiento de los flujos sólido y líquido.

Recepción de los lodos fecales y sépticos

Acceso de vehículos y flujo del tráfico

El primer requisito para cualquier planta de tratamiento de lodos fecales o sépticos es que los vehículos cuenten con un buen acceso a las instalaciones. En el capítulo 3 se señaló la importancia de su ubicación, poniendo énfasis en la conveniencia de su centralidad y proximidad a la red principal de carreteras. Además de estos requisitos, los planificadores deben garantizar que el acceso al lugar sea seguro y adecuado para los tipos de vehículos que transportan los lodos a la instalación. Para ello, es necesario evitar las pendientes pronunciadas, tener rutas de acceso adecuadamente pavimentadas y que sean suficientemente anchas como para permitir el paso de los vehículos de entrega de lodos, y que el diseño del punto de recepción de lodos permita el paso de los vehículos luego de haber vaciado su carga, o que estos maniobren fácilmente para llegar a la zona de vertido en reversa. En el caso de las plantas más grandes, también se puede considerar

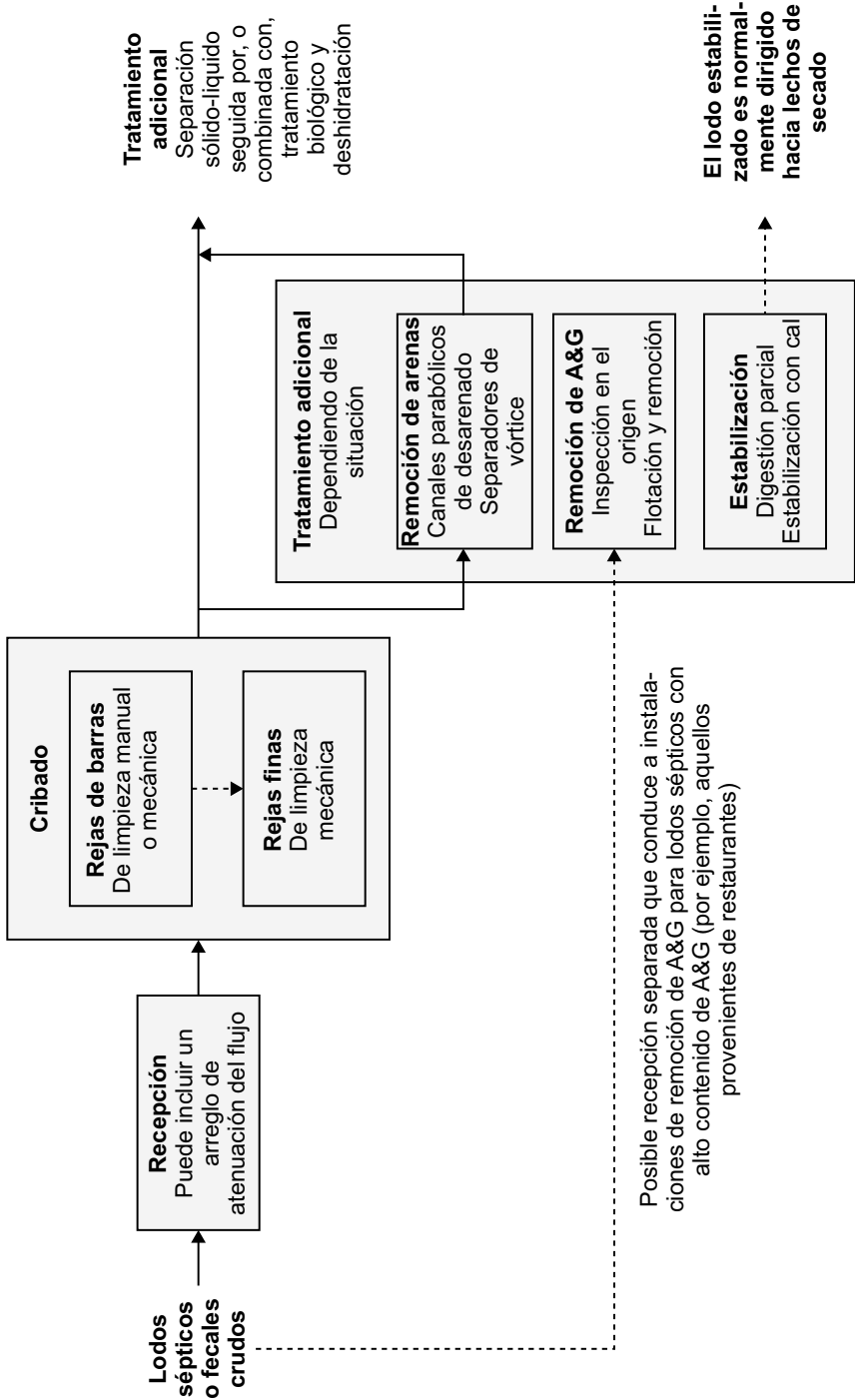


Figura 6.1 Resumen de los requisitos de recepción y tratamiento preliminar

la posibilidad de establecer una zona de estacionamiento y lavado de vehículos. Cuando los lodos fecales sean entregados por carretas de mano o de tracción animal, será particularmente importante evitar las pendientes pronunciadas.

En aquellos lugares en donde los lodos sépticos sean entregados por medio de un camión cisterna, la carretera que viene desde la vía pública hasta la planta de tratamiento deberá ser lo suficientemente ancha como para permitir el paso de dos camiones cisterna que viajen en direcciones opuestas. Esto requiere un mínimo de 6.8 metros de ancho de pavimento, aunque la práctica preferida es la de proporcionar dos carriles, cada uno con 3.65 m de ancho, lo que da un ancho total de 7.3 m (véase, por ejemplo, *UK Government*, 2012). Para las plantas más pequeñas, puede ser apropiado proporcionar un acceso de un solo carril con lugares de paso para otros vehículos. El acceso por un solo carril requiere un mínimo de 3.5 m de ancho de pavimento con sitios de paso visibles proporcionados a intervalos no superiores de 200 m.

Normalmente, el gradiente no debe exceder un 8.33 por ciento (1 en 12), aunque pueden permitirse tramos cortos con gradientes de hasta un 6 por ciento (1 en 16.7) (véase, por ejemplo, *East Sussex County Council*, sin fecha). El área de estacionamiento de los camiones para la descarga de los lodos sépticos debe ser plana, con al menos una longitud equivalente a la del camión más largo, y la transición entre la rampa y la superficie de la zona de descarga debe consistir en una curva vertical en lugar de un cambio brusco de pendiente. El diseño debe incluir barreras y zonas de separación para evitar la descarga fuera del área diseñada para este fin.

Se recomienda que se instale una barrera y una pequeña oficina a la entrada del sitio, para registrar información de los vehículos que ingresan y sus cargas estimadas. Si la entrada tiene una báscula y se puede recolectar información sobre el peso en vacío de todos los camiones cisterna y otros vehículos de transporte que entran en la instalación, se podrá entonces llegar a una estimación precisa del volumen de lodos fecales y/o sépticos que se entregan a la planta. La estimación puede basarse en una supuesta gravedad específica de los lodos sépticos/lodos fecales igual a 1. La oficina debe incorporar un lavabo (o lavamanos) para el lavado de manos y un inodoro.

El diseño de las áreas reservadas para girar, así como el de las zonas de estacionamiento y de los vertederos de descarga de lodos sépticos, debe reflejar el tipo y tamaño de los camiones que entregarán los lodos sépticos a la planta de tratamiento. La longitud total de los camiones varía entre aproximadamente 7.5 m para un camión con una capacidad de 3000 litros, y unos 10 m para aquellos camiones con una capacidad de 10 000 litros. El ancho de los camiones varía hasta un máximo de aproximadamente 2.6 m. Con base en estas cifras, una zona de estacionamiento estándar debe medir entre 8 m y 11 m de largo por 3.5 de ancho, y la longitud dependerá del tamaño del camión más largo en utilizar la instalación. Las normas de la Asociación Americana de Oficiales de Carreteras Estatales y Transportes (*American Association of State Highway and Transportation Officials*) sugieren un radio de giro interior de al menos 8.6 m para un camión con una distancia entre ejes fija (AASHTO, 2004). Con base en esto, el radio

interno mínimo en las zonas de giro debe ser de 10 m. Utilizando este radio interno, la Figura 6.2 muestra un ejemplo de disposición de la zona de giro y la zona de descarga para una planta de tratamiento pequeña. El ancho de 5 m en la parte superior del diagrama está diseñado para permitir el paso de las ruedas delanteras del vehículo mientras este retrocede hasta el punto de vertido.

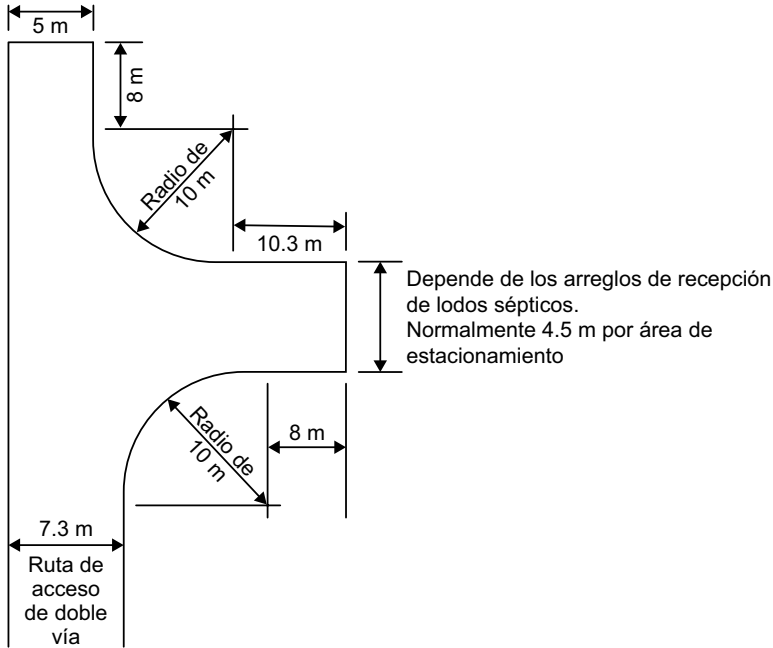


Figura 6.2 Plano típico de una zona de descarga y de giro de los camiones cisterna en la planta

La superficie del camino en el punto de descarga debe tener una pendiente inclinada hacia la instalación de recepción de lodos sépticos, de manera tal que los derrames de lodos puedan ser lavados nuevamente hacia la corriente de tratamiento. De ser necesario, se deberán construir pequeñas paredes protectoras alrededor de la zona de eliminación de lodos para evitar el derrame de los mismos.

La ruta de acceso y las zonas de giro deben tener una superficie dura. La grava y el macadán ligado al agua cuestan menos que una superficie dura, pero se deteriorarán rápidamente bajo las ruedas de los camiones cisterna que estén muy cargados. El tratamiento superficial bituminoso sobre una base y una subbase granular tenderá a deteriorarse bajo la carga del tráfico pesado y requerirá una reposición periódica. Por lo tanto, una capa de hormigón asfáltico colocada sobre una base y una subbase granular siempre será la mejor opción. El espesor de la capa debe ser de por lo menos 50 mm, pero preferiblemente de 100 mm. Se recomienda consultar a un ingeniero de caminos o de estructuras, en particular cuando la capa de subbase sea débil. El revestimiento de hormigón también es posible, pero es una solución relativamente cara. El gasto adicional

de una superficie de hormigón podría justificarse para cualquier longitud del camino de acceso que esté sujeta a inundaciones periódicas.

Si se dispone de energía eléctrica, se recomienda instalar un sistema de iluminación en la zona de recepción de los vehículos para facilitar la descarga de los camiones cuando oscurezca.

Instalaciones de recepción de lodos fecales y sépticos

Como se señaló en la introducción de este capítulo, las instalaciones de recepción deben contener cuidadosamente los lodos fecales y sépticos durante la descarga y transportarlos a la siguiente etapa de tratamiento de manera controlada sin que se derramen o salpiquen. La prevención de salpicaduras y derrames será de gran importancia cuando los lodos fecales se manipulen manualmente. Las configuraciones posibles para recibir los lodos fecales y sépticos incluyen:

- Rejas incorporadas en la primera unidad del proceso de tratamiento.
- Cámaras con paredes laterales y bermas.
- Plataformas, rodeadas por un muro bajo de protección.
- Tuberías con acoples especializados, diseñadas para recibir el acople de liberación rápida al final de la tubería de descarga de un camión cisterna.



Foto 6.1 Descarga directa a un tanque Imhoff: no es una configuración satisfactoria pues resulta en derrames

La primera opción es simple pero no previene el rebalse ni las salpicaduras durante la descarga de los lodos sépticos, como se puede ver en la Foto 6.1, que muestra el derrame de lodos sépticos durante la descarga directa a través de una reja en un tanque Imhoff. Otro punto débil de este arreglo es que la presión del lodo séptico puede forzar el paso de los sólidos a través de las rejas. Por estas razones, esta opción no debería ser utilizada.

Cámaras con paredes laterales y bermas. La Foto 6.2 es un ejemplo de una cámara de recepción con paredes laterales. La profundidad de las paredes es de aproximadamente 1 m, lo que debería ser suficiente para prevenir las salpicaduras por fuera de los límites de la cámara. El tubo de salida hacia las unidades de tratamiento posteriores se encuentra al lado derecho de la pared. El suelo de estas cámaras debe estar inclinado para dirigir los flujos hacia el tubo de salida y proporcionar una pendiente lo suficientemente inclinada como para evitar la acumulación de lodo en el fondo de la cámara. Como se explicará más adelante, se requiere de un cribado grueso. Una opción para hacer esto sería alargar la cámara lo suficientemente para permitir la instalación de rejas, como se muestra en la Figura 6.5. Alternativamente, si se requiere la atenuación del flujo, se podría proporcionar una cámara con un área plana más grande y una tubería de salida de diámetro pequeño seguida de una cámara de cribado, como se muestra en la Figura 6.4.



Foto 6.2 Cámara de recepción de lodos sépticos, Tegal (Indonesia)

Plataforma rodeada por un muro bajo de protección. La Foto 6.3 muestra un ejemplo de esta opción de plataforma. En este arreglo, los lodos sépticos son descargados en una plataforma que está inclinada y que dirige el flujo hacia una salida en donde se encuentra una reja gruesa. En este ejemplo, los lodos

sépticos salen de la plataforma de recepción a través de aperturas en la pared baja que la rodea. Estas aperturas permiten que el derrame y el agua utilizada para lavar el área de recepción donde se estacionan los camiones fluyan sobre la plataforma. El problema de derrames durante la descarga puede solucionarse fácilmente ajustando los niveles de manera tal que la plataforma sea más baja que la superficie sobre la cual está estacionado el camión cisterna. Una diferencia de altura de 150 mm es suficiente. Las paredes de protección y las paredes laterales deben ser al menos 150 a 200 mm más altas que el nivel de la zona de estacionamiento, y la pared trasera debe tener al menos 600 mm de altura.



Foto 6.3 Unidad de recepción de plataforma que podría ser mejorada ajustando los niveles, de manera tal que la plataforma sea más baja que la superficie en donde está el camión cisterna, Gaborone (Botsuana)



Foto 6.4 Zona de descarga con una cubierta protectora de plástico con bisagras, en Dumaguete (Filipinas)

Fuente: fotografía de Isabelle Blackett

La Foto 6.4 muestra un arreglo para prevenir las salpicaduras durante la descarga de lodos sépticos, haciendo necesaria la inserción de la manguera del camión cisterna en una sección abierta de la cubierta de plástico con bisagras. Esta cubierta se puede doblar, protegiendo así al operador de posibles salpicaduras. Sería posible modificar la cámara ilustrada en la Foto 6.2 para incorporar un arreglo similar. En el ejemplo de Dumaguete, el diseño se podría haber mejorado bajando el nivel del punto de recepción con respecto al camión cisterna para evitar que la manguera se caiga o combe. Con los niveles que se muestran en la foto, no sería posible drenar completamente la manguera. Un derrame se producirá inevitablemente cuando se retire la manguera del punto de recepción, lo que causará una molestia y aumentará el riesgo de que el operador del camión cisterna entre en contacto con los lodos sépticos.

Tuberías con acoples especializados. La Foto 6.5 muestra un arreglo de acople de cierre rápido instalado en la planta de tratamiento de lodos sépticos de Pulo Gebang, en Yakarta (Indonesia). El camión cisterna retrocede hasta la tubería, conecta su manguera al acople y descarga los lodos sépticos. La tubería los transporta a instalaciones mecanizadas de cribado y de eliminación de arenas, las cuales se describirán más adelante en este capítulo. El arreglo de Pulo Gebang proporciona dos puntos de descarga para cada unidad de cribado/desarenado, seleccionando la ruta de flujo de cualquiera de los puntos de descarga mediante el manejo de válvulas de control manual.

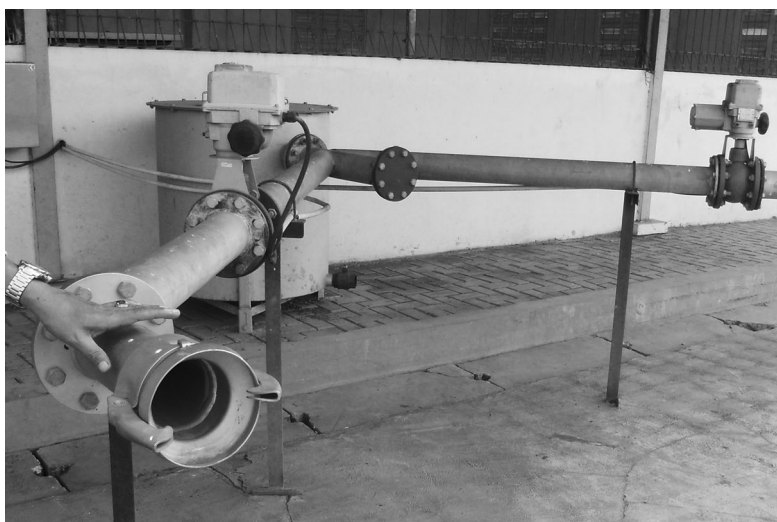


Foto 6.5 Tubo de recepción de lodos sépticos equipado con un acople de cierre rápido, Pulo Gebang (Indonesia)

Bajo este arreglo, el punto de descarga debe estar a una altura que permita el flujo por gravedad desde el camión cisterna a través de la unidad de cribado/desarenado. En las unidades de Indonesia, se planteó el problema de que, tras

la descarga parcial del material, el nivel de lodos sépticos en el camión cisterna ya no era lo suficientemente alto como para permitir el flujo por gravedad, haciendo necesario el bombeo del material restante. Los operadores sugirieron que esto había causado problemas con las unidades de cribado/desarenado. Con el fin de ahorrar tiempo y combustible, los conductores de los camiones cisterna descargaban los lodos sépticos en un canal que pasaba por alto las rejas, permitiendo el paso directo del material sin filtrar a las instalaciones de tratamiento posteriores. En Manila, tanto Manila Water como Maynilad Water Services utilizan sistemas que combinan una tubería de acople con una unidad de entrada de datos automatizada en la que se puede introducir información sobre la carga. Estos sistemas pueden ser adecuados para las grandes ciudades, siempre y cuando existan sistemas para utilizar la información recolectada y mantener el sistema automatizado de entrada de datos. Normalmente, en el caso de las plantas de tratamiento más pequeñas y en los casos en que no se puedan garantizar los sistemas de apoyo de un sistema automatizado de entrada de datos, los sistemas sencillos de entrada manual serán una opción de registro de datos más apropiada.

En esta sección se han descrito diferentes opciones para la recepción de lodos fecales y sépticos. Algunos aspectos que se deben considerar al escoger entre estas opciones incluyen las condiciones del sitio, la topografía, las características de los lodos fecales y sépticos que van a ser descargados y el tipo de vehículo que hace la entrega. Por lo tanto, el diseño debe:

- Asegurar que el material descargado esté bien almacenado y confinado.
- Minimizar los derrames.
- Permitir el lavado de la zona de recepción y devolver el agua de limpieza al flujo de tratamiento.
- Tener pendientes adecuadas que permitan dirigir el flujo hacia una salida dotada de una criba gruesa.
- Garantizar una altura que permita el flujo por gravedad de los lodos en el fondo del camión cisterna.
- Minimizar el contacto entre los trabajadores y el material descargado.

De todos los arreglos descritos, únicamente el de la Foto 6.3 permite que los derrames se dirijan nuevamente a la unidad de recepción. Si esto no es posible, se debe incluir un arreglo de recolección para recoger el material líquido desbordado y transportarlo a través de canales o tuberías poco profundos a una unidad de tratamiento posterior. Los siguientes puntos deben ser considerados en el diseño de una unidad receptora adecuada:

- La descarga de lodos sépticos a una plataforma suele ser a menudo la mejor solución para los camiones cisterna grandes.
- La opción de una cámara de descarga debe considerarse para flujos más pequeños, incluso aquellos de camiones cisterna con una capacidad de hasta 4 m³.
- Al escoger una cámara de descarga, se podría considerar la posibilidad de modificar el diseño para incluir un arreglo antisalpicaduras, similar al que se utiliza en Dumaguete (Foto 6.4).

- La descarga a través de un tubo con acople de cierre rápido será necesaria para algunos dispositivos mecánicos de cribado/desarenado. Cuando se disponga de tuberías y acoples de cierre rápido adecuados, esta opción también podría utilizarse para dirigir el flujo a una cámara de descarga.

El tamaño de las instalaciones de recepción de flujo

Las instalaciones de recepción de flujo deben tener un tamaño adecuado para acomodar el flujo máximo instantáneo entregado a la planta sin que haya desbordamientos. Existen dos soluciones para esto:

- Que la instalación de recepción tenga la capacidad de almacenar temporalmente los líquidos que se acumulen porque la tasa de descarga del camión cisterna es superior a la tasa de salida del flujo que se descarga hacia las unidades de tratamiento posteriores.
- Que el punto de salida sea suficientemente amplio para soportar/controlar el flujo máximo.

El primer arreglo tiene la ventaja de resultar en una atenuación (reducción) del flujo máximo en las unidades de tratamiento que siguen en el proceso. Este punto se considera con mayor detalle más adelante en este capítulo, en la subsección sobre la atenuación del flujo.

La estimación del flujo máximo y del tiempo necesario para la descarga. Las instalaciones de recepción deben estar diseñadas para manejar el flujo máximo, que normalmente ocurre al comienzo de la descarga. En el caso de las plantas de tratamiento más grandes que están equipadas para recibir simultáneamente el contenido de varios camiones, el flujo máximo será un múltiplo del flujo máximo de un solo camión cisterna, dependiendo del número de camiones cisterna que puedan descargar los lodos al mismo tiempo.

Cuando no haya ninguna manguera conectada al tubo de entrega del camión cisterna, como se muestra en las Fotos 6.1 y 6.3, la situación se aproximará a la situación teórica de descarga a través de un orificio sumergido con una salida de tubo corto. Esta situación está representada por la ecuación:

$$Q = 1000 C_d A_{\text{tubo}} \sqrt{2gh}$$

En donde: Q = caudal (l/s)

C_d = coeficiente de descarga (determinado empíricamente; ver Dally *et al.*, 1993)

A_{tubo} = el área de la tubería de descarga (m²)

g = la aceleración debida a la gravedad (9.81 m/s²)

h = la altura del agua en el camión cisterna por encima del tubo de descarga (m)

El valor de C_d que se da en los textos estándar para un orificio sumergido con una salida de tubo corto, sin recargo posterior, es de 0.8 (Dally *et al.*, 1993). La presión en la salida depende de la profundidad del líquido en el camión

cisterna, y varía desde un máximo cuando el tanque está lleno hasta cero cuando está vacío. El diámetro del tanque del camión cisterna suele ser de 1 a 2 m, dependiendo de la capacidad del tanque. La Figura 6.3 muestra los caudales previstos por la ecuación para las tuberías de descarga de 75 mm y 100 mm de diámetro que son típicas de los camiones cisterna más pequeños y grandes, respectivamente.

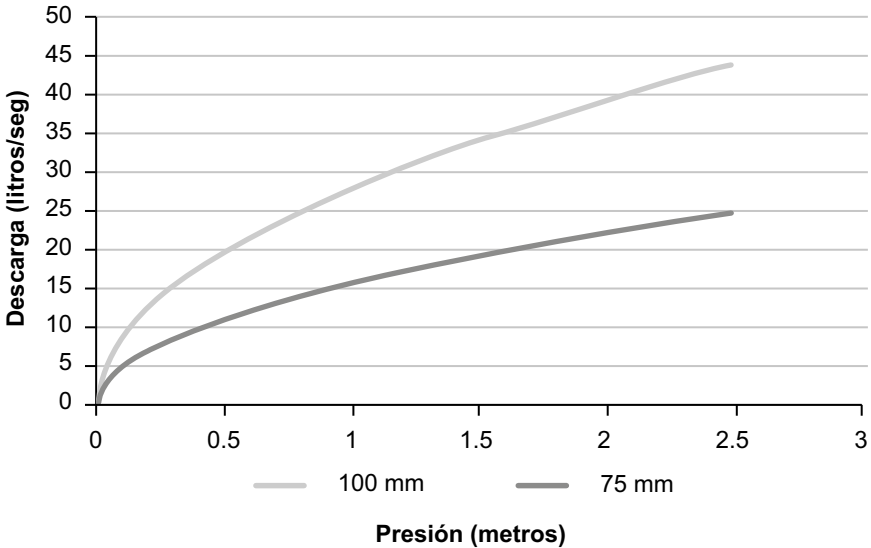


Figura 6.3 Relación entre el flujo y la presión para la descarga de un camión cisterna en función del diámetro del tubo de descarga

Si la descarga del camión cisterna se hace a través de una manguera corta, como se muestra en la Foto 6.4, la fricción dará lugar a una ligera reducción del flujo a medida que el líquido circule a través de la manguera. A la inversa, la presión en el punto de descarga, y por lo tanto el flujo, aumentará si el punto de descarga está por debajo del nivel del fondo del tanque. El impacto sobre el caudal será limitado. En la práctica, los operadores de camiones cisterna a menudo reducen la tasa de descarga abriendo parcialmente la válvula del tubo de salida. En teoría es difícil predecir tal situación. Por esta razón, suele ser preferible medir directamente la tasa de descarga y compararla con los resultados de la Figura 6.3. La manera más simple de medir la descarga es dirigir el flujo desde el camión cisterna hacia una cámara o un contenedor con una capacidad y un tamaño conocidos, medir la velocidad a la cual suben los lodos en el contenedor, y utilizar esta información para calcular la tasa de descarga. Los resultados obtenidos proporcionarán información sobre el caudal a una altura determinada. El flujo de descarga real disminuirá a medida que el nivel de líquido en el tanque descienda, como se muestra en la Figura 6.3.

Una opción para calcular el tiempo que necesita un camión cisterna para descargar su contenido es integrar los caudales calculados teóricamente a lo

largo del tiempo a medida que disminuye el nivel en el camión. Una opción aún más simple sería registrar el tiempo que tarda el camión cisterna en descargar su contenido. Según la observación realizada por el autor, un camión con una capacidad de 4000 litros y una manguera de 75 mm de diámetro presentaba un tiempo total de vaciado de unos 200 segundos, lo que indica una tasa media de descarga de 20 litros/segundo. Esto se encuentra en línea con las tasas de descarga indicadas en la Figura 6.3, aunque no es posible hacer una comparación directa ya que la descarga se produjo a través de una manguera que se extendía por debajo de la salida del camión cisterna a una boca de inspección. Respuestas en una discusión sobre el tema, sostenida en el foro en línea de la Alianza para el Saneamiento Sostenible (SuSanA, por sus siglas en inglés, 2016), sugieren que los tiempos reales de descarga con frecuencia son más largos que los sugeridos en los cálculos. Una posible explicación para esto, como se señaló en el párrafo anterior, es que los conductores de camiones cisterna no abren la válvula de descarga en su totalidad al descargar el contenido en una cámara o tanque, con el fin de evitar las salpicaduras.

Atenuación del flujo

El flujo que entra a las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos está confinado por un período de tiempo de generalmente 8 a 10 horas, lo que corresponde a los horarios en que la planta está abierta para recibir cargas. Durante este período el flujo es intermitente, alcanzando su punto máximo cuando cada camión cisterna empieza la descarga, y atravesando otros períodos muy bajos en los cuales se reduce a cero. Las variaciones de flujo resultantes pueden afectar de manera negativa el rendimiento de las unidades de tratamiento. En teoría, sería posible igualar el caudal almacenando los flujos entrantes después de los procesos de cribado y desarenado y antes de que prosigan a las unidades de tratamiento principales, liberándolos lentamente para el tratamiento. Esto se lleva a cabo algunas veces en las grandes plantas municipales de tratamiento de aguas residuales, utilizando bombas para enviar el flujo desde el tanque de almacenamiento hacia las unidades de tratamiento posteriores (Ongerth, 1979). Otra opción es utilizar un brazo de extracción de presión constante controlado por flotador para permitir que el líquido sea extraído a una velocidad de flujo constante, independientemente de la profundidad del líquido en el tanque. Desafortunadamente, tanto las bombas como los brazos de extracción de presión constante son vulnerables a las obstrucciones, especialmente cuando el equipo es pequeño, como suele ocurrir cuando se trata de mitigar los caudales bajos recibidos en la mayoría de las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos. Por esta razón, es difícil lograr la ecualización completa de los flujos durante un período de 24 horas, excepto tal vez en las plantas de tratamiento más grandes. Una mejor opción será tratar de lograr cierta atenuación (reducción) de los flujos máximos, utilizando métodos relativamente sencillos.

Es posible que el flujo se atenúe a través de una cámara como la que se muestra en la Foto 6.2, si el diámetro del tubo de salida es igual o inferior que el de la

salida del camión cisterna. Sin embargo, el efecto será limitado a menos que se aumente el tamaño de la cámara para minimizar la profundidad del líquido en la misma. La Figura 6.4 muestra un posible arreglo que permitiría modificar la cámara de descarga para atenuar las variaciones de flujo del líquido que sale. Este arreglo debe ser considerado para la descarga proveniente de los camiones cisterna. Será menos apropiado cuando los lodos fecales provenientes de las letrinas de pozo sean entregados en barriles y descargados manualmente, ya que es probable que este material contenga objetos voluminosos que puedan obstruir la salida. Las características clave del diseño son: a) las dimensiones aumentadas en el plano de la cámara de recepción, que permite el almacenamiento, y b) la tubería de pequeño diámetro en la salida, que restringe el flujo de salida de la cámara. El diámetro de esta no debe ser inferior a 75 mm. Las grandes dimensiones del plano de la cámara permiten reducir la profundidad de lodos sépticos, limitando así la altura y por lo tanto la tasa de flujo a través del orificio.

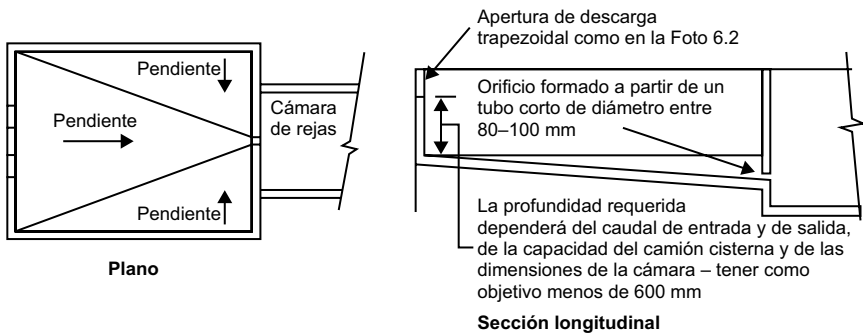


Figura 6.4 Arreglo simple para atenuar los flujos de descarga de lodos

Para diseñar una cámara de atenuación de flujo del tipo como la que se muestra en la Figura 6.4, se recomienda el siguiente procedimiento:

1. Determinar el volumen máximo que se puede descargar en la cámara en cualquier momento dado. Este será normalmente igual a la capacidad del camión cisterna más grande que utilice la instalación. Para aquellas plantas de tratamiento más grandes, podría ser necesario considerar la posibilidad de que varios camiones descarguen al mismo tiempo.
2. Calcular la superficie de la cámara de atenuación necesaria para contener el flujo mientras que se limita la profundidad del líquido en la cámara a un máximo de 0.5 m. A esta profundidad, la Figura 6.3 muestra que, para una salida de la cámara con el mismo diámetro que el tubo de salida del camión cisterna, la reducción de la profundidad máxima en la cámara a 0.5 m reducirá el caudal máximo a menos del 50 por ciento de la tasa de descarga de un camión cisterna con una altura de descarga de 2 m.

3. Seleccionar las dimensiones de la cámara que cubrirán el área requerida, eligiendo típicamente una relación de la longitud y el ancho de entre 2 y 3 a 1.
4. Determinar los niveles del piso que permitan una caída longitudinal y transversal suficiente para dirigir los flujos hacia el punto de salida. Las caídas deberían ser típicamente de 1 en 40, posiblemente algo más para los lodos espesos.
5. Recalcular la profundidad requerida en los extremos superior e inferior de la cámara, teniendo en cuenta las variaciones del nivel del piso. Puede ser apropiado recalcular las dimensiones del plano en este punto para mantener la máxima profundidad del líquido a nivel de la salida por debajo de los 0.5 m.
6. Asegurarse de que la apertura o tubería por la que descargan los camiones cisterna esté al menos a 200 mm por encima del nivel superior de líquido calculado.
7. Asegurarse de que las paredes laterales sean lo suficientemente altas como para prevenir salpicaduras durante la descarga.
8. Proporcionar una toma de agua y mangueras para lavar la cámara después de su uso.

Este procedimiento sobreestimaré la profundidad máxima en la cámara ya que no toma en cuenta el derrame cuando se está realizando la descarga del camión cisterna. Se puede hacer una evaluación más precisa mediante la simulación computarizada de la entrada y la salida de los flujos a medida que aumenta el nivel de líquido en la cámara. Sin embargo, el sencillo proceso aquí descrito da una buena idea inicial del tamaño requerido de la cámara. La profundidad sugerida de 0.5 m es una cifra arbitraria. Si se requiere una mayor atenuación del flujo, las dimensiones del plano pueden aumentarse aún más.

Cribado

Resumen general

Las necesidades de cribado dependen en gran medida de la composición de los lodos fecales y sépticos, y de los requerimientos de los procesos de tratamiento posteriores. La composición del material a ser tratado se ve altamente influenciada por el tipo de inodoro. Los lodos fecales provenientes de las letrinas de pozo de caída directa pueden contener objetos duros utilizados para la limpieza anal, como por ejemplo mazorcas de maíz, y objetos que se arrojan en el pozo a través del agujero de defecación. Un estudio realizado en Malawi encontró trapos y zapatos viejos, botellas, bolsas de plástico, mazorcas de maíz, productos de higiene femenina y botellas de medicamentos en los pozos, junto con gravilla, piedras y hasta rocas de mayor tamaño que se habían caído de las paredes del pozo (WASTE, sin fecha). Los trabajadores que limpian los pozos pueden separar los objetos voluminosos antes de transportar los lodos sépticos a la planta de tratamiento, pero es posible que algunos objetos permanezcan

dentro de los lodos fecales que se entregan a la planta. En aquellos sistemas que utilizan inodoros y cisternas con arrastre hidráulico manual o mecánico, es mucho más difícil que objetos voluminosos pasen a través de estos, por lo que el lodo séptico resultante suele estar libre de ellos. Sin embargo, es posible que estos lodos contengan bolsas de plástico y otros residuos. La extracción de los objetos voluminosos es esencial, pues de otro modo pueden obstruir los tubos e interrumpir los procesos de tratamiento. Otros sólidos más pequeños pueden ser compatibles con los procesos no mecanizados y, al mismo tiempo, afectar negativamente el rendimiento de algunos procesos mecanizados. En conjunto, estos factores sugieren lo siguiente:

- Es necesario instalar un cribado grueso en todas las plantas de tratamiento para remover trapos y sólidos de mayor tamaño.
- Algunas veces es útil proporcionar rejillas gruesas para atrapar los trapos y los sólidos de mayor tamaño que se encuentran en los lodos fecales provenientes de las letrinas de pozo de caída directa. Las rejillas deben ser utilizadas antes del cribado.
- El cribado fino puede ser necesario cuando los procesos de tratamiento incluyen equipos mecánicos que pueden ser susceptibles a daños causados por los sólidos que pueden pasar a través de las cribas gruesas. Este proceso suele llevarse a cabo después del cribado grueso, pero algunas cribas finas mecánicas reciben el afluente directamente de los camiones cisterna.

En los casos en que se deban recuperar biosólidos para un uso final, el cribado también mejorará la calidad de los biosólidos finales al eliminar los elementos inorgánicos de la corriente de desechos.

Cribado grueso

Las opciones de cribado grueso incluyen rejas de limpieza manual, rejas horizontales, y varios tipos de rejas mecánicas, algunas de las cuales también eliminan la arena. Debido a su simplicidad, robustez y costo relativamente bajo, las cribas gruesas de limpieza manual serán por lo general la mejor opción para aquellas plantas pequeñas de tratamiento de lodos sépticos que prestan sus servicios a ciudades pequeñas y medianas con una población de hasta unos 400 000 habitantes. Para las plantas de mayor tamaño, las cribas mecánicas son más apropiadas. Sin embargo, antes de optar por una opción mecánica, siempre se recomienda evaluar los requerimientos de operación y mantenimiento, así como los costos.

Rejas de barras de limpieza manual. Para facilitar el rastrillaje, las rejas de limpieza manual deben consistir en barras paralelas en lugar de una rejilla. La separación entre las barras debe ser de al menos 25 mm, normalmente entre 40 y 50 mm. La Figura 6.5 muestra un arreglo recomendado para las rejas de barras de limpieza manual dentro de una cámara de recepción de lodos sépticos hecha de hormigón o de ladrillos. Esto puede ser incorporado en una unidad de recepción

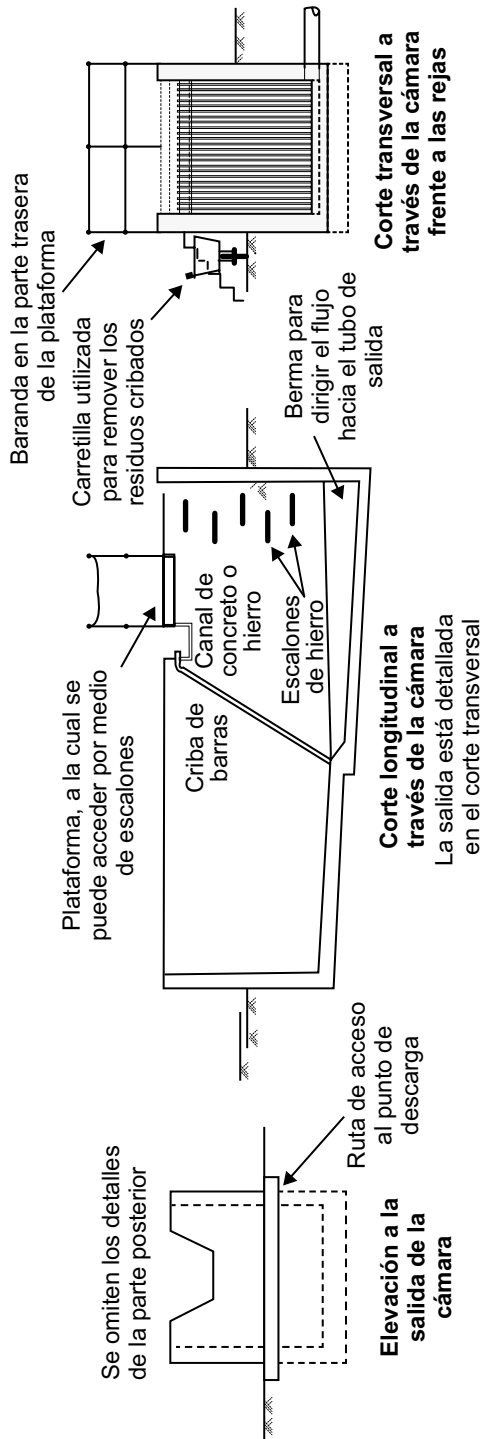


Figura 6.5 Arreglo típico de rejas de barras de limpieza manual

del tipo que se muestra en la Figura 6.2, aunque esto limitará el alcance de la atenuación del flujo.

Rejas de barras de limpieza mecánica. Estas rejas son una opción adecuada para las plantas de tratamiento grandes, en las que el uso de rejas de barras manuales tendría mucho requerimiento de mano de obra. Son más caras que las manuales, pero el desafío principal que presentan es operacional. Las rejas mecánicas requieren poca energía. No obstante, no serán efectivas si la fuente de energía es poco fiable. Su rendimiento depende también de la existencia de sistemas de mantenimiento adecuados y de cadenas de suministro de piezas de repuesto fiables. Se recomienda instalar siempre un canal de derivación equipado con una reja manual para estar preparados en caso de que la reja mecánica se dañe.

La Foto 6.6 muestra una reja de barras mecánica, instalada en una planta de tratamiento de aguas residuales en Chandigarh (India). La criba es curva y está equipada con un rastrillo giratorio impulsado por un pequeño motor. El rastrillo recoge los escombros atrapados en la criba y los deposita en un contenedor en la parte superior. El mecanismo es simple y el principal riesgo de mal funcionamiento es el fallo del sistema de impulsión entre el motor y el rastrillo giratorio.



Foto 6.6 Reja curva con un mecanismo de rastrillado giratorio

Consideraciones operacionales y de diseño para las rejas de limpieza con rastrillo. Las consideraciones clave de diseño, muchas de las cuales se ilustran en la Figura 6.5, son las siguientes:

- *Se deben proporcionar al menos dos dispositivos de cribado en paralelo.* Esto permitirá que la planta siga funcionando incluso cuando una de las cribas se encuentre fuera de servicio para su reparación y/o mantenimiento.
- *Para evitar el encharcamiento de lodos fecales y sépticos estancados, el piso de la cámara de cribado debe estar inclinado longitudinalmente hacia la salida.* Además, se deben prever bermas para evitar la formación de charcos en las esquinas de la cámara de cribado.
- *Las barras de la criba deben ir de arriba hacia abajo* sobre toda la altura de la cámara, con aperturas en toda la altura de las cribas.
- *Las cribas nunca deben ser verticales* ya que esto dificulta el rastrillaje. Crites y Tchobanoglous (1998) recomiendan una pendiente de 45° y 60° con respecto a una línea horizontal. Sin embargo, este criterio se relaciona con cribas en las entradas de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que a menudo deben ser profundas debido a la profundidad del alcantarillado entrante. Este no es un factor para las plantas de tratamiento de lodos sépticos, ya que los camiones cisterna descargan los lodos en una cámara a nivel del suelo, o por encima de este, permitiendo el uso de cribas con pendientes menos pronunciadas.
- *Las cribas están sujetas a un ambiente corrosivo.* Los materiales que son resistentes a la corrosión, como el hierro fundido o el acero inoxidable, son costosos. Normalmente, el enfoque más rentable para minimizar la corrosión será el uso de acero con una pintura o revestimiento adecuado, posiblemente en alquitrán o a base de epoxi.
- *Reducir ligeramente el tamaño de las barras hacia adentro, de adelante hacia atrás, disminuye el riesgo de obstrucción por desechos sólidos entre las barras.*
- *Las barras de las rejas manuales deben doblarse en la parte superior,* como se muestra en la Figura 6.5. Esto permitirá que los desechos se rastrillen hacia un canal, del cual se puedan extraer o barrer para ser depositados en una carretilla o en un contenedor portátil. Para que esto sea posible, la cámara de cribado debe elevarse por encima del nivel del suelo. Pequeños agujeros en el fondo del canal permitirán que el exceso de agua se drene de nuevo hacia el proceso de tratamiento.
- *La carretilla o el contenedor portátil serán utilizados para transportar la materia filtrada a un lugar en donde pueda ser manipulada o desechada como residuos sólidos.* Estos contenedores y carretillas se vuelven pesados cuando se llenan con el cribado, y por lo tanto *se debe proporcionar un camino pavimentado sin obstrucciones entre la cámara de cribado y el lugar de eliminación de los mismos,* con el fin de facilitar su movimiento.
- *Se debe proporcionar una plataforma detrás de las rejas* para permitir al operador un fácil acceso para realizar el rastrillaje. Este es un elemento

importante de diseño que a menudo es olvidado. La Figura 6.5 muestra la plataforma detrás de las rejas, a la cual se puede acceder por medio de escalones y que tienen barandas en la parte de atrás y a los lados. Las barandas en los escalones son reemplazadas por una cadena removible. Las cadenas removibles también pueden proporcionarse en la parte delantera de la plataforma, inmediatamente encima de las rejas.

- *Los operadores necesitarán tener acceso a la cámara para eliminar las obstrucciones.* Para aquellas cámaras más profundas, es posible instalar escalones de hierro, como se muestra en la Figura 6.5, una escalera o escalones que conduzcan a la parte superior de la berma en la cámara.
- *Se recomienda proporcionar una toma de agua, con una conexión a una manguera cerca de las rejas, con el fin de permitir la limpieza de las barras y del fondo de la cámara al final de la jornada laboral.*

Criterios de diseño de las rejas de barras. Los cálculos para el diseño de las rejas de barras deben estar basados en el flujo máximo generado durante la descarga del camión cisterna. El diseño debe modificarse según sea necesario para tener en cuenta cualquier arreglo de atenuación de flujo previsto antes del cribado. Como se indicó anteriormente, la tasa de flujo máximo de un solo camión de descarga puede medirse directamente o calcularse teóricamente. En los casos en que el diseño de la zona de recepción permita recibir dos o más camiones cisterna, los cálculos de diseño deberán tener en cuenta el número máximo de camiones cisterna que pueden descargar simultáneamente.

Los parámetros de diseño para las rejas gruesas incluyen la velocidad de aproximación, el ancho y la profundidad de las barras, el espacio libre entre las barras, el ángulo de las rejas o criba con respecto a la horizontal y la pérdida de carga permitida a través de las mismas. En la Tabla 6.1 se establecen los valores recomendados para estos parámetros. Estas recomendaciones se aplican a las rejas o cribas gruesas que protegen las unidades de tratamiento de aguas residuales.

Tabla 6.1 Criterios de diseño de las rejas de barras gruesas

<i>Elemento</i>	<i>Unidad</i>	<i>Limpieza manual</i>	<i>Limpieza mecánica</i>
Ancho de las barras	mm	5–15	5–15
Profundidad de las barras	mm	25–40	25–40
Separación entre las barras	mm	25–50	15–75
Ángulo de inclinación con respecto a la horizontal	Grados	45–60	60–90
Velocidad de aproximación	m/s	0.3–0.6	0.6–1
Pérdida de carga permitida	mm	150	150

Fuente: Crites y Tchobanoglous (1998)

La velocidad de aproximación recomendada asume un flujo razonablemente estable en un canal aguas arriba de las rejas. Esta hipótesis no se aplica a la situación que se encuentra normalmente en las plantas de tratamiento

de lodos fecales y sépticos, en donde el flujo entra al sistema inmediatamente aguas arriba de las rejas y en donde las condiciones de flujo son altamente variables. Dado que el ancho total de la apertura de las rejas es inferior al de la cámara dentro de la cual se encuentran, la velocidad de flujo a través de las rejas debe ser superior a la velocidad de aproximación. Esto significa que la carga o altura de velocidad a través de la criba es mayor que la del flujo aguas arriba. La conservación de energía requiere que exista una caída en el nivel líquido superior a través de la criba. Pérdidas de carga ocurren a la entrada y a la salida de la criba. Los textos de referencia, como Metcalf y Eddy, representan la pérdida de carga a través de la criba por la ecuación:

$$H_{\text{pérdida}} = \frac{1}{0.7} \left(\frac{v_s^2 - v_a^2}{2g} \right)$$

En donde: $H_{\text{pérdida}}$ = pérdida de carga (m).

v_s = velocidad de flujo a través de la apertura de las rejas (m/s).

v_a = velocidad de aproximación (m/s).

g = aceleración debido a la gravedad (9.81 m/s²)

0.7 es un coeficiente empírico que toma en cuenta las pérdidas por turbulencia y por corrientes de torbellino para una reja limpia.

El coeficiente estándar para una reja parcialmente obstruida es de 0.6 (Crites y Tchobanoglous, 1998; Metcalf y Eddy, 2003).

En la práctica, esta ecuación no está determinada ya que la relación entre v_s y v_a depende de la pérdida de carga a través de la reja. La situación se complica aún más por la naturaleza intermitente y variable de las descargas realizadas en la planta de tratamiento. Cuando el camión cisterna empieza su descarga, el nivel de líquido aguas arriba de la reja sube hasta alcanzar un equilibrio. En este momento, el flujo que pasa a través de la reja es igual al flujo de descarga. El nivel empieza entonces a disminuir a medida que disminuye el flujo proveniente del camión cisterna. El nivel de equilibrio puede verse afectado por las condiciones aguas abajo. La obstrucción en la reja reducirá la superficie disponible para el paso del flujo, aumentando la pérdida de carga a través de la reja.

Dadas las tasas de descarga relativamente bajas en la mayoría de las plantas de tratamiento, los siguientes parámetros suelen ser suficientes para dimensionar las cámaras de cribado:

- Ancho: mínimo 300 mm, preferiblemente 450 mm para permitir el fácil acceso.
- Profundidad: mínimo 500 mm, preferiblemente 750 mm.
- Pendiente del piso: 1 en 80 (1.25 por ciento).

Estos parámetros pueden resultar en velocidades de flujo a través de las rejas superiores a aquellas sugeridas por los libros estándar. La forma más simple de reducir la velocidad de flujo sería reducir la pendiente del piso, pero se recomienda que haya una pendiente de por lo menos 1 en 80 para permitir que

cualquier material sedimentado pueda lavarse a través de la reja y pueda salir de la cámara de cribado.

La pérdida de carga máxima permitida de 150 mm a través de la reja, indicada en la Tabla 6.1, es una cifra moderada. Otros textos permiten una pérdida de carga mayor. Por ejemplo, Escritt (1972) sugiere una diferencia máxima de hasta 750 mm. En cualquier caso, los procedimientos operativos estándar (POE) deben poner énfasis en la necesidad de limpiar regularmente las rejas de barras. Para un análisis más detallado de las rejas y los desarenadores, véase US EPA (1999).

Cribado fino

En la actualidad, las rejas finas se usan de manera rutinaria para filtrar el afluente de las plantas de tratamiento de aguas residuales, y también hay ejemplos de su uso para filtrar lodos sépticos. Las rejas finas remueven una mayor proporción de sólidos que las rejas gruesas, y muchas retienen también la arena. En esta subsección se presentan los diferentes tipos de cribado fino que se encuentran en uso en algunas plantas de tratamiento de lodos sépticos en el este de Asia. Primero se examinan las rejas horizontales, que tienen la ventaja de no tener componentes mecánicos, y luego se describen las rejas mecánicas que han sido instaladas en las plantas de tratamiento de lodos sépticos en Indonesia y las Filipinas.

Rejas horizontales. Las rejas horizontales están diseñadas para permitir que el agua fluya a través de ellas mientras los sólidos se deslizan hacia el fondo, de donde podrán ser recogidos manualmente. Estas rejas son simples, sin partes móviles, y a veces son utilizadas en lugar de las rejas gruesas con rastrillo. Generalmente están hechas de acero inoxidable con una reja de alambre cuneiforme, lo que ofrece una apertura mucho más fina que la de las rejas gruesas. El tamaño de esta apertura permite que las rejas eliminen grandes cantidades de arena y arenilla además de partículas más grandes. La Foto 6.7 muestra una reja horizontal en la planta de tratamiento de lodos sépticos de Pulo Gebang en Yakarta.

Las rejas horizontales requieren mucha más presión que las rejas convencionales. Esto creará la necesidad de bombeo, a menos que el lugar en donde se encuentre la planta de tratamiento esté suficientemente inclinado. El desempeño de las rejas en Pulo Gebang resalta otro problema: parte del lodo séptico fluye hacia abajo en lugar de hacerlo a través de la reja, uniéndose al flujo que ya ha sido filtrado, y esto causa que los sólidos ya filtrados encuentren una ruta de regreso al flujo aguas abajo de la reja. Esto podría haberse evitado dirigiendo el flujo hacia arriba de la reja, pero el proceso hubiera requerido el uso de una bomba, aumentando la complejidad y el costo del sistema. En la mayoría de las situaciones, una reja de limpieza manual vertical o inclinada representa una mejor opción que una reja horizontal.



Foto 6.7 Reja horizontal en la planta de tratamiento de lodos sépticos en Pulo Gebang

Rejas finas de limpieza mecánica. En las plantas de tratamiento de lodos sépticos de Duri Kosambi y Pulo Gebang, en Yakarta, el cribado es realizado por unidades Huber ROTAMAT Ro3.3, las cuales son diseñadas para tratar los lodos sépticos. Otros fabricantes proporcionan equipos similares. Para las instalaciones de Yakarta, cada unidad incorpora una prensa de cribado integrada y un desarenador sin aireación con clasificador de arenas. La integración de estos componentes dentro de una misma unidad reduce el espacio necesario mientras que la naturaleza cerrada de la unidad garantiza que se minimicen los problemas de olores. Las dos extensiones tubulares inclinadas encierran tornillos rotativos, que levantan los sólidos mientras permiten que el líquido caiga de nuevo dentro de la sección horizontal cerrada de la unidad. El espacio libre del primer tornillo es ligeramente mayor, lo que permite que las partículas de tamaño de la arena caigan de nuevo en la fracción líquida mientras retienen los residuos más grandes. El espacio libre en el segundo tornillo es menor y garantiza que el tornillo levante la arena. Los cribados y la arena salen en la parte superior de los tubos de rosca y caen en los dos contenedores plásticos de residuos posicionados como se muestra en la Foto 6.8. Los lodos sépticos son entregados por camiones al sistema de cribado de las plantas de tratamiento de Yakarta a través de tuberías con un acople de cierre rápido, como también se muestra en la Foto 6.8.

Dada la relativa complejidad y la necesidad de una cadena de suministro fiable que provea los repuestos necesarios, las rejas finas de limpieza mecánica deben ser consideradas únicamente cuando exista la necesidad de proteger el delicado equipo mecánico de cualquier daño.



Foto 6.8 Unidad combinada de cribado y eliminación de arenas mecánica, Yakarta

Consideraciones operacionales y de diseño para las rejas mecánicas. La mayoría de los puntos ya planteados en relación con los requisitos operacionales y de diseño de las rejas de barras de limpieza manual también se aplican a las rejas de barras de limpieza mecánica. Sin embargo, las rejas mecánicas tienen una mayor probabilidad de fallar que las unidades estáticas operadas manualmente, ya que dependen de partes móviles, algunas de las cuales son instaladas en ambientes corrosivos. Si bien las rejas mecánicas pueden reducir los requerimientos laborales diarios, exigen la presencia de mecánicos cualificados para su mantenimiento y reparación. Además, dependen de sistemas fiables de suministro de piezas y elementos de repuesto, que a su vez son dependientes del establecimiento de sistemas adecuados de presupuestación y adquisición. Los costos y las dificultades de suministro son mayores si las piezas de repuesto sólo se pueden obtener por parte de proveedores extranjeros.

Al igual que otros equipos mecánicos, estas rejas requieren una fuente de energía fiable. Requieren además un suministro de agua confiable, con una capacidad de distribución de agua de alta presión para limpiar las instalaciones. Los requerimientos exactos deben ser comprobados con el fabricante, pero la presión requerida suele ser de unos 4 bares (400 kPa). Cuando la presión en la red pública de distribución de agua es baja, será necesario instalar una bomba auxiliar, o proporcionar a la planta de tratamiento su propio pozo de abastecimiento de agua.

La mayoría de las rejas mecánicas están diseñadas para ser utilizadas con las aguas residuales. Cuando se considere el uso de las rejas mecánicas para filtrar los lodos fecales y sépticos, es importante asegurarse de que puedan tratar con la alta carga de sólidos que se espera que estén presentes en el afluente. El alto contenido de aceites y grasas puede ser un problema si los lodos fecales son recolectados de restaurantes o cocinas. Se debe discutir con los fabricantes acerca de la posibilidad de realizar modificaciones para poder tratar con el alto contenido de sólidos y/o aceites y grasas, luego de obtener información acerca de las características típicas del material a ser filtrado. Entre las posibilidades que deben examinarse figuran el uso de agua de lavado caliente para eliminar las grasas y los aceites, ciclos más cortos para evitar la formación de lodos más sólidos, y la modificación de los canales de alimentación o el refuerzo del sistema de protección de las partes bajas de las rejas para resistir mejor a los impactos de los elementos más grandes.

Eliminación de los desechos resultantes del cribado

Las opciones para la eliminación de los desechos resultantes del cribado deben ser consideradas durante la etapa de diseño. Cuando se disponga de una instalación de un relleno sanitario adecuado en las cercanías de la planta de tratamiento, la mejor solución será almacenar temporalmente los desechos en el lugar y luego trasladarlos al relleno sanitario. En la situación frecuente de que no se disponga de un relleno sanitario adecuado, se requerirán arreglos alternativos para la eliminación de los desechos cribados. Una opción podría ser reservar una zona para almacenar estos desechos dentro de la planta de tratamiento. Esta zona debe estar equipada con un revestimiento impermeable y un sistema de drenaje y eliminación de lixiviados. También debe estar protegida de la escorrentía del agua de lluvias de la misma manera que un vertedero de desechos sólidos. La recuperación y el tratamiento del lixiviado será el mayor desafío. Una solución sería elevar el lugar de almacenamiento de desechos lo suficiente como para permitir que el lixiviado fluya hacia las instalaciones de tratamiento de líquidos de la planta. Si esto no es posible, se requerirá un tratamiento separado de los lixiviados, por ejemplo, en una sucesión de pequeños estanques.

Los fabricantes de rejas producen equipos que permiten compactar y lavar los cribados, pero estos equipos son apropiados únicamente para grandes instalaciones de tratamiento de lodos fecales y sépticos. La experiencia con el lavado manual de los residuos es limitada, pero es difícil enjuagar toda la materia fecal de materiales blandos como la tela. Podría decirse que es más importante asegurar que los residuos estén secos antes de su eliminación en el vertedero (Thompson, 2012, resume los requisitos del Reino Unido al respecto). La forma más sencilla de secarlos será almacenándolos en un lugar cubierto durante varias semanas.

Los operadores que manejan los residuos estarán expuestos a patógenos, particularmente cuando los residuos incluyan objetos como por ejemplo pañales. Las rejas deben ser diseñadas para minimizar la necesidad de contacto

directo del operador con el material cribado, pero es difícil evadir completamente el contacto. Con este fin, se debe animar a los operadores a que utilicen guantes y ropa de protección cuando trabajen con los desechos cribados. Las regulaciones en algunos países pueden exigir que los operadores que transportan los desechos a un vertedero tengan una licencia para ello. Esto ayudará a garantizar que la operación sea segura para los operadores y para el público en general, pero puede dar lugar a un cierto aumento de los costos. Se debería considerar la posibilidad de introducir sistemas de provisión de licencias para los operadores que transportan los desechos cribados y otros materiales potencialmente peligrosos a los vertederos. Por supuesto, esos sistemas sólo serán eficaces si se pueden hacer cumplir.

Desarenado

Los lodos fecales y sépticos pueden contener altas concentraciones de arena, particularmente cuando se eliminan de pozos o fosas sépticas con paredes y suelo sin revestimiento. Este contenido elevado acelera la velocidad de acumulación de los lodos en los tanques, estanques, tubos y canales, y además puede dañar el equipo mecánico. Esta situación puede ser tratada de dos maneras:

- Aceptar la mayor tasa de acumulación de lodos que se producirá si se omite la eliminación de arenas; o
- Proporcionar desarenadores durante el tratamiento preliminar.

Debido a la gran variabilidad de la carga de material en las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos, el desarenado no es una tarea sencilla. Por lo tanto, como se señaló en el capítulo 4, a menudo será preferible aceptar una tasa de acumulación de lodos más alta y no proporcionar una unidad de desarenado. Esta solución es particularmente apropiada para las plantas de tratamiento pequeñas y medianas que no cuentan con tanques confinados ni equipo mecánico, y que utilizan procesos como lechos de secado, lagunas anaeróbicas, tanques de sedimentación y espesamiento, y espesadores por gravedad. La arena será entonces removida junto con otros sólidos que se sedimentan en el fondo de las lagunas y los tanques. Para garantizar que la arena no se sedimente en las tuberías que conectan las instalaciones de recepción de lodos y cribado con las unidades de tratamiento, las tuberías deben instalarse con una pendiente suficiente para permitir flujos de descarga periódicos a una velocidad de al menos 1 m/s. En aquellos lugares donde la topografía no permita esta configuración, se deben prever canales abiertos en lugar de tuberías, ya que estos son más fáciles de limpiar.

El desarenado debe ser considerado en las siguientes situaciones:

- En las plantas de tratamiento diseñadas para una carga hidráulica superior a unos 250 m³/día.
- Donde las unidades de tratamiento posteriores incluyan tanques cerrados, por ejemplo biodigestores; o equipo mecánico que pueda verse afectado por la presencia de arena.

- Donde los estudios muestren que el afluente contiene altas cantidades de arena, como puede ser el caso con el lodo fecal removido de letrinas de pozo sin revestimiento.

Se recomienda evaluar la cantidad de arena al comienzo del proceso de diseño de la planta de tratamiento. Dicha evaluación debe realizarse para varias muestras compuestas tomadas de las cargas de camiones cisterna, a su vez tomadas de pozos y fosas sépticas representativas, dentro del área planeada para la planta de tratamiento. Se puede realizar una estimación aproximada del contenido de arena en las muestras compuestas permitiendo que la muestra se sedimente en un dispositivo de asentamiento como un cono Imhoff. La experiencia en la planta de tratamiento de lodos fecales de Kanyama, en Lusaka (Zambia), sugiere que puede ser necesaria la dilución y la agitación para los lodos más espesos (Jeannette Laramee, Stantec, comunicación personal, noviembre de 2017). Los requisitos para la eliminación de arenas deben discutirse con los fabricantes de los equipos mecanizados.

Cuando se requiera el desarenado, la opción más simple será proporcionar canales parabólicos controlados por canales Parshall. Estos canales son simples, y el hecho de que estén diseñados para mantener una velocidad de flujo aproximadamente constante, independientemente del flujo, debería ayudarles a tratar con las variaciones de flujo que ocurrirán a medida que el camión descargue su contenido. Las cámaras de vórtice son otra opción. Ambos casos serían más apropiados para los lodos sépticos que para los lodos espesos. Dado que ninguna de las dos opciones se ha utilizado para la eliminación de arenas de los residuos sépticos, ambas requieren una investigación más profunda. Los desarenadores cuadrados de flujo horizontal son una opción de desarenado común en las plantas de tratamiento de aguas residuales, pero no resisten bien los cambios rápidos de flujo y, por lo tanto, es poco probable que se utilicen en las instalaciones de tratamiento de lodos fecales y sépticos.

Descripción del sistema

Canales desarenadores parabólicos. Actualmente, los canales desarenadores parabólicos son raramente utilizados para las plantas de tratamiento de aguas residuales porque requieren una gran superficie de terreno en comparación con otras tecnologías. Sin embargo, son una opción para los flujos relativamente bajos recibidos en las plantas de tratamiento de lodos sépticos. No tienen partes móviles y su mantenimiento es fácil. La combinación de la forma parabólica con el control apropiado del flujo aguas abajo asegura que la velocidad a través del canal se mantenga a unos 0.3 m/s, la velocidad necesaria para asentar la arena mientras se mantienen los sólidos orgánicos en suspensión, independientemente de las variaciones de flujo. El canal debe tener un largo suficiente para permitir que la arena se asiente. Normalmente se instalan dos canales en paralelo para que la operación pueda continuar mientras se elimina la arena de uno de los canales. El control del flujo aguas abajo se realiza normalmente gracias a un

canal de Parshall. La Foto 6.9 muestra un canal desarenador en una planta de tratamiento de aguas residuales en Naivasha (Kenia).

Separadores de vórtice. Los separadores de vórtice son unidades cilíndricas dispuestas alrededor de un eje vertical, en el cual entra el flujo de forma tangencial, creando un patrón de flujo en forma de vórtice. Las partículas más livianas son empujadas al lado del separador por fuerzas centrífugas y salen con el flujo de salida de líquido en la parte superior del tanque. La arena se asienta por gravedad y es recolectada en una tolva al fondo del tanque, de donde se retira mediante una bomba de arena o una bomba de aire comprimido. Los separadores de vórtice son sencillos y el único componente mecánico es la bomba que elimina la arena asentada. Las bombas de aire comprimido tienen la ventaja de estar alimentadas por compresores de aire: una tecnología común, para la cual es posible encontrar servicios de reparación y mantenimiento locales. Los separadores de vórtice son artículos patentados, únicamente disponibles en fabricantes especializados. La mayoría sólo están disponibles en tamaños más grandes de lo que se requiere para la mayoría de las plantas de tratamiento de lodos sépticos. Sin embargo, es necesario realizar investigaciones adicionales para determinar cómo se comportarían bajo el régimen de flujo inestable creado por la descarga intermitente de los camiones cisterna. Por estas razones, no se puede recomendar su uso para desarenar los lodos sépticos hasta que se realicen dichas investigaciones. Las mismas cautelas se aplican a desarenadores aireados, otra tecnología de separación de arenas que se utiliza comúnmente en las plantas de tratamiento de aguas residuales.



Foto 6.9 Canal desarenador en una planta de tratamiento de aguas residuales en Naivasha (Kenia)

Consideraciones operacionales y de diseño – canales desarenadores parabólicos. Los canales desarenadores parabólicos requieren la eliminación periódica de la arena. La frecuencia para la realización de esta tarea debe determinarse de manera empírica ya que depende del flujo y del contenido de arena en los lodos sépticos. El desarenado será necesario cuando la arena que se ha sedimentado en el canal comience a obstruir el flujo.

En la práctica, la construcción de una sección transversal parabólica exacta para un canal es difícil, por lo que estos canales desarenadores suelen construirse con una sección transversal que se aproxima a la sección transversal parabólica.

Criterios y métodos de diseño – canales desarenadores parabólicos. El flujo que pasa a través de un canal desarenador parabólico puede ser controlado utilizando un canal de Parshall (Crites y Tchobanoglous, 1998). El canal debe ser construido con el fin de proporcionar relaciones específicas entre varias dimensiones, según los textos de referencia. Siempre que haya suficiente caída aguas abajo del canal para evitar cualquier efecto de remanso hidráulico, la ecuación para el flujo a través de un canal de Parshall es:

$$Q = kbh^n$$

En donde: Q = caudal (m^3/s);

b = ancho de la garganta del canal (m).

h = altura del flujo por encima del piso del canal, medida aguas arriba del mismo.

k = constante que varía dependiendo del ancho de la garganta del canal.

n = constante que varía en función del ancho de la garganta del canal, pero varía en el rango 1.5 a 1.6.

Esta ecuación puede escribirse también:

$$h = \left(\frac{Q}{kb}\right)^{\frac{1}{n}}$$

Para obtener información acerca de los canales de Parshall, incluyendo las constantes y las dimensiones que se utilizarán para una gama de anchos de garganta de los canales, véase OpenChannelFlow (sin fecha).

Si se simplifica la ecuación para asumir que el valor de n es igual a 1.5, se puede demostrar que la velocidad aguas arriba del dispositivo de control de flujo permanece constante, independientemente de la profundidad, si el canal tiene forma parabólica.

Según la teoría matemática estándar, se puede demostrar que el área de una parábola es igual a dos tercios de su altura multiplicada por su ancho. Por lo tanto, el ancho del canal desarenador parabólico requerido a cualquier profundidad h viene dado por la ecuación:

$$w = 1.5 \left(\frac{A}{h}\right)$$

En donde: w = ancho del canal (m).

A = área de la sección transversal del caudal (m^2)

Esta ecuación puede ser reescrita de la siguiente manera:

$$w = 1.5 \left(\frac{Q}{vh} \right)$$

En donde: v = velocidad a través del canal desarenador (m/s)

Para mantener una velocidad constante de 0.3 m/s, la cual es suficiente para garantizar que los sólidos orgánicos permanezcan en suspensión mientras que la arena se sedimenta, la ecuación se convierte en:

$$w = 5 \left(\frac{Q}{h} \right)$$

Para un ancho determinado de garganta de canal, estas ecuaciones pueden utilizarse para trazar el ancho requerido del canal desarenador basándose en los flujos y profundidades estimados. En primer lugar, se calcula la profundidad del flujo en el flujo máximo anticipado utilizando la ecuación:

$$h = \left(\frac{Q}{kb} \right)^{\frac{1}{n}}$$

La Tabla 6.2 presenta las dimensiones necesarias para los canales desarenadores controlados por canales con gargantas de un ancho de 152 mm (6") y 228 mm (9"). Los valores de k y n utilizados para calcular las profundidades de flujo se toman de textos de referencia y se muestran en la tabla.

Tabla 6.2 Dimensiones del canal para anchos de garganta de 152 mm y 228 mm para canales de Parshall

Flujo (l/s)	152 mm de ancho de garganta $k = 2.06, n = 1.58$		228 mm de ancho de garganta $k = 3.07, n = 1.53$	
	Profundidad de flujo (mm)	Ancho en la superficie (mm)	Profundidad de flujo (mm)	Ancho en la superficie (mm)
10	113	442	62	803
20	175	570	98	1021
30	227	662	128	1175
50	313	798	178	1403

Las cifras de la Tabla 6.2, combinadas con las tasas de descarga calculadas en la Figura 6.3, sugieren que un canal de Parshall con una garganta de 228 mm sería el adecuado cuando los camiones cisterna tengan un tubo de salida de un diámetro de 100 mm y cuando la atenuación del flujo sea limitada. El canal desarenador debe tener la longitud necesaria para permitir que la arena sedimente.

La longitud de canal requerida (L_{canal}) puede ser calculada usando la ecuación:

$$L_{\text{canal}} = h \left(\frac{v_h}{v_s} \right)$$

En donde: h = profundidad de flujo (m).

v_h = velocidad de flujo horizontal (m/s).

v_s = velocidad de sedimentación (m/s).

El desafío al utilizar esta ecuación es determinar la velocidad de sedimentación apropiada. Comúnmente se asume que los canales desarenadores deben ser diseñados para sedimentar las partículas con un diámetro de 0.2 mm o mayor. Utilizando la Ley de Stokes y asumiendo que la gravedad específica de una partícula es de 2.65, la velocidad de sedimentación a una velocidad horizontal de 0.3 m/s es de 0.016 m/s (Agencia de Protección Ambiental, 1995, páginas 52-55), requiriendo entonces un canal de $18.75h$ de largo, longitud que se aproxima comúnmente a $20h$. La longitud debería aumentarse en un 50 por ciento aproximadamente para tener en cuenta la turbulencia al final del canal y la posibilidad de que algunas partículas de arena tengan velocidades de sedimentación inferiores a 0.016 m/s. Sin embargo, hay que tener cuidado de no alargar demasiado el canal para evitar la sedimentación indeseada de otras partículas sólidas.

Eliminación de los aceites y grasas

Los aceites y las grasas se encuentran presentes en los lodos fecales y sépticos en diferentes grados, dependiendo de la fuente. Pueden acumularse en las rejillas y acumularse al interior de los tubos, aumentando así la posibilidad de obstrucción. Una de las opciones para remover estos aceites y grasas de las rejillas es lavarlas con agua a 60 °C o más. Por lo tanto, sería útil proporcionar una fuente de agua caliente en las plantas de tratamiento más grandes (basado en una declaración hecha por Brown y Cadwell (sin fecha) en la cual aseguraban que una temperatura mayor a 140 °F, equivalente a 60 °C, disolverá la grasa). Sin embargo, es probable que los principales problemas se produzcan más adelante en el proceso de tratamiento. Debido a su densidad, los aceites y las grasas tienden a flotar en la superficie de los lodos y forman una capa de espuma junto con otros materiales flotantes. Esto puede afectar los procesos de tratamiento, interrumpiendo la actividad microbológica en los procesos de tratamiento biológico aeróbicos, reduciendo la evaporación y bloqueando la percolación de los lechos de secado. La necesidad de remoción de aceites y grasas depende de la cantidad presente en el material entrante y en su posible efecto en los procesos de tratamiento posteriores.

Idealmente, los problemas con los aceites y las grasas en la planta de tratamiento deben ser mitigados resolviendo el problema en su origen en forma de trampas de grasa instaladas en los hogares y negocios, especialmente

restaurantes y sitios de comida rápida. Además, como ya se mencionó en la introducción, puede ser conveniente proporcionar instalaciones de descarga y de remoción de aceites y grasas separadas para aquellas cargas que tengan un contenido alto de las mismas, con el fin de facilitar su eliminación antes de un tratamiento posterior.

La eliminación de aceites y grasas en una planta de tratamiento requiere de un proceso o arreglo que facilite la flotación y luego elimine estos aceites y grasas que se acumulan en la superficie de los lodos. La opción más simple es proporcionar un tanque o laguna con una rasqueta o un deflector de espuma alrededor de la salida para evitar que el material flotante se desborde. Si la primera unidad de tratamiento luego del cribado es una laguna o un tanque abierto, el diseño deberá proporcionar un dispositivo de retención de espumas. Cuando la primera unidad de tratamiento después del cribado sea un lecho de secado o una unidad cerrada, como un biodigestor, cualquier problema ocasionado por el aceite y las grasas podrá ser mitigado insertando un tanque equipado con una rasqueta o rascador de espumas después del cribado. El compartimento del tanque de sedimentación de un reactor anaerobio con deflectores (RAD) sirve para este propósito. La dificultad de esta solución es retirar periódicamente las espumas. El capítulo 7 contiene más información sobre este tema.

Estabilización

Normalmente, los lodos extraídos de las fosas sépticas y de los pozos húmedos de percolación ofrecerán un margen limitado para una mayor digestión. Por el contrario, los materiales extraídos de los sistemas de saneamiento basado en contenedores (SBC) de los pozos negros y de las cámaras de los baños públicos que se vacían con frecuencia suelen estar mal estabilizados, lo que da lugar al desarrollo de malos olores y a una baja capacidad de sedimentación. Para estos materiales, la estabilización es un proceso conveniente para reducir los olores, controlar los vectores, mejorar la capacidad de sedimentación y reducir las molestias asociadas a la manipulación de los lodos frescos en los procesos de tratamiento posteriores. La estabilización será particularmente importante en aquellos casos en que la planta de tratamiento de lodos esté situada cerca de la comunidad o cuando los procesos de tratamiento posteriores requieran la manipulación constante por parte del operador. Existen varios métodos de estabilización, a saber, la estabilización con cal (o estabilización alcalina), la digestión aeróbica y la digestión anaeróbica.

Estabilización con cal

La *estabilización con cal* consiste en añadir cal hidratada, Ca(OH)_2 (también conocida como hidróxido de calcio o cal apagada), a los lodos fecales y sépticos. Esto produce un aumento suficiente en el pH de los lodos fecales y sépticos como para destruir los patógenos. En el capítulo 10 se exploran estos aspectos sobre la estabilización con cal. En el presente capítulo, el enfoque se centra en

sus propiedades para estabilizar los lodos, mejorar la sedimentación y reducir los olores. Las investigaciones y experimentos realizados en los Estados Unidos en los años 70 establecieron que la adición de cal no aumentaba significativamente la capacidad de sedimentación de los lodos con características de sedimentación deficientes. La investigación se centró entonces en la mezcla de cal y lodos sépticos antes del proceso de deshidratación en los lechos de secado de arena (Feige *et al.*, 1975). Se utilizó la aeración para que esta mezcla fuera efectiva. Al dosificar la cal se lograron concentraciones de sólidos de 20 a 25 por ciento en menos de una semana. La investigación reveló que el costo recurrente de la dosificación de cal era mayor que el costo de capital amortizado del uso de infraestructuras de tratamiento con cal.

Estudios más recientes sobre el posible rol de la adición de cal para estabilizar los lodos que contienen más del 11 por ciento de sólidos secos han demostrado que no hubo estabilización en las primeras 24 horas, con dosis de cal capaces de producir un pH de 12. El punto de reducción mínimo de la materia volátil tardó más que el período de estabilización de la cal establecido, el cual es de 24 horas (Anderson, 2014).

Todos estos resultados ponen en duda la idoneidad de la estabilización con cal para el tratamiento preliminar de los lodos fecales mal estabilizados. Es necesario seguir investigando para determinar los efectos y la viabilidad de la estabilización con cal. Por esta razón, este libro no toma en cuenta su uso en la etapa de tratamiento preliminar. Para más información sobre los aspectos prácticos de la estabilización con cal en pequeña escala en los países de ingresos bajos, véase USAID (2015).

Digestión aeróbica

La *digestión aeróbica* presenta dificultades al ser un paso preliminar al tratamiento de los lodos en los países de ingresos bajos, ya que requiere una alta cantidad de energía, lo que significa que tiene un alto costo operativo y depende de una fuente de energía confiable. Además, la transferencia de aire a los líquidos se ve inhibida por la presencia de sólidos y depende de una mezcla adecuada (Henkel, 2010). Por estas razones, la digestión aeróbica no se aborda en este libro.

Digestión anaeróbica

Durante la *digestión anaeróbica*, los microorganismos descomponen la materia orgánica y la transforman en biogás, que consiste principalmente en metano y dióxido de carbono. Dependiendo de la tecnología utilizada para este proceso, el biogás puede ser recuperado y utilizado nuevamente como fuente de energía. En los países industrializados, los digestores anaeróbicos de gran escala son utilizados comúnmente para estabilizar los sólidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales centralizadas. Estos sistemas requieren una mezcla mecánica, un calentamiento externo para mantener las

temperaturas requeridas y tanques de gran capacidad para asegurar un tiempo de retención suficiente que permita la inactivación de los patógenos. Debido a su complejidad y a los altos costos de capital y operativos, los grandes biodigestores no son una buena solución para el tratamiento de lodos fecales y sépticos en los países de ingresos bajos, y por lo tanto no se abordan con detalle en este libro. Por otra parte, en los países de ingresos bajos se utilizan biodigestores de pequeña escala para el tratamiento tanto de los lodos fecales como sépticos, que se examinan con más detalle a continuación.

Biodigestores de pequeña escala

Descripción del sistema. Los biodigestores han sido utilizados para el tratamiento de los lodos fecales y sépticos en varios países. Existen dos diseños básicos: biodigestores de domo y biodigestores con geomembranas/bolsas de geotextil. Debido a que los biodigestores son simples y no requieren energía, pueden utilizarse en situaciones en las que no haya un suministro de electricidad fiable y la capacidad operativa sea limitada. Principalmente, estos biodigestores son adecuados para el tratamiento de los lodos espesos con un contenido de sólidos totales (ST) superior al 4 por ciento y un contenido de sólidos volátiles totales (SVT) superior al 50 por ciento. En teoría, para los lodos sépticos con un bajo contenido de sólidos, una separación sólido-líquido previa sería útil para reducir al máximo el volumen del digestor, manteniendo al mismo tiempo un tiempo de retención adecuado. Sin embargo, los lodos sépticos suelen estar bien estabilizados y por lo tanto no requerirán un tratamiento de estabilización adicional. Los beneficios de los digestores de biogás incluyen la estabilización parcial de los sólidos volátiles, la homogeneización de los lodos y una deshidratación mejorada de los lodos. También es posible cierta reducción de la carga total de sólidos. La recuperación del biogás es otro beneficio potencial, aunque la producción será limitada cuando el material ya haya sido objeto de digestión durante el almacenamiento in situ. Vögeli *et al.* (2014) ofrecen una buena introducción general sobre la digestión anaeróbica de pequeña escala.

Digestor de domo fijo. Los digestores de domo fijo de pequeña escala son normalmente construidos con concreto, ladrillos y cemento para crear un domo hermético al gas. Los volúmenes varían típicamente entre 6 m³ y 100 m³, aunque se han construido sistemas de hasta 200 m³ (BORDA, comunicación personal, noviembre 2017). Históricamente, los digestores de domo fijo han sido utilizados en su mayoría para el tratamiento de desechos animales y la producción de energía a nivel doméstico. La Figura 6.6 es un diagrama que representa una sección transversal de un digestor de domo fijo utilizado para el tratamiento de lodos fecales en Kanyama (Zambia). En Kanyama, los lodos fecales provenientes de letrinas de pozo son entregados a la planta en barriles de 60 litros. Luego del cribado, los lodos pasan a los biodigestores a través de la cámara de entrada que se muestra en la parte izquierda de la figura. El biogás es recolectado en la parte superior del domo, empujando el nivel de agua

hacia abajo a medida que el volumen de gas se expande, y se canaliza a las instalaciones de cocina cercanas. El líquido pasa por el digester y sale por la salida que se muestra a la derecha.

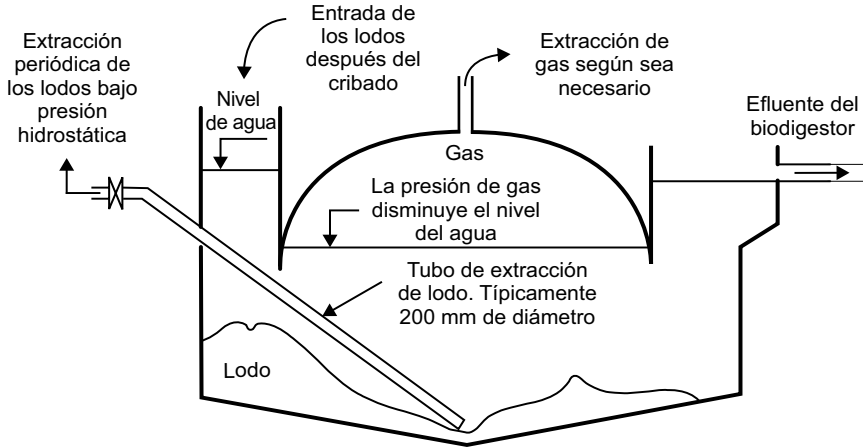


Figura 6.6 Sección transversal de un biodigestor de domo fijo

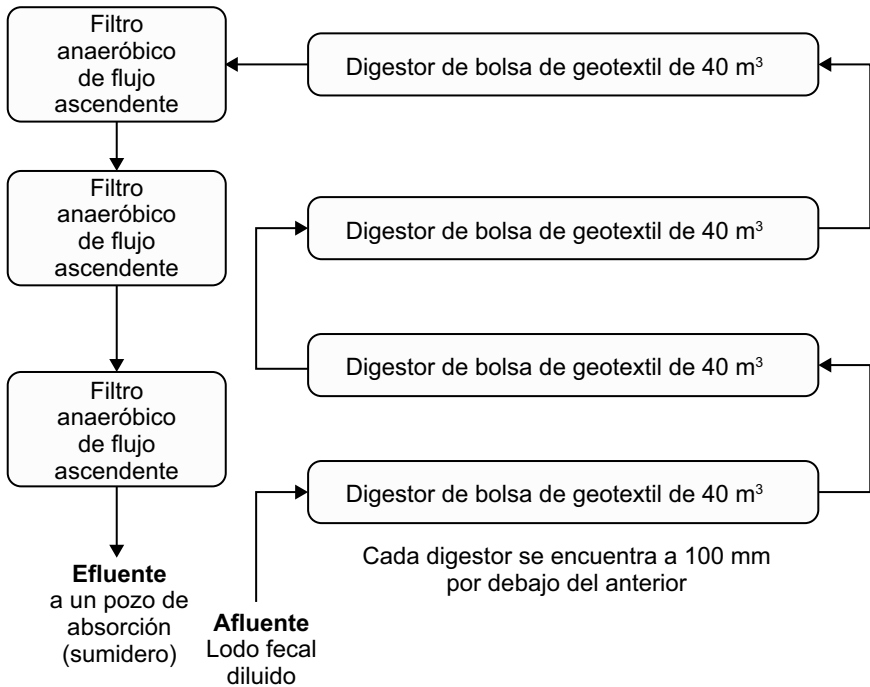


Figura 6.7 Arreglo general para la planta de digestor de bolsas de geotextil en Antananarivo (Madagascar)

Digestor de bolsa de geotextil. Un digestor de bolsa de geotextil (o geotubo) es una bolsa o tubo flexible, típicamente hecho en polietileno con una longitud de aproximadamente cinco veces su ancho. Por lo general, los volúmenes varían entre 4 m³ y 40 m³. En un principio, los digestores de bolsa de geotextil se fabricaron para tratar con los desechos animales. La organización mexicana Sistema Biobolsa ha desarrollado sistemas para la digestión parcial de los desechos humanos. El material que se provee en esta subsección se basa en la experiencia de tratamiento con dos sistemas de digestor de bolsa de geotextil Sistema Biobolsa, el primero siendo un sistema experimental en Kumasi (Ghana) y el segundo siendo un sistema recientemente instalado en Antananarivo (Madagascar). Para la aplicación de lodos fecales, el lodo cribado es descargado dentro de un tubo de entrada a un extremo del digestor de bolsa de geotextil. El lodo entrante ejerce presión sobre el lodo dentro del tubo, lo empuja a lo largo de la bolsa de geotextil, y sale al otro extremo a través de un tubo de salida. Dependiendo de los volúmenes de lodo a tratar y del tiempo de retención deseado, varios digestores de bolsa de geotextil pueden ser montados en serie, como se muestra en la Figura 6.7, que se basa en el modelo de cuatro digestores de bolsa de geotextil en serie, utilizados en el sistema de Antananarivo. El biogás se acumula en la parte superior de las bolsas de geotextil o tubos, cada uno de los cuales está equipado con un tubo de válvula que permite la extracción y el uso del gas. Las bolsas de geotextil se colocan normalmente en una excavación poco profunda o a nivel del suelo, de modo que están parcialmente expuestas a la luz del sol, lo cual es beneficioso para su funcionamiento. En efecto, la radiación solar aumenta la temperatura interna de la bolsa, lo que da lugar a un aumento de las tasas de reacción y de inactivación de patógenos. Sin embargo, las fluctuaciones diurnas de la temperatura también pueden tener un efecto negativo en la actividad microbiana de los metanógenos, que son sensibles a los cambios de temperatura. Otra posible desventaja de este arreglo es que la vida relativamente corta de los digestores de bolsa de geotextil se reduzca aún más por la exposición a la luz ultravioleta.



Foto 6.10 Digestor de bolsa de geotextil en Antananarivo (Madagascar)
Fuente: foto de Georges Mikhael

La Foto 6.10 muestra la planta de Antananarivo en construcción. Las bolsas de geotextil están detrás de los trabajadores. Las excavaciones en el primer plano se rellenarán con gravilla para formar filtros anaeróbicos de flujo ascendente que permitan un tratamiento secundario. Obsérvese la tubería de interconexión, que permite la disposición de sondas para eliminar las obstrucciones. La planta de biodigestión de Antananarivo está situada en una zona residencial. Los biodigestores de bolsa de geotextil son sistemas cerrados, exponiendo los lodos a la atmósfera sólo en los puntos de entrada y salida. Esto debería permitir que se utilicen más cerca de las zonas residenciales que aquellas tecnologías que dejan una gran superficie expuesta a la atmósfera. La experiencia operacional con el biodigestor de Antananarivo debería dar más detalles sobre este punto.

Condiciones requeridas a la entrada del proceso y rango de rendimiento. Entre los factores que afectan el rendimiento de los biodigestores se encuentran los siguientes:

- *El contenido de sólidos secos de los lodos entrantes.* Esto afectará la velocidad de acumulación de los lodos. Los biodigestores de pequeña escala y sin mezclar operan según el principio de que los materiales orgánicos permanecen en suspensión cuando el contenido de sólidos es alto. Sasse (1998) afirma que no se requiere la agitación para prevenir la sedimentación de sólidos cuando el contenido de sólidos totales (ST) del material que llega es mayor al 6 por ciento, implicando que dicha agitación se requerirá cuando el contenido de sólidos totales sea menor. La Federación Ambiental del Agua (*Water Environment Federation*) recomienda un contenido de sólidos secos del orden del 4 al 6 por ciento para los digestores de gran escala (WEF, 2010), mientras que Nelson y Lamb (2002) sugieren que el rango adecuado de contenido de sólidos para los digestores mixtos sea más amplio, del 3 al 10 por ciento. Si no se prevé un sistema de agitación o mezcla externo, debe proporcionarse un método eficaz para eliminar los lodos que se hayan acumulado. Con un mayor contenido de sólidos de los lodos espesos, la mayoría de la materia orgánica permanece en suspensión. Esta es la premisa sobre la cual funcionan los digestores de pequeña escala que tratan con los estiércoles de ganado: para tales sistemas, se asume que el material que entra en el digestor, aparte de aquel que se digiere, sale del sistema. Nelson y Lamb (2002) informan que es necesario un mínimo de 11 a 15 por ciento de contenido de sólidos secos para prevenir la sedimentación de lodos en los sistemas en flujo pistón que tratan estiércol animal. Los sólidos no pueden permanecer en la solución y tenderán a asentarse en concentraciones de sólidos más bajas. Esto sugiere que los digestores de bolsa de geotextil más grandes, que funcionan con reactores en flujo pistón, pueden ser más adecuados para los lodos más espesos. Sin embargo, es necesario realizar investigaciones adicionales para corroborar esto y la aplicabilidad de estos supuestos operativos a los sistemas que tratan los lodos fecales humanos.

- *La relación carbono-nitrógeno (C:N) de los lodos entrantes.* Para un rendimiento óptimo, esta relación debe estar en un rango de 16-25:1 (Deublein y Steinhauser, 2011). En las relaciones C:N más bajas de lodos fecales, la acumulación de amoníaco puede aumentar el pH del contenido del reactor y conducir a un menor rendimiento (Verma, 2002).
- *Tiempo de retención de sólidos.* El tiempo de retención de sólidos (TRS) es el parámetro principal utilizado para diseñar los biodigestores que tratan con los desechos orgánicos espesos. Teóricamente, para este tipo de desechos, la sedimentación es mínima y se supone que el TRS es igual al tiempo de retención hidráulico (TRH). Si el TRS es muy corto, no habrá metanogénesis, y el contenido del reactor se acidificará. Dependiendo de la cantidad de desechos frescos esperada en la instalación de tratamiento, un TRS de 15 a 30 días con una temperatura mínima de 25 °C debería ser tiempo suficiente para que haya metanogénesis, hidrólisis y acidificación de los lípidos (De Mes *et al.*, 2003). La organización Penn State Extension (sin fecha) sugiere que, para lograr exitosamente la reducción de olores, el TRS debe ser de por lo menos 20 días.
- *Reducción de la carga orgánica y de los sólidos en los lodos.* Se ha informado que los digestores de domo fijo de pequeña escala que se utilizan como sedimentadores para el tratamiento primario de las aguas residuales reducen la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en un 25 a un 60 por ciento (Mang y Li, 2010). En el caso de los lodos fecales o sépticos, es probable que la eliminación sea mucho menor debido a la digestión significativa que ya habrá ocurrido durante la retención en los pozos y fosas sépticas. La probabilidad de que la carga orgánica sea reducida gracias a un biodigestor dependerá de que el material entrante ya haya pasado por el proceso de digestión en un pozo o fosa séptica. Los pocos estudios disponibles muestran una reducción de la demanda química de oxígeno (DQO) del orden del 20 al 40 por ciento en las aplicaciones de lodos fecales (véase la Tabla 6.3). La Federación Ambiental del Agua (2010, Figura 25.2) afirma que se puede esperar una reducción de los sólidos volátiles de alrededor del 50 por ciento después de 17 días y del 55 por ciento después de 18 días a temperaturas de 20 °C y 25 °C, respectivamente.
- *Producción de gas.* El biogás consiste principalmente de metano (55 a 70 por ciento) y dióxido de carbono (35 a 40 por ciento) (Cecchi *et al.* 2003). El metano puede ser almacenado y utilizado como combustible. Si esta opción no se encuentra disponible, el metano debe ser quemado ya que es un potente gas con efecto invernadero. La producción de biogás depende de la cantidad de material sin digerir presente en los lodos fecales y sépticos a ser tratados. Específicamente, el contenido de sólidos volátiles de los lodos representa la fracción de materia sólida que puede ser transformada en biogás. Su producción a partir de los lodos almacenados en las letrinas de pozo y en las fosas sépticas se verá limitada ya que la materia orgánica ya habrá sido digerida. La producción

de biogás a partir de lodos frescos, el único tipo de lodos para el cual se debe considerar la biodigestión, puede generar una cantidad importante de biogás. Según un estudio, las cifras de producción media de metano son de alrededor de 50 y 275 l/kg de sólidos volátiles destruidos durante la digestión de los lodos de las letrinas de pozo y de los desechos frescos de los inodoros portátiles, respectivamente (Rose *et al.*, 2014). En el caso de los residuos de los inodoros portátiles, la mayor cantidad de metano producido se produjo en los primeros 10 días. Otros estudios registraron un rendimiento medio de 200 a 250 l de biogás total/kg de DQO (citado en Forbis-Stokes *et al.*, 2016). La producción de biogás puede ser inhibida por la presencia de amoníaco. Otro estudio encontró un efecto mínimo en el nitrógeno amoniacal total (NAT) de hasta 3 g/l, pero también encontró reducciones del 66, 86 y 90 por ciento en la producción de biogás para muestras con contenidos de NAT de 5, 8 y 10 g/l, respectivamente (Colón *et al.*, 2015). Esta breve discusión sugiere que, dado que el volumen de gas producido es relativamente pequeño, la producción de gas no debe ser la causa principal para la aplicación de un sistema de tratamiento de biodigestor.

En la Tabla 6.3 se resumen los datos relativamente limitados que se encuentran a disposición sobre el rendimiento del tratamiento de los digestores de biogás de pequeña escala que tratan lodos fecales y sépticos. Las cifras de producción de biogás son consistentes con los datos de Rose *et al.* (2014), que muestran que la producción de biogás es mucho menor en el caso de los lodos de las letrinas de pozo bien digeridos que en el del material fresco recogido en los inodoros portátiles.

Tabla 6.3 Características de un digestor de biogás de pequeña escala y rendimiento del tratamiento

Lugar y fuente de la información	Tipo de sistema y capacidad	Fuente del afluente	Características del afluente	Tiempo de retención hidráulica ¹	Eficiencia del tratamiento y producción de biogás
Kanyama, Lusaka (Zambia) (BORDA, comunicación personal 2017)	Digestor de domo fijo (de ladrillo): Capacidad de 58 m ³ (de los cuales 53 m ³ representan un volumen líquido)	Lodos fecales de letrinas secas domésticas, sin revestimiento	1.2 m ³ de lodos fecales por día, concentración de lodos secos de 12–20% y DQO de unos 80 000 mg/l ¹ (más 1–2 m ³ de agua por día para la separación de desechos sólidos y limpieza del equipo)	20 días	Remoción de la DQO ² del 20–25% 63 l de biogás/kg de sólidos secos

Lugar y fuente de la información	Tipo de sistema y capacidad	Fuente del afluente	Características del afluente	Tiempo de retención hidráulica ¹	Eficiencia de tratamiento y producción de biogás
Devanahalli, Bangalore (India) (CDD, comunicación personal 2017)	Digestor de domo fijo (prefabricado en fibra de vidrio) Capacidad de 6 m ³ en paralelo (4.4 m ³ de volumen líquido en cada uno)	Lodos sépticos de los pozos de percolación domésticos (húmedos) y fosas sépticas (Nota: las cifras corresponden a la fracción sólida luego de la separación sólido-líquido)	Volumen de afluente de 1.1 m ³ por día Sólidos secos = 4–6% DQO = 20 000 – 60 000 mg/l	8 días	Remoción de la DQO <5% ² 19 l de biogás/kg de sólidos secos
Kumasi (Ghana) (Sarpong, 2016)	Digestor de bolsa de geotextil o tubo en serie, capacidad total de 8 m ³	Materia fecal fresca de inodoros con contenedores (vaciado 2–3 veces por semana)	0.4 m ³ /día (para 21 días al mes) DQO = 35 500 mg/l (rango: 20 000 – 40 000 mg/l) Sólidos secos = 5–10%	90 días	Remoción de la DQO del 39% No hay información sobre el biogás

Notas: ¹ Los tiempos de retención hidráulica y de retención de lodos son en teoría iguales para los lodos espesos. En la práctica, algunos lodos se sedimentarán.

² La DQO del afluente y la eficiencia del tratamiento se calculan por medio de un balance de masa calculados.

Consideraciones operacionales y de diseño. La experiencia de campo en Lusaka muestra que la acumulación de sólidos presenta problemas operacionales significativos para los biodigestores de domo que tratan los lodos fecales provenientes de las letrinas de pozo. El diseño del biodigestor de Kanyama incluye una tubería de extracción que se extiende hasta el centro del biodigestor, como se muestra en la Figura 6.5. La intención de los diseñadores era que los lodos se extrajeran por presión hidrostática. En la práctica, este arreglo no fue efectivo y algunos lodos permanecieron en el fondo del biodigestor, lo que resultó en la necesidad de retirarlos manualmente de manera periódica (WSUP, 2015). La razón para esto radica en el fenómeno conocido en inglés como “*piping*”, es decir la tendencia a que se formen canales a través del lodo, lo que da lugar a la eliminación de agua sobrenadante relativamente clara en lugar de lodo. Lo importante es que los lodos que se sedimentan sobre una superficie ligeramente inclinada no se dirijan hacia un punto central de extracción o succión, a menos que sean dirigidos por un rascador. En ausencia de un sistema

rascador mecánico, se requerirá de una tolva con pendientes laterales de 60° con respecto a la horizontal (45° para las tolvas circulares) para garantizar que los lodos se trasladen a un punto de extracción en el fondo de la tolva (*Institute of Water Pollution Control*, 1980). Este principio podría ser aplicado a un biodigestor de domo, pero implicaría un cambio fundamental en el diseño y no puede recomendarse sin realizar pruebas previas sobre el terreno. El capítulo 7 incluye información sobre el diseño de los tanques con fondo tipo tolva. El desarenado y el cribado previos a la biodigestión tendrán cierto efecto en las tasas de acumulación de sólidos, pero seguirán existiendo problemas con la acumulación de lodos. Entre las posibles respuestas a estos problemas figuran las siguientes:

- *Eliminación manual periódica de los lodos.* Para llevar a cabo esta tarea es necesario disponer de al menos dos biodigestores en paralelo que permitan continuar con las operaciones cuando uno de los biodigestores esté siendo vaciado. Los trabajadores que vacían el biodigestor deberán trabajar en un espacio confinado que contiene lodos anaeróbicos y puede contener metano. Esto representa un riesgo grave para los trabajadores. Idealmente, los operadores solo deben acceder a un digestor de domo fijo si llevan puesto un aparato de respiración y equipo de protección. Si esto es imposible, el contenido debe dejarse digerir por varios meses antes de que se intente realizar el vaciado manual. Incluso entonces, se deberá tener un cuidado extremo cuando se trabaje en el biodigestor. Sólo un trabajador a la vez debe entrar al espacio confinado, y una cuerda debe ser atada a su cintura para que los otros trabajadores puedan sacarlo en caso de asfixia por el gas.
- *Eliminación periódica de lodos utilizando la manguera de succión de un camión cisterna.* Esta solución requiere que el lodo permanezca lo suficientemente líquido como para ser succionado por la manguera del camión cisterna. Será necesario mover la manguera dentro del camión cisterna y por lo tanto puede ser difícil llegar a todos los puntos dentro del biodigestor. Lo mejor sería utilizar esta opción en conjunto con la remoción manual. Luego de retirar la mayor cantidad posible de lodos con la manguera de succión, el contenido del biodigestor deberá dejarse por varios días o hasta semanas antes de que comience el vaciado manual que permita remover los lodos restantes. Esto reducirá el riesgo planteado por los gases perjudiciales para la salud. Independientemente de esto, y como se explicó anteriormente, se debe tener una precaución extrema al entrar al biodigestor.
- *Agitación mecánica para mantener los sólidos en suspensión.* Esta es una práctica estándar en los digestores anaeróbicos grandes. Sin embargo, la agitación aumenta la complejidad y los costos, requiere una fuente de energía fiable y, debido a su dependencia de equipos mecánicos en un entorno hostil, es bastante probable que no funcione. Hoffman (2015) sugirió el uso de una “bomba de biogás” para mover los lodos alrededor

de un biodigestor de domo fijo. El sistema que propuso se basaba en el sistema patentado de agitación Rotamix de Vaughan, como lo describe el Grupo de Biotecnología Ambiental de la Universidad de Mármara (2011). Esto implica el uso de bombas que permiten bombear y redistribuir el flujo dentro del biodigestor a través de una serie de boquillas. El sistema Rotamix usa unas bombas “picadoras” para reducir el tamaño de los sólidos presentes en el flujo que pasa por las boquillas. La posibilidad de fracasar disminuye ya que el sistema no tiene partes móviles dentro del biodigestor. Sin embargo, no ha sido probado en el terreno para los lodos sépticos. Se requiere de un suministro de energía fiable, buenos sistemas de mantenimiento de bombas y una cadena de suministro confiable para obtener piezas de repuesto. Incluso con la agitación, la arena y los lodos condensados se acumularán a lo largo del tiempo, a tal punto que los digestores necesitarán ser vaciados manualmente. Sería posible probar este enfoque en las plantas de tratamiento más grandes, pero es poco probable que sea factible para aquellas plantas de tratamiento más pequeñas con recursos técnicos limitados.

Los defensores del uso de biodigestores de bolsa de geotextil afirman que estos resuelven el problema de la acumulación de lodos, o al menos los reducen. El Recuadro 6.1 resume los procedimientos recomendados por el Sistema de Biobolsa para reducir los problemas de acumulación de lodos. Estos métodos fueron desarrollados para los pequeños biodigestores que se utilizan para el tratamiento de los desechos animales. Es necesario realizar un seguimiento para determinar qué tan bien funcionan a mayor escala, lo que normalmente se requiere en las plantas de tratamiento de lodos fecales. Sin embargo, es poco probable que la sedimentación y la acumulación de lodos puedan eliminarse por completo.

Los operadores del biodigestor de bolsa de geotextil en Antananarivo diluyen los lodos sólidos y los lodos sépticos entrantes en una proporción de una parte de lodos fecales/sépticos por dos partes de agua limpia con el fin de reducir el contenido de sólidos en el afluente de un 11–15 por ciento a un 4–5 por ciento. La información adicional que se resume en el párrafo consagrado al contenido de los lodos entrantes que se encuentra en la página 177 (*El contenido de sólidos secos de los lodos entrantes*) sugiere que no es necesario diluir el lodo, ya que esto podría tener el efecto contrario, es decir llevar a un aumento de la acumulación de lodos. Es necesario realizar más investigaciones sobre el terreno para confirmar o cambiar esta conclusión.

Con el fin de permitir el funcionamiento continuo de la planta de tratamiento cuando los biodigestores se estén vaciando y las bolsas de geotextil estén siendo removidas y reemplazadas, es necesario instalar biodigestores de pequeña escala en paralelo. Esto permitirá que una unidad siga funcionando mientras la segunda se encuentra fuera de servicio.

Recuadro 6.1 Prevención y eliminación de la acumulación de lodos en los digestores de bolsas de geotextil: procedimiento de manejo estándar del Sistema Biobolsa

La organización empresarial social mexicana Sistema Biobolsa ha desarrollado un digestor de bolsa de geotextil para la digestión parcial de los desechos humanos. La organización *Water and Sanitation for the Urban Poor* (WSUP, por sus siglas en inglés) ha facilitado la implementación de las estrategias de tratamiento de lodos fecales en Kumasi (Ghana) y Antananarivo (Madagascar) utilizando el enfoque del Sistema Biobolsa (Tabla 6.3). Los procedimientos operativos estándar resumidos a continuación fueron desarrollados por el Sistema de Biobolsa para reducir la acumulación de lodos en los digestores de bolsas de geotextil que tratan con el estiércol animal. Es posible que se presenten problemas mayores al tratar con lodos fecales y sépticos de pozos y tanques mal construidos, que probablemente tengan un contenido de arenas elevado.

El Sistema Biobolsa recomienda la agitación diaria del contenido del digestor de bolsa de geotextil para prevenir la acumulación de lodos en las áreas “muertas” y la formación de una capa de espuma. La agitación debe realizarse cada día antes de que se añadan los lodos frescos, en la mañana o en la noche cuando la geomembrana no esté muy caliente, y cuando haya muy poco o nada de gas en el digestor. La agitación se aplica de manera progresiva a lo largo del digestor de bolsa de geotextil, con la intención de generar olas que muevan los sólidos sedimentados a lo largo del digestor y que finalmente los saquen. El digestor debe ser “purgado” a intervalos de dos a tres años para remover el exceso de sólidos sedimentados. El agua es añadida al digestor gracias a un tubo de entrada mientras se agita el contenido del digestor. El agua fluye a lo largo del digestor y saca los sólidos que se han puesto en suspensión por la agitación a través del tubo de salida del digestor. La reactivación es necesaria a intervalos de 8 a 20 años o en cualquier momento en que los operadores noten una caída significativa pero inexplicable en la producción de biogás. El objetivo de la reactivación es eliminar los sedimentos que se hayan acumulado a lo largo de los años a pesar de la purga del contenido del digestor. Al igual que con la purga, se añade agua y se agita el digestor. Para eliminar los lodos del fondo del digestor, se utiliza una bomba de lodo. Luego, se lava el digestor con una manguera de alta presión, tras lo cual se vuelve a colocar en su posición original.

Fuente: basado en el Sistema Biobolsa (sin fecha)

Los biodigestores recolectarán gas únicamente si son herméticos. Para garantizar que esto ocurra, los albañiles encargados de construir digestores de domo fijo requieren una formación especializada para asegurar la construcción de domos herméticos al gas. Alternativamente, los digestores de domo fijo prefabricados y los digestores de bolsas de geotextil por lo general se comprarán a abastecedores especializados. Las tuberías y aparatos de gas son susceptibles a la corrosión debido a las pequeñas cantidades de sulfuro de hidrógeno contenidas en el biogás y deberán ser reparados o reemplazados con mayor frecuencia que la estructura principal del digestor. Sasse (1998) estima una vida útil de seis años para estos componentes. El personal requerido para el mantenimiento de la infraestructura de gas debe recibir capacitación sobre las consideraciones y procedimientos de seguridad.

Diseño del biodigestor. Los puntos más importantes a ser considerados en el diseño de un biodigestor son el volumen del reactor y sus dimensiones. El volumen del reactor es dado por la ecuación:

$$V_{\text{reactor}} = Q_{\text{T,BD}} R_{\text{BD}}$$

En donde: V_{reactor} = es el volumen total del reactor (m^3).

$Q_{\text{r,BD}}$ = diseño del caudal hidráulico ($\text{m}^3/\text{día}$).

R_{BD} = tiempo de retención en el biodigestor (días).

El tiempo de retención debe estar en el rango de 15 a 30 días. El volumen total del reactor debe ser dividido por lo menos en dos biodigestores, y debe proporcionarse capacidad adicional para permitir el tratamiento continuo cuando un biodigestor se encuentre fuera de servicio para su vaciado de lodos y su reparación.

El volumen de los digestores de domo fijo consiste típicamente de la suma del volumen del gas en la parte superior del domo, el volumen del domo por debajo del nivel máximo de almacenamiento de gas, y el volumen en una sección de base cónica de pendiente leve. Sólo el segundo y el tercer volumen están incluidos en el volumen del reactor.

$$V_{\text{reactor}} = \frac{2\pi r^2}{3} - \frac{\pi h^2(3r-h)}{3} + \frac{\pi r^2 d}{3}$$

En donde: r = radio del domo (m).

h = altura máxima de volumen de gas (típicamente 0.8–1.2 m).

d = profundidad de la base cónica (m).

Este cálculo es de cierta forma moderado ya que el volumen de gas en la parte superior del domo disminuirá durante el uso y, por lo tanto, el volumen de gas no siempre estará a la capacidad máxima de almacenamiento. Los diseños para otros tipos de biodigestores tendrán geometrías diferentes, pero al calcular el volumen del reactor del biodigestor deben considerar de manera similar sólo el volumen de líquido y lodo, y no el volumen de gas.

Puntos clave de este capítulo

En este capítulo se ha presentado el diseño de las instalaciones para recibir los lodos fecales y sépticos y proporcionar el tratamiento preliminar requerido para asegurar que la calidad del flujo sea compatible con los requerimientos de las unidades posteriores de tratamiento. Los principales puntos planteados en este capítulo son los siguientes:

- Las instalaciones de recepción deben ser diseñadas para facilitar el acceso y un tiempo de entrega rápido de los camiones cisterna que transportan los lodos fecales y sépticos a las plantas de tratamiento. Se debe considerar la posibilidad de disponer instalaciones de recepción separadas para los lodos fecales y lodos sépticos cuando ambos se entreguen a la misma instalación de tratamiento.
- Las instalaciones de recepción deben ser diseñadas para recibir la velocidad máxima de descarga de los camiones utilizados para el transporte de lodos fecales y sépticos. Para los camiones cisterna convencionales, esto dependerá del tamaño de su manguera de descarga. El diseño de las

instalaciones de recepción debe incluir la atenuación de flujo con el fin de reducir la carga hidráulica en las unidades de tratamiento posteriores.

- A menudo se recomendará que haya una atenuación del flujo. Las instalaciones de atenuación del flujo deben ser simples y diseñadas con pendientes que permitan su lavado para prevenir la acumulación de lodos y arenas.
- Siempre será necesario instalar un dispositivo de cribado grueso. Este puede ser instalado en la zona de recepción de lodos sépticos. En la mayoría de los casos, las rejas de limpieza manual serán la mejor opción. Se trata de rejas de barras, inclinadas en un ángulo no superior a 60° con respecto a la horizontal y con buen acceso para permitir a los operadores rastrillar y retirar los cribados.
- Los sistemas de cribado mecánicos pueden ser apropiados para las plantas más grandes, si se justifica su costo capital considerablemente más alto y si se pueden proporcionar sistemas eficaces de mantenimiento, y cadenas de suministro de piezas de repuesto.
- La remoción de los aceites y las grasas será aconsejable cuando sea posible que estos afecten de manera negativa los procesos de tratamiento posteriores. La opción más simple será el uso de rasquetas de espuma para capturar la espuma que sube a la superficie de los tanques y lagunas, y periódicamente remover estos aceites y grasas con la espuma.
- Puede ser necesario un cribado mecánico fino y la eliminación de arenas para proteger las prensas mecánicas de daños. La eliminación de arenas también debe considerarse cuando las unidades de tratamiento subsiguientes incluyan tanques y reactores cerrados.
- Los arreglos para la remoción de arenas deben tomar en cuenta el hecho de que el flujo proveniente de los camiones cisterna y de otros vehículos de entrega de lodos será intermitente y variable. Los desarenadores parabólicos son una buena opción, ya que combinan simplicidad con la habilidad de separar la arena del material orgánico.
- La estabilización puede ser necesaria cuando el material a ser tratado es fresco y por lo tanto poco digerido. La estabilización con cal es posible, pero la mayoría de los sistemas instalados a la fecha dependen de la digestión parcial utilizando biodigestores de domo fijo o de bolsas de geotextil. La biodigestión no se requiere para los lodos sépticos, los lodos de letrinas de pozo y otros desechos que ya están bien digeridos.
- Ambos tipos de digestores son susceptibles a la acumulación de lodos y arena. La eliminación de arenas en la parte superior de los biodigestores tendrá cierto efecto en la tasa de acumulación, pero no eliminará la necesidad de evitar la acumulación de lodo o de eliminar el lodo acumulado. La seguridad es una consideración clave para los reactores cerrados, en particular para los reactores anaerobios como los biodigestores de domo. Para evitar que los trabajadores tengan que ingresar en espacios llenos de lodos en digestión, los cuales pueden producir gases peligrosos, se deben prever al menos dos biodigestores en paralelo.

Referencias bibliográficas

- American Association of State Highway and Transportation Officials (AASHTO) (2004) *A Policy on Geometric Design of Highways and Streets*, 5th edn, Washington, DC: AASHTO.
- Anderson, K. (2014) *Treatment of Faecal Sludge, with Hydrated Lime: Small Scale Experiments*, The Netherlands: WASTE <www.janspitcsdelft.nl/downloads/150/file_block/93480f8b0e432d03a6d94e27876a50f9> [consultado el 18 de noviembre de 2017].
- Brown and Caldwell (sin fecha) *Fats, Oil and Grease Best Management Practice Manual* [en línea], prepared for the Oregon Association of Clean Water Agencies <www.klamathfalls.city/sites/www.klamathfalls.city/files/Recycling/FOG-manual-english.pdf> [consultado el 21 de noviembre de 2017].
- Cecchi, F., Traverso, P., Pavan, P., Bolzonella, D. y Innocenti, L. (2003) 'Characteristics of the OFMSW and behaviour of the anaerobic digestion process', in J. Mata-Alvarez (ed.), *Biomethanisation of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*, London: IWA Publishing.
- Colón, J., Forbis-Stokes, A.A. y Deshusses, M.A. (2015) 'Anaerobic digestion of undiluted simulant human excreta for sanitation and energy recovery in less-developed countries', *Energy for Sustainable Development* 29: 57–64 <<https://doi.org/10.1016/j.esd.2015.09.005>> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- Crites, R. y Tchobanoglous, G. (1998) *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, Boston, MA: WCB McGraw Hill.
- Dally, J.W., Riley, W.F. y McConnell, K.G. (1993) *Instrumentation for Engineering Measurements*, 2nd edn, New Delhi: Wiley India Pvt.
- Deublein, D. y Steinhauser, A. (2011) *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction*, Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- East Sussex County Council (sin fecha) *Design Standards for Industrial Roads* <www.eastsussex.gov.uk/media/1768/design_standards_for_industrial_roads.pdf> [consultado el 21 de febrero de 2018].
- Environmental Protection Agency (2005) *Wastewater Treatment Manuals: Preliminary Treatment*, Environmental Protection Agency Ireland, Ardvacan, Wexford <https://www.epa.ie/pubs/advice/water/wastewater/EPA_water_treatment_manual_preliminary.pdf> [consultado el 25 de junio 2018].
- Escritt, L.B. (1972) *Public Health Engineering Practice, Volume II: Sewerage and Sewage Disposal*, London: Macdonald and Evans.
- Feige, W., Oppelt, E. y Kreiss, J. (1975) *An Alternative Septage Treatment Method: Lime Stabilization/Sand-Bed Dewatering* [en línea], Cincinnati, OH: Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100SNQA.PDF?Dockey=9100SNQA.PDF>> [consultado el 8 de marzo de 2018].
- Forbis-Stokes, A.A., O'Meara, P.F., Mugo, W., Simivu, G.M. y Deshusses, M.A. (2016) 'On-site fecal sludge treatment with the anaerobic digestion pasteurization latrine', *Environmental Engineering Science* 33(11): 898–906 <<http://dx.doi.org/10.1089/ees.2016.0148>> [consultado el 17 de mayo de 2018].

- Henkel, J. (2010) *Oxygen Transfer Phenomena in Activated Sludge* [en línea], PhD thesis, Department of Civil Engineering and Geodesy, Darmstadt Technical University, Germany <http://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/3008/1/Henkel-2010-Oxygen_Transfer_Phenomena_in_Activated_Sludge.pdf> [consultado el 3 de marzo de 2018].
- Hoffman, T. (2015) 'Innovative faecal sludge (FS) treatment: appropriate decentralised treatment system design', presentation from *FSM3, 3rd International Faecal Sludge Conference, Hanoi, Vietnam*.
- Institute of Water Pollution Control (1980) *Manuals of British Practice in Water Pollution Control: Unit Processes, Primary Sedimentation*, Maidstone, Kent: IWPC.
- Mang, H.-P. y Li, Z. (2010) *Technology Review of Biogas Sanitation (Draft) Biogas sanitation for blackwater, brown water, or for excreta and organic household waste treatment and reuse in developing countries*, Eschborn, Germany: GIZ <www.susana.org/_resources/documents/default/2-877-gtz2010-en-technology-review-biogas-sanitation-july.pdf> [consultado el 3 de marzo de 2018].
- Marmara University Environmental Biotechnology Group (2011) 'Lectures 1, Anaerobic digester mixing systems', Marmara University, Turkey [en línea] <<http://mebig.marmara.edu.tr/Enve737/Chapter1-Mixing.pdf>> [consultado el 8 de enero de 2018].
- De Mes, T., Stams, A., Reith, J. y Zeeman, G. (2003) 'Methane production by anaerobic digestion of wastewater and solid wastes', in J. Reith, R. Wijffels, and H. Barten (eds), *Status and Perspectives of Biological Methane and Hydrogen Production*, pp. 58–94, The Hague: Dutch Biological Hydrogen Foundation.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 4th Edition, New York: McGraw Hill.
- Nelson, C. y Lamb, J. (2002) *Final Report, Haubenschild Farms Anaerobic Digester* [en línea], St Paul, MN: The Minnesota Project <www.build-a-biogas-plant.com/PDF/HaubenschildCaseStudy.pdf> [consultado el 3 de marzo de 2018].
- Ongerth, J.E. (1979) *Evaluation of Flow Equalization in Municipal Wastewater Treatment* [en línea], Cincinnati, OH: US EPA Municipal Environmental Research Laboratory <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/300007H3.PDF?Dockey=300007H3.PDF>> [consultado el 17 de noviembre de 2017].
- OpenChannelFlow (sin fecha) 'Parshall flumes' [en línea], <www.openchannelflow.com/flumes/parshall-flumes> [consultado el 19 de febrero de 2018].
- PennState Extension (sin fecha) 'Anaerobic digestion for odour control' [en línea] <<https://extension.psu.edu/anaerobic-digestion-for-odor-control>> [consultado el 19 de febrero de 2018].
- Rose, C., Parker, A. y Cartmell, E. (2014) *The Biochemical Methane Potential of Faecal Sludge* [en línea], Cranfield University, UK <www.cce.edu.om/iwa2014/Presentations/06BMP.pdf> [consultado el 21 de febrero de 2018].
- Sarpong, D. (2016) *Treating Container Toilet Waste in Kumasi, Ghana*, MSc thesis, School of Water, Energy and Environment, Cranfield University, UK.
- Sasse, L. (1998) *DEWATS Decentralised Wastewater Treatment in Developing Countries*, Bremen, Germany: BORDA <www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/SASSE%201998%20DEWATS%20Decentralised%20Wastewater%20Treatment%20in%20Developing%20Countries_0.pdf> [consultado el 13 de marzo de 2018].

- Sistema Biobolsa (sin fecha) *Manual de Usuario: Uso y mantenimiento del biodigester* [en línea] <http://sistemabiobolsa.com/wp-content/uploads/2016/07/Manual-de-usuario_-Biodigester_-Sistema-Biobolsa.pdf> [consultado el 14 de marzo de 2017].
- SuSanA (2016) 'Time taken for faecal sludge tankers to discharge?' [en línea] <<http://forum.susana.org/99-faecal-sludge-transport-including-emptying-of-pits-and-septic-tanks/18932-time-taken-for-faecal-sludge-tankers-to-discharge>> [consultado el 8 de marzo de 2018].
- Thompson, B. (2012) *The Treatment and Disposal of Sewage Screenings and Grit* [en línea], Technical Note TRPM TN005, Stockton on Tees, UK: ThompsonRPM <<http://79.170.44.80/thompsonrpm.com/wp-content/uploads/2012/02/website-technical-note-5-v2.pdf>> [consultado el 3 de marzo de 2018].
- UK Government (2012) *Design Approach Statement – Roads: Appendix A HS2 Rural Road Design Criteria* [en línea] <www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/405938/HS2_Rural_Road_Design_Criteria.pdf> [consultado el 3 de marzo de 2018].
- USAID (2015) *Implementer's Guide to Lime Stabilization for Septage Management in the Philippines* [en línea], Manila: USAID <<http://forum.susana.org/media/kunena/attachments/818/ImplementersGuidetoLimeStabilizationforSeptageManagementinthePhilippines.pdf>> [consultado el 3 de marzo de 2018].
- US EPA (1999) *Wastewater Technology Fact Sheet: Screening and Grit Removal* [en línea] <www.3.epa.gov/npdes/pubs/final_sgrit_removal.pdf> [consultado el 3 de marzo de 2018].
- Verma, S. (2002) *Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Wastes*, Master's thesis, Department of Earth & Environmental Engineering Fu Foundation School of Engineering and Applied Science, Columbia University, USA.
- Vögel, Y., Lohri, C.R., Gallardo, A., Diener, S. y Zurbrügg, C. (2014) *Anaerobic Digestion of Biowaste in Developing Countries: Practical Information and Case Studies*, Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/E-Learning/Moocs/Solid_Waste/W3/Anaerobic_Digestion_Biowaste_2014.pdf> [consultado el 3 de marzo de 2018].
- WASTE (sin fecha) *Testing and development of desludging units for emptying pit latrines and septic tanks: Results of nine months field-testing in Blantyre – Malawi* [en línea] <www.speedkits.eu/sites/www.speedkits.eu/files/Summary%20field%20testing%20pit%20emptying%20Blantyre.pdf> [consultado el 3 de marzo de 2018].
- WEF (2010) *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, WEF Manual of Practice no. 8*, 5th edn, Alexandria, VA: WEF Press.
- WSUP (2015) *Introducing Safe FSM Services in Low-income Urban Areas: Lessons from Lusaka* [en línea], Topic Brief <<http://thesff.com/system/uploads/2017/01/Introducing-safe-FSM-services.pdf>> [consultado el 7 de enero de 2018].

CAPÍTULO 7

La separación sólido-líquido

La separación sólido-líquido es un aspecto esencial del tratamiento de lodos fecales y sépticos. Puede combinarse con el tratamiento de cualquiera de los dos tipos de lodos para reducir las cargas orgánicas o deshidratar los lodos. Sin embargo, siempre se recomendará separar las fracciones sólida y líquida antes de tratar cada una de ellas por separado. En este capítulo se exploran las diferentes opciones para la separación sólido-líquido. También se identifican las tecnologías que se encuentran en uso en la actualidad y se sugieren aquellas que podrían utilizarse en el futuro. Las tecnologías que combinan la separación sólido-líquido con la reducción de la carga orgánica y la deshidratación de lodos se introducen al comienzo del capítulo, pero se pone énfasis principalmente en las tecnologías cuyo único propósito es la separación sólido-líquido. Primero se estudian las tecnologías de sedimentación física e impulsadas por gravedad, y luego aquellas tecnologías que actúan bajo presión. Este capítulo trata principalmente con los lodos sépticos que requieren una separación sólido-líquido más seguido que los lodos fecales más espesos.

Palabras clave: separación sólido-líquido, lodos sépticos, tecnologías, parámetros de diseño, mecanismos de separación.

Introducción

Contexto

Todo proceso de tratamiento de aguas residuales implica una separación sólido-líquido. La única función de algunas tecnologías, por ejemplo los tanques de sedimentación, es separar los sólidos del flujo líquido. Otras tecnologías como las lagunas y los tanques sépticos e Imhoff combinan la separación sólido-líquido con el tratamiento biológico. Es posible pasar directamente del tratamiento preliminar al tratamiento integral del flujo de lodos fecales y sépticos, ya sea como líquido o como lodo. Muchas de las plantas de tratamiento existentes adoptan este enfoque, utilizando ya sea lagunas anaeróbicas o lechos de secado para separar los sólidos junto con un tratamiento biológico y una deshidratación de lodos, respectivamente. Este enfoque puede ser apropiado para pequeñas plantas de tratamiento en ciudades donde se disponga de terrenos y en donde la capacidad operacional sea limitada. En otras situaciones, como se indica en el capítulo 4, normalmente se recomendará una disposición específica para la separación sólido-líquido antes del tratamiento separado de las fracciones, a menos que el material entrante tenga un contenido de sólidos igual o mayor al 5 por ciento. En este capítulo se identifican y se describen las opciones para realizar la separación sólido-líquido. También se hace referencia a aquellas

tecnologías que combinan la separación sólido-líquido con el tratamiento biológico o con la deshidratación, pero el enfoque principal radica en las tecnologías cuya función primordial es la separación sólido-líquido.

Objetivos

La separación sólido-líquido tiene como objetivo:

- Reducir las cargas orgánicas y de sólidos suspendidos en la fracción líquida de los lodos fecales y sépticos, disminuyendo así la superficie y/o la energía requeridas para el tratamiento posterior y reduciendo los problemas de acumulación de sólidos.
- Reducir el contenido de agua en los sólidos separados, al igual que el volumen y la masa de sólidos a tratar. Esto disminuye el espacio y/o la energía requeridos para las tecnologías posteriores de deshidratación y de secado. Todas las tecnologías descritas en este capítulo reducen el contenido de agua al 95 por ciento, o menos.

La separación sólido-líquido siempre debe considerarse para los lodos sépticos. Es menos probable que este proceso sea el adecuado para los lodos fecales frescos provenientes de baños públicos vaciados con frecuencia, o para aquellos provenientes de sistemas basados en contenedores. El material removido de dichas instalaciones posiblemente tendrá un contenido de agua inferior al 95 por ciento y presentará propiedades de sedimentación insuficientes. La estabilización con cal o el tratamiento con biodigestores seguido de la deshidratación en un lecho de secado de arena pueden ser mejores opciones para este tipo de material. El material extraído de las letrinas de pozo seco está en su mayoría bien digerido, pero su alto contenido en sólidos no hace necesaria la implementación de un proceso separado de separación sólido-líquido.

Mecanismos de separación

Los mecanismos adecuados para efectuar la separación sólido-líquido incluyen:

- La sedimentación física e impulsada por gravedad.
- La presión.
- La filtración.
- La evaporación y la evapotranspiración, es decir la pérdida combinada de agua de una superficie por evaporación y transpiración de las plantas.
- El uso del movimiento centrífugo creado por una rotación rápida.

Los tanques de sedimentación y los espesadores por gravedad utilizan mecanismos físicos de sedimentación. Las prensas mecánicas combinan presión y filtración a través de una tela unida a una placa del filtro. Los lechos de secado de lodos se basan en procesos de sedimentación, filtración y evaporación complejos. Los lechos de secado con plantas usan la evapotranspiración, además de los mecanismos que se llevan a cabo en los lechos

de secado sin plantas. El movimiento centrífugo resulta de la inercia, lo que significa que el cuerpo continúa en línea recta y por lo tanto se aleja del centro de rotación. A menudo esto se describe en términos de fuerza centrífuga, que generalmente se considera como una fuerza aparente, igual y opuesta a la fuerza centrípeta, que aleja un cuerpo giratorio lejos del centro de rotación. Las centrífugas utilizan el movimiento centrífugo para lanzar el material más denso al exterior de un flujo rotativo, al igual que los separadores ciclónicos utilizados principalmente para la separación de arena.

La sedimentación y la filtración extraen el agua libre, lista para ser separada de la fracción sólida. Además de agua libre, el movimiento centrífugo, la presión y la evaporación remueven parte del agua que está ligada a los sólidos en los lodos fecales (Bassan *et al.*, 2014). En el capítulo 9 se presentan y describen brevemente las diferentes formas de agua ligada.

Resumen de las tecnologías

Las tecnologías que se utilizan actualmente para la separación sólido-líquido en los países de ingresos bajos incluyen:

- *Lechos de secado de lodos*, que realizan la separación sólido-líquido por evaporación, sedimentación y filtración.
- *Lagunas anaeróbicas*, que combinan la separación sólido-líquido con la reducción de las cargas orgánicas.
- *Tanques Imhoff*, diseñados para combinar la separación sólido-líquido en un compartimiento superior con la digestión de los sólidos sedimentados en un compartimiento inferior.
- *Tanques de sedimentación y espesamiento*, que son tanques rectangulares alimentados de manera secuencial que permiten la sedimentación de sólidos mientras que el agua sobrenadante es dirigida a las instalaciones de tratamiento de líquidos.
- *Prensas mecánicas*, que utilizan presión para extraer el líquido de los lodos y filtrarlo a través de una tela o un tamiz fino. Los tipos más comunes son los filtros prensa de banda, que usan una tela filtrante ligada a placas porosas que retienen los lodos, y las prensas de tornillo, que retienen los lodos dentro de un tamiz cilíndrico.

Otras tecnologías que tienen el potencial para ser utilizadas para la separación sólido-líquido de los lodos sépticos en los países de ingresos bajos son:

- *Espesadores por gravedad*, que se basan en los mismos mecanismos de sedimentación que los tanques Imhoff y los tanques de sedimentación y espesamiento.
- *Lechos de decantación y de secado*, de los cuales se extrae el agua por decantación y evaporación.

Los tanques Imhoff son utilizados en Indonesia y en otros países. Este tipo de tanque consiste en dos compartimientos interconectados, situados uno encima del otro. El diseño de los dos compartimientos permite separar los sólidos que están siendo digeridos del flujo de alimentación en el interior del tanque, reduciendo así el riesgo de que permanezcan en suspensión y que sean arrastrados. La sedimentación ocurre en el compartimiento superior y los sólidos que se sedimentan en el fondo de este caen al compartimiento inferior a través de aperturas (para mayor información, véase Tilley *et al.*, 2014), donde luego son digeridos. Los tanques Imhoff tienen un historial comprobado para el tratamiento de las aguas residuales diluidas, pero no son una buena opción de tratamiento para los lodos sépticos, los cuales contienen un contenido de sólidos mucho mayor en comparación con las aguas residuales municipales. Este alto contenido de sólidos conduce a una rápida acumulación de lodos, lo que hace necesario un vaciado frecuente a intervalos de pocas semanas, en lugar de los seis a nueve meses recomendados para los tanques de tratamiento de aguas residuales municipales. Este vaciado más frecuente limita el tiempo de digestión en el tanque hasta el punto en que se socavan las razones para incluir el compartimiento de digestión inferior. Por esta razón, este libro no recomienda el uso de tanques Imhoff, y no serán considerados más adelante. Sin embargo, el mecanismo de sedimentación utilizado en el compartimiento superior es el mismo que usan los espesadores por gravedad, llevando a la conclusión de que la sedimentación con espesadores por gravedad puede ser una opción para la separación sólido-líquido. A continuación se explora esta posibilidad con más detalle.

Las centrífugas son utilizadas para espesar los lodos en las plantas de tratamiento de aguas residuales, y no existe ninguna razón técnica que impida su uso para la separación sólido-líquido de los lodos sépticos y fecales. Sin embargo, tienen un alto costo de energía y son mecánicamente complejas y costosas. Por estas razones, no se consideran adecuadas para ser utilizadas en los países en desarrollo y no serán consideradas más adelante en este libro. Del mismo modo, los biorreactores de membrana y los espesadores de tambor rotatorio no serán considerados debido a sus altos costos de capital y operativos y a la necesidad de contar con la presencia de operadores altamente cualificados.

La Figura 7.1 resume las otras opciones de separación sólido-líquido introducidas anteriormente, indicando el capítulo en el que se encuentran en este libro.

Los puntos clave que se deben considerar al comparar las opciones son:

- La concentración de sólidos de la fracción sólida después de la separación, lo que afectará los requerimientos para la deshidratación posterior de los sólidos.
- La carga orgánica y la concentración de sólidos en la fracción líquida después de la separación, lo que afectará los requerimientos para el tratamiento posterior de la fracción líquida.

- El terreno requerido para la opción seleccionada: las tasas de desbordamiento superficial calculadas pueden ser utilizadas para comparar los requerimientos de terreno de las tecnologías de separación sólido-líquido basadas en la sedimentación física.

La Tabla 7.5 al final de este capítulo compara las diferentes opciones consideradas en el capítulo en relación con los puntos identificados anteriormente.

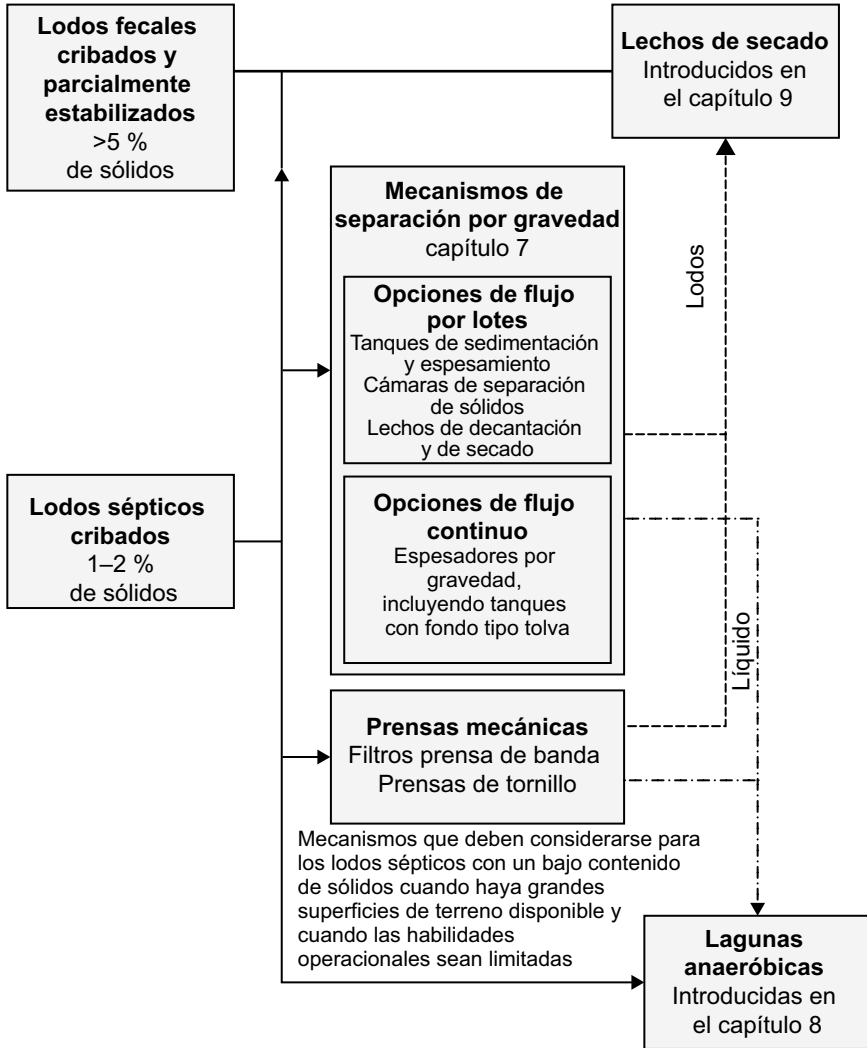


Figura 7.1 Opciones de separación sólido-líquido

Lechos de secado de lodos

Los lechos de secado de lodos están formados por una capa de arena que cubre una capa de grava, contenida dentro de unos muros bajos con un sistema de drenaje subterráneo para recoger el líquido que se percola a través del lecho. Los lodos húmedos son descargados en el lecho a una profundidad de 200 a 300 mm. Estos se dejan reposando para que el agua se percole a través del lecho y se evapore de la superficie hasta que el material en el lecho se haya secado lo suficientemente como para ser removido con ayuda de palas o cualquier otro equipo que se considere adecuado. La función principal de los lechos es deshidratar los lodos y, al hacerlo, separar los sólidos de los líquidos.

Muchas de las plantas de tratamiento existentes utilizan el secado de lodos como proceso principal de tratamiento. Los lodos fecales y sépticos entrantes se descargan en los lechos, con o sin un cribado preliminar. Los lodos secos son entonces removidos y desechados localmente o eliminados en un vertedero. En la mayoría de los casos, aunque no siempre, el líquido percolado es tratado en lagunas. Este sistema tiene la virtud de la simplicidad. Su desventaja es que necesita una gran superficie de terreno, particularmente cuando el material a ser tratado tiene un bajo contenido de sólidos, como es frecuentemente el caso de los lodos sépticos.

Los lechos de secado son una solución adecuada para el tratamiento combinado de separación sólido-líquido y deshidratación de lodos cuando se cumplen las siguientes condiciones:

- El material a ser tratado tiene un alto contenido de sólidos, normalmente superior al 3 por ciento. Cuando el material a tratar está compuesto de lodos fecales frescos, se recomienda un proceso de biodigestión previo.
- El volumen a tratar es bajo. La mayoría de las plantas de tratamiento existentes que se basan únicamente en lechos de secado para la separación sólido-líquido y la deshidratación de lodos están diseñadas para una cantidad inferior a 20 m³ por día. Cuando se disponga de terreno, esta opción debería ser posible para cargas hidráulicas más grandes, hasta unos 50 m³ por día.
- Disponibilidad de una gran superficie de terreno.
- No hay una buena capacidad de gestión, ni los conocimientos ni las aptitudes necesarios para los procesos de tratamiento más complejos.

En el capítulo 9 se proporciona más información acerca de la planificación y el diseño de los lechos de secado de lodos.

Lagunas anaeróbicas

Como su nombre lo indica, las lagunas anaeróbicas son lagunas que están suficientemente cargadas como para funcionar en modo exclusivamente anaeróbico. Aquellas utilizadas para el tratamiento de aguas residuales municipales suelen tener una profundidad de 3 a 5 m. Existen razones (que se

explican con mayor detalle en el capítulo 8 de este libro) para que la profundidad de las lagunas utilizadas para el tratamiento de lodos sépticos se encuentre en el extremo inferior de este rango. Al igual que los lechos de secado de lodos, las lagunas anaeróbicas son simples y requieren pocas aptitudes operacionales especializadas. Son ampliamente utilizadas como primera etapa en el tratamiento de lodos sépticos, lo que permite omitir o evitar las instalaciones separadas de separación sólido-líquido. Las lagunas anaeróbicas requieren de una mayor superficie de terreno en comparación con las otras tecnologías descritas más adelante en este capítulo, pero sus principales desventajas son operacionales. Los sólidos suelen sedimentarse en las lagunas anaeróbicas, reduciendo su volumen y creando la necesidad de remover los lodos periódicamente. Si se descuida esta última operación, el rendimiento de la laguna se deteriorará hasta el punto de no funcionar en absoluto. El intervalo de vaciado de las lagunas anaeróbicas que tratan las aguas residuales municipales se mide típicamente en años, pero el alto contenido de sólidos de los lodos fecales y sépticos hace que este intervalo se mida en meses, si las lagunas no están precedidas por otras formas de separación sólido-líquido.

Las lagunas anaeróbicas son una opción para la separación sólido-líquido combinada con la primera etapa del tratamiento biológico cuando se cumplen las siguientes condiciones:

- El material a ser tratado son lodos sépticos con un bajo contenido de sólidos, preferiblemente igual o inferior al 1 por ciento.
- El volumen a ser tratado es bajo, del orden de unos 50 m³ por día, aunque podría haber situaciones en las que las lagunas anaeróbicas serían una opción para flujos más altos.
- Hay suficiente terreno disponible.
- No hay una buena capacidad de gestión, ni los conocimientos ni las aptitudes necesarios para los procesos de tratamiento más complejos.

El mayor desafío al utilizar las lagunas anaeróbicas será garantizar su vaciado regular. Una forma de lograr esto sería diseñando lagunas que permitan la decantación periódica de líquido, ya sea por gravedad o mediante bombas, dejando que los lodos se sequen. Las funciones de separación sólido-líquido y de deshidratación de lodos se dividirán así en función del tiempo en vez de la ubicación. Se trata de una versión más simple del principio que subyace en el funcionamiento de los reactores secuenciales por lotes. Este enfoque requerirá un número suficiente de unidades para permitir que algunas de ellas funcionen como lagunas y otras como lechos de secado. La sección referente a los lechos de decantación y de secado desarrolla este concepto a continuación, mientras que el capítulo 8 proporciona una guía acerca de la planificación y el diseño de las lagunas anaeróbicas.

Tanques de sedimentación y espesamiento y cámaras de separación de sólidos

Descripción del sistema

Los tanques de sedimentación y espesamiento (TSE) son unidades rectangulares de concreto, normalmente de 2 a 3 m de profundidad y con un fondo que se inclina de un extremo al otro. Existen dos configuraciones de tanque que son bastante diferentes una con respecto a la otra: la primera fue desarrollada en las plantas de tratamiento de lodos fecales (PTLF) de Rufisque y Cambérène en Dakar (Senegal), y la otra en la PTLF de Achimota en Acra (Ghana). Las cámaras de separación de sólidos (CSS) utilizadas en Indonesia son similares a los tanques de Dakar, pero incluyen un dispositivo de percolación a través de un lecho de arena permeable. En los tres diseños, los lodos fecales o sépticos entran al tanque por un extremo y fluyen a lo largo de este, saliendo sobre un vertedero localizado en el otro extremo. Los sólidos se sedimentan a lo largo del tanque, como sucedería en un tanque de sedimentación rectangular convencional. A diferencia de los tanques de sedimentación, los TSE operan en modo por lote, en donde cada tanque es cargado por varios días y luego se deja en reposo antes de extraer el lodo. Durante este período, la descarga de lodos se realiza en un segundo tanque. Las CSS de Indonesia comparten algunas características operacionales y de diseño con los TSE de África occidental, y por lo tanto las tres tecnologías se estudian juntas.

Achimota. A finales de los años 1980 se instalaron dos tanques, cada uno con 24 m de largo y 8.3 m de ancho. El fondo se inclinaba desde la entrada hacia la salida, pasando del nivel del suelo a una profundidad de 3 m, para así proporcionar un volumen total de poco menos de 300 m³. Los tanques recibían lodos sépticos y lodos de baños públicos, mezclados en una proporción aproximada de 4 a 1, para dar concentraciones de afluente típicas del rango de 15 000 a 20 000 mg/l. Los tanques se alimentaban secuencialmente a un ritmo de aproximadamente 150 m³ por día. La descarga de lodos continuaba por un período de 4 a 8 semanas, con el exceso de líquido rebosándose en un sistema de lagunas posterior. Luego, la descarga de lodos era dirigida a un segundo tanque, mientras que los sólidos acumulados en el primero se dejaban secar y consolidar. Los sólidos secos eran entonces removidos del tanque utilizando tractores de carga frontal. Una vez que se completaba esta operación, se iniciaba de nuevo la descarga en el primer tanque, mientras que el otro se dejaba reposar para dejar los sólidos secar y consolidar. Los problemas de olores durante el período de retención prolongado se reducían gracias a la formación de una capa de espuma estable unos días después de la puesta en marcha (Heinss *et al.*, 1998).

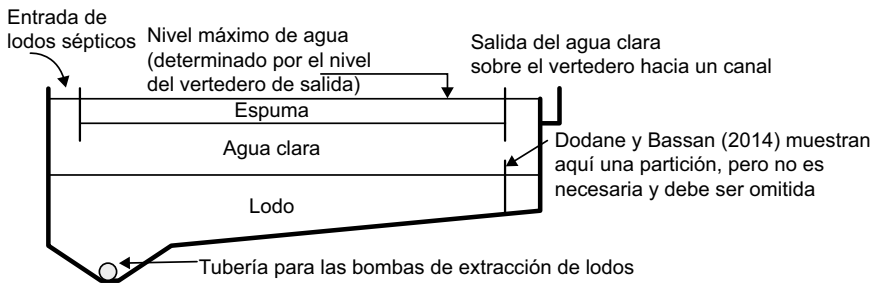


Figura 7.2 Sección longitudinal de un tanque de sedimentación y espesamiento de tipo Dakar

Tabla 7.1 Resumen de los parámetros de diseño de los TSE y de las CSS

Parámetro de diseño	Unidad	PTLF de Achimota	PTLF de Dakar	CSS de Tabanan
Tiempo de retención hidráulico	horas	48, valor que disminuye a medida que se acumulan los lodos	8.6 (en el diseño) 1.7 (real)	Aproximadamente 38
Tasa de desbordamiento superficial	m ³ /m ² d	0.75 (0.375 sobre el ciclo de carga completo)	6–14 (3–7 sobre el ciclo de carga completo)	Aproximadamente 1
Tasa de carga de sólidos	kg ST/m ² d	3.75–5 sobre el ciclo de carga completo	2.25 (en el diseño) 5.5 (real) sobre el ciclo de carga completo	Desconocido

Nota: Las tasas de carga de sólidos para Achimota y Dakar son calculadas utilizando información proporcionada por Heiness *et al.* (1998) y Dodane y Bassan (2014) sobre el tamaño de los tanques, las tasas de carga y las concentraciones de los SST entrantes. Dodane y Bassan (2014), al citar la experiencia personal proporcionada por Pierre-Henri Dodane, sugieren una tasa de desbordamiento superficial de 0.5 m/h o 12 m³/m² d para los tanques de sedimentación rectangulares que tratan los lodos fecales con un índice volumétrico de lodos inferior a 100.

Rufisque y Cambérène. Los tanques de Dakar fueron construidos en los años 1980 y tienen una configuración similar a la de los tanques de sedimentación rectangulares convencionales, como se muestra en la Figura 7.2. La capacidad de cada uno de los dos tanques de Cambérène es de 155 m³ (Dodane y Bassan, 2014). El afluente son lodos sépticos con una concentración promedio de sólidos inferior al 1 por ciento. Los lodos sépticos entran al tanque por un extremo y salen hacia un vertedero por el otro extremo. El tiempo de retención hidráulico del diseño de los tanques de Cambérène es de 8.6 horas, siendo significativamente menor que el de los tanques de Achimota (dos días), y aproximadamente cuatro veces inferior al tiempo de retención hidráulico de los tanques de sedimentación convencionales. En la práctica, se encontró que la carga observada era mucho más alta que la carga calculada, de modo que el tiempo de retención hidráulico real a mediados de los años 2000 era de tan solo

1.7 horas (Badji *et al.*, 2011). La información referente a la profundidad de los tanques no está disponible pero, basándose en la información proporcionada en Dodane y Bassan (2014), se puede asumir una profundidad media de cerca de 2.2 m. A esta profundidad, las tasas de desbordamiento superficial o de carga superficial correspondientes a las tasas de carga hidráulica de diseño y máxima son las que se presentan en la Tabla 7.1. Al igual que con los tanques de Achimota, los tanques de Dakar funcionan bajo un sistema por lotes, pero el ciclo es más corto. Los dos tanques se alimentan alternativamente, descargando los lodos sépticos en un solo tanque por cerca de una semana. Después de una semana, los lodos se descargan en el segundo tanque, mientras que el contenido del primero se sedimenta y consolida. Al final de cada ciclo de dos semanas, las bombas de succión de un camión cisterna son utilizadas para remover los lodos y la espuma del tanque que ha completado el ciclo.

Cámaras de separación de sólidos de Indonesia. Estas cámaras de separación son similares en algunos aspectos a los TSE de África occidental. Al igual que los TSE de Achimota, las cámaras de Indonesia se inclinan progresivamente a partir del punto de descarga de los lodos por camiones cisterna, pero el acceso está bloqueado por el arreglo de descarga y de cribado que se encuentra en la entrada de la cámara. Para remover los lodos se utilizan bombas portátiles, de la misma manera que las bombas de succión de los camiones cisterna se utilizan para vaciar los TSE de Dakar. Las CSS se diferencian de los TSE de África occidental porque incluyen un lecho filtrante en el fondo de la cámara, que permite la percolación de una parte del líquido hacia un sistema de drenaje subterráneo, y la disposición de una compuerta en la salida de la cámara, la cual se puede bajar para permitir que el agua sobrenadante sea decantada fuera del tanque. La Figura 7.3 muestra el arreglo de la cámara de Tabanan en Bali.

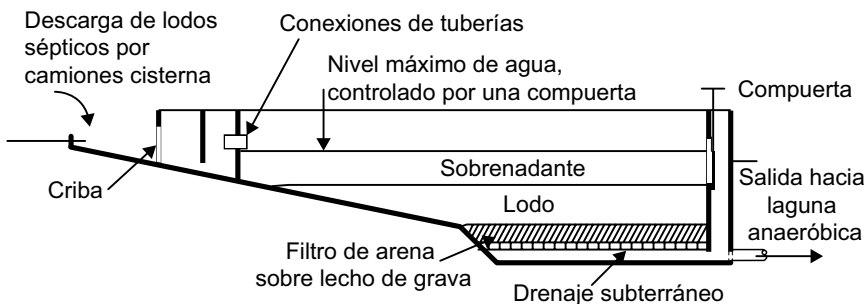


Figura 7.3 Sección longitudinal de la cámara de separación de sólidos de Tabanan, Bali

Todas las CSS en Indonesia tienen un diseño de base similar, pero los detalles varían de una planta a otra. Las unidades más antiguas, como aquella de la planta de Keputih en Surabaya, omiten el detalle del lecho filtrante, y otras no prevén la reducción del nivel del agua antes de que los lodos sean bombeados fuera de la cámara. Los diseños para las plantas de tratamiento

individuales cuentan con cuatro o cinco cámaras dispuestas en paralelo. Los procedimientos operativos estándar (POE) sin publicar de la planta de Tabanan especifican que cada cámara debe ser cargada durante cuatro días. Luego, el contenido debe dejarse sedimentar durante otros tres días adicionales. Luego de la sedimentación, el agua sobrenadante es decantada y los lodos son bombeados a lechos de secado por medio de una bomba sumergible portátil. Un borrador del manual de diseño de las plantas de tratamiento de lodos sépticos de Indonesia preparado por el Ministerio de Obras Públicas de Indonesia establece un “tiempo de secado” de lodos de 5 a 12 días, con un día adicional para realizar la extracción de los mismos. Otra fuente indica que cada cámara es cargada durante 5 días, y después de este período el agua se decanta y el lecho se deja secar por 10 a 15 días antes de que los lodos sean removidos y llevados a una zona de secado para dar paso a la deshidratación (Joni Hermana, comunicación personal, 2017).

Recuadro 7.1 Resumen de los resultados sobre el funcionamiento de los tanques de Achimota, de Acra y Cambéréne, y de Dakar

La evaluación realizada en los tanques de Achimota encontró que el material retenido en los tanques se dividía en cuatro capas: una capa superior y una capa inferior de lodos, una capa central de “agua clara” y una capa superior de espuma. Se registraron concentraciones promedio de sólidos de 140 g/l (14 por ciento) y 200 g/l (20 por ciento) en la capa inferior de lodos y en la capa de espuma, respectivamente. En investigaciones de laboratorio paralelas realizadas en cilindros de 1000 ml, las concentraciones máximas en la capa de lodos alcanzaron 60 a 85 g/l luego de 9 días, y más de 100 g/l después de 30 días (Heinss *et al.*, 1999). A pesar de la diferencia en las concentraciones medias de sólidos afluentes (12 g/l para Acra y 5 g/l para Dakar), estas cifras están muy cerca de las concentraciones registradas en los tanques de Dakar, del orden de 60 a 70 g/l (6 a 7 por ciento) después de una semana de decantación (Dodane y Bassan, 2014). Los resultados obtenidos de las pruebas de campo no fueron tan buenos como los resultados obtenidos de las pruebas en cilindros realizadas en laboratorios, lo que sugiere que las pruebas de laboratorio tienden a sobrestimar el desempeño de las unidades de sedimentación. No hay información cuantitativa disponible acerca del material removido de las cámaras de separación de Tabanan, pero las observaciones sugieren que su contenido en sólidos era bajo.

Las investigaciones realizadas en 1994 también evaluaron el desempeño de los tanques para reducir la demanda bioquímica de oxígeno de 5 días (DBO_5) y los sólidos suspendidos totales (SST) del flujo líquido. Durante los 5 primeros días, la reducción de la DBO_5 y de los SST fueron en promedio de 55 por ciento y de 80 por ciento, respectivamente. Luego de esto, el desempeño se deterioró, con una remoción de SST de aproximadamente el 40 por ciento luego de 20 días y una remoción de DBO_5 por debajo del 20 por ciento luego de 10 días. En general, los cálculos de distribución de masas muestran una remoción de sólidos razonablemente buena durante el ciclo operacional completo, con un 57 por ciento de reducción de SST y un 48 por ciento de remoción de sólidos suspendidos volátiles (SSV). La reducción de la carga orgánica en el efluente líquido fue escasa, alcanzando únicamente el 12 por ciento para la DBO_5 sin filtrar y 24 por ciento para la demanda química de oxígeno (DQO) sin filtrar. La relación DQO/ DBO_5 disminuyó de un promedio de 9 a nivel de la entrada a un 5.6 a nivel de la salida, sugiriendo la sedimentación de material poco biodegradable sobre el lodo, facilitando la salida del tanque del material más fácilmente biodegradable con el efluente líquido (Heinss *et al.*, 1998, 1999).

Desempeño

El desempeño de los tanques de Achimota fue evaluado en 1994 (Heinss *et al.*, 1998, 1999). La información obtenida de una evaluación de los tanques de Dakar está basada en la información proporcionada por Badji *et al.* (2011, citado en Dodane y Bassan, 2014). El Recuadro 7.1 resume los resultados de estas evaluaciones. En él se muestra que la extensión del período de carga de una semana a cuatro resulta en un cierto aumento del contenido de sólidos de los lodos sedimentados, pero también conduce a una reducción significativa en la remoción de la materia orgánica y de los sólidos suspendidos. El contenido de sólidos de los lodos en los tanques de Dakar fue mayor que el esperado después de un proceso de espesamiento por gravedad.

Parámetros de diseño

La Tabla 7.1 resume los parámetros de diseño calculados de los TSE y de las CSS, con base en la información disponible sobre los tamaños reales y las tasas de carga reportadas.

Estas cifras muestran que:

- El tiempo de retención hidráulico en el diseño de los tanques de Achimota se encuentra en el extremo inferior del rango recomendado para las lagunas anaeróbicas de estabilización de desechos (ver Tabla 8.3).
- La tasa de desbordamiento superficial para los tanques de Dakar es menos de la mitad de los 15.5–31 m³/m² d recomendados para los espesadores por gravedad que se utilizan para el tratamiento de los lodos primarios provenientes de las alcantarillas (Metcalf y Eddy, 2003). El tiempo de retención hidráulico de diseño de estos tanques es mayor que la tasa de flujo máxima de 2 a 3 horas recomendada en el Reino Unido para los clarificadores primarios, aunque las tasas de desbordamiento superficial en Cambérène son similares a aquellas recomendadas para los clarificadores primarios.
- La tasa de carga de sólidos en los tanques de Dakar es similar a las tasas de carga de 4 a 6 kg/m² h recomendadas por Metcalf y Eddy (2003) para los espesadores por gravedad que tratan lodos primarios.

Consideraciones operacionales

Los tres sistemas descritos en esta sección operan bajo un sistema por lotes, con un tanque o cámara que recibe la carga mientras que el lodo se deja sedimentar en un segundo tanque o segunda cámara. Para esto se requiere que estén disponibles al menos dos tanques o cámaras.

El diseño de Dakar incluye un sumidero en un extremo con un tubo que facilita la salida de los lodos. Este arreglo también se encuentra en los tanques de sedimentación rectangulares en las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Los tanques de sedimentación cuentan con un mecanismo de raspado para empujar los lodos sedimentados a lo largo del tanque, de vuelta al sumidero. Sin este mecanismo, el tubo removería únicamente los lodos del sumidero. En Dakar, los lodos son removidos con las bombas de succión de los camiones cisterna. El procedimiento operacional para las CSS de Tabanan, en donde una pequeña bomba sumergible se pasa por las cámaras para remover los lodos, es similar. En ambos casos, el resultado será probablemente la remoción de una mezcla entre los lodos del fondo y el agua sobrenadante. La experiencia de vaciado de lodos de un tanque rectangular similar con una leve pendiente en un campo de desplazados en Sittwe (Myanmar) confirma esta hipótesis. En este ejemplo se colocaron tuberías a intervalos regulares a lo largo del tanque para permitir que el lodo se descargara por gravedad a los lechos de secado. Un informe sobre la experiencia con el vaciado de los tanques indica que “durante los primeros minutos después de la apertura de la válvula se podrá remover un líquido espeso. Después de esto, solo se podrá extraer un fluido altamente líquido” (Kraehenbuehl y Hariot, 2015).

Estos puntos conducen a una conclusión importante: *en aquellos tanques con un fondo plano o ligeramente inclinado no será posible remover los lodos utilizando bombas portátiles o mangueras de succión sin remover a la vez el agua sobrenadante*. Esto conduce a una reducción de la eficacia del proceso de separación sólido-líquido.

El bombeo de lodos será cada vez más difícil si los lodos se dejan en los tanques por un largo tiempo. Debido a la falta de informaciones específicas del sitio, los POE exigen que el lodo se remueva con una frecuencia máxima de dos semanas. Se recomienda proporcionar acceso para la eliminación manual de los lodos, en caso de que estos se hayan consolidado hasta el punto de que ya no se puedan eliminar mediante el bombeo. Como se ha señalado en el capítulo 5, se deben seguir además procedimientos de seguridad estrictos cuando se trabaje en tanques que contengan lodos digeridos o en proceso de digestión.

Para utilizar un tractor de carga frontal, como en el caso de Achimota, se requiere que el agua sobrenadante se haya evaporado y que la concentración de sólidos del material restante sea del orden del 15 por ciento. Esto será posible únicamente si se utiliza un largo ciclo operacional, como el que se adoptó en Achimota.

No existe información cuantitativa sobre la percolación a través de los lechos filtrantes de las cámaras de separación de sólidos. Una inspección visual realizada durante la visita a la planta de Tabanan sugirió que la cantidad de líquido en percolación es relativamente pequeña comparada con el volumen combinado removido por la decantación y el bombeo de los lechos de secado.

Para garantizar que la espuma no se escape con el efluente o que bloquee el flujo hacia el vertedero de salida, la profundidad del deflector de este vertedero debe ser mayor que la profundidad máxima de la espuma acumulada. Basándose en la experiencia de Dakar, Dodane y Bassan (2014) sugieren una profundidad de espuma de 0.4 m y una profundidad de la pared del deflector de 0.7 m por debajo de la superficie del líquido.

Basándose en estos puntos, se puede concluir que los TSE y las CSS son un medio simple pero efectivo para separar y sedimentar los sólidos. Sin embargo, sus fondos ligeramente inclinados dificultan la remoción de los sólidos sedimentados sin remover a la vez una cantidad significativa de agua sobrenadante. Los tanques de Achimota superaron esta dificultad al extender el ciclo de carga y reposo lo suficientemente como para permitir el secado de los lodos, permitiendo así su remoción en forma de sólidos. Esto aumentó el requerimiento de terreno y resultó en un deterioro gradual de la calidad del líquido. En Achimota los TSE dependían de tractores de carga frontal para la eliminación de los lodos secos, una opción cuya disponibilidad es poco probable en las plantas de tratamiento más pequeñas. En la sección referente a los lechos de decantación y de secado que se presenta más adelante en este capítulo se examina la posibilidad de adaptar el diseño de Achimota para permitir la sedimentación inicial por gravedad en un tanque relativamente poco profundo, la decantación del sobrenadante, y el secado de los lodos restantes después de la decantación.

El desempeño de los TSE similares a los de Acra y de las CSS podría mejorarse aumentando la inclinación del fondo lo suficientemente como para permitir la sedimentación de los sólidos por gravedad, para que estos alcancen un punto donde puedan ser removidos. Esto será difícil y costoso para los tanques rectangulares utilizados por ambas tecnologías. Se podría decir que una mejor opción sería sustituir los tanques rectangulares de flujo horizontal por tanques circulares o cuadrados, de flujo radial o vertical, como en los tanques de sedimentación y espesadores por gravedad de las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales. En la siguiente sección se explora esta posibilidad.

Espesadores por gravedad

Descripción del sistema

Espesadores por gravedad convencionales con rascadores mecánicos. Los espesadores por gravedad son utilizados para espesar los lodos producidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales antes de los procesos de digestión y deshidratación. Normalmente son de forma circular, con una inclinación hacia una tolva central y provistos de un mecanismo de rotación que mueve los lodos hacia la tolva. El fondo del tanque se inclina hacia la tolva central en una pendiente de 1 a 6, o más, y los lados de la tolva central deben estar a 60° con respecto a la horizontal (US EPA, 1987). Los rascadores mecánicos empujan los lodos sedimentados hacia la tolva, de donde son removidos por medio de un tubo de vaciado, ya sea por presión hidrostática o por bombeo. En la parte superior del espesador se proporciona un dispositivo para remover la espuma. La Figura 7.4 muestra un espesador por gravedad motorizado típico.

Cuando se utilizan para espesar los lodos primarios en el tratamiento de aguas residuales, los espesadores por gravedad suelen aumentar el contenido de sólidos de los lodos de 2–6 por ciento a 4–10 por ciento de sólidos secos (Metcalf y Eddy, 2003), y se puede esperar un desempeño similar o aún

mejor con los lodos sépticos bien digeridos. Sin embargo, existen muy pocos ejemplos de su uso en las plantas de tratamiento de lodos sépticos. En 2017 se puso en marcha un espesador por gravedad en una planta de tratamiento de lodos sépticos en Bali (Indonesia), pero no se dispone de detalles sobre su diseño o funcionamiento.

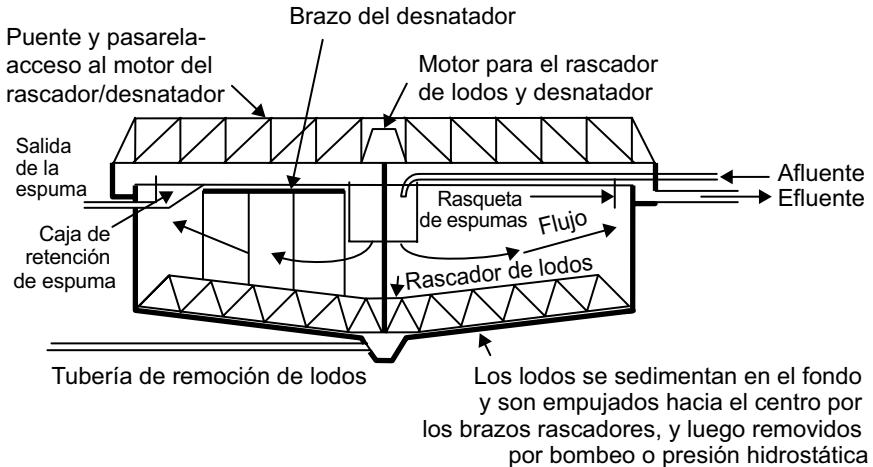


Figura 7.4 Espesador por gravedad convencional

Los espesadores por gravedad convencionales son mecánicamente complejos y requieren de buenas cadenas de suministro para la obtención de piezas de repuesto. Además, requieren la presencia de operadores cualificados con el conocimiento y las capacidades necesarias para el mantenimiento y reparación de la estructura mecánica del rascador/desnatador de espumas y del motor que los acciona. Si los lodos no se eliminan con regularidad se pueden acumular en el tanque, aumentando en consecuencia la carga en el rascador y provocando rápidamente fallas en los rodamientos, y finalmente el daño completo de la planta. Estos puntos sugieren que los espesadores por gravedad de forma circular con rascadores mecánicos deben ser considerados únicamente para las plantas de tratamiento de lodos sépticos grandes que cuenten con el personal de mantenimiento mecánico debidamente capacitado, disponible en la propia planta o localmente.

Tanques con fondo tipo tolva. Los espesadores por gravedad convencionales son similares a los tanques de clarificación circulares que son utilizados para la sedimentación de sólidos en muchas plantas de tratamiento de aguas residuales. Las principales diferencias radican en el aumento de la profundidad de la pared lateral y en las tasas de desbordamiento superficial ligeramente inferiores recomendadas para los espesadores por gravedad. Las similitudes entre los espesadores por gravedad y los tanques de sedimentación sugieren la posibilidad de utilizar tanques con fondo tipo tolva para la separación sólido-

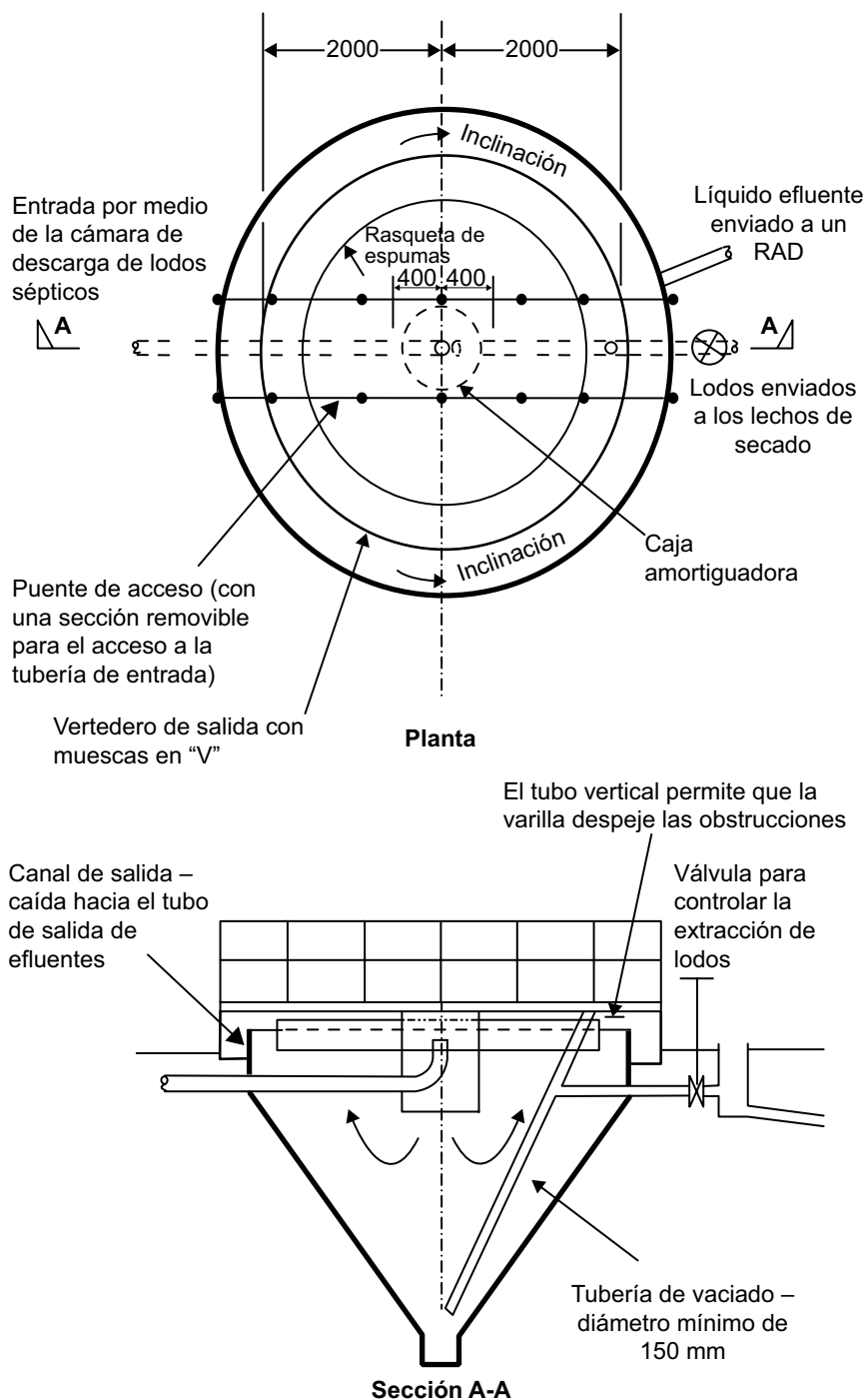


Figura 7.5 Planta y sección de un tanque de sedimentación con fondo tipo tolva típico

líquido. Históricamente, los tanques de sedimentación con fondo tipo tolva se utilizaban para una sedimentación primaria y secundaria en las plantas de tratamiento de lodos sépticos pequeñas y medianas. No tienen partes móviles y por lo tanto son fáciles de operar, y estas características hacen de ellos una opción atractiva en situaciones que carecen de una fuente de energía fiable y de personal altamente capacitado. El afluente entra al tanque a través de un tubo de alimentación central, fluye hacia abajo por la caja amortiguadora y luego hacia arriba por el cuerpo principal del espesador, y sale finalmente del tanque por un vertedero periférico. La velocidad de flujo ascendente debe ser menor que la velocidad de sedimentación de los sólidos, de manera tal que los sólidos sedimentables se depositen en el fondo del tanque. La Figura 7.5 muestra un tanque de fondo tipo tolva típico.

Los tanques con fondo tipo tolva dependen más de la gravedad que de un rascador mecanizado para mover los lodos hacia la tubería de eliminación de los mismos. Esto simplifica la operación, pero sólo será posible si los lados del tanque están lo suficientemente inclinados. La pendiente debe ser de al menos 60° con respecto a la horizontal para los tanques de planta cuadrada y de 45° con respecto a la horizontal para los tanques de planta circular (*Institute of Water Pollution Control*, 1980). Cuando las pendientes son menos pronunciadas, los lodos tienden a adherirse a los lados del tanque mientras que el agua relativamente clara fluye hacia la entrada de la tubería de vaciado de lodos. La necesidad de lados bien inclinados implica que la profundidad y, por lo tanto el costo de los tanques con fondo tipo tolva, aumenta rápidamente según el tamaño. Esto limita el tamaño del plano de los tanques con fondo tipo tolva a unos 9 m de ancho, lo que significa que su uso sólo será apropiado en plantas de tratamiento de aguas residuales que brinden servicios a pequeñas comunidades. Esto no debería ser un problema para el flujo significativamente inferior que se recibe en las plantas de tratamiento de lodos sépticos.

En Gran Bretaña, los tanques con fondo tipo tolva se vacían utilizando la presión hidrostática a través de un tubo que se extiende a lo largo del tanque desde el fondo de la tolva hasta una cámara. La Figura 7.5 muestra este arreglo. La salida del tubo se encuentra suficientemente por debajo del nivel del agua en el tanque como para proporcionar un gradiente hidráulico que permita generar el flujo de los lodos a través de la tubería cuando la válvula que lo controla esté abierta. Se puede utilizar un vertedero acampanado ajustable para variar la presión hidrostática. La presión hidrostática se utiliza para vaciar un tanque con fondo tipo tolva en una planta de tratamiento de lodos sépticos de un campo de desplazados internos en Sittwe (Myanmar). El vaciado de los lodos se requiere varias veces al día, y por lo tanto esto impide la consolidación de los lodos. Otra opción sería bombear los lodos fuera de la tolva, pero esto requiere un equipo mecánico y no funcionará si la bomba se avería o si hay cortes en el suministro de electricidad.



Foto 7.1 Espesador por gravedad con fondo tipo tolva en Sittwe (Myanmar)

Fuente: foto por Solidarités International

Consideraciones operacionales y de diseño

El alto contenido de sólidos en los lodos sépticos implica que el tamaño de los espesadores por gravedad se regirá normalmente por la carga de sólidos y no por la carga hidráulica. A menudo, el resultado será una tasa de desbordamiento superficial inferior a la tasa mínima recomendada por los textos estándar. En las plantas de tratamiento de aguas residuales, las bajas tasas de carga hidráulica pueden dar lugar a condiciones sépticas que causan problemas, con sólidos flotantes y olores. Este problema puede superarse mediante el reciclado del efluente para mantener condiciones aeróbicas, pero esto requiere una fuente de energía fiable y aumentará tanto los costos operacionales como la carga hidráulica en las unidades posteriores en el proceso de tratamiento. La dependencia en una fuente de energía fiable y en un equipo mecánico indica que no es prudente depender de la recirculación en plantas de tratamiento de lodos sépticos más pequeñas. Es probable que la tasa de desbordamiento superficial no sea un problema para los lodos sépticos, porque estos ya habrán sido bien digeridos antes de ser tratados, y por lo tanto es poco probable que presenten un cambio biológico significativo durante el tiempo que se encuentran en el espesador por gravedad. Si este es el caso, los espesadores por gravedad pueden ser diseñados para cumplir con los criterios de carga orgánica y para aceptar bajas velocidades que se reducen a cero durante la noche y en otros momentos en los que no haya vertidos o descargas en la estación. Esto está respaldado por el hecho de que la tasa de desbordamiento superficial recomendada (equivalente a la velocidad de flujo ascendente para los tanques de flujo vertical) para el TSE de Dakar es de $0.5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$ o $12 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$, por

debajo del rango de 15.5–31 m³/m² d recomendado para los espesadores por gravedad convencionales. La tasa de 0.5 m³/m² h es una tasa máxima y el caudal medio a través de los tanques de Dakar durante un período de 24 horas será tres veces inferior a esta tasa, cayendo a cero durante la noche.

Las dimensiones de los espesadores por gravedad deben diseñarse para hacer frente al flujo horario máximo estimado. Este está basado en la velocidad máxima a la que los camiones cisterna descargan su contenido en la planta, ajustada según sea necesario para permitir cualquier atenuación del flujo en las instalaciones de recepción de lodos sépticos y de tratamiento preliminar.

La eliminación regular de los lodos es fundamental para el buen funcionamiento de los espesadores por gravedad. Sin ella, se producirá una acumulación excesiva de sólidos que impedirá el funcionamiento de los rascadores mecánicos y bloqueará las tuberías de eliminación de lodos. El alto contenido de sólidos del afluente séptico implica que la eliminación de lodos se hace necesaria con mayor frecuencia que en tanques de tratamiento de aguas residuales municipales. La experiencia con un pequeño tanque con fondo tipo tolva utilizado para la separación sólido-líquido en la planta de Sittwe en Myanmar revela que la eliminación de sólidos se requiere varias veces al día (Solidarités International, comunicación personal). Si los lodos de los espesadores por gravedad convencionales no son eliminados regularmente, se producirá una acumulación excesiva de lodos en el espesador, lo que dará lugar a un aumento de la carga en el mecanismo de accionamiento de los rascadores y, con el tiempo, a una falla prematura de los rodamientos.

Los lodos sépticos entrantes contendrán sólidos flotantes, grasas y aceites que flotarán en la superficie de los tanques y formarán una capa de espuma. Hay que tomar medidas para retener este material flotante y retirarlo periódicamente. Para retener la espuma, se debe proporcionar un deflector o rasqueta de espumas, típicamente localizado a unos 0.3 m dentro del vertedero periférico y que se extienda al menos 200 mm por debajo de la superficie del agua. También es necesario prever la eliminación periódica de la espuma. Una opción sería proporcionar un vertedero ajustable que conduzca a una caja desde la cual una tubería controlada por una válvula dé acceso a la tubería de eliminación de lodos. El vertedero ajustable debe estar situado dentro de la rasqueta de espuma y preferiblemente cerca de la pasarela que atraviesa el tanque para permitir el acceso al operador. El primer paso para eliminar la espuma será que los operadores la empujen a través de la superficie del tanque hasta las proximidades del vertedero ajustable, utilizando una herramienta de “rastrillo” que consiste en una larga placa plana unida a un mango. El vertedero ajustable puede entonces bajarse y la válvula puede abrirse para permitir que se extraiga una mezcla de espuma y líquido de la parte superior del tanque. La Foto 7.2 muestra la disposición más simple instalada para permitir la extracción de espuma del tanque con fondo tipo tolva de Sittwe: un conducto controlado manualmente.



Foto 7.2 Arreglo para la remoción de espuma, tanque con fondo tipo tolva de Sittwe

Criterios de diseño y procedimiento

Para permitir la operación continua cuando una unidad esté fuera de servicio para su reparación y/o mantenimiento, deben proporcionarse al menos dos unidades dispuestas en paralelo. Las unidades deben funcionar en régimen de espera y cada una debe tener la capacidad suficiente para hacer frente a la totalidad de las cargas hidráulicas y de sólidos suspendidos cuando la otra se encuentre fuera de servicio.

Tabla 7.2 Criterios de diseño de un espesador por gravedad

<i>Parámetro</i>	<i>Símbolo</i>	<i>Unidad</i>	<i>Valor/rango recomendado</i>	<i>Observaciones</i>	<i>Referencias</i>
Tasa de carga de sólidos	SLR	kg/m ² h	4–6	Rango para los sólidos primarios (en tratamiento de aguas residuales)	WEF (2010)
Tasa de desbordamiento superficial	TDS	m ³ /m ² d	15.5–31	Rango igual a la tasa de desbordamiento superficial máxima para sólidos primarios (en tratamiento de aguas residuales)	WEF (2010), Metcalf y Eddy (2003)
Tiempo de retención hidráulico	TRH	h	2–6	Rango recomendado	WEF (2010)
Profundidad	Z	m	2–4		WEF (2010)

La Tabla 7.2 resume los criterios de diseño recomendados para los espesadores por gravedad circulares con rascadores mecánicos. A excepción de la profundidad, estos parámetros también se aplican a los tanques con fondo tipo tolva que reciben lodos sépticos.

A continuación se presenta el procedimiento de diseño:

1. Calcular la carga de diseño utilizando la ecuación:

$$L_s = \frac{Q_i P_d SST_i}{(t_{op})}$$

En donde: L_s = carga de diseño en kg/h.

SST_i = concentración media de sólidos suspendidos totales del afluente en g/l (kg/m^3).

Q = caudal medio a la planta (m^3/d).

P_d = factor diario máximo asumido o evaluado.

t_{op} = tiempo de operación de la planta en horas por día (h/d).

2. Calcular la superficie total requerida (A_T) (en m^2) dividiendo la carga de diseño de sólidos (L_s) por la tasa de carga de sólidos permisible (SLR , por sus siglas en inglés):

$$A_T = \frac{L_s}{SLR}$$

3. Calcular la superficie de cada espesador por gravedad de manera individual. Como ya se ha indicado, deben proporcionarse al menos dos unidades y la capacidad combinada de las unidades en funcionamiento debe ser suficiente para hacer frente a la carga de diseño cuando una unidad se ponga fuera de servicio para su mantenimiento o reparación. Esto requerirá que:

$$A_{\text{tanque}} = \frac{A_T}{(n - 1)}$$

En donde: A_{tanque} = superficie de una unidad.

n = número de unidades.

4. Calcular el volumen del tanque. El volumen (V_{tanque}) de un espesador por gravedad circular se da por la ecuación:

$$V_{\text{tanque}} = A_{\text{tanque}} Z$$

En donde: Z = profundidad media del tanque.

Para un tanque con fondo tipo tolva de planta circular, el volumen está dado por la ecuación:

$$V_{\text{tanque}} = \pi[r^2 Z + r^3 \tan \theta / 3]$$

En donde: r = radio del tanque.

z = profundidad desde el nivel superior de agua hasta la parte superior de la sección del tanque.

θ = ángulo de los lados de la tolva con respecto a la horizontal.

5. Calcular la tasa de desbordamiento superficial (*TDS*) y el tiempo de retención hidráulico (*TRH*) utilizando las ecuaciones:

$$TDS = 24 \frac{Q_i P_i}{t_{op} A_T}$$

$$TRH = 24 \frac{(n - 1) V_{tanque}}{Q_i}$$

La *TDS* se calcula para el flujo máximo hacia el tanque en el momento de descarga del camión cisterna. El *TRH* es el tiempo bajo las condiciones de flujo medio de diseño. Será más corto en los momentos de flujo máximo diario, pero incluso en esos momentos es probable que exceda el rango indicado en la Tabla 7.2.

6. Calcular la tasa de acumulación de sólidos en el espesador y determinar una frecuencia adecuada de vaciado.

$$MS_a = Q(SST_i) \left(\frac{\%SST_{rem}}{100} \right)$$

En donde: MS_a = tasa de acumulación de sólidos (materia seca) en kg/día
 Q = caudal diario en m³/d, que variará hasta un máximo de $Q_i P_d$
 SST_i = concentración de sólidos suspendidos totales en el afluente en g/l (kg/m³). Si SST_i permanece constante, la tasa de acumulación de materia seca aumentará con el flujo diario hasta alcanzar un valor máximo cuando $Q = Q_i P_d$
 $\%SST_{rem}$ = porcentaje de sólidos suspendidos totales removidos en el espesador.

La tasa de acumulación de lodos se da por la ecuación:

$$Q_{lodos} = \frac{100MS_a}{\%MS \times \rho_{lodos}}$$

En donde: Q_{lodos} = tasa de acumulación volumétrica de lodos en m³/d
 $\%MS$ = porcentaje de contenido de sólidos totales (materia seca) de los lodos removidos del fondo del tanque
 ρ_{lodos} = densidad de los lodos.

La densidad de los lodos puede considerarse de 1000 kg/m³. El contenido de materia seca de los lodos removidos del fondo del tanque depende de la naturaleza y el contenido de los sólidos presentes en los lodos afluentes. Las cifras dadas para los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales varían de 2 a 3 por ciento para los lodos activados, de 5 a 10 por ciento para los lodos primarios y de hasta 12 por ciento para los lodos primarios digeridos anaeróbicamente provenientes de los digestores primarios (Metcalf y Eddy, 2003). La cifra más pertinente para los lodos sépticos se encuentra en el rango de 6 a 7 por ciento registrado en el tanque de sedimentación y espesamiento de Dakar, como se muestra en el Recuadro 7.1. Según estas cifras, es probable que el contenido de sólidos de los lodos removidos de los espesadores por gravedad se sitúe en un rango del 6 al 10 por ciento. Para el diseño debe asumirse una cifra

en este rango. Se debe comprobar la cifra real en condiciones operacionales y en consecuencia se deben ajustar las recomendaciones de diseño para la tasa de acumulación de lodos y la frecuencia de vaciado.

El intervalo de vaciado dependerá del contenido de sólidos totales y de las características de sedimentación del afluente. El personal operacional debe seleccionar un sistema de vaciado adecuado basándose en la experiencia operacional de la planta. La masa y el volumen de los lodos removidos durante cada vaciado se dan por las ecuaciones:

$$m_w = \frac{MS_a}{f_{\text{vaciado}}}$$

y:

$$V_{\text{lodos}} = \frac{m_w}{\%MS \times \rho_{\text{lodos}}} = \frac{MS_a \times 100}{f_{\text{vaciado}} \times \%MS \times \rho_{\text{lodos}}}$$

En donde: f_{vaciado} = número de veces que el tanque es vaciado durante un día típico.

m_w = masa de lodos removida durante cada vaciado.

V_{lodos} = volumen de lodos húmedos removidos durante cada vaciado.

Es posible decidir primero la frecuencia de vaciado y luego utilizar estas ecuaciones para calcular la masa y el volumen de los lodos removidos. Para los tanques con fondo tipo tolva, la mejor opción será determinar la frecuencia de vaciado requerida para remover un volumen determinado de lodos. En este caso, la segunda ecuación se reorganiza de la siguiente manera:

$$f_{\text{vaciado}} = \frac{MS_a \times 100}{V_{\text{lodos}} \times \%MS \times \rho_{\text{lodos}}}$$

Independientemente de la frecuencia de vaciado, los factores fundamentales para el diseño de las instalaciones de deshidratación posteriores serán el volumen de lodos removidos en un día y el contenido de sólidos en ellos.

Como se indicó anteriormente, en las plantas de tratamiento de aguas residuales convencionales, cuando el tiempo de retención hidráulico excede el valor de referencia recomendado, la práctica más común consiste en recircular el flujo en el espesador por gravedad para aumentar la tasa de flujo y así reducir el tiempo de retención hidráulico. Para el tratamiento de lodos sépticos, este proceso será apropiado únicamente para plantas de mayor tamaño, en donde los recursos requeridos para manejar la recirculación se encuentren disponibles. Dado que los lodos sépticos normalmente estarán bien digeridos, el aumento del tiempo de retención no debería causar un aumento en la septicidad. Por consiguiente, debería ser posible omitir la recirculación, incluso cuando el TRH sea inferior a la cifra mínima recomendada que figura en la Tabla 7.2. Es necesario realizar más investigaciones para confirmar esta opinión.

Cuando se decida que la recirculación es necesaria y posible, el procedimiento para calcular el caudal de recirculación será el siguiente:

- Seleccionar un tiempo de retención hidráulico (TRH^*) en el extremo inferior del rango recomendado en la Tabla 7.2.
- Determinar el caudal total (Q_T) necesario para lograr ese TRH para el volumen del tanque calculado en el paso 4 más arriba, usando la siguiente ecuación:

$$Q_T = \frac{V_{\text{tanque}} \times 24}{TRH^*}$$

- Calcular el caudal de recirculación (Q_R) sustrayendo el caudal del afluente, ya que este variará a lo largo del día (Q) con respecto a Q_T .

$$Q_R = Q_T - Q$$

A continuación se presenta un ejemplo de diseño para un tanque con fondo tipo tolva. Este diseño revela la necesidad de un vaciado frecuente, lo que confirma la experiencia con el tanque con fondo tipo tolva instalado en la planta de tratamiento de lodos sépticos que presta servicio a los campos de desplazados internos cerca de Sittwe en Myanmar, el cual tiene que ser vaciado alrededor de 12 veces por día.

Ejemplo de diseño: espesador por gravedad con fondo tipo tolva

Un espesador por gravedad debe ser diseñado para tratar un flujo medio de lodos sépticos de 100 m³/día con una concentración media de sólidos en el afluente de 20 000 mg/l. La descarga máxima del día es 1.5 veces la descarga media en la planta. Las cifras de carga y los parámetros de diseño asumidos se enumeran a continuación.

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad
Flujo medio	Q_i	100	m ³ /d
Coefficiente máximo diario	P_d	1.5	–
Concentración de sólidos del afluente	SST_i	20 000	mg/l
Tasa de carga de sólidos	SLR	6	kg/m ² h
TRH deseado	TRH	6	h
Profundidad hasta la parte superior de la tolva	z	1	m
% remoción de SST	% SST_{rem}	60	%
Frecuencia de vaciado	f_{vaciado}	A calcular	veces/d
Horas de funcionamiento	t_{op}	12	h/d
Número de unidades	n	2	–
% contenido de materia seca en lodos	% MS	6	%
Densidad de los lodos	ρ_{lodos}	1000	kg/m ³

1. Calcular la carga de diseño (L_s):

$$L_s = 100 \text{ m}^3/\text{d} \times 1.5 \times 20\,000 \text{ mg/l} = \frac{1000 \text{ l}}{1 \text{ m}^3} \times \frac{1 \text{ kg}}{1\,000\,000 \text{ mg}} \times \frac{1 \text{ d}}{12 \text{ h}}$$

$$= 250 \text{ kg/h}$$

2. Calcular la superficie requerida:

$$A_r = \frac{250 \text{ kg/h}}{6 \text{ kg/m}^2 \text{ h}} = 42 \text{ m}^2$$

3. Determinar el número de espesadores y su diámetro.

Diseño para dos espesadores en servicio y uno de reserva, cada uno proporcionando 50 por ciento de la capacidad requerida en el flujo máximo de diseño.

Radio de cada espesador = $\sqrt{[42/(2\pi)]} = 2.58 \text{ m}$, es decir 3 m.

4. Calcular el volumen del tanque:

Considerar los tanques con fondo tipo tolva, circulares, con 1 m de pared vertical lateral por encima de la tolva, y con tolvas cuyas paredes laterales se inclinen a 45° con respecto a la horizontal:

$$V_{\text{tanque}} = 2 \times \pi \times (3^2 \times 1 + 3^3 \tan 45^\circ/3) = 113 \text{ m}^3$$

5. Calcular y verificar la tasa de desbordamiento superficial y el tiempo de retención hidráulico:

$$\text{TDS en el flujo máximo diario} = \frac{100 \times 1.5 \text{ m}^3/\text{d}}{42 \text{ m}^2} = 3.6 \text{ m/d}$$

$$\text{TRH} = \frac{113 \text{ m}^3 \times 24 \text{ h}}{150 \text{ m}^3/\text{d}} = 0.75 \text{ d} = 18 \text{ h}$$

El TRH es mayor y la TDS es menor que aquellas cifras recomendadas para los espesadores por gravedad que tratan los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Para un TRH de 6 horas (0.25 d) (el TRH será aún más alto si se usa el caudal medio diario), el caudal total Q_r tendría que ser:

$$Q_r = \frac{113 \text{ m}^3 \times 24}{6} = 452 \text{ m}^3/\text{d}$$

El caudal de recirculación requerido (QR) en el caudal medio diario será de $(452 - 100) \text{ m}^3/\text{d} = 352 \text{ m}^3/\text{d}$ o un promedio de cerca de 4 l/sec. Dada la naturaleza digerida de los lodos sépticos, no es muy probable que la septicidad sea un problema y por lo tanto no se ha asumido la recirculación.

6. Calcular la masa y el volumen de sólidos acumulados en el fondo del espesador: si 60 por ciento de los sólidos que entran al espesador por gravedad se sedimentan, la tasa de acumulación de materia seca durante el flujo máximo será:

$$DS_a = (150 \text{ m}^3/\text{d} \times 20 \text{ kg/m}^3 \times 60/100) = 1800 \text{ kg/d}$$

Con un contenido de materia seca del 6 por ciento, la producción diaria de lodo será:

$$V_{\text{lodos}} = [(1800 \text{ kg/d})/(10^{-3} \text{ m}^3/\text{kg})]/6/100 = 30$$

Esto se dividirá entre los dos tanques con fondo tipo tolva, por lo que se deben retirar 15 m³ de lodo de cada tanque cada día. Si los tanques se vacían cuando la profundidad de lodos en la tolva alcanza 1.25 m, el volumen que deberá ser retirado cada vez que el tanque es vaciado será de $(1,25 \pi)/3 = 2,04 \text{ m}^3$. Por lo tanto, cada tanque necesitará vaciarse entre siete y ocho veces al día, a intervalos de 1.5 horas para un día de trabajo de 12 horas.

Lechos de decantación y de secado

Como se indicó anteriormente, los lechos de secado convencionales son simples y fáciles de operar, pero requieren de un terreno mucho mayor que las otras tecnologías de separación sólido-líquido. Los lechos de decantación y de secado son una posible opción para combinar la simplicidad de los lechos de secado convencionales con un requerimiento de terreno menos importante (US EPA, 1987). La Figura 7.6 presenta un diagrama de un lecho de decantación y de secado, como los que se utilizan en los EE. UU. El lecho de decantación está pavimentado, de manera que el líquido se elimina por evaporación y decantación en lugar de hacerlo por percolación a través de un lecho poroso de arena y grava. El lodo se mezcla para evitar la formación de costras en la superficie del líquido que inhibirían la evaporación. Los lodos llegan por un tubo vertical localizado en el centro del lecho. Desde este punto, que es el punto más alto del lecho, el fondo se inclina hacia los bordes del lecho con una tasa de 0.2 a 0.3 por ciento. El exceso de agua sobrenadante se extrae gracias a tuberías situadas en cada esquina del lecho. Esta disposición requiere válvulas telescópicas de altura ajustable cuya altura se pueda reducir para permitir que el agua sobrenadante sea decantada. Una serie de dispositivos manuales serían una alternativa más simple.

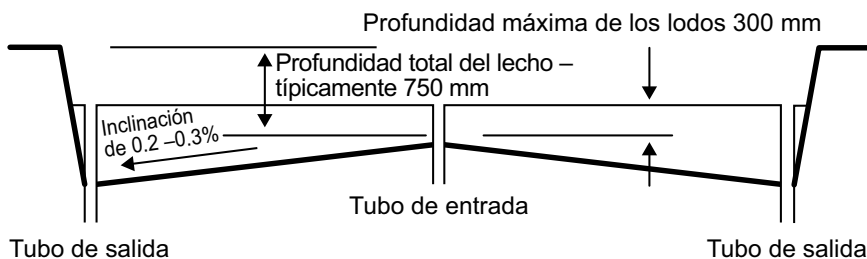


Figura 7.6 Sección de un lecho de decantación y de secado

Según la US EPA, es posible decantar entre 20 y 30 por ciento de la fracción líquida de los lodos con buenas características de sedimentación. En general, los lodos sépticos digeridos tienen buenas características de sedimentación, y gracias a esto es posible que una mayor proporción de su fracción líquida pueda ser decantada. Varios ciclos de alimentación y decantación pueden ser necesarios antes de que los lodos parcialmente deshidratados se dejen en reposo para dar paso a la evaporación. El tiempo de retención en el lecho

depende de las condiciones climáticas y de los dispositivos previstos para la agitación. La US EPA reportó una tasa de carga de diseño de 244 kg SST/m² por año para los lechos de decantación y de secado en Roswell, Nuevo México, en donde el clima es cálido y seco (US EPA, 1987). Al igual que las CSS de sólidos y los TSE descritos anteriormente, los lechos de decantación y de secado funcionan basándose en el principio de carga repetida en una sola unidad, seguida de un período de reposo durante el cual se permite que los lodos se deshidraten. El caudal hidráulico de los TSE de Ghana y las CSS de Indonesia, aunque significativamente menor al de los espesadores por gravedad, suele ser 50 veces mayor (o más) a la tasa de eliminación de líquidos en los lechos de secado convencionales. Esto indica que los lechos de decantación y de secado requieren un espacio más pequeño que los lechos de secado convencionales. Así pues, estos pueden ser una alternativa sencilla pero efectiva a los lechos de secado cuando no se disponga de terreno suficiente y no existan los sistemas de gestión necesarios para operar tecnologías más sofisticadas. En la Figura 7.7 se muestra una posible disposición de un lecho de decantación de poca profundidad, que incorpora características de los TSE de Achimota, y en el Recuadro 7.2 se muestra un posible ciclo de carga que incluye cálculos y tasas de carga aproximados.

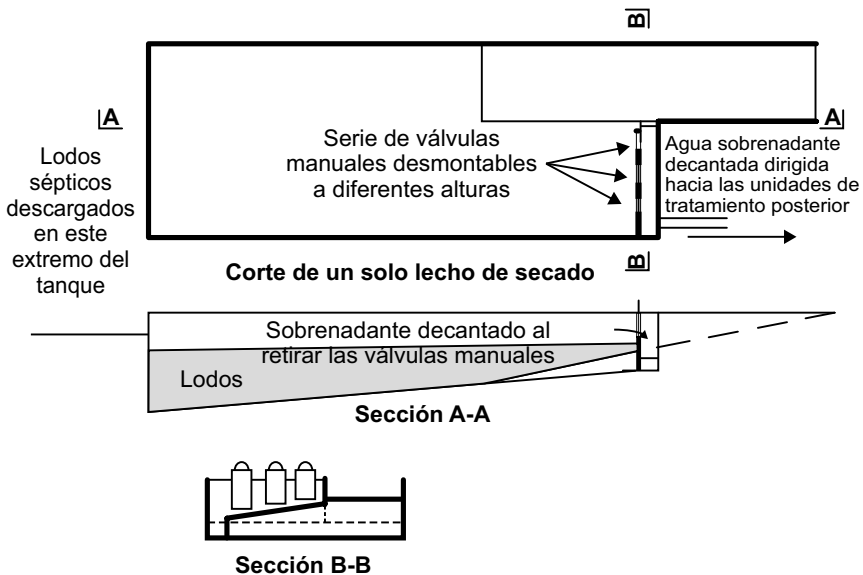


Figura 7.7 Ejemplo de una cámara de separación sólido-líquido poco profunda

Es necesario realizar más investigaciones, incluyendo ensayos de campo, para evaluar y cuantificar los posibles beneficios de los lechos de decantación y de secado y establecer directrices de diseño y funcionamiento. Entre los puntos que se han de investigar figuran la duración del ciclo operacional

que se debe utilizar, las tasas de carga de sólidos que se pueden alcanzar, la profundidad a la que se puede decantar el agua sobrenadante sin arrastrar una gran cantidad de sólidos, la profundidad óptima de los lechos/lagunas y la probable calidad del agua sobrenadante decantada. Debido a la falta de pruebas operacionales, no se dan directrices de diseño detalladas en este libro. Es probable que el uso más apropiado de los lechos de decantación y de secado sea para lograr una mayor tasa de carga de sólidos, en comparación con la que se logra utilizando los lechos de secado convencionales para los lodos sépticos con un bajo contenido de sólidos.

Recuadro 7.2 Posibles procedimientos operacionales para los lechos de decantación y de secado

Fase de carga o alimentación – tres días. Los lodos sépticos son descargados en un solo lecho de secado con una capacidad suficiente para recibir todos los lodos sépticos entregados durante este período. Para $40 \text{ m}^3/\text{d}$, la capacidad de retención de 3 días sería de 120 m^3 . Si la profundidad de los lodos sépticos se limita a 600 mm, se necesitará una superficie total de $120/0.6 = 200 \text{ m}^2$, es decir, $20 \text{ m} \times 10 \text{ m}$.

Fase de decantación – un día debería ser suficiente, al final del cual el sobrenadante podrá ser removido. La altura del lodo puede entonces reducirse a un nivel de 200 a 250 mm. La remoción del sobrenadante puede hacerse con válvulas manuales colocadas a diferentes alturas.

Fase de secado – la duración de este paso dependerá de la tasa de secado, pero en climas cálidos es probable que se encuentre en el rango de 7 a 15 días.

Fase de vaciado – su duración dependerá de la disponibilidad de herramientas y mano de obra, pero normalmente toma unos dos días.

Basándose en estos períodos, el ciclo total para un solo lecho de secado sería de entre 13 y 21 días, requiriendo entre cinco y siete lechos de secado.

La tasa de carga de sólidos totales (ST), para una concentración de $10\,000 \text{ mg/l}$ y un ciclo de carga de 21 días, sería de 104 kg ST/m^2 por año. Para un lecho convencional con una profundidad de lodos de 200 mm y un ciclo de carga de 12 días, la carga de ST sería de 61 kg/m^2 por año. La superficie requerida aumentará de 1400 m^2 a 2400 m^2 . Esto sería a expensas de la reducción de la calidad de la fracción líquida combinada de sobrenadante y percolado extraída del lecho.

Prensas mecánicas

Resumen

Durante muchos años se han utilizado dispositivos mecánicos de deshidratación para deshidratar los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Estos requieren menos terreno que otros procesos de separación sólido-líquido, pero exigen un suministro de electricidad fiable, una mano de obra cualificada, polímeros químicos caros y una cadena de suministro de piezas de repuesto eficaz. Estos requisitos deben considerarse en la etapa de planificación.

En el capítulo se consideran dos tipos de prensas principales: la prensa de tornillo y el filtro prensa de banda. Ambos han sido utilizados para el tratamiento de lodos fecales y sépticos en los países de ingresos bajos. En general se utilizan inmediatamente después del cribado y la eliminación de arenas, y en este libro se consideran como una tecnología de separación sólido-líquido, aunque también se pueden utilizar para la deshidratación de los sólidos separados, como se explicará más adelante en el capítulo 9. Las prensas mecánicas tienen bajos costos de energía en comparación con las centrífugas, la otra opción mecánica de separación y deshidratación de sólidos y líquidos. Otros costos operacionales que deben considerarse al evaluar las opciones de deshidratación mecánicas son los gastos de mantenimiento periódico, de las piezas de repuesto y del polímero. Normalmente, el costo del polímero será el mayor costo operacional, y las proyecciones financieras también deben tener en cuenta la posibilidad de gastos ocasionales en reparaciones importantes y en la sustitución de componentes defectuosos y/o desgastados. Las prensas mecánicas requerirán operadores capacitados con los conocimientos necesarios para supervisar el rendimiento y ajustar las tasas de dosificación de los polímeros para optimizarlo. La continuidad del rendimiento dependerá de la disponibilidad de personal de mantenimiento con los conocimientos y aptitudes adecuados y de cadenas de suministro eficaces para las piezas de repuesto.

Los fabricantes de prensas mecánicas deberían ser involucrados en el proceso de planificación y diseño. El procedimiento habitual consiste en especificar el rendimiento requerido de la prensa y solicitar presupuestos a varios fabricantes. Normalmente, una vez que se haya seleccionado un proveedor preferido, este participará de cerca en el diseño detallado del equipo.

Descripción del sistema

Las prensas mecánicas separan el líquido de los sólidos al ejercer presión sobre los lodos y forzar el líquido separado a través de un filtro o malla fina que retiene los lodos deshidratados. Se requiere la adición de un polímero químico aguas arriba de la prensa para preparar los lodos y mejorar la eficacia de la deshidratación. Se puede realizar una solución diluida del polímero (normalmente 0.5 por ciento o menos), ya sea a partir de una emulsión o de un polvo, para ser mezclada con los lodos en un tanque de floculación. El lodo se bombea al tanque de floculación, desde el cual fluye hacia la prensa. El lodo deshidratado se traslada a una banda transportadora mientras que el líquido drena y se recolecta por separado. A continuación se ofrece más información sobre las prensas de tornillo y los filtros prensa de banda.

Prensa de tornillo. Las prensas de tornillo separan los líquidos de los sólidos al forzar los lodos a través de un tornillo o un alimentador de tornillo sin fin contenidos dentro de una cesta de tamiz perforada. El diámetro del tornillo aumenta con la distancia a lo largo del eje mientras que el espacio

entre sus giros disminuye, de modo que el espacio entre la cesta, el eje y los giros disminuye continuamente y el lodo se comprime en un espacio cada vez más pequeño. El resultado es un aumento de la presión a lo largo de la prensa. Se utilizan sondas de presión para controlar y monitorear la presión y así asegurar el desempeño del tratamiento. La prensa inclinada incluye un cono de contrapresión neumático o ajustado manualmente que ejerce una presión constante sobre los lodos en el extremo de descarga de la prensa. El agua extraída del lodo cae a un canal colector en el fondo de la prensa, que la transporta a la siguiente etapa de tratamiento. La torta deshidratada sale por el extremo de la prensa para su almacenamiento, disposición final o secado posterior en un lecho de secado o en un secador térmico. Se utiliza periódicamente agua a alta presión dentro de la prensa para su limpieza. La Foto 7.3 muestra la prensa de tornillo en la planta de tratamiento de lodos sépticos de Duri Kosambi, en Yakarta.



Foto 7.3 Prensa de tornillo de Duri Kosambi, Yakarta

Filtro prensa de banda. Los filtros prensa de banda separan líquidos de sólidos utilizando gravedad y presión aplicada entre bandas de tela. El proceso normalmente implica cuatro pasos: pre-acondicionamiento, drenaje por gravedad, compresión lineal de baja presión y compresión con rodillos de alta presión (y corte). Después del pre-acondicionamiento, los lodos pasan por una zona de drenaje donde el líquido se drena por gravedad. Luego pasa a una zona de baja presión, donde dos bandas se unen para exprimir el líquido de los sólidos, forzando el líquido a través de las bandas de tela. En la mayoría de los casos, los lodos se someten entonces a una mayor presión al ser

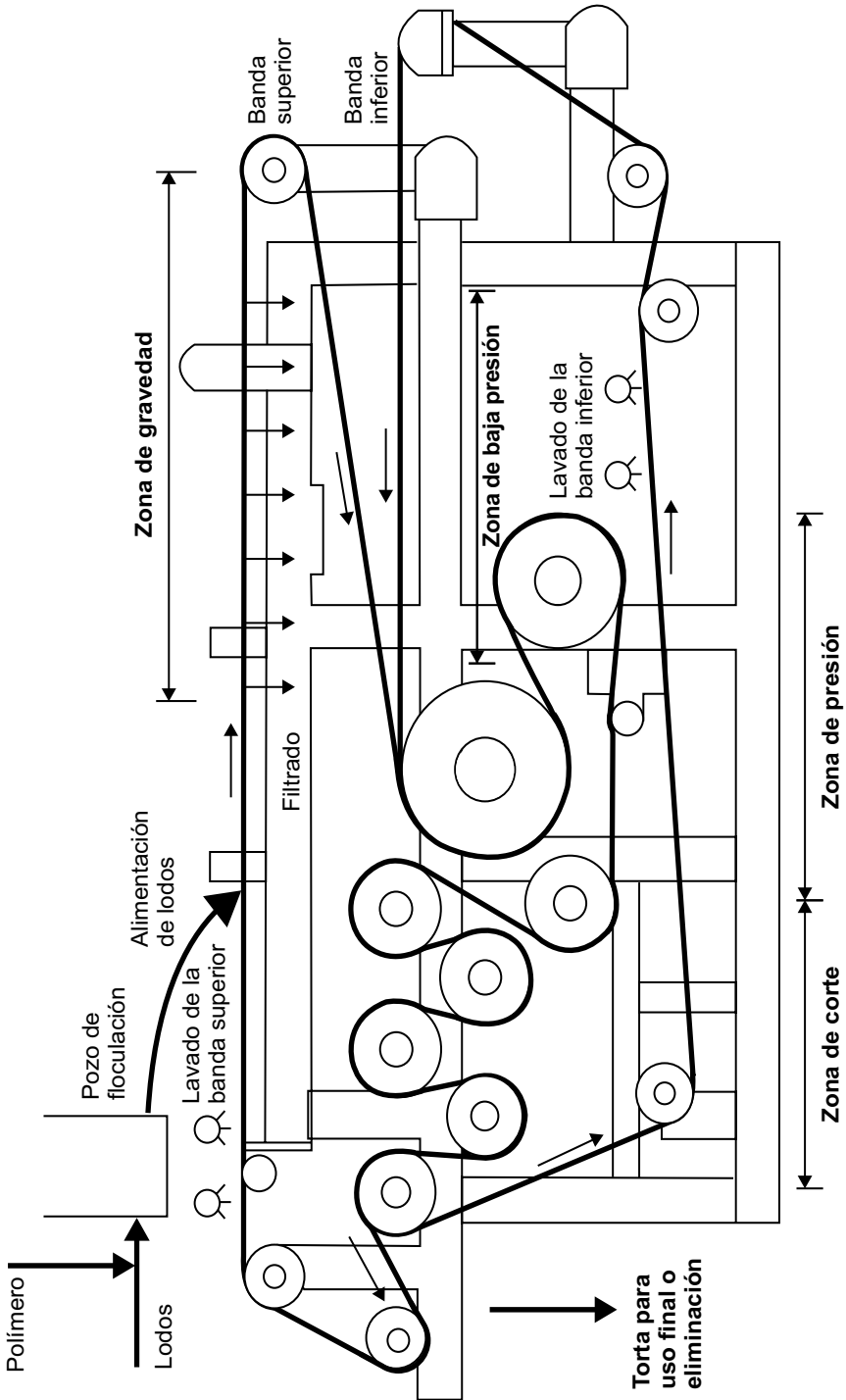


Figura 7.8 Vista esquemática de un filtro prensa de banda
Fuente: WEF (2010)

forzados entre una serie de rodillos, que crean fuerzas de corte o separación y compresión para deshidratar aún más los lodos. La torta de lodo deshidratado se raspa entonces de las bandas para ser transportada a la siguiente etapa de tratamiento o disposición final. Las bandas se limpian con agua de lavado a alta presión después de cada pasada. La Figura 7.8 y la Foto 7.4 muestran una vista esquemática de un filtro prensa de banda y una foto de una instalación para el tratamiento de lodos sépticos, respectivamente.



Foto 7.4 Filtro prensa de banda en la planta de tratamiento de lodos sépticos de Duri Suwung, Denpasar (Indonesia)
Fuente: Chengyan Zhang de Stantec

Desempeño

Las prensas mecánicas pueden recibir lodos con un contenido de sólidos tan bajo como del 1 por ciento, aunque se prefiere un contenido de sólidos del 2 por ciento o más. Los lodos con un bajo contenido de sólidos necesitarán un mayor tiempo de deshidratación, de manera tal que el tamaño de las prensas será determinado por la carga hidráulica en lugar de la carga de sólidos cuando el material a tratar sean lodos sépticos con un bajo contenido de sólidos. El contenido final de sólidos de los lodos deshidratados suele oscilar entre el 15 y el 25 por ciento para ambos tipos de prensa. El desempeño depende de las características de los lodos, la dosificación de los polímeros y las características y el funcionamiento del equipo (por ejemplo, en el caso de los filtros prensa de banda: configuración del drenaje por gravedad, velocidad de la banda, presión aplicada, etc.). Los lodos estabilizados o digeridos, incluidos la mayoría de los tipos de lodos sépticos, pueden deshidratarse hasta alcanzar un

mayor contenido de sólidos que el de los lodos fecales frescos o de los lodos activados. Ambos tipos de prensas pueden remover 85 a 95 por ciento de los sólidos contenidos en los lodos crudos (WEF, 2010). La Tabla 7.3 presenta una comparación resumida de la prensa de tornillo y el filtro prensa de banda. Gillette *et al.* (2009) proporcionan información adicional.

Tabla 7.3 Comparación resumida de las tecnologías de deshidratación mecánica

<i>Tecnología</i>	<i>Operación</i>	<i>Mantenimiento</i>	<i>Desempeño de deshidratación</i>	<i>Costo</i>
Prensa de tornillo	Agua de lavado por presión media intermitente (<10% caudal de lodos)	Menos partes para mantener	Puede recibir lodos con bajo contenido en sólidos (<1%)	Costos de capital más altos Costos operacionales ligeramente inferiores
	Operación más simple		Contenido final de sólidos de 15 a 25%	
	Unidades cerradas que mantienen el entorno limpio y seguro		Características de lodos a tratar no homogéneas	
	Bajo consumo de energía			
Filtro prensa de banda	Agua de lavado continua (caudal de lodos de 50–100%)	Equipo fácil de mantener (rodillos, rodamientos, bandas)	Puede tratar lodos con un contenido de sólidos tan bajo como de un 0.5% (utilizando una prensa de 3 bandas)	Costos de capital más bajos Costos operacionales ligeramente superiores
	Las unidades no cerradas son complicadas de operar, permiten la visibilidad del rendimiento del proceso, pero presentan un peligro para la salud por los gases y aerosoles nocivos	Más partes para monitorear o inspeccionar y mantener	Contenido final de sólidos secos de 15 a 25%	
	Bajo consumo de energía		Se puede proporcionar con mayor capacidad para una sola unidad	

Consideraciones operacionales y de diseño

Muchas consideraciones operacionales y de diseño se aplican tanto a los filtros prensa de banda como a las prensas de tornillo, por lo que ambos se examinan conjuntamente aquí, y se señalan sus diferencias cuando proceda. Los puntos que deben considerarse al evaluar las opciones incluyen la colaboración del fabricante durante el diseño, los requisitos de tratamiento preliminar y posterior, los requisitos del sistema auxiliar y de soporte, las consideraciones operacionales y de mantenimiento, y las consideraciones ambientales y de seguridad.

Colaboración del fabricante durante la selección y el diseño. Esto es necesario debido a las diferencias existentes en el desempeño, las especificaciones, las necesidades de configuración y las necesidades operativas continuas de cada modelo. Antes de discutir las opciones con los fabricantes, es importante haber adquirido cierta comprensión de las características del material que se va a tratar y poder evaluar la forma en que sus productos se enfrentarán a esas características. Por ejemplo, algunos fabricantes de filtros prensa de banda tienen prensas con tres bandas, lo que permite controlar la banda de la zona de drenaje por gravedad independientemente de las bandas de la zona de presión, característica particularmente valiosa para los lodos diluidos.

Requisitos de tratamiento preliminar y posterior para una operación efectiva. Los requisitos de tratamiento preliminar para las prensas mecánicas incluyen:

- *La remoción de la arena y de los sólidos espesos.* Esto es particularmente importante para los filtros prensa de banda, ya que los sólidos que no se han cribado, especialmente vidrio y materiales duros, pueden dañar las bandas. Es mejor hacer esto utilizando rejillas finas que se limpien mecánicamente, diseñadas para eliminar tanto la arena como los sólidos más grandes.
- *Balance y mezcla del flujo.* Esto es importante para atenuar las variaciones de flujo resultantes de la entrega intermitente de lodos y las características altamente variables de las cargas de los camiones cisterna. En el capítulo 6 se presentaron soluciones sencillas para compensar las variaciones del flujo de lodo. La mezcla para homogeneizar los flujos entrantes podría llevarse a cabo en un tanque, utilizando la aireación para agitar el contenido del tanque y efectuar la mezcla.
- *Acondicionamiento con polímeros.* Como ya se ha señalado, lo normal es mezclar el polímero con los lodos en un tanque de floculación situado antes de la prensa. Los operadores deben estar capacitados para supervisar el desempeño y ajustar la dosis del polímero según sea necesario en respuesta a los cambios en las características de los lodos. Se debe solicitar a los fabricantes que proporcionen asesoría sobre el diseño de sistemas para añadir polímeros a sus prensas.

Después del tratamiento, los lodos deshidratados deben alejarse de las prensas para ser almacenados o sometidos a un tratamiento adicional. Normalmente, los lodos separados caen de la prensa a una banda transportadora que los lleva a una zona de almacenamiento.

El uso final previsto para los sólidos determina si estos requieren un tratamiento adicional o no. Las opciones de deshidratación y secado se describen en los capítulos 9 y 10. El líquido separado en las prensas mecánicas necesitará un tratamiento adicional para cumplir con los estándares típicos de descarga de efluentes, como se describe en el capítulo 8. Una prensa mecánica bien operada debería lograr reducir el contenido orgánico y de sólidos suspendidos de los líquidos separados. Estas reducciones deben ser equivalentes a aquellas

alcanzadas por los lechos de secado de arena y significativamente más altas que aquellas que se logran por sedimentación simple.

Normalmente, los fabricantes de prensas de lodos pueden ofrecer un paquete de tratamiento completo, que incluye la eliminación de arena y de sólidos, la mezcla de flujo según sea necesario, la provisión de soluciones de adición y mezcla de polímeros, las prensas de lodos en sí y la provisión posterior para la eliminación de lodos y líquidos que han pasado por la prensa.

Muchos fabricantes ofrecen sistemas integrados que combinan el tratamiento preliminar, las prensas de lodos y el transporte de los lodos tratados. Por ejemplo, las plantas de tratamiento de lodos sépticos de Duri Kosambi y Pulo Gebang en Yakarta usan prensas de tornillo inclinadas, instaladas como elementos en un sistema de tratamiento integrado que incluye:

- Cribado mecánico y remoción de la arena.
- Dosificación de polímeros.
- Deshidratación con prensas de tornillo.
- Transporte por bandas transportadoras a zonas de almacenamiento/secado cubiertas.

La operación de las prensas mecánicas requiere una fuente fiable de agua de lavado limpia y presurizada. Es posible limpiar los filtros prensa de banda con aire comprimido, pero este método no es ampliamente utilizado. Se puede utilizar un colador en la tubería de suministro de agua de lavado para evitar que los desechos obstruyan las boquillas rociadoras del sistema de lavado. El agua de lavado se proporciona de manera intermitente, normalmente varias veces por hora para las prensas de tornillo, y continuamente para los filtros prensa de banda. El agua de lavado requerirá un tratamiento posterior y esto debe tenerse en cuenta al diseñar los procesos de tratamiento de líquido de salida. Los requerimientos típicos de aguas de lavado para las prensas de tornillo y los filtros prensa de banda son:

- *Prensas de tornillo.* El caudal de agua de lavado instantáneo puede variar de 70 a 450 litros por minuto, normalmente a una presión de al menos 4 bar (400 kPa). El promedio total del caudal de agua de lavado oscila entre el 2 y el 9 por ciento del caudal de alimentación de sólidos (según WEF, 2010).
- *Filtros prensa de banda.* El caudal de agua de lavado instantáneo puede variar de 70 a 450 litros por minuto, normalmente a una presión de hasta 8 bar (800 kPa). El promedio total del caudal de agua de lavado oscila entre el 50 y el 100 por ciento del caudal de alimentación de sólidos (según WEF, 2010).

El desempeño de las prensas mecánicas debe ser monitoreado de manera continua. Esto es necesario para que la dosis del polímero pueda ajustarse según sea necesario en respuesta a los cambios en las características de los lodos entrantes. También facilita la detección temprana de cualquier problema. Este tipo de monitoreo no será posible a menos que el personal haya recibido la formación adecuada.

Las cadenas de suministro deben abarcar tanto los insumos, en particular el suministro de polímeros, como las piezas de repuesto. Para asegurar un rápido suministro de piezas de repuesto, se recomienda exigir que el fabricante esté localmente presente, preferiblemente de forma directa, pero en su defecto, a través de un agente autorizado.

Los diseños deben tener en cuenta la necesidad de mantenimiento y reparaciones. Se deben instalar al menos dos prensas con sus sistemas de dosificación de polímeros y de agua de lavado correspondientes, de manera tal que el tratamiento pueda continuar si una prensa se encuentra fuera de servicio. Para tener en cuenta los períodos en que las prensas se desmantelan para su mantenimiento y reparación, la capacidad total proporcionada debe superar el flujo máximo de lodo estimado. Lo ideal sería que se disponga de una o más prensas en uso y una tercera prensa de reserva, con sistemas de dosificación de polímeros y de agua de lavado de reserva, según proceda. Se podría considerar la opción de reducir los costos de capital ampliando el período de funcionamiento de las prensas restantes cuando una de ellas esté fuera de servicio. Es probable que esta opción sólo sea viable cuando las cadenas de suministro sean buenas, de modo que se reduzca al mínimo el tiempo de mantenimiento y reparación.

Los filtros prensa de banda requieren un mayor mantenimiento que las prensas de tornillo, ya que cuentan con un mayor número de componentes y partes móviles, incluyendo las bandas, los rodillos y rodamientos. El operador debe prestar atención a ambos tipos de equipo para inspeccionar cualquier falla de los rodamientos y mantener las boquillas del sistema de lavado limpias y efectivas. Los operadores también deben vigilar el estado de las bandas y mantener la zona de drenaje de lodo por gravedad libre de obstrucciones y de acumulación de lodos.

Los diseños deben tener en cuenta los problemas ambientales y de salud. Las prensas de tornillo son compactas y cerradas para que no generen molestia ambiental. Los filtros prensa de banda pueden ser abiertos o cerrados. Un arreglo abierto es más barato, permite la inspección de los procesos de deshidratación y facilita el acceso. El diseño debe permitir un buen flujo de aire alrededor de las prensas, con el fin de minimizar los posibles problemas sanitarios y ambientales derivados de los aerosoles, los patógenos y los gases nocivos liberados en el área alrededor de las prensas. Los filtros prensa de banda cerrados están disponibles, pero tienen un mayor costo, son susceptibles a la corrosión, limitan la visibilidad y normalmente requerirán de un sistema de tratamiento de olores para transportar y/o tratar los gases y olores peligrosos mencionados. Dado que las prensas mecánicas tienen piezas móviles, la capacitación en seguridad de los operarios debe cubrir la necesidad de tomar las precauciones adecuadas cuando se trabaja cerca de equipos en movimiento. En el Recuadro 7.3 se proporciona información sobre la experiencia con prensas de tornillo en el Gran Yakarta (Indonesia). En él se ilustran algunos de los puntos identificados anteriormente.

Recuadro 7.3 Experiencia con las prensas de tornillo en el Gran Yakarta (Indonesia)

Las plantas de tratamiento de lodos sépticos de Duri Kosambi y Pulo Gebang, en Yakarta, y la planta de tratamiento de lodos sépticos cercana de Bekasi proporcionan estudios de caso útiles sobre el funcionamiento de los sistemas de deshidratación con prensas de tornillo. Los operadores en las plantas de Yakarta no ajustan la cantidad de polímero agregada a los lodos sépticos, como lo había programado el fabricante en el momento en que las prensas fueron encargadas. Algunos de los problemas significativos en las plantas de Yakarta, particularmente en Duri Kosambi, fueron fugas de las prensas y, a veces, la mala calidad del filtrado. El suelo de baldosas era peligrosamente resbaladizo debido a la fuga de la prensa. La fuga puede haber sido una consecuencia del mal funcionamiento de los sensores de presión y/o el desgaste de los sellos causados por la mala eliminación de arena y sólidos a la salida de las prensas. (En Duri Kosambi, las cribas mecánicas fueron omitidas debido a los problemas señalados en la leyenda de la Figura 8.8.) La mala calidad del filtrado se relacionaba en general con una mala dosificación del polímero porque el suministro de agua a los sistemas de polímeros y algunos sensores que controlaban la composición del polímero habían fallado, lo que dio lugar a una mezcla ad hoc del polímero, proporcionando concentraciones variables del mismo a las prensas.

A pesar de estas deficiencias, ambas plantas producían lodos aptos para ser transportados por bandas transportadoras hacia grandes superficies cubiertas, descritas como “zonas de secado de lodos”. En la práctica, estas funcionaban como zonas de almacenamiento, y no fue necesario seguir con el proceso de secado. Los lodos secos se han acumulado a lo largo de los años en que las prensas de tornillo han estado en funcionamiento. Tanto en Duri Kosambi como en Pulo Gebang, el agua extraída del lodo se trata en una serie de lagunas. En ambos lugares se dispone de sistemas de aireación para las lagunas, mediante aireadores de superficie en Duri Kosambi y aireación de burbujas en Pulo Gebang, pero se utiliza únicamente de manera intermitente.

La ausencia de cadenas de suministro efectivas puede comprometer el desempeño de las prensas de tornillo y otros dispositivos mecánicos de deshidratación a largo plazo. La primera prensa de tornillo en Pulo Gebang, instalada en 2010, ya no funcionaba en 2014. La razón dada por el personal fue la falta de disponibilidad de repuestos para los componentes dañados, que sólo se podían obtener en Alemania. Del mismo modo, parece que los retrasos en la sustitución de los sensores de presión que fallaron se debieron a que los repuestos eran inasequibles o no se podían conseguir. Dado que el fabricante tenía una empresa agente local en Yakarta, parece que el problema puede haber sido causado por la falta de fondos para comprar las piezas y no por la imposibilidad de enviarlas a Indonesia.

Bekasi, también en el Gran Yakarta, es un ejemplo más reciente y hasta la fecha sin problemas del uso de prensas de tornillo. Las prensas se instalan en una nueva instalación de tratamiento de lodos sépticos de 100 m³/día operada por una empresa de tratamiento de lodos recientemente creada. Para asegurar el funcionamiento eficaz de la instalación, la empresa de servicios públicos contrató y capacitó al personal debidamente cualificado, haciéndolo participar en la ejecución desde el momento en que se seleccionó el equipo, de modo que conocieran las decisiones clave de diseño y pudieran desarrollar una estrecha relación con el fabricante de las prensas de tornillo.

Criterios y procedimientos de diseño

La selección y el dimensionamiento de las prensas mecánicas se basan principalmente en la carga de sólidos y la carga hidráulica. Otros parámetros que influirán en el diseño son el número de horas que las prensas funcionarán cada día y, en el caso de los filtros prensas de banda, el ancho de estas. En la

Tabla 7.4 se resumen los criterios de diseño recomendados para las prensas de tornillo y los filtros prensa de banda.

Tabla 7.4 Resumen de los criterios de diseño de una prensa mecánica

<i>Parámetro</i>	<i>Símbolo</i>	<i>Prensa de tornillo – rango recomendado</i>	<i>Filtro prensa de banda – rango recomendado</i>	<i>Observaciones sobre el rol del proveedor en el diseño</i>
Tasa de carga de sólidos (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 2014)	λ_s	15–1900 kg/h	180–1600 kg/h m	Confirmar con el proveedor del equipo – puede variar según las características de los lodos
Tasa de carga hidráulica	λ_1	0.3–48 m ³ /h (WEF, 2010)	6–40 m ³ /h m (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 2014)	Confirmar con el proveedor del equipo
Ancho de la banda	W_b	No aplica	0.5–3.0 m (normalmente 1–2 m)	Confirmar con el proveedor del equipo
Dosis de polímero	C_p	3–17.5 g de polímero/kg de sólidos secos (WEF, 2010)		Depende de las características de los lodos y el tipo de polímero Confirmar con el proveedor del polímero y el fabricante del equipo después de realizar pruebas con muestras de lodos
Tiempo de operación por día	t_{op}	4–12 horas/día (normalmente el mismo período en que se reciben los lodos de los camiones cisterna)		Proporcionar esta información al proveedor del equipo

Las tasas de carga dadas en la Figura 7.4 son compatibles con las tasas de carga de sólidos e hidráulica de las plantas de tratamiento de lodos sépticos más grandes en donde es más probable que se utilicen prensas mecánicas. Por ejemplo, la tasa de carga hidráulica en una planta de tratamiento que recibe 400 m³/d de lodos sépticos durante un período de ocho horas será de 50 m³/h. Si el contenido de sólidos de los lodos sépticos es del 1.5 por ciento, la tasa de carga de sólidos en el período de ocho horas será de 750 kg/h. En este caso, la carga hidráulica será crítica. Para los lodos sépticos con un contenido de sólidos superior al 3 por ciento, la carga de sólidos será probablemente crítica.

Procedimiento de diseño de una prensa mecánica. El equipo de prensa mecánica debe seleccionarse y diseñarse en consulta con los proveedores del equipo, ya que los parámetros de diseño son específicos de cada fabricante y modelo. La información proporcionada a los proveedores debería incluir lo siguiente: carga hidráulica, incluyendo información sobre las tasas de flujo media y máxima, el período de funcionamiento propuesto, las características de los lodos (SST y SSV) y la fuente de los lodos, que pueden influir en las características de los mismos

y, por ende, en el desempeño de la prensa. Con base en esta información, el proveedor propondrá normalmente un sistema que satisfaga las necesidades del comprador, dando información sobre el tamaño y el número de prensas de tornillo, la tasa de carga de sólidos (diseño y capacidad máxima), la tasa de carga hidráulica (diseño y capacidad máxima), el tamaño y la capacidad del sistema de polímeros (tamaño de la bomba y del tanque de almacenamiento), la dosis y el consumo de polímeros y las necesidades de agua de lavado.

A continuación se resume el cálculo aproximado para determinar los parámetros básicos de diseño y la escala probable de utilización de los polímeros.

1. Determinar las cargas volumétricas media y máxima diarias y calcular la carga de masa máxima diaria:

$$m_{sp} = Q_{sp} \times SST$$

$$m_{sm} = Q_{sm} \times SST$$

En donde: Q_{sp} = volumen máximo diario de lodos sépticos descargados para tratamiento en m^3/d .

Q_{sm} = volumen medio diario de lodos sépticos descargados para tratamiento en m^3/d .

SST = concentración de sólidos suspendidos totales en los lodos sépticos entrantes en g/l (kg/m^3).

m_{sp} = carga máxima diaria de sólidos en kg/d .

m_{sm} = carga media diaria de sólidos en kg/d .

2. Calcular las cargas hidráulica y de sólidos máximas por hora en las prensas:

$$Q_{sph} = Q_{sp}/t_{op}$$

$$m_{sph} = Q_{sph} \times SST$$

En donde: Q_{sph} = caudal horario máximo a tratar (m^3/h).

m_{sph} = carga de sólidos secos horaria máxima a tratar (kg/h).

t_{op} = número de horas de operación de las prensas durante un día normal de trabajo.

3. Determinar el número de unidades requeridas:

Se debe comparar la carga de sólidos y la carga hidráulica calculadas con la información sobre la capacidad del equipo proporcionada por los fabricantes. En el caso de las prensas de tornillo, se deben elegir las unidades que proporcionen al menos la capacidad suficiente para hacer frente a las cargas hidráulica y de sólidos máximas por hora. Se debe proporcionar un mínimo de dos unidades y los cálculos deben indicar la estrategia propuesta para hacer frente cuando una de las prensas esté fuera de servicio para su reparación y/o mantenimiento.

Para los filtros prensa de banda, se debe calcular la capacidad por unidad de ancho y utilizarla para evaluar el ancho de banda requerido. Este será el mayor de los valores obtenidos de las siguientes ecuaciones:

$$w_b = \frac{m_{spH}}{\lambda_s}$$

$$w_b = \frac{Q_{spH}}{\lambda_1}$$

En donde: w_b = ancho total requerido de la banda (m).

λ_s = capacidad de sólidos secos nominal del modelo de filtro prensa de banda en cuestión (kg/m h).

λ_1 = capacidad hidráulica nominal del modelo de filtro prensa de banda en cuestión (m³/m h).

4. Calcular el requerimiento de dosificación de polímero:

Una evaluación del requerimiento anual de polímeros será necesaria al comparar los costos operacionales de las diferentes opciones de separación sólido-líquido entre ellos. Las necesidades máximas diarias y medias anuales de polímeros vienen dadas por las ecuaciones:

$$m_{\text{polímero, día}} = \frac{m_{sp} C_p}{1000}$$

$$m_{\text{polímero, año}} = \frac{m_{sm} C_p D}{1000}$$

En donde: $m_{\text{polímero, día}}$ = necesidad máxima diaria de polímeros (kg).

$m_{\text{polímero, año}}$ = necesidad anual de polímeros (kg).

C_p = necesidad de polímero (g de polímero/kg de sólidos en los lodos sépticos).

D = número de días que la planta opera/funciona en el año (d/año).

La dosis del polímero depende del polímero específico utilizado y de las características de los lodos. El proveedor del polímero o el fabricante del equipo puede indicar la dosis probable requerida, pero la dosis siempre debe confirmarse mediante la realización de pruebas de jarras.

Ejemplo de cálculo de diseño de una prensa de tornillo

En este ejemplo se considera el requisito de una prensa de tornillo para realizar la separación sólido-líquido en una planta de tratamiento diseñada para recibir 150 m³ de lodos sépticos durante 5 días a la semana, 52 semanas al año.

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad
Tiempo de operación	t_{op}	8	h/d
Carga hidráulica máxima	Q_{sp}	150	m ³ /d
Carga hidráulica media	Q_{sm}	100	m ³ /d
Contenido de sólidos en el afluente	SST	20	kg/m ³
Necesidad de polímero	C_p	10	g/kg de sólidos

1. Calcular la carga máxima y media de materia seca:

$$m_{sp} = 150 \text{ m}^3/\text{d} \times 20 \text{ kg}/\text{m}^3 = 3000 \text{ kg}/\text{d}$$

$$m_{sm} = 100\text{m}^3/\text{d} \times 20 \text{ kg}/\text{m}^3 = 2000 \text{ kg}/\text{d}$$

2. Calcular la carga hidráulica y de materia seca máximas por hora:

$$Q_{sph} = \frac{150 \text{ m}^3/\text{d}}{8 \text{ h}/\text{d}} = 18.75 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$m_{sph} = (18.75 \text{ m}^3/\text{h})(20 \text{ kg}/\text{m}^3) = 375 \text{ kg}/\text{h}$$

3. Determinar el número de unidades requeridas.

Tanto la carga hidráulica como la de sólidos se encuentran dentro del rango de diseño de una única prensa de tornillo, como se muestra en la Figura 7.4. Dado el contenido relativamente bajo de sólidos en los lodos sépticos entrantes, es probable que la carga hidráulica sea crítica, pero esto siempre debe comprobarse con los fabricantes de prensas de tornillo adecuadas. Para permitir la continuidad del funcionamiento, se deben proporcionar al menos dos prensas de tornillo, cada una con una capacidad nominal de 18.75 m³/h para que funcionen en modo de servicio/espera, o dos prensas de tornillo de servicio, cada una con una capacidad nominal de al menos 9.4 m³/h, con una unidad de reserva para un total de tres prensas.

Alternativamente se deben determinar los requerimientos si se proporcionan filtros prensa de banda.

En base a los equipos disponibles (a ser confirmado con los proveedores), se debe asumir una tasa de carga de sólidos de 400 kg/m h y una tasa de carga hidráulica de 15m³/m h.

4. En base a la carga de sólidos:

$$w_b = \frac{375 \text{ kg}/\text{h}}{400 \text{ kg}/\text{m h}} = 0.9375 \text{ m}$$

5. En base a la carga hidráulica:

$$w_b = \frac{18.75 \text{ m}^3/\text{h}}{15 \text{ m}^3/\text{m h}} = 1.25 \text{ m}$$

El ancho requerido de la banda depende de la tasa de la carga hidráulica. Se deben proporcionar dos unidades con una banda de al menos 1.25 m de ancho para operar en régimen de servicio/espera. La mayoría de los fabricantes proporcionan filtros prensa de banda en una gama de anchos estándar, típicamente múltiplos de 0.5 m. La utilización de dos prensas con una banda de 1.5 m de ancho proporcionará cierta capacidad adicional para atender a las diversas características de los lodos.

6. Calcular las necesidades diarias y anuales de polímeros:

$$m_{\text{polímero,día}} = 3000 \text{ kg sólidos}/\text{d} \times \left(\frac{10 \text{ g polímero}}{\text{kg sólidos}} \right) \times \left(\frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}} \right) = 30\text{kg}/\text{d}$$

$$m_{\text{polímero,año}} = 2000 \text{ kg sólidos}/\text{d} \times \left(\frac{10 \text{ g polímero}}{\text{kg sólidos}} \right) \times \left(\frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}} \right) \times \left(\frac{52 \text{ semanas} \times 5 \text{ días}}{1 \text{ año}} \right) = 5200 \text{ kg polímero}/\text{año}$$

Es importante señalar que las necesidades anuales de polímeros secos se basan en la carga media durante un año y no en la carga máxima.

Puntos clave de este capítulo

La Tabla 7.5 resume la información presentada en este capítulo sobre el desempeño de las diferentes opciones de separación sólido-líquido. Esto incluye información sobre la tasa de desbordamiento superficial para las tecnologías que dependen de la sedimentación por gravedad.

Tabla 7.5 Comparación de las principales opciones de separación sólido-líquido consideradas en este capítulo

Opción de separación sólido-líquido	Contenido típico de sólidos en los lodos separados	Porcentaje de reducción de la concentración en el líquido		Tasa de desbordamiento superficial ($m^3/m^2 d$)
		SST	DBO	
Lechos de secado sin plantas	Al menos 20% (más viable en climas cálidos y secos y con un mayor tiempo de retención)	95% ¹	70–90% ¹	0.005–0.015
Lagunas anaeróbicas	Típicamente 10%	Probablemente 80%	Depende de la temperatura – cerca de 60% a 20 °C	Típicamente alrededor de 0.6 dependiendo de la retención No aplica
Filtros prensa de banda	Típicamente 12–35% dependiendo del tipo de lodos	95%		
Espesamiento por gravedad en tanques con fondo tipo tolva	4–10% Típicamente 6%	30–60%	30–50%	Hasta 30
TSE de Dakar²	6%	50% (pero depende de la duración del ciclo)	65–80%	12
Achimota TSEs³	Hasta 15%	50% o más	10–20% después de 4 semanas de carga	0.25–0.5

Notas: ¹ Ver capítulo 9 para más información.

² La información brindada sobre los TSE de Dakar se basa en Dodane y Bassan (2014).

³ La información brindada sobre los TSE de Achimota se basa en Heinss *et al.* (1998). Se podría lograr un desempeño similar con los lechos de sedimentación y de secado.

Los puntos clave en este capítulo son los siguientes:

- Los mecanismos para la separación sólido-líquido incluyen la sedimentación, la presión, la filtración y la evaporación. Las prensas de lodos requieren menos terreno que los sistemas que dependen de la sedimentación, y estos a su vez requieren significativamente menos terreno que aquellos sistemas que dependen de la filtración y la evaporación.

- Cuando se dispone de terreno pero la capacidad operacional es limitada, los lechos de secado son una buena opción para combinar la separación sólido-líquido y la deshidratación de los lodos. Estos lechos se deben considerar cuando los lodos que se van a tratar, sean sépticos o no, tengan un contenido de sólidos del 5 por ciento o más, preferiblemente después de la digestión parcial si el lodo está fresco.
- Cuando los recursos operacionales son limitados y los lodos sépticos a tratar tienen un bajo contenido de sólidos, la separación sólido-líquido puede combinarse con un tratamiento biológico en lagunas anaeróbicas. Esta opción solo será viable si existen sistemas efectivos para garantizar que las lagunas se vacíen regularmente.
- En todas las demás situaciones, se recomienda la separación sólido-líquido antes del tratamiento separado para las fracciones sólidas y líquidas.
- Los TSE son una tecnología de separación sólido-líquido reconocida. Existen dos tipos distintos de tanques: el diseño ghanés, que cuenta con un ciclo operativo de ocho semanas dejando que los lodos se sequen hasta alcanzar un estado sólido, momento en que se retiran con tractores de carga frontal; y el diseño senegalés, que cuenta con un ciclo operativo más corto, con los lodos siendo bombeados al final de cada ciclo. Ambos son procesos que funcionan bajo un sistema por lotes.
- El diseño del TSE ghanés tiene algunas similitudes con el concepto del lecho de sedimentación y de secado descrito por la US EPA. Se permite que el agua sobrenadante fluya a través del tanque durante aproximadamente cuatro semanas, y después el contenido se deja secar durante otras cuatro semanas antes de eliminarse con tractores de carga frontal. El diseño podría posiblemente modificarse para usar tanques menos profundos, provisiones para decantar el agua sobrenadante y quizás un ciclo operativo reducido. Esta opción, que combina la sedimentación inicial en una laguna con el secado posterior en lo que en realidad es un lecho de secado, podría desarrollarse para su uso en pequeñas plantas de tratamiento donde los recursos de gestión sean limitados.
- Los TSE senegaleses tienen un diseño similar al de los espesadores por gravedad rectangulares, pero no cuentan con un mecanismo rascador para mover los lodos acumulados a un sumidero, lugar desde donde podrían extraerse mediante presión hidrostática o una bomba. En ausencia de tal disposición, es probable que los lodos extraídos del tanque se mezclen con agua sobrenadante, lo que aumentará su contenido de agua. También existe el riesgo de que los lodos se acumulen en el tanque con el tiempo.
- Una alternativa para estos TSE para las plantas de tratamiento medianas sería proporcionar tanques con fondo tipo tolva para la separación sólido-líquido, retirando los lodos del fondo de la tolva a intervalos frecuentes. Los lodos no habrán tenido tiempo de consolidarse, pero este arreglo disminuye sustancialmente la posibilidad de que el agua

sobrenadante se extraiga junto con los lodos. La clave del éxito de esos tanques será la gestión activa del proceso de extracción de lodos. Sin él, la acumulación de lodos llevará a la falla del sistema. Los cálculos y la experiencia operacional sugieren que la eliminación de los lodos será necesaria varias veces al día.

- Las prensas de lodos son una opción viable para las plantas de tratamiento más grandes. Típicamente producen lodos con un contenido de sólidos en el rango del 15 al 25 por ciento, significativamente superior al 5-10 por ciento que podría lograrse con la mayoría de las formas de separación por gravedad. Su necesidad de energía es baja, pero su buen rendimiento depende de la adición de polímeros. Las prensas deben ser consideradas en las plantas más grandes si existen o se pueden instituir sistemas adecuados de funcionamiento y mantenimiento, así como cadenas de suministro eficaces de polímeros y piezas de repuesto.
- En el pasado, los tanques Imhoff se utilizaron como una tecnología de separación sólido-líquido. Lamentablemente, la rápida tasa de acumulación de lodos derivada del alto contenido de sólidos de los lodos sépticos hace que sea necesario un vaciado frecuente, lo que debilita la justificación de un sistema que incorpore la digestión de los sólidos. Por esta razón, este libro no recomienda el uso de los tanques Imhoff.

Referencias bibliográficas

- Badji, K., Dodane, P-H., Mbéguéré, M. y Koné, D. (2011) *Traitement des boues de vidange: éléments affectant la performance des lits de séchage non plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage*, Dübendorf: EAWAG/SANDEC <https://www.pseau.org/outils/ouvrages/eawag_gestion_des_boues_de_vidange_optimisation_de_la_filiere_2011.pdf> [consultado el 24 de marzo de 2018].
- Bassan, M., Dodane, P-H. y Strande, L. (2014) 'Treatment mechanisms', in L. Strande, M. Ronteltap, and D. Brdjanovic (eds), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <https://www.un-ihe.org/sites/default/files/fsm_book_lr.pdf> [consultado el 24 de marzo de 2018].
- Dodane, P-H. y Bassan, M. (2014) 'Settling-thickening tanks', in L. Strande, M. Ronteltap, and D. Brdjanovic (eds), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <www.un-ihe.org/sites/default/files/fsm_ch06.pdf> [consultado el 3 de abril de 2018].
- Gillette, R., Swanbank, S. y Overacre, R. (2009) *Improved Efficiency of Dewatering Alternatives to Conventional Dewatering Technologies*, 2009 PNCWA Webinar, Recent Developments in Biosolids Management Processes, <<http://www.pncwa.org/assets/documents/Alternative%20Dewatering%20Technologies%20Gillette%20200908%20pncwa.pdf>> [consultado el 8 de marzo de 2018].

- Heinss, U., Larmie, S.A. y Strauss, M. (1998) *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics: Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design*, 2nd edn (SANDEC Report No. 05/98), Dübendorf: Eawag/Sandec <https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HEINSS%201998%20Solids%20Separation%20and%20Pond%20Systems%20For%20the%20Treatment%20of%20Faecal%20Sludges%20In%20the%20Tropics.pdf> [consultado el 24 de marzo de 2018].
- Heinss, U., Larmie, S. y Strauss, M. (1999) *Characteristics of Faecal Sludges and their Solids-Liquid Separation*, Dübendorf: Eawag/Sandec <https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HEINSS%20et%20a%201994%20Characteristics%20of%20Faecal%20Sludges%20and%20their%20Solids-Liquid%20Separation.pdf> [consultado el 24 de marzo de 2018].
- Institute of Water Pollution Control (1980) *Manuals of British Practice in Water Pollution Control: Unit Processes, Primary Sedimentation*, Maidstone, Kent: IWPC.
- Kraehenbuehl, M. y Hariot, O. (2015) *Assessment of latrine desludging, transport of human waste and treatment at the sludge treatment station (STS) in Sittwe Camp, Myanmar*, Myanmar: Solidarités International (informe sin publicar).
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 4th edn, New York: McGraw Hill.
- Strande, L., Ronteltap, M. y Brdjanovic, D. (2014) *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA <www.sandec.ch/fsm_book> [consultado el 17 de noviembre de 2017]
- Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R. and Burton, F. (2014) *Wastewater Engineering: Treatment and Resources Recovery*, New York: McGraw Hill Education.
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P. y Zurbrügg, C. (2014) *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*, 2nd edn, Dübendorf: Eawag/Sandec <<http://www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf>> [consultado el 25 de marzo de 2018].
- US EPA (1987) *Innovations in Sludge Drying Beds: A Practical Technology*, Columbus, OH: EPA <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/200045M2.PDF?Dockey=200045M2.PDF>> [consultado el 8 de marzo de 2018].
- WEF (2010) *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, WEF Manual of Practice no. 8*, 5th edn, Alexandria, VA: WEF Press.

CAPÍTULO 8

Tratamiento de líquidos

En este capítulo se examinan las opciones para el tratamiento de los lodos sépticos líquidos y la fracción líquida separada de los lodos fecales y sépticos producida tras la separación sólido-líquido. Las propuestas de tratamiento deben tener en cuenta la alta concentración del líquido a tratar y la necesidad de producir un efluente que pueda ser utilizado o descargado en el medioambiente de manera segura, cumpliendo con las normas de vertimiento cuando sea necesario. Esto significa que normalmente será necesario utilizar más de una etapa de tratamiento, en donde el tratamiento aeróbico será utilizado luego del anaeróbico. El volumen relativamente bajo de los lodos fecales y su mayor contenido de sólidos hace que a menudo se traten como lodos y no como líquidos. Por lo tanto, este capítulo se centra en el tratamiento de los lodos sépticos. El capítulo abarca principalmente las tecnologías que pueden utilizarse en las plantas de tratamiento independiente de lodos sépticos, pero también proporciona información sobre las cuestiones que deben tenerse en cuenta al evaluar las opciones de co-tratamiento con las aguas residuales municipales.

Palabras clave: fracción líquida, alta concentración, tratamiento anaeróbico, tratamiento aeróbico, requerimientos de descarga, requerimientos de uso final.

Introducción

Objetivos de tratamiento del flujo líquido

Como se señaló en capítulos anteriores, los objetivos principales de los procesos de tratamiento de lodos fecales y sépticos son garantizar que sus productos no causen daños ni a la salud pública ni al medioambiente. El objetivo principal cuando el efluente líquido se descarga en un curso de agua natural es reducir la carga orgánica y de sólidos suspendidos a niveles que cumplan con las normas pertinentes de descarga y que no afecten negativamente la calidad del agua (especialmente la concentración de oxígeno disuelto) en el cuerpo de agua receptor. Dependiendo de la naturaleza, de los usos y de la calidad del curso de agua receptor, puede ser necesario eliminar los nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo). Si existe la posibilidad de que el líquido tratado se utilice para irrigar cultivos o espacios públicos, también será necesario reducir las concentraciones de patógenos a niveles seguros para proteger la salud pública. La mayoría de los países de ingresos bajos cuentan con normas de descarga para la concentración de efluentes orgánicos y sólidos suspendidos, expresadas en términos de demanda bioquímica de oxígeno de cinco días (DBO_5) o demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST). Algunos

países también establecen normas para los nutrientes, incluyendo el fósforo, el nitrato y el amoníaco, como se ilustra en la Tabla 4.1 que presenta las normas establecidas en Malasia. Las directrices de la OMS de 1989, resumidas en la Tabla 4.2, recomiendan concentraciones de patógenos aceptables para los líquidos tratados que se utilizan para la irrigación de cultivos y espacios públicos.

Este capítulo trata las opciones de tratamiento para reducir las cargas orgánicas y los sólidos suspendidos en los efluentes. Además, se incluye información acerca de algunas opciones simples y económicas para la eliminación de patógenos. Las opciones de tratamiento que se centran explícitamente en la eliminación de nutrientes no se examinan aquí. El fósforo puede eliminarse utilizando ya sea sales metálicas o cal para precipitar el fosfato y así removerlo del flujo líquido. El método de eliminación de nitrógeno más común en las plantas de tratamiento de aguas residuales es añadir una etapa anóxica a los procesos de lodos activados (Metcalf y Eddy, 2003; WEF, 2010). Estos procesos son más complejos que las opciones relativamente simples de eliminación de la DBO y los SST descritas en este capítulo y generan costos de capital y operativos mucho más elevados. Por esta razón, la eliminación de nutrientes debe ser considerada únicamente cuando el efluente vaya a ser descargado en un cuerpo de agua que plantee un riesgo de eutrofización. Cuando se den dichas situaciones, a menudo será mejor buscar una alternativa de eliminación de efluentes, por ejemplo, la utilización del efluente en el riego restringido.

Muchas de las tecnologías de tratamiento descritas en este capítulo son adecuadas tanto para el tratamiento independiente de la fracción líquida de los lodos fecales y sépticos como para su co-tratamiento con las aguas residuales municipales. Los temas que deben tenerse en cuenta al considerar el co-tratamiento se abordan a lo largo del capítulo cuando sea pertinente, en una subsección y al final del mismo.

Desafíos y opciones de tratamiento

Las concentraciones de DBO, DQO y amoníaco en los lodos fecales y sépticos son mucho mayores que en las aguas residuales municipales, tal como es el caso de la fracción líquida extraída después de la separación sólido-líquido. Otros factores que deben considerarse al evaluar las opciones de tratamiento son las características del material a tratar y la probabilidad de que las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos estén sujetas a grandes variaciones de carga. Con respecto al primero de los factores mencionados, los lodos sépticos extraídos de los pozos de percolación, las letrinas de pozo húmedo y las fosas sépticas vaciados con poca frecuencia normalmente serán digeridos de manera uniforme y el potencial de reducción orgánica adicional será menor que el de las aguas residuales municipales. Las dos medidas que determinan la posibilidad de tratar cualquier agua residual son su contenido de sólidos volátiles (SV), normalmente expresado como un porcentaje de sólidos totales

(ST), y la relación existente entre la DQO y la DBO_5 . Para medir el contenido de ST, se debe evaporar el agua presente en una muestra de 1 litro de aguas residuales y luego pesar el residuo. Los ST están constituidos por los sólidos disueltos totales (SDT) y los SST. El contenido de SST en las aguas residuales se mide determinando el peso seco del residuo que queda después de pasar una muestra de 1 litro de aguas residuales a través de un papel filtro de poros finos. El contenido de SDT se obtiene entonces gracias a que $\text{ST} = \text{SST} + \text{SDT}$. La distinción entre SDT y SST es bastante arbitraria en el sentido de que el contenido de SST medido depende del tamaño de los poros del papel filtro. Los SDT pueden incluir sales minerales que están presentes en el agua de donde provienen las aguas residuales. Tanto los SDT como lo SST incluyen una fracción de sólidos volátiles (sólidos disueltos volátiles (SDV) y sólidos suspendidos volátiles (SSV)) que, como ocurre con los SV, suele expresarse como una fracción de SDT o SST, según corresponda. El porcentaje de SV es un indicador del contenido orgánico, y un alto valor de SV a ST implica la posibilidad de que deba realizarse un tratamiento biológico posterior. El contenido de SSV de las aguas residuales sin tratar normalmente se sitúa en el rango de 75 a 80 por ciento de SST (Metcalf y Eddy, 2003, Tabla 3-15). Las cifras que se presentan en la Tabla 8.1 sugieren que el contenido de SSV de los lodos sépticos y fecales normalmente serán inferiores. También muestran una tendencia a que el contenido de SSV en las muestras de lodos fecales y sépticos sea ligeramente superior al contenido de SV de estas. Una posible explicación es que los lodos sépticos y los lodos fecales bien digeridos contienen una alta proporción de partículas finas bien digeridas, las cuales no se sedimentan fácilmente y por lo tanto permanecen en la fracción líquida, reduciendo su contenido de SV y por lo tanto su capacidad de tratamiento. Independientemente de ello, las cifras que figuran en la Tabla 8.1 sugieren que hay un margen importante para el tratamiento biológico de los residuos sépticos y los lodos fecales.

Tabla 8.1 Variación en el contenido de sólidos volátiles en aguas residuales y lodos sépticos

<i>Fuente del líquido</i>	<i>Contenido de SV (%)</i>	<i>Fuente</i>
Aguas residuales sin tratar	76–79 (SSV) 40 (SDV)	Metcalf y Eddy (2003)
Lodos sépticos extraídos de unos 50 pozos y tanques en Kampala (Uganda)	65 (SSV) 60 (SV)	Análisis del autor basado en los datos presentados en Schoebitz <i>et al.</i> (2016)
Lodos de baños públicos	68 (SV)	Koné y Strauss (2004)
Lodos sépticos	47–73 (SV)	Koné y Strauss (2004)
Lodos sépticos en Hanoi (Vietnam)	66–83	Schoebitz <i>et al.</i> (2014)
Lodos sépticos y contenido de las letrinas de pozo húmedo en Uagadugú (Burkina Faso)	60–72 (SSV) 53–61 (SV)	Bassan <i>et al.</i> (2013)

Como se señaló en los capítulos anteriores, tanto la concentración del material a ser tratado como la carga hidráulica de las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos pueden variar considerablemente. No obstante, el tratamiento preliminar y la separación sólido-líquido pueden reducir en cierta medida las variaciones de la concentración y la carga hidráulica a corto plazo. Sin embargo, como se señaló en el capítulo 5, es muy difícil obtener un flujo constante para aquellos caudales relativamente pequeños que reciben las plantas de tratamiento de lodos sépticos y fecales. Como resultado, la mayoría de la carga en estas plantas se recibirá a lo largo de la jornada laboral, que será superior al rango de 8 a 10 horas. En otros momentos, no habrá flujo. Las tecnologías que cuentan con largos períodos de retención, como por ejemplo las lagunas de estabilización, las lagunas aireadas y los humedales artificiales, serán más adecuadas para tratar con las variaciones de flujo. Los procesos de tratamiento como los reactores anaeróbicos de flujo ascendente (RAFA), los cuales dependen del mantenimiento de su manto de lodo, son muy difíciles de operar si se presentan períodos prolongados sin flujo. Del mismo modo, las interrupciones prolongadas del flujo afectarán el rendimiento de los filtros percoladores y pueden dar lugar a problemas de olores e insectos. Por esta razón, este capítulo no aborda en detalle ni los RAFA ni los filtros percoladores, pero describe brevemente su posible papel en el co-tratamiento con aguas residuales municipales.

Resumen de los procesos y las tecnologías de tratamiento de los flujos líquidos

Incluso después de la separación sólido-líquido, la alta concentración de los lodos sépticos crea la necesidad de llevar a cabo más de una etapa de tratamiento, si se quiere obtener un efluente de calidad aceptable. Si existe la posibilidad de utilizar el líquido tratado para el riego de cultivos o espacios públicos, el objetivo del diseño debe ser reducir las concentraciones de patógenos a niveles seguros. Los procesos anaeróbicos no requieren energía y funcionan mejor con afluentes relativamente concentrados, en particular en climas cálidos. En este sentido, son una buena opción para la primera etapa de tratamiento. Su principal desventaja es el largo período de tiempo que se requiere para su puesta en marcha, que resulta del tiempo necesario para que se establezcan los procesos anaeróbicos. Una unidad de tratamiento anaeróbico puede tardar varias semanas en alcanzar su rendimiento de diseño, tras lo cual un proceso anaeróbico bien gestionado podrá eliminar más del 70 por ciento de la carga orgánica. Se requerirá un tratamiento aeróbico posterior para cumplir con las normas de descarga, pero la inclusión de un proceso anaeróbico en la primera etapa reducirá la cantidad de oxígeno, y por lo tanto la energía y/o el terreno requeridos en los procesos de tratamiento subsiguientes. La Figura 8.1 muestra cómo varias opciones de tratamiento de líquidos pueden estar ligadas entre sí en serie, con una primera etapa de tratamiento anaeróbico, seguida de un tratamiento aeróbico y una reducción de patógenos o de pasos adicionales para pulir el efluente. Si bien

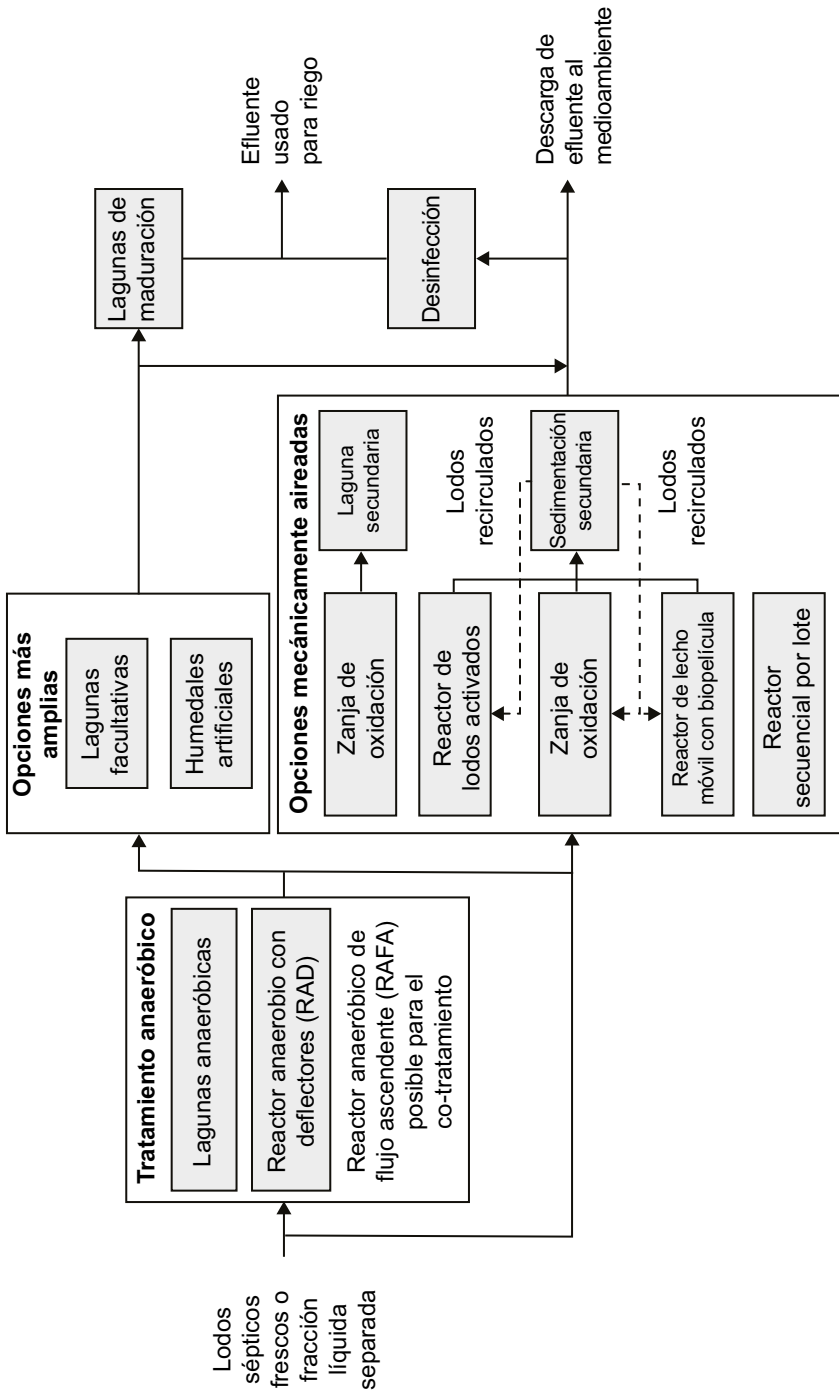


Figura 8.1 Opciones de tratamiento del flujo líquido

el tratamiento con RAFA no es adecuado para el tratamiento independiente de lodos sépticos, puede ser una buena opción para el co-tratamiento con aguas residuales municipales. Los lodos activados y la aireación prolongada son opciones aeróbicas para el co-tratamiento, pero los diseñadores deben tener en cuenta el impacto que el aumento de la carga asociada a los lodos sépticos tendrá en los costos de energía.

Al evaluar las opciones de tratamiento, es importante prestar atención a los desafíos que conlleva el alto contenido de sólidos del líquido a tratar. Aunque la separación sólido-líquido previa habrá reducido la concentración de sólidos en el afluente, esta seguirá siendo lo suficientemente alta como para provocar una rápida acumulación de lodo en los tanques y lagunas. Por lo tanto, las opciones para tratar este lodo deben considerarse en la etapa de diseño. Los lodos removidos de las unidades de tratamiento anaeróbicas y aeróbicas/biológicas requerirán ser deshidratados, como se explicará más adelante en el capítulo 9. La Figura 8.1 muestra la posibilidad de desinfectar el agua tratada destinada al uso agrícola. Normalmente, esto sólo será necesario cuando el efluente tratado vaya a ser utilizado para el riego no restringido. Dado el volumen relativamente pequeño de efluentes producidos en las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos, normalmente será mejor evitar la necesidad de desinfección química utilizando el efluente tratado para fines distintos al riego no restringido.

Opciones de tratamiento anaeróbico

Todos los procesos de tratamiento anaeróbico considerados en este libro se basan en una combinación de procesos de sedimentación y digestión mesofílica. Estos procesos dependen en gran medida de la temperatura, lo que significa que normalmente funcionan bien en climas cálidos. Gran parte de la literatura sobre las opciones de tratamiento anaeróbico se relaciona con el tratamiento de aguas residuales municipales, y los parámetros de diseño presentados aquí se extraen de esta literatura. Se necesitan más investigaciones para determinar los parámetros de diseño apropiados para los lodos sépticos, y es probable que los valores de la tasa de digestión anaeróbica de los lodos sépticos parcialmente digeridos sean inferiores a los de las aguas residuales domésticas no digeridas. Por ejemplo, estudios realizados en la planta de tratamiento de aguas residuales de Khirbit-as-Samra en Jordania mostraron que la tasa de biodegradación de los lodos sépticos era inferior a aquella de las aguas residuales domésticas y de los lodos primarios de una planta de tratamiento de aguas residuales (Halalsheh *et al.*, 2011).

Las aguas residuales contienen nitrógeno en forma de amonio (NH_4) y amoníaco (NH_3). El NH_4 predomina cuando el pH es neutro, y suele representar alrededor del 95 por ciento del nitrógeno amoniacal total (NAT). A altas concentraciones, el NH_3 es tóxico para las bacterias anaeróbicas y por lo tanto inhibirá la metanogénesis. Las pruebas disponibles indican que el umbral de inhibición se produce a una concentración de NH_3 de alrededor de 1000 mg/l (véase, por ejemplo, Moestedt *et al.*, 2016; Hansen *et al.*, 1998). Las concentraciones

totales de nitrógeno en los lodos fecales y sépticos varían desde valores típicos inferiores a 500 mg/l para los lodos sépticos digeridos hasta más de 5000 mg/l para los lodos fecales frescos (Strande *et al.*, 2014, Tabla 9.2). Con un nivel de pH neutro, la mayor parte de este nitrógeno estará presente en forma de amonio que, a diferencia del amoníaco, no inhibirá los procesos anaeróbicos y, por lo tanto, no presentará problemas a menos que el proceso de tratamiento dé lugar a un aumento significativo del pH.

Lagunas anaeróbicas

Las lagunas anaeróbicas son la opción más simple de tratamiento anaeróbico. Como su nombre lo indica, son lagunas normalmente rectangulares (aunque no siempre), con una entrada en uno de sus extremos para las aguas residuales a ser tratadas, y una salida para el efluente tratado en la esquina diagonalmente opuesta. Estas lagunas deben ser cargadas a una velocidad que garantice que las condiciones anaeróbicas se cumplan en toda la profundidad de la laguna. Los sólidos se sedimentan en el fondo de la laguna, en donde la falta de oxígeno disuelto facilita los procesos anaeróbicos que degradan los sólidos sedimentados. El líquido separado fluye a lo largo de la laguna para un tratamiento posterior, a menudo realizado en lagunas facultativas y de maduración. Las lagunas anaeróbicas requieren mucho menos terreno que las lagunas facultativas o los humedales artificiales, pero más que los reactores anaerobios con deflectores (RAD). Su tiempo de retención se mide en días y no en horas, por lo que son un medio relativamente bueno para hacer frente a las variaciones de caudal. Las lagunas anaeróbicas son una opción para el co-tratamiento de los lodos sépticos con las aguas residuales municipales, siempre y cuando el proceso de diseño tenga en cuenta las altas cargas orgánicas y de sólidos que aportan los lodos sépticos.

Consideraciones operacionales y de diseño

Dimensiones. La mayoría de las lagunas anaeróbicas cuentan con 2 a 5 m de profundidad y una relación largo/ancho no superior a 2:1 (Tilley *et al.*, 2014; Mara, 2004). Es posible que haya lagunas más profundas, las cuales ofrecerán más espacio para el almacenamiento de los sólidos sedimentados. Sin embargo, aumentar la profundidad de las lagunas aumentará a su vez los costos de construcción, en particular si la capa freática está cerca de la superficie, dificultando así la eliminación de los lodos. En todas las plantas de tratamiento de lodos sépticos, excepto en las más grandes, la necesidad de tener un volumen relativamente pequeño hace que sea más práctico construir una laguna menos profunda que pueda ser vaciada con mayor frecuencia. Como ya se mencionó en el capítulo 5, la probabilidad de que se lleve a cabo una tarea tenderá a ser mayor cuando estas requieran menos esfuerzo a intervalos más frecuentes. El intervalo de vaciado requerido dependerá de la carga de sólidos y del tamaño de la laguna, pero por lo general será mucho más corto que los 3 a 5 años que se

requieren normalmente para el tratamiento de las aguas residuales municipales en lagunas anaeróbicas. Cuando se utilicen las lagunas para la separación sólido-líquido, el intervalo de vaciado tenderá a ser medido en meses y no en años.

Arreglos de entrada y salida. Los puntos de entrada y salida deben situarse en rincones diagonalmente opuestos de la laguna. Para evitar la acumulación de lodos alrededor de la entrada, se recomienda dirigir el afluente a lagunas con lados inclinados a través de una tubería o canal hasta un punto situado a cierta distancia del borde de la laguna. Si los lodos entrantes contienen arena, es posible que la laguna sea más profunda bajo el tubo de entrada para que la arena se sedimente. La entrada debe garantizar que el afluente caiga verticalmente, ya que esto reducirá la posibilidad de que la descarga induzca la circulación en la laguna, lo que provocaría un cortocircuito. Se debe proporcionar una rasqueta en la salida para contener la espuma en el efluente. Normalmente, cuando se dispone de suficiente terreno, las pendientes internas y finales de las lagunas se construyen con una proporción de 1:2. Esto reduce los costos de construcción y facilita el acceso, pero tiene un gran impacto en la superficie requerida para las lagunas relativamente pequeñas que suelen ser utilizadas para el tratamiento de lodos sépticos. Por esta razón, se recomienda construir lagunas en plantas más pequeñas que tengan paredes verticales de concreto. Los lados y la base de las lagunas anaeróbicas suelen estar revestidas. Aunque se puede utilizar una membrana impermeable para la base, lo habitual es revestir los lados con concreto, losas de concreto prefabricadas o ladrillos. En cualquier caso, se deberá prever una rampa inclinada para permitir el acceso de los trabajadores para que puedan realizar el vaciado. En Arthur (1983) y Mara (2004) se puede encontrar más información sobre los detalles de diseño de todos los tipos de lagunas de estabilización de desechos.

Diseño para garantizar la continuidad operativa durante el vaciado. El diseño debe prever por lo menos dos lagunas anaeróbicas dispuestas en paralelo. Su capacidad debe ser suficiente para soportar la carga de diseño cuando una de las lagunas se ponga fuera de servicio para ser vaciada. En aquellos casos en que las variaciones anuales de la temperatura ambiente sean considerables, el volumen que se requerirá para cada laguna podrá reducirse si se puede asegurar que el vaciado se realizará sin falla durante los meses más cálidos del año, momento en que la carga permitida en la laguna llegará a su punto máximo.

Existirá una producción de gases, especialmente con altas tasas de carga. Esto puede conducir a la aparición de olores, ya que se produce metano y sulfuro de hidrógeno, y estos se escapan hacia la atmósfera. Otro punto que se debe considerar es el efecto inhibitorio del amoníaco libre en los procesos de digestión anaeróbica. Ambos efectos se examinan más adelante.

Criterios y procedimiento de diseño

Las lagunas anaeróbicas son diseñadas bajo criterios de diseño empíricos, el más importante siendo la carga orgánica por unidad de volumen. Las cargas orgánicas recomendadas para el tratamiento de aguas residuales municipales

varían entre 100 y 400 g de $\text{DBO}_5/\text{m}^3 \text{ d}$, dependiendo de la temperatura. Mara (2004) sugiere relaciones más específicas entre la temperatura ambiente (T), la tasa de carga orgánica volumétrica permitida (λ_v), y el porcentaje de eliminación de DBO_5 que se muestra en la Tabla 8.2.

Tabla 8.2 Relación entre la tasa de carga volumétrica de DBO, la eliminación de DBO y la temperatura en una laguna anaeróbica

Temperatura, T (°C)	λ_v (g de $\text{DBO}_5/\text{m}^3 \text{ d}$)	Eliminación de DBO (%)
<10	100	40
10 a <20	$20T - 100$	$2T + 20$
20 a <25	$10T + 100$	$2T + 20$
≥ 25	350	70

La Tabla 8.2 da una tasa máxima de carga volumétrica de 350 g de DBO_5/m^3 resaltando la experiencia de que los olores pueden ser más intensos cuando las tasas de carga son más altas. Como se ve claramente en las siguientes ecuaciones, el tiempo de retención de una laguna anaeróbica es igual a la concentración de DBO en el afluente dividido por la tasa de carga volumétrica. Esto significa que el tiempo de retención para un afluente con una DBO de 3000 mg/l y una tasa de carga volumétrica de 350 mg/l es de 8.57 días. Esto se puede comparar con el tiempo de retención recomendado para las aguas residuales municipales, que es de 1 a 7 días (Mara, 2004; von Sperking, 2007; Tilley *et al.*, 2014). En la práctica, existen ejemplos de lagunas anaeróbicas con tasas de carga considerablemente superiores a 350 g/ $\text{m}^3 \text{ d}$. Por ejemplo, en Máximo Paz (Argentina), se utilizó un valor de DBO_5 de 700 g/ $\text{m}^3 \text{ d}$ para la carga en un sistema experimental de lagunas anaeróbicas destinadas al tratamiento de lodos sépticos, con una DBO_5 media del afluente de 2800 mg/l. Una evaluación del desempeño de la laguna reveló que la carga aumentó de 533 a 800 g de $\text{DBO}_5/\text{m}^3 \text{ d}$, a medida que los lodos se acumulaban y el volumen efectivo de la laguna se reducía. Las reducciones reportadas de DBO_5 , SST y SSV fueron de 90 por ciento, 82 por ciento y 91 por ciento, respectivamente (Fernández *et al.*, 2004). Estos valores se pueden comparar con la tasa de eliminación de 70 por ciento de DBO_5 recomendada por Mara (2004) y a la tasa de eliminación de 75 a 84 por ciento de DBO_5 recomendada por Arthur (1983), ambas para las lagunas de tratamiento de aguas residuales municipales. Basándose en estos resultados y con el propósito de evitar la producción excesiva de amoníaco, Fernández *et al.* recomendaron adoptar una carga de diseño de 600 g de $\text{DBO}_5/\text{m}^3 \text{ d}$ (2004). En el Recuadro 8.1 se presentan pruebas tomadas de un estudio realizado en Nueva Zelanda que respaldan la idea de que la capa de espuma que se forma sobre las lagunas anaeróbicas altamente cargadas puede reducir los malos olores. Si los resultados de este estudio se corroboran en el caso de las lagunas que tratan los lodos sépticos, habrá razones de peso para adoptar una tasa de carga máxima de 600 g de $\text{DBO}_5/\text{m}^3 \text{ d}$. Mientras tanto, lo mejor será adoptar las cifras más conservadoras que figuran en la Tabla 8.2, hasta que la investigación del rendimiento de la laguna bajo las condiciones locales confirme que es posible adoptar una tasa de carga superior.

Recuadro 8.1 Estudios sobre el impacto de la capa de espuma en la emisión de olores

Estudios realizados en una planta de tratamiento que presta servicios a una instalación procesadora de cárnicos en Moerawa (Nueva Zelanda) determinaron que una cubierta continua de espuma detenía eficazmente la emisión de olores desagradables. Las pruebas con detectores de gas realizadas a 100 mm sobre la superficie mostraron una concentración de sulfuro de hidrógeno típica de 0.35 mg/l por encima de la capa de espuma de 25 mm de espesor, en comparación con concentraciones de 2 a 15 mg/l en zonas libres de espuma (Rands y Cooper, 1966, citado en Milner, 1978). Las razones dadas para la baja concentración de sulfuro de hidrógeno sobre la capa de espuma incluían la retención física por la cubierta de espuma y la oxidación de sulfuro a medida que los gases pasaban a través de la capa porosa de espuma. Las pruebas no tuvieron en cuenta la presencia de metano, aunque el informe de las investigaciones afirma que el 85 por ciento del gas recogido en una campana de vidrio sobre una sección clara de la laguna era metano.

Tabla 8.3 Resumen de los criterios de diseño de una laguna anaeróbica

Parámetro	Símbolo	Unidad	Valor/Rango
Tasa de carga orgánica	λ_v	g de DBO/ m ³ d	350 – se debe considerar la posibilidad de aumentar a 600 cuando el olor sea aceptable
Tiempo de retención hidráulico	θ_A	días	Depende de la concentración del afluente y de λ_v
Profundidad	P_A	m	2–5
Relación largo/ancho	L/W	–	Típicamente 1–2:1
Pendiente lateral	S	–	1:2 o vertical, según el tamaño de la laguna

La Tabla 8.3 resume los parámetros de diseño recomendados para las lagunas anaeróbicas.

El procedimiento de diseño se resume a continuación.

1. Calcular el volumen requerido de la laguna (m³):

$$V_A = \frac{L_a Q}{\lambda_v}$$

En donde: V_A = volumen de la laguna (m³)

L_a = DBO del afluente (mg/l)

Q = caudal en la laguna (m³/d).

2. Calcular el tiempo de retención de la laguna (expresado en días):

$$\theta_A = \frac{V_A}{Q} = \frac{L_a}{\lambda_v}$$

3. Determinar la profundidad de la laguna anaeróbica (P_A , m) y calcular su superficie (S_A , m²).

Normalmente, la profundidad seleccionada deberá estar en el rango indicado en la Tabla 8.3, y deberá tener en cuenta tanto la superficie de terreno disponible como la facilidad de construcción. Las lagunas más profundas requieren una superficie de terreno inferior, pero pueden

ser difíciles de construir, particularmente en áreas en donde el suelo sea rocoso o haya una capa freática elevada. Para los flujos relativamente pequeños que se reciben en muchas plantas de tratamiento de lodos sépticos, lo más práctico será limitar la profundidad de la laguna a ≤ 3 m. En el caso de las lagunas anaeróbicas con paredes verticales, la superficie requerida está dada por la ecuación:

$$S_A = \frac{V_A}{P_A}$$

Para una laguna con una relación largo/ancho de 2:1, la ecuación puede escribirse nuevamente así:

$$\frac{L^2}{2} = \frac{V_A}{P_A}$$

En donde L es el largo de la laguna (m). En la práctica, será necesario proporcionar al menos dos lagunas dispuestas en paralelo, y la superficie de cada laguna deberá adaptarse conforme a la ecuación.

Para las lagunas con paredes inclinadas, la relación entre el volumen de la laguna, las superficies y la profundidad se da por la siguiente ecuación (Ministerio de Agricultura y Silvicultura de Alberta, 2012):

$$V_A = (A_{\text{sup}} + A_{\text{fondo}} + 4A_m) \left(\frac{P_A}{6} \right)$$

En donde: L = largo de la superficie de la laguna (m)

a = ancho de la superficie de la laguna (m)

A_{sup} = área de la superficie de la laguna = La (m^2)

A_{fondo} = área del fondo de la laguna =

$(L - 2sP_A)(a - 2sP_A)$ (m^2)

A_m = área de profundidad media de la laguna

$(L - sP_A)(a - sP_A)$ (m^2)

V_A = volumen de la laguna (m^3)

P_A = profundidad de la laguna (m)

s = pendiente del terraplén (horizontal/vertical).

Conociendo el volumen y la profundidad, y asumiendo una relación largo/ancho, esta expresión se convierte en una ecuación cuadrática que puede resolverse tanto para el largo como para el ancho. Alternativamente, las dimensiones exactas de las superficies superior e inferior de la laguna pueden encontrarse utilizando la calculadora de volumen de lagunas en línea dada por el Ministerio de Agricultura y Silvicultura de Alberta (*Alberta Agriculture and Forestry*, 2012). El largo y ancho del terraplén serán iguales a $(L + 2sF)$ y $(a + 2sF)$, respectivamente, donde F es el bordo libre (la distancia vertical desde la parte superior del terraplén de la laguna hasta el nivel del agua de esta).

4. Estimar las concentraciones de DBO y SST del efluente:

$$L_e = L_a \left(\frac{1 - \%DBO_{rem}}{100} \right)$$

$$SST_e = SST_a \left(\frac{1 - \%SST_{rem}}{100} \right)$$

En donde: L_e = DBO del efluente (mg/l)

L_a = DBO del afluente (mg/l)

$\%DBO_{rem}$ = porcentaje de DBO removido de la laguna

SST_e = SST del efluente (mg/l)

SST_a = SST del afluente (mg/l)

$\%SST_{rem}$ = porcentaje de SST removido de la laguna.

Si no existe información sobre los sistemas de lagunas locales, se deben utilizar las cifras de eliminación de DBO que figuran en la Tabla 8.2 para estimar la DBO_{rem} .

5. Estimar la tasa de acumulación de lodos y la frecuencia de vaciado requerida.

$$LS_a = Q \times \frac{SST_a}{1000} \times \frac{\%SST_{rem}}{100} \times \left(1 - \frac{\%SST_d}{100} \right)$$

En donde: LS_a = tasa de acumulación de lodos secos (kg/d)

Q = caudal en la laguna (m^3/d)

$\%SST_{rem}$ = porcentaje de SST removido de la laguna

$\%SST_d$ = porcentaje de la tasa de destrucción de sólidos

(asumir 20 por ciento si no hay datos disponibles).

La tasa de acumulación del volumen de lodos húmedos ($Q_{lodos, húmedos}$, m^3/d) en la zona de sedimentación puede calcularse basándose en la tasa de acumulación de sólidos y en un contenido de ST supuesto de los lodos. En ausencia de datos, se debe asumir un contenido medio de ST en los lodos de 10 por ciento. La densidad de los lodos húmedos ($\rho_{lodos, húmedos}$, kg/m^3) es aproximadamente igual a la densidad del agua. Por lo tanto:

$$Q_{lodos, húmedos} = \frac{LS_a}{(\%ST/100)\rho_{lodos, húmedos}}$$

De este modo, la frecuencia de vaciado requerida ($f_{vaciado, días}$) puede ser calculada basándose en el volumen de la laguna anaeróbica y en el vaciado cuando la acumulación de lodos sea aproximadamente un tercio del volumen de la laguna. Por lo tanto:

$$f_{vaciado} = \frac{1/3 V_A}{Q_{lodos, húmedos}}$$

El volumen y el contenido de sólidos de los lodos removidos durante cada vaciado afectará el diseño de las instalaciones de deshidratación posteriores.

Ejemplo de diseño de una laguna anaeróbica

En este ejemplo se considera el diseño de lagunas anaeróbicas para tratar el efluente líquido de la unidad de separación sólido-líquido. Las características del afluente y los procesos considerados se resumen a continuación:

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad
Caudal	Q	40	m ³ /d
Temperatura media diaria	T	25	°C
Concentración de DBO del afluente	L_a	2000	mg/l
Concentración de SST del afluente	SST_a	5000	mg/l
Profundidad	P_A	3	m
Relación L:a	–	2:1	–
Número de lagunas	N	2	–
Supuestos			
% de remoción de SST	%SST _{rem}	55	%
% de sólidos destruidos	%SST _d	20	%
% de ST de lodos húmedos	%ST _l	10	%
Densidad de los lodos	$\rho_{\text{lodos, húmedos}}$	1000	kg/m ³

1. *Calcular el volumen total requerido de la laguna:*

La tasa máxima de carga orgánica recomendada a 25 °C, como se recomienda en la Tabla 8.2, es de 350 g de DBO/m³, o sea:

$$V_A = \frac{2000 \text{ mg/l} \times 40 \text{ m}^3}{350 \text{ mg/l}} = 229 \text{ m}^3$$

Cuando la DBO del afluente sea significativamente mayor, se recomienda usar una tasa de carga mayor, de hasta 600 g/m³ d (como máximo). Esta última cifra fue recomendada en el estudio realizado en Máximo Paz (Argentina).

2. *Calcular el tiempo de retención de la laguna:*

$$\theta_A = \frac{229 \text{ m}^3}{40 \text{ m}^3/\text{d}} = 5.7 \text{ d}$$

3. *Determinar la superficie, las dimensiones y la configuración de la(s) laguna(s):*

$$S_A = \frac{229 \text{ m}^3}{3 \text{ m}} = 76 \text{ m}^2$$

Suponiendo que se disponen dos lagunas en paralelo, cada una con un área de 38 m² y que reciben 20 m³/d, estas serán demasiado pequeñas para incorporar una pendiente lateral, por lo que las paredes tendrán que ser verticales. Para una relación largo/ancho de 2, las dimensiones de cada laguna deberán ser de 4.4 m x 8.8 m para un área de 38.72 m².

4. *Calcular la DBO y las concentraciones de SST del efluente:*

Suponer una remoción de 70 por ciento de la DBO:

$$L_e = 2000 \text{ mg/l} (1 - 0.7) = 600 \text{ mg/l}$$

Asumir una remoción de 55 por ciento de SST:

$$SST_e = 5000 \text{ mg/l} (1 - 0.55) = 2250 \text{ mg/l}$$

5. Calcular la frecuencia de vaciado, y la masa y volumen de lodo removido durante cada vaciado:

Calcular la tasa de acumulación de sólidos en cada laguna, asumiendo una tasa de destrucción de sólidos de 20 por ciento:

$$\begin{aligned} LS_a &= (0.5 \times 40 \text{ m}^3/\text{d}) \times 5000 \text{ mg/l} \\ &\times \left[\frac{1000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \right] \times \left[\frac{1 \text{ kg}}{1\,000\,000 \text{ mg}} \right] \times \frac{55}{100} \times \left(1 - \frac{20}{100}\right) \\ &= 44 \frac{\text{kg}}{\text{d laguna}} \end{aligned}$$

Calcular la tasa de acumulación de lodos húmedos en las zonas de sedimentación de las dos lagunas, asumiendo un contenido de 10 por ciento de ST en los lodos:

$$Q_{\text{lodos húmedos}} = \frac{44 \text{ kg/d}}{0.10 \times 1000 \text{ kg/m}^3} = 0.44 \text{ m}^3/\text{d}$$

Calcular la frecuencia de vaciado de cada laguna:

$$f_{\text{vaciado}} = \frac{\frac{1}{3} \times 229 \text{ m}^3/2}{0.44 \text{ m}^3/\text{d}} = 87.8 \text{ d (es decir } \sim 3 \text{ meses)}$$

El volumen que deberá ser removido durante cada vaciado es un tercio del volumen de la laguna:

$$38 \text{ m}^2 \text{ (área de la laguna)} \times 3 \text{ m (profundidad)} \times \frac{1}{3} = 38 \text{ m}^3$$

El horario de vaciado de las dos lagunas debe escalonarse para que siempre haya al menos una de las dos en funcionamiento.

El cálculo muestra que se necesita un vaciado frecuente. Al hacerlo, se destaca la conveniencia de realizar la separación sólido-líquido para reducir el contenido de sólidos de la fracción líquida de los lodos antes de que sea tratada.

Reactor anaerobio con deflectores

Los reactores anaerobios con deflectores (RAD) son tanques de concreto, mampostería o prefabricados en fibra de vidrio que consisten en varios compartimentos dispuestos en serie (Figura 8.2). Estos reactores eliminan el material orgánico mediante la digestión anaeróbica y la sedimentación de materia particulada. Las tuberías o deflectores dirigen el líquido residual desde una apertura justo debajo de la superficie del agua de cada compartimento hasta el fondo del siguiente compartimento, dirigiendo así las aguas residuales a través de una capa de lodo sedimentado y proporcionando un contacto intensivo entre los contaminantes orgánicos y la biomasa activa. Los RAD utilizados para el tratamiento de aguas residuales suelen incorporar un compartimento de sedimentación similar al primer compartimento de una fosa séptica, seguido de cuatro a seis compartimentos de flujo ascendente, con una o más cámaras de filtración anaeróbica (FA) ubicadas después de los compartimentos de flujo ascendente (Sasse, 1998). Debido a la compartimentación, la acidogénesis y

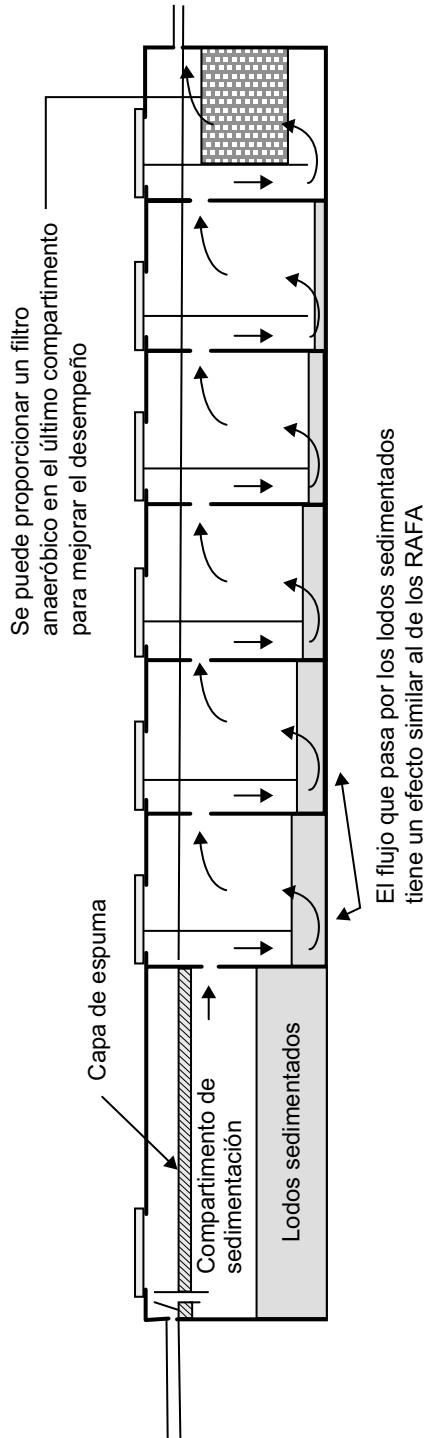


Figura 8.2 Disposición típica de un RAD

la metanogénesis se separan longitudinalmente a lo largo del reactor, predominando la acidogénesis en el primer compartimento y la metanogénesis en los compartimentos posteriores. Esta separación permite que se desarrollen diferentes grupos de bacterias en condiciones favorables. Los defensores de los RAD afirman que estos permiten que el reactor se comporte como un sistema bifásico sin los altos costos y los problemas de control que normalmente se le asocian. El resultado es un aumento significativo de la actividad acidogénica y metanogénica. Reynaud y Buckley (2016) sugieren otro beneficio de la compartimentación: afirman que es un factor fuertemente estabilizador en la medida en que equilibra las fluctuaciones de alimentación entre las cámaras del reactor.

El compartimento de sedimentación sirve para separar los sólidos grandes antes de pasar a los compartimentos de flujo ascendente (Sasse, 1998). Este no tiene que estar unido a los compartimentos de flujo ascendente, y tal vez podría omitirse cuando el tratamiento con RAD esté precedido por la separación sólido-líquido, como casi siempre será el caso en las plantas que tratan los lodos sépticos. Sin embargo, dado que es probable que la concentración de sólidos en el afluente sea alta, incluso después de la separación sólido-líquido, normalmente se recomendará incluir un compartimento de sedimentación para retener los sólidos y reducir así la tasa de acumulación de sólidos en los compartimentos de flujo ascendente posteriores. Debido a su superficie plana relativamente grande, el compartimento de sedimentación también tenderá a atenuar los flujos pico y reducir así las fluctuaciones de la carga hidráulica en los compartimentos de flujo ascendente posteriores.

La Figura 8.2 muestra una disposición típica de un RAD, incluyendo un compartimento de sedimentación y un filtro anaeróbico de flujo ascendente en el último compartimento.

Los RAD tienen una huella relativamente pequeña, no dependen de electricidad y sólo requieren conocimientos técnicos básicos para su funcionamiento (Gutterer *et al.*, 2009). También requieren menos terreno que las lagunas anaeróbicas, y el hecho de que estén en espacios cerrados hace que sea posible utilizarlos en lugares donde dichas lagunas no podrían utilizarse debido a los problemas de olores que generarían. Debido a que se encuentran en espacios cerrados, el vaciado de los RAD será más difícil que el vaciado de las lagunas anaeróbicas y, debido a la presencia de metano y otros gases, será potencialmente peligroso.

Desempeño

Gran parte de la información que se dispone sobre el desempeño de los RAD se basa en estudios a escala laboratorio y planta piloto. Si bien la mayoría de esos estudios indican una tasa de eliminación de la DQO superior al 80 por ciento, los estudios de laboratorio no tienen en cuenta ciertos aspectos importantes del funcionamiento sobre el terreno, como las variaciones de flujo diario, la necesidad de establecer un período de puesta en marcha adecuado y la influencia del diseño de la salida de la cámara. Otro factor que debe tenerse en cuenta al evaluar el desempeño es el alto contenido no biodegradable de los lodos sépticos

en comparación con el de las aguas residuales. Es probable que esto dé lugar a tasas de eliminación de DQO inferiores a aquellas registradas para el tratamiento de las aguas residuales. En la Tabla 8.4 se resumen las conclusiones de algunos estudios seleccionados que proporcionan información sobre el desempeño de los RAD bajo las condiciones de campo y, en un caso, una investigación a escala laboratorio sobre el tratamiento de los lodos de letrinas de pozo.

Estos hallazgos confirman que es poco probable que el desempeño de los RAD en el campo coincida con aquél logrado bajo condiciones controladas en laboratorio. Es probable que los factores que contribuyeron a un desempeño deficiente de los RAD que tratan las aguas residuales comunales hayan incluido bajas tasas de carga orgánica y rápidos incrementos hidráulicos, resultantes de la intrusión de aguas pluviales. El desempeño también se verá afectado negativamente por la presencia de productos químicos ilegales en los lodos sépticos y por la acumulación de lodos en los compartimentos de flujo ascendente. El estudio llevado en Bwapwa defiende la idea de que el contenido superior no biodegradable de los lodos fecales y sépticos también afectará el desempeño de los RAD.

Hasta que se disponga de una información más completa sobre los RAD que tratan los líquidos de los lodos sépticos y fecales, lo apropiado será suponer una eliminación del 50 por ciento de la DQO en los sistemas que cumplen con los criterios de diseño que se exponen más adelante en este capítulo. Es probable que la eliminación de DBO sea mayor que la eliminación de DQO, ya que la DBO incluye una mayor proporción de material fácilmente degradable. Se dispone de poca información sobre la eliminación de SST para los RAD que tratan líquidos procedentes de lodos fecales o sépticos. En ausencia de información específica, parece razonable suponer que la tasa de eliminación de SST será similar a la de DQO. En general, lo apropiado será asumir valores conservadores para los parámetros de diseño hasta que se disponga de información operativa adicional.

Tabla 8.4 Desempeño de tratamiento de un RAD en estudios seleccionados

<i>Fuente del afluente</i>	<i>Descripción y ubicación del sistema</i>	<i>Características del afluente</i>	<i>Velocidad de flujo ascendente</i>	<i>Eficiencia del tratamiento</i>	<i>Notas y referencias</i>
Lodos sépticos de letrinas de pozo que prestan servicios a un campo de desplazados internos	Sedimentador seguido de un RAD con 12 compartimentos (Sittwe, Myanmar)	DQO del afluente: 6200 mg/l Tasa de carga orgánica 2.55 kg de DQO/m ³ d (todo el RAD) Tiempo de retención hidráulico: 5 h por compartimento	Máximo: 0.9 m/h (durante un período de alimentación de 8 horas) Promedio: 0.3 m/h (durante un período de 24 horas)	Remoción de DQO de 55%	Informe sin publicar, Solidarités International, citado en de Bonis y Tayler (2016)

<i>Fuente del afluente</i>	<i>Descripción y ubicación del sistema</i>	<i>Características del afluente</i>	<i>Velocidad de flujo ascendente</i>	<i>Eficiencia del tratamiento</i>	<i>Notas y referencias</i>
Aguas residuales comunales	RAD con 4–12 compartimentos Volumen del reactor: 50–156 m ³ (4 sistemas estudiados en India e Indonesia)	DQO del afluente: 350–510 mg/l	Máximo: 0.4–1.3 m/h	Remoción de DQO de 37–67%	Desempeño deficiente tal vez debido a una baja tasa de carga orgánica (Reynaud, 2014)
Lodos de letrinas de pozo	RAD de 4 compartimentos a escala laboratorio precedido por un “tanque de alimentación” (tanque de alimentación de 220 l y compartimentos de RAD de 20 l cada uno)	DQO del afluente: 1000–3000 mg/l	Sin datos	Remoción de DQO de 52–80% sobre todo en el tanque de alimentación	Bwapwa (2012) Solo 28% de remoción de DQO por degradación biológica
Fracción líquida de los lodos sépticos de pozos domésticos (húmedos) y fosas sépticas	Un sedimentador, 4 RAD, 2 FA RAD prefabricados Volumen del reactor 12 m ³ (Devanahalli, India)	DQO del afluente: 1500 mg/l	Máximo: 0.10 m/h (durante un período de alimentación de 8 horas) Promedio: 0.03 m/h (durante un período de 24 horas)	Remoción de DQO de 58% Remoción de ST de 64% (incluido el tratamiento con filtro anaeróbico)	Comunicación personal, Consorcio-CDD para la diseminación de sistemas DEWATS (Bangalore, India)
Fracción líquida de lodos fecales proveniente de pozos domésticos (húmedos)	5 RAD, 1 FA Volumen de reactor de 14 m ³ (Dar es Salaam, Tanzania)	DQO del afluente: 950 mg/l	Máximo: 0.36 m/h (durante un período de alimentación de 8 horas) Promedio: 0.12 m/h (durante un período de 24 horas)	Remoción de DQO de 58% (incluido el tratamiento con filtro anaeróbico)	Comunicación personal, BORDA (Tanzania)

Consideraciones operacionales y de diseño

Resiliencia del reactor. Algunos estudios han demostrado que los RAD son resilientes, y se recuperan bien de las cargas hidráulicas y orgánicas bruscas (Barber y Stuckey, 1999). No obstante, los flujos máximos elevados pueden dar lugar al lixiviado de lodos, lo que deja poca biomasa activa para su tratamiento (Reynaud, 2014). Por lo tanto, al diseñar los RAD, es necesario evaluar el impacto de las unidades de tratamiento de aguas posteriores en el flujo máximo que se transmite al reactor. Normalmente, el objetivo deberá ser atenuar el flujo lo suficiente como para asegurar que el flujo máximo hacia el RAD pueda usarse como flujo medio durante las horas en que la planta de tratamiento recibe el flujo, normalmente de 8 a 10 horas por día.

Puesta en marcha. Tal como ocurre con otros procesos anaeróbicos, el desempeño del RAD depende de la disponibilidad de la masa microbiana activa y toma tiempo para alcanzar un nivel óptimo. Gutterer *et al.* (2009) señalan que la inoculación con lodos viejos provenientes de fosas sépticas acortará la etapa de puesta en marcha, y sugieren que es ventajoso comenzar sólo con una cuarta parte del flujo diario y aumentar lentamente la tasa de carga durante los tres primeros meses de funcionamiento.

Necesidades de vaciado. El desempeño de los RAD se verá afectado negativamente por la acumulación de lodos en los compartimentos del reactor. Por lo tanto, es esencial que se prevea un vaciado regular de lodos. También puede ser necesaria la eliminación periódica de espuma, dependiendo del contenido de aceites y grasas y de los módulos de tratamiento posteriores. Gutterer *et al.* (2009) recomiendan que los RAD que traten aguas residuales domésticas se vacíen a intervalos de entre seis meses y tres años. Los RAD que tratan lodos sépticos requieren un vaciado más frecuente. Los operadores de los RAD que tratan el líquido separado en la planta de tratamiento de lodos sépticos que presta servicio a los campos de desplazados internos alrededor de Sittwe (Myanmar) reportaron que los lodos se acumulaban rápidamente en los primeros cuatro compartimentos del RAD que cuenta con 12 compartimentos, y por lo tanto tenían que ser eliminados a intervalos frecuentes (de Bonis y Tayler, 2016). En aquellos casos en que el flujo de salida de los RAD es supervisado con regularidad, un aumento del contenido de sólidos en la salida indicará que es necesario llevar a cabo el vaciado. Se debe dejar algo de lodo activo en cada compartimento para mantener la actividad anaeróbica (Sasse, 1998).

Opciones de vaciado. El vaciado puede realizarse utilizando pequeñas bombas sumergibles y camiones cisterna. El vaciado manual implica importantes riesgos para la salud y debe evitarse. Sería posible transformar el fondo de los compartimentos individuales del reactor en un fondo tipo tolva, a fin de poder realizar la extracción de lodos por abajo. Los lodos podrían bombearse o removerse usando presión hidrostática. Esta opción requiere pruebas sobre el terreno, que podrían llevarse a cabo en instalaciones piloto del RAD.

Suministro de unidades de tratamiento paralelas. Para garantizar la flexibilidad del funcionamiento durante los trabajos de mantenimiento, el diseño debe incluir al menos dos unidades de reactores con deflectores dispuestos en paralelo. Para asegurar una buena mezcla y evitar altos costos estructurales, las unidades individuales no deben tener más de 2.5 a 3 m de ancho.

Número de compartimentos. La información disponible sugiere que un aumento en el número de compartimentos mejora la retención de sólidos. Un estudio sobre el desempeño de los RAD con un tiempo de retención de 14 días y con 2 a 5 compartimentos demostró una relación positiva entre la retención de sólidos y el número de compartimentos (Boopathy, 1998). Basándose en este hallazgo, Foxon y Buckley (2006) sugirieron que si el flujo pasa repetidas veces a través del lecho de lodo, se obtendrán mejores resultados de tratamiento que los que se obtendrían si se conservara una baja velocidad de flujo ascendente. Sin embargo, también observaron que la reducción de la DQO se produce casi exclusivamente en las tres primeras cámaras.

Continuidad de las operaciones durante el vaciado de lodos y las principales actividades de reparación. Cuando se utilizan bombas sumergibles o mangueras de succión de camiones cisterna para eliminar los lodos presentes en los compartimentos de un RAD, la eliminación de lodos puede realizarse sin tener que poner fuera de servicio una unidad de tratamiento. Lo principal será entonces asegurar la continuidad del servicio durante cualquier reparación importante del reactor. Una opción será aceptar tasas de carga más elevadas en las unidades de RAD restantes en aquellas ocasiones en que una unidad se ponga fuera de servicio para su reparación, aunque estas sean muy raras. Alternativamente, se puede proporcionar una unidad adicional para permitir la continuidad del funcionamiento mientras una de las unidades de tratamiento está fuera de servicio para el vaciado de lodos y/o su reparación. Cuando cada unidad de tratamiento esté diseñada para tomar 50 por ciento del flujo de diseño, se requerirá un total de tres unidades que darán una capacidad total del 150 por ciento del flujo máximo. Cuando haya cuatro unidades, su capacidad combinada será del 133 por ciento del flujo máximo.

Detalles de diseño y necesidad de una nivelación precisa. Para minimizar la posibilidad de obstrucciones y retener la espuma en los compartimentos de un RAD, el punto de salida de cada uno de los compartimentos, sin contar el último de ellos, debe estar localizado a aproximadamente 20 cm por debajo de la superficie de agua, como se ilustra en la Figura 8.2. Cuando el punto de salida deba conectarse a una tubería, esta conexión deberá hacerse con una unión en T en lugar de un codo, con la tubería vertical extendida por encima del nivel del agua para poder eliminar cualquier obstrucción con una varilla. Las tuberías de salida deberán nivelarse cuidadosamente para asegurar la distribución equitativa del flujo a lo ancho de todo el reactor. Se deberá proporcionar un acceso a la boca de inspección para cada compartimento. Se deberá proporcionar un tubo de ventilación vertical y orificios de ventilación

entre las cámaras por encima del nivel superior del agua para permitir la liberación de los gases producidos durante la digestión.

Criterios y procedimiento de diseño

Compartimiento de sedimentación. Las directrices de diseño existentes de los RAD proporcionan poca información acerca del diseño de los compartimentos de sedimentación. El enfoque de diseño más simple es el de considerar que el sedimentador funciona de forma similar al primer compartimento de una fosa séptica compuesta por dos compartimentos. El código brasileiro (*Associação Brasileira de Normas Técnicas*, 1993) recomienda reducir de manera lineal el tiempo de retención, pasando de 24 horas para un caudal de 6 m³/d a 12 horas para caudales de 14 m³/d y más (Franceys *et al.*, 1992). Dado que el primer compartimento de una fosa séptica de dos compartimentos suele representar cerca de dos tercios del volumen de la fosa, el tiempo de retención del compartimento de sedimentación debe situarse normalmente en un rango de 8 a 16 horas, dependiendo del flujo. Sin embargo, se debe permitir un margen de tolerancia para el almacenamiento de lodo, equivalente al 50-100 por ciento del tiempo de retención calculado. La profundidad y el ancho deben ser los mismos que los de los compartimentos con deflectores de flujo ascendente. La relación entre la longitud y la profundidad del compartimento de sedimentación debe ser de aproximadamente 1.5:1.

Compartimentos de flujo ascendente del RAD. Las directrices de diseño actuales proporcionan recomendaciones sobre la velocidad máxima de flujo ascendente a través de los compartimentos individuales y el tiempo de retención mínimo a través de todos los compartimentos de flujo ascendente del RAD. La temperatura influirá en el desempeño del reactor. Las ecuaciones de diseño existentes se basan en la experiencia operativa a temperaturas ambiente de 20 °C y superiores, y es necesario seguir investigando sobre el desempeño de los RAD a temperaturas más bajas.

Las cargas orgánicas también afectan el desempeño, aunque Reynaud y Buckley (2016) sugieren que el factor limitante es la tasa de carga hidráulica y no la orgánica. Sasse (1998) recomienda una carga máxima de 3 kg de DQO/m³ d, basándose en todo el volumen del RAD, pero los estudios a escala laboratorio han demostrado que son posibles cargas más altas cuando la carga se incrementa gradualmente a lo largo de varios meses (Boopathy, 1998; Hui-Ting y Yong-Feng, 2010, referenciado en Hassan y Dahlan, 2013; Chang *et al.*, 2008). Nguyen *et al.* (2010) compararon la información disponible sobre la relación entre la tasa de carga orgánica y la remoción de DQO. Sus resultados sugieren que hay pocos cambios en el desempeño para las tasas de carga de hasta unos 15 kg de DQO/m³ d, y que el desempeño se deteriora cuando las tasas de carga son más altas. Parece que algunos de estos resultados se basan en estudios a escala laboratorio, que a menudo producen mejores resultados que los que se pueden lograr en el terreno. En vista de ello, este libro sugiere una tasa de carga máxima de DQO de 6 kg de DQO/m³ d, pero reconoce la necesidad de realizar más investigaciones en esta área.

Dada la separación de la acidogénesis y la metanogénesis a lo largo del RAD, existe un argumento teórico para definir la carga como la carga en un solo compartimento de flujo ascendente. Es posible que esto lleve a una variación en el tamaño de los compartimentos de flujo ascendente a lo largo del reactor. Por lo tanto, es necesario seguir investigando esta posibilidad. Es probable que la carga de sólidos suspendidos también sea importante para los RAD que tratan los lodos sépticos, pero no está cubierta por los criterios de diseño existentes. Una vez más, es necesario seguir investigando para definir los parámetros de diseño apropiados.

Tabla 8.5 Resumen de los criterios de diseño de un reactor anaerobio con deflectores

Parámetro	Símbolo	Unidad	Valor/rango	Notas/Referencia
Velocidad de flujo ascendente	v_{as}	m/h	1	Durante el flujo máximo (Gutterer <i>et al.</i> , 2009).
Tiempo de retención hidráulico	θ_{RAD}	h	48–72	Cifras dadas por Tilley <i>et al.</i> (2014). Foxon y Buckley (2006) indican 20–60 horas, con 40–60 horas durante la puesta en marcha.
Tasa de carga orgánica	λ_{RAD}	kg de DQO/ m ³ d	6	Carga máxima disponible (Hui-Ting y Yong-Feng, 2010; Chang <i>et al.</i> , 2008, citado en Hassan y Dahlan, 2013). Sasse da una cifra de 3 kg de DQO/m ³ d. El enfoque en la carga orgánica debe revisarse a la luz de nuevas investigaciones.
Número de compartimentos	N_c	–	4–8	La mayoría del tratamiento se realiza en los tres primeros compartimentos. Los compartimentos adicionales reducirán la probabilidad de lavado de los lodos (Gutterer <i>et al.</i> , 2009; Reynaud y Buckley, 2016).
Profundidad del compartimento	z_c	m	Normalmente 1.8–2.5 m	Dependiendo de las condiciones del sitio y el costo de excavación (Foxon y Buckley, 2006; BORDA, comunicación personal).
Longitud del compartimento	L_c	m	Mínimo de 0.75 m entre la pared y el deflector y hasta la mitad de la profundidad del compartimento ($z_c/2$)	Para asegurar una buena distribución del flujo en toda el área del compartimento del reactor (Gutterer <i>et al.</i> , 2009).

La Tabla 8.5 resume los criterios de diseño recomendados para un RAD. Los pasos a seguir son los siguientes:

1. Determinar la carga de la planta.
La carga hidráulica de diseño será normalmente el caudal máximo diario de la planta para el horizonte de diseño. Las cargas de sólidos orgánicos y suspendidos deben calcularse multiplicando el caudal máximo diario por las concentraciones estimadas de DQO y SST en el afluente. Estas deben basarse en las características de los lodos sépticos entregados a la planta de tratamiento, teniendo en cuenta las reducciones de las concentraciones de DQO y SST efectuadas durante la separación sólido-líquido.
2. Calcular la tasa de flujo máximo a través de los reactores anaerobios con deflectores, utilizando la ecuación:

$$q_p = \frac{Q_p}{t_p}$$

En donde: q_p = tasa de flujo máximo (m³/h)
 Q_p = caudal máximo diario (m³/d)
 t_p = número de horas por día en las cuales la planta recibe caudal (h/d).

3. Calcular el ancho total del compartimento del RAD:

$$a_c = \frac{q_p}{L_c v_{as}}$$

En donde: a_c = ancho total del RAD (m);
 L_c = longitud total del compartimento del reactor con deflectores (m). Esta será superior a 0.75 y la mitad de la profundidad del compartimento (z_c)
 v_{as} = velocidad máxima de flujo ascendente (m/h).

4. Determinar el número de unidades de tratamiento y el ancho de cada una de ellas.

Para asegurar una buena distribución de los flujos y reducir al mínimo los costos estructurales, el ancho de cada unidad de tratamiento no deberá exceder los 3 m normalmente. El número de unidades de tratamiento (N_u) viene dado entonces por el entero superior más cercano al valor de $a_c/3$.

5. Calcular el tiempo de retención del RAD

$$\theta_c = \frac{24N_u N_c V_p}{Q_p} = \frac{24N_c a_c z_c L_c}{Q_p}$$

En donde: θ_c = tiempo de retención hidráulico del RAD (h)
 N_u = número de unidades de tratamiento
 N_c = número de compartimentos de flujo ascendente dispuestos en serie

V_p = volumen de un único compartimento (m^3) = $a_c z_c L_c / N_u$
 z_c = profundidad de cada compartimento seleccionado
 (debe estar en el rango de 1.8 a 2.5 m)

Si el tiempo de retención cae por debajo de 48 horas, las opciones para aumentarlo son reducir v_{as} y aumentar z_c y N_c . Se necesita una investigación más profunda para determinar qué combinación de estas opciones será la mejor para altas cargas como las experimentadas por los RAD que tratan la fracción líquida de los lodos sépticos.

Al igual que los demás enfoques de diseño citados en la literatura, las ecuaciones de diseño indicadas anteriormente no tienen en cuenta la reducción del volumen del reactor que resulta de la acumulación de lodos. Esto se justifica por el hecho de que el flujo pasa a través de la capa de lodo en el fondo de cada compartimento del RAD, de modo que la capa de lodo no reduce mucho el volumen efectivo del compartimento.

6. Calcular la tasa de carga orgánica y compararla con la tasa máxima de carga orgánica recomendada:

$$\lambda_{RAD} = \frac{DQO_a Q_p}{1000 N_u N_c V_p} = \frac{24 DQO_a}{1000 \theta_c}$$

En donde: λ_{RAD} = tasa de carga orgánica del RAD (kg de DQO/ m^3 d)
 DQO_a = DQO del afluente (mg/l).

El valor de DQO_a debe tener en cuenta la reducción de DQO a través de cualquier compartimento de sedimentación que se disponga antes de los compartimentos de flujo ascendente. En la práctica, es probable que esta reducción sea limitada y pueda ser ignorada para los efectos de los cálculos preliminares. Las suposiciones pueden revisarse una vez que se disponga de los datos de campo pertinentes.

Los diseños del reactor deben basarse en la suposición conservadora de que λ_{RAD} no debe sobrepasar 6 kg de DQO/ m^3 d cuando el reactor esté funcionando a plena capacidad de diseño, pero es posible que esta cifra se modifique a la luz de nuevas investigaciones. Cuando se ponga en marcha el RAD o se vuelvan a utilizar unidades individuales después de ponerlas fuera de servicio para su reparación, se recomienda aumentar la carga durante un período de varios meses para lograr ese nivel.

7. Calcular la concentración de DQO del efluente (DQO_e) basada en la concentración de DQO del afluente (DQO_a) y en un porcentaje supuesto de remoción de la DQO. Si se carece de otra información, se debe considerar una remoción de la DQO del 50 por ciento. Por consiguiente:

$$DQO_e = DQO_a (1 - 0.5)$$

Si se carece de otra información, se debe considerar que la remoción de SST es también del 50 por ciento, de manera tal que:

$$SST_e = SST_a (1 - 0.5)$$

Para realizar el cálculo del intervalo de vaciado requerido, se requiere información tanto de la tasa de acumulación de lodos total como de la distribución de los lodos sedimentados entre los diferentes compartimentos del RAD. Actualmente, la información sobre estos factores para los RAD que tratan los afluentes con un alto contenido de sólidos es limitada. En vista de ello, este libro no sugiere un enfoque de diseño para evaluar la tasa de acumulación de lodos y el intervalo de vaciado. Más bien, los operadores deberían determinar los requisitos de vaciado mediante la supervisión constante de las tasas de acumulación de lodos en los compartimentos de los RAD individualmente. Es necesario investigar más sobre los requisitos de sedimentación de estos reactores.

Ejemplo de diseño de un RAD

Se debe considerar el diseño de reactores anaerobios con deflectores para tratar el efluente líquido de un módulo de separación sólido-líquido. A continuación, se resumen las características del afluente y los supuestos del proceso:

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad
Tasa de flujo diario máximo	Q_p	40	m ³ /d
Tiempo de alimentación	t_p	8	h/d
Concentración media de DQO del afluente	DQO_a	5000	mg/l (= g/m ³)
Concentración media de SST del afluente	SST_a	4000	mg/l (= g/m ³)
Profundidad del reactor (profundidad del líquido)	z_c	2	m (basado en las condiciones del sitio previamente evaluadas)
Tiempo de retención hidráulico	θ_c	48	h
Velocidad máxima de flujo ascendente	v_{as}	1	m/h

1. *Determinar la carga:*

La carga hidráulica de diseño se basa en la tasa de flujo diario máximo a la planta de tratamiento de 40 m³/día.

2. *Calcular la tasa de flujo máximo:*

$$Q_p = \frac{40 \text{ m}^3/\text{d}}{8 \text{ h/d}} = 5 \text{ m}^3/\text{h}$$

3. *Determinar las dimensiones del reactor basándose en la velocidad máxima de flujo ascendente:*

Calcular la longitud del compartimento. Esto depende de un valor mínimo de 0.75 m y un valor máximo de $0.5z_c$. En este ejemplo, $z_c = 2$ y la longitud del compartimento es por lo tanto $(0.5 \times 2) = 1 \text{ m}$.

Calcular el ancho total del RAD requerido basado en la velocidad máxima de flujo ascendente:

$$l_c = \frac{5 \text{ m}^3/\text{h}}{1 \text{ m} \times 1 \text{ m/h}} = 5 \text{ m}$$

4. Decidir el número de unidades de tratamiento dispuestas en paralelo que se requieran y el ancho de cada una de ellas:

Para un ancho máximo de 3 metros por unidad, se necesitarán dos unidades de tratamiento dispuestas en paralelo, cada una con 2.5 metros de ancho. Aparte del vaciado de lodos rutinario, que puede llevarse a cabo sin tener que poner las unidades fuera de servicio, sólo se requerirá de un mantenimiento mínimo, por lo que no se prevé ninguna capacidad de reserva.

5. Calcular el tiempo de retención del RAD

Calcular el volumen total del RAD, asumiendo que se disponen 6 compartimentos en cada una de las dos unidades de tratamiento:

$$V_{\text{RAD}} = 6 \times (2 \text{ m} \times 1 \text{ m} \times 5 \text{ m}) = 60 \text{ m}^3$$

Calcular el tiempo de retención hidráulico:

$$\theta_{\text{RAD}} = \frac{(60 \text{ m}^3)}{40 \text{ m}^3 / 24 \text{ h}} = 36 \text{ h}$$

Este tiempo es inferior a las 48 horas de retención recomendadas. Las opciones para lograr la retención requerida son:

- Aumentar N_c de 6 a 8.
- Aumentar el ancho total y reducir la velocidad de flujo ascendente. El ancho total requerido para 48 horas de retención es igual a $48 \times 40 / (24 \times 6 \times 2 \times 1) = 6.67 \text{ m}$.

La segunda opción proporciona una mayor flexibilidad operacional. Se deben proporcionar tres unidades de tratamiento, cada una con seis compartimentos de flujo ascendente de 2.25 m de ancho. Cada compartimento tiene 2 m de profundidad \times 1 m de largo, dando un volumen total de $3 \times 6 \times 2.25 \times 2 \times 1 = 81 \text{ m}^3$.

6. Verificar la tasa máxima de carga orgánica (λ_{RAD}):

$$\text{Carga de diseño de DQO: } 40 \text{ m}^3/\text{d} \times 5000 \text{ g/m}^3 \times \left(\frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}} \right) = 200 \text{ kg/d}$$

Dado que la DQO del afluente de 5000 mg/l equivale a 5000 g/m³

$$\lambda_{\text{RAD}} = 5000 \text{ g/m}^3 \times 40 \text{ m}^3/\text{d} \times \frac{1 \text{ kg}}{1000 \text{ g}} \times \frac{1}{81 \text{ m}^3} = 2.47 \text{ kg de DQO/m}^3 \text{ d}$$

Este valor es inferior al valor máximo de 6 kg de DQO/m³ d y, por lo tanto, satisfactorio.

7. Determinar las concentraciones de DQO y SST del efluente

Suponiendo una reducción del 50 por ciento tanto de la DQO como de la SST, las concentraciones del efluente son:

$$\text{DQO}_e = 0.5 \times 5000 \text{ mg/l} = 2500 \text{ mg/l}$$

$$\text{SST}_e = 0.5 \times 4000 \text{ mg/l} = 2000 \text{ mg/l}$$

Será necesario un tratamiento adicional para cumplir la mayoría de las normas nacionales sobre efluentes y, cuando sea necesario, reducir las concentraciones de patógenos en los efluentes.

Reactores anaeróbicos de flujo ascendente

Antecedentes y descripción del sistema

Los reactores anaeróbicos de flujo ascendente se utilizaron por primera vez para tratar aguas residuales en Brasil y Colombia a principios de la década de 1980. Desde entonces, se han utilizado ampliamente en países de América Latina, incluidos Brasil, Colombia, Chile, República Dominicana, Guatemala y México (Noyola *et al.*, 2012). Muchos de estos reactores se instalaron en el marco de los planes de acción de Ganga y Yamuna, en la India. Al examinar la bibliografía sobre el rendimiento de los RAFA que tratan aguas residuales municipales en América Latina, la India y el Oriente Medio, se reveló que la eliminación de la DQO, la DBO₅ y los SST se situaba en el rango del 41 a 79 por ciento, 41 a 84 por ciento y 34 a 69 por ciento, respectivamente (Chernicharo *et al.*, 2015).

Los RAFA separan las aguas residuales en tres fases: lodos, efluente líquido y gas. Las aguas residuales a tratar se introducen en el fondo del tanque y suben a través de un manto de lodo suspendido. Las bacterias anaeróbicas en el manto de lodo descomponen el material orgánico en el afluente, convirtiéndolo en biogás que sube a través del reactor. Los deflectores separan el gas del flujo líquido y lo dirigen a una o más campanas de gases, de las cuales es extraído y utilizado o quemado. El agua sube a los vertederos situados a ambos lados de la campana, y los sólidos ya sea permanecen en el manto o se sedimentan. Juntos, la disposición de la campana de gases y del deflector se conoce como el separador GLS (gas-líquido-sólido). La distribución uniforme del flujo de entrada a través del fondo del RAFA y la agitación causada por la producción de biogás facilitan un buen contacto entre los lodos y las aguas residuales. La Figura 8.3 muestra un RAFA típico.

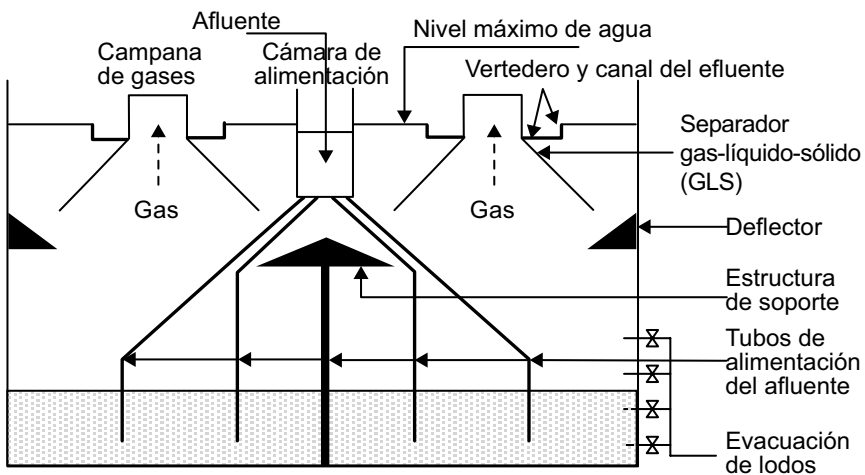


Figura 8.3 Reactor RAFA típico
Fuente: adaptado de van Lier *et al.* (2010)

Consideraciones operacionales y de diseño

Los RAFA requieren operadores que tengan un entendimiento básico de los procesos que se llevan a cabo en el reactor, y deben conocer y seguir las prácticas requeridas para garantizar un buen desempeño del reactor. Un funcionamiento exitoso de los RAFA depende del monitoreo regular de los niveles de lodos y las concentraciones de sólidos suspendidos y la extracción del exceso de lodos del reactor. Para facilitar la extracción de lodos se debe disponer una serie de válvulas a intervalos de unos 50 cm a lo largo de la altura del manto de lodos, colocando la primera válvula a 15–20 cm por encima del fondo del reactor. Estas válvulas también se pueden usar para tomar muestras, aunque serán propensas a las condiciones de borde, por lo que puede que las muestras no sean representativas de las condiciones del reactor en su conjunto. También se corre el riesgo de que una rápida apertura de la válvula cree un vórtice, lo que puede conducir a errores cuando se evalúen las características de los lodos a nivel de la muestra. Una mejor alternativa para el muestreo es proporcionar una apertura en la parte superior del separador GLS, permitiendo la introducción de un dispositivo de muestreo simple que pueda bajarse a la profundidad requerida y abrirse para tomar la muestra. Para evitar que el gas se escape, la apertura debe tener un tapón seguro, que sólo debe quitarse para la toma de muestras. Además, se debe proporcionar un sello hidráulico para evitar el escape de gas durante la toma de muestras (van Lier *et al.*, 2010).

La mayoría de los RAFA tienen volúmenes de entre 1500 y 3000 m³, ofreciendo una capacidad que varía de 6000 a 12 000 m³/d para un período de retención de 6 horas. Los RAFA han sido construidos con volúmenes tan bajos como 65 m³, ofreciendo una capacidad del orden de los 260 m³/d, pero estos valores han sido en general pilotos para instalaciones más grandes (van Lier *et al.*, 2010). Estas cifras sugieren que el intervalo de flujo normal de los RAFA es superior al de la mayoría de las plantas de tratamiento de lodos sépticos. Un inconveniente más grave es la imposibilidad de mantener un manto de lodo eficaz con flujos de afluente que varíen desde tres veces el flujo medio durante el día de trabajo hasta cero por la noche. Este problema podría superarse mediante la regulación del flujo, pero como ya se ha indicado en el capítulo 6, será difícil gestionar de manera eficaz un flujo constante en las cargas hidráulicas que reciben la mayoría de las plantas de tratamiento de lodos sépticos.

Estos puntos sugieren que las lagunas anaeróbicas y los RAD serán en su mayoría mejores opciones de tratamiento anaeróbico que los RAFA para las plantas de tratamiento independiente. Sin embargo, el tratamiento con los RAFA es una posible opción de co-tratamiento, particularmente en situaciones en las que las aguas residuales municipales están poco concentradas y contienen una concentración de sólidos orgánicos relativamente baja. Para una orientación detallada sobre el diseño de los RAFA, véase van Lier *et al.*, (2010).

Opciones de tratamientos biológicos aeróbico y facultativo

Lagunas facultativas

Las lagunas facultativas son la opción más simple de tratamiento secundario. Su principal propósito es el de remover el material orgánico y los sólidos, pero también pueden eliminar el amoníaco que se incorpora a la biomasa (Mara, 2004). Cuando se utilicen en el tratamiento de lodos fecales y sépticos, normalmente se ubicarán después de las lagunas anaeróbicas. Si el efluente tratado se va a utilizar para regar los cultivos, se requerirá un tratamiento adicional en las lagunas de maduración. Estas últimas se examinarán más adelante en este capítulo como una opción para la eliminación de patógenos.

Las capas superiores de las lagunas facultativas son aeróbicas, en donde el oxígeno es introducido por difusión del oxígeno atmosférico y por la fotosíntesis de las algas. Las condiciones anaeróbicas prevalecen cerca del fondo de las lagunas, mientras que los niveles intermedios pueden ser intermitentemente aeróbicos y anaeróbicos, dependiendo de la hora del día y de si se está produciendo o no la fotosíntesis.

El largo tiempo de retención hidráulico permite a las lagunas anaeróbicas tratar de manera adecuada las variaciones en las cargas hidráulica y orgánica, pero también significa que requieren más terreno que la mayoría de las otras tecnologías. Esta aparente desventaja es mitigada por el hecho de que la carga hidráulica en una planta de tratamiento de lodos sépticos es mucho menor que la carga hidráulica en una planta de tratamiento de aguas residuales que presta servicio a la misma población. Por lo tanto, los requerimientos de terreno serán relativamente bajos, a pesar de la concentración mucho más importante de los lodos sépticos y fecales.

Las lagunas facultativas son una opción para el co-tratamiento de los lodos sépticos con las aguas residuales municipales, pero deben ser precedidas por una separación sólido-líquido de los lodos sépticos. Cuando la zona de servicio de la planta de tratamiento es relativamente pequeña y una alta proporción de la población utiliza el saneamiento in situ, la carga aportada por los lodos sépticos puede constituir una gran parte de la carga total de la planta. Esto deberá tenerse en cuenta en el diseño.

Al tratar las aguas residuales municipales, las lagunas facultativas correctamente dimensionadas, configuradas y operadas pueden eliminar entre el 70 y el 90 por ciento de DBO del afluente (Mara, 2004). Las algas presentes en las lagunas contribuyen a que los niveles de DBO y SST en el efluente sean relativamente altos en comparación con otros procesos de tratamiento. De hecho, representan aproximadamente entre el 60 y el 90 por ciento de los sólidos suspendidos en este tipo de lagunas (Mara, 2004). Las lagunas facultativas que tratan aguas residuales tienen tasas de eliminación de SST del 70 al 80 por ciento (von Sperling, 2007).

Consideraciones operacionales y de diseño

Geometría y profundidad de la laguna facultativa. Las lagunas facultativas deben tener una profundidad de 1.0 a 2.5 m para mantener las condiciones aeróbicas en la superficie y las condiciones anaeróbicas en el fondo (Tilley *et al.*, 2014). En la práctica, la mayoría de las lagunas tienen una profundidad de 1.5 a 2 m. La relación largo/ancho debe ser de por lo menos 2:1, y preferiblemente 3:1, para prevenir los cortocircuitos y así asegurar un máximo tiempo de retención.

Las lagunas pueden construirse con paredes verticales de concreto, pero la práctica habitual es que las paredes estén inclinadas, con pendientes internas y externas de 1:3 y 1:2, respectivamente. Cualquiera que sea el método de construcción utilizado, es esencial proporcionar acceso a los trabajadores para que eliminen la espuma y los lodos. De hecho, cuando el acceso no es fácil, la experiencia demuestra que el mantenimiento y vaciado nunca se llevan a cabo.

Evitar los cortocircuitos. El desempeño de una laguna puede reducirse considerablemente mediante un cortocircuito, que se produce cuando las condiciones de flujo y ambientales, junto con la geometría de la laguna, hacen que el flujo se desplace directamente de la entrada a la salida, mientras que otras zonas de la laguna permanecen prácticamente estancadas. El cortocircuito puede ser el resultado de los vientos o de las fuerzas creadas por el impulso del flujo de entrada en la laguna. Esto puede reducirse diseñando las entradas a las lagunas de manera que reduzcan al mínimo la velocidad de entrada e instalando paredes con deflectores al interior de estas para alargar la trayectoria del flujo e impedir flujos directos de la entrada a la salida.



Foto 8.1 Laguna facultativa en Tabanan (Indonesia)

Eliminación ocasional de lodos. Aunque la eliminación de lodos de las lagunas facultativas es menos frecuente que la de las lagunas anaeróbicas, sigue siendo necesaria de vez en cuando. La configuración convencional de dos o más lagunas que operan en paralelo permite que una de las lagunas se ponga fuera de servicio y se drene para poder remover los lodos que hay en ella. El líquido removido de la laguna se bombeará normalmente a otra laguna. Otra opción es la de remover los lodos utilizando una bomba montada en una balsa. Esto evitará la necesidad de drenar el agua, pero puede dejar algunos lodos in situ, lo que dará lugar a la puesta fuera de servicio y al vaciado de la laguna para permitir la eliminación de los lodos consolidados que no pueden ser bombeados.

Apariencia de la laguna. Cuando se operan de manera adecuada, las lagunas facultativas tienen un color verde característico, causado por la presencia de algas, como se muestra en la Foto 8.1 de la laguna facultativa de Tabanan (Indonesia). Si la laguna se sobrecarga, su color cambiará a un marrón rojizo, una capa de espuma se formará en la superficie y posiblemente se producirán olores.

Criterios y procedimiento de diseño

El primer criterio de diseño para las lagunas facultativas es la carga orgánica máxima permitida en la laguna. Los procesos principales de transferencia de oxígeno ocurren en la superficie o muy cerca a esta. Por esta razón, la tasa de carga admisible se define en relación con la superficie de la laguna, y no con su volumen. Las ecuaciones empíricas para calcular la tasa de carga admisible en las lagunas facultativas incluyen:

McGarry y Pescod (1970):	$\lambda_s = 60(1.099)^T$
Mara (1987):	$\lambda_s = 20T - 120$
Arthur (1983):	$\lambda_s = 20T - 60$
Mara (1987, 2004):	$\lambda_s = 350(1.107 - 0.002T)^{T-25}$

En donde: λ_s = tasa de carga en kg de DBO₅/ha d
 T = temperatura media del mes más frío en °C.

La Figura 8.4 representa estas ecuaciones de manera gráfica. Las ecuaciones de McGarry y Pescod y Arthur predicen la carga máxima que puede ser aplicada a una laguna facultativa antes de que se vuelva anaeróbica, una consideración clave para el diseño y el funcionamiento adecuado de la laguna facultativa. Las dos ecuaciones de Mara son ecuaciones de diseño que permiten un factor de seguridad antes de que la laguna se vuelva anaeróbica. Para las temperaturas entre 10 y 17.5 °C, las ecuaciones de McGarry y Pescod y Arthur están en estrecha concordancia. A temperaturas superiores a los 20 °C, las predicciones de la ecuación de McGarry y Pescod difieren significativamente de las otras ecuaciones. Teniendo en cuenta estos puntos, y las incertidumbres relativas al desempeño de las lagunas cuando se tratan lodos sépticos parcialmente digeridos, se recomienda basar los diseños en la segunda ecuación de Mara. La temperatura utilizada para el diseño debe ser la temperatura media del mes más frío del año.

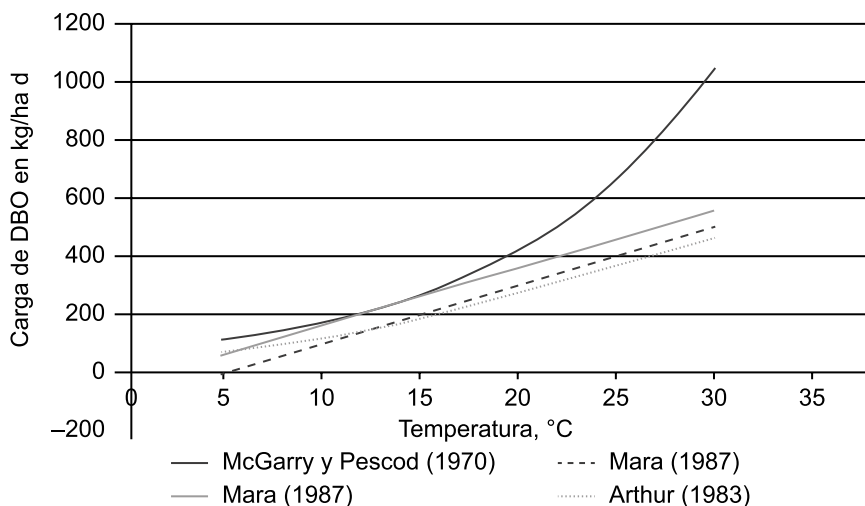


Figura 8.4 Comparación de las predicciones de carga admisible para las lagunas facultativas

La Tabla 8.6 resume los criterios de diseño recomendados para una laguna facultativa. No incluye el tiempo de retención, que está determinado por la tasa de carga de la superficie y la profundidad de la laguna y, por lo tanto, no es un criterio de diseño independiente.

Tabla 8.6 Resumen de los criterios de diseño de las lagunas facultativas

Parámetro	Símbolo	Unidad	Valor/rango	Notas/referencias
Tasa de carga de DBO superficial	λ_s	kg de DBO/ha d	Depende de la temperatura. Se debe calcular utilizando la ecuación apropiada	$\lambda_s = 350 \times (1.107 - 0.002T)^{(T-25)}$
Profundidad	D_f	m	1–2.5 m; normalmente 1.5 m	Rango recomendado (Mara, 2004)
Relación largo/ancho	L/W	–	Normalmente 2:1–3:1	(Mara, 2004)
Pendiente lateral	S	–	1:2	Para lagunas con paredes inclinadas

Los pasos a seguir al diseñar una laguna facultativa son los siguientes:

1. Calcular las cargas orgánicas admisibles en la laguna (λ_s , kg DBO₅/ha d), utilizando la siguiente ecuación:

$$\lambda_s = 350(1.107 - 0.002T)^{T-25}$$

En donde: T = temperatura media del mes más frío del año en °C.

2. Calcular el área de profundidad media requerida de la laguna utilizando la siguiente ecuación:

$$A_f = \frac{10L_fQ}{\lambda_s}$$

En donde: A_f = área total a profundidad media de la laguna facultativa (m^2)

L_i = DBO del afluente en mg/l (normalmente la DBO del efluente de la laguna anaeróbica)

Q = Caudal medio diario en la laguna facultativa (m^3/d).

3. Escoger una profundidad de la laguna (D_f) en el rango de 1.5–2.5 m y utilizarla junto al área de la laguna para calcular el tiempo de retención θ_f de la laguna en días, siguiendo la siguiente ecuación:

$$\theta_f = \frac{A_f P_f}{Q}$$

4. Determinar el número, la superficie y las dimensiones de las lagunas, permitiendo al menos dos unidades de tratamiento dispuestas en paralelo para proporcionar flexibilidad operativa. Para un sistema con dos unidades paralelas, la superficie de la laguna requerida para cada unidad será $A_f/2$. Utilizando la superficie calculada para una laguna, determinar sus dimensiones, utilizando una relación largo-ancho de 2:1-3:1. Si es necesario, las dimensiones de la laguna pueden calcularse utilizando los métodos sugeridos anteriormente para las lagunas anaeróbicas. En la mayoría de los casos, será lo suficientemente preciso calcular la superficie requerida de la laguna utilizando las dimensiones a profundidad media.
5. Calcular la DBO del efluente (L_e) utilizando la siguiente ecuación:

$$L_e = L_a \left(1 - \frac{\%DBO_{rem}}{100} \right)$$

En donde: L_a = DBO del afluente

$\%DBO_{rem}$ = porcentaje de remoción de DBO a través de la laguna (se debe asumir una cifra de 70 por ciento a menos que se disponga de datos sobre la remoción de DBO en las lagunas que tratan lodos sépticos bajo condiciones similares).

Las lagunas facultativas deben ser vaciadas cuando la acumulación de lodo haya alcanzado el 20-25 por ciento del volumen total de las mismas. La tasa de acumulación de lodo, la frecuencia de vaciado y el volumen de lodo eliminado pueden calcularse utilizando el enfoque ya descrito para las lagunas anaeróbicas. El intervalo real de vaciado debe determinarse utilizando la tasa real de acumulación de lodo y puede diferir del intervalo calculado. Para garantizar que esto pueda hacerse, los procedimientos operativos estándar deben incluir orientación sobre el monitoreo de la tasa de acumulación de lodo.

Ejemplo de diseño de una laguna facultativa

Una laguna facultativa debe ser diseñada para tratar el efluente líquido del proceso anaeróbico. Las características del afluente y los supuestos de procesos se muestran en la siguiente tabla.

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad
Caudal	Q	40	m ³ /d
Concentración de DBO del afluente	L_a	500	mg/l
Concentración de SST del afluente	SST_a	500	mg/l
Profundidad	D	1.5	m
Temperatura	T	20	°C
Supuestos			
% de remoción de DBO	%DBO	70	%
% de ST de lodos húmedos	%ST	10	%
% de la laguna ocupado por lodos	–	20	%
% contenido de lodos secos (LS)	%LS	10	%
Densidad de los lodos	ρ_{lodos}	1000	kg/m ³

1. Calcular la carga orgánica admisible en la laguna:

$$\lambda_s = 350[1.107 - (0.002 \times 20)]^{20-25} = 250 \text{ kg/ha d}$$

2. Calcular el área requerida a profundidad media de la laguna:

$$A_f = \frac{10 \times 500 \text{ mg/l} \times 40 \text{ m}^3/\text{d}}{250 \text{ kg/ha d}} = 800 \text{ m}^2$$

3. Decidir la profundidad de la laguna y calcular el tiempo de retención.

Seleccionar 1.5 m de profundidad de la laguna. Volumen de la laguna $V_f = 800 \times 1.5 = 1200 \text{ m}^3$

$$\text{Tiempo de retención } \theta_f = \frac{1200 \text{ m}^3}{40 \text{ m}^3/\text{d}} = 30 \text{ d}$$

4. Decidir el número de lagunas dispuestas en paralelo y calcular sus dimensiones. Se deben disponer dos lagunas en paralelo y asumir una relación largo/ancho de 3:1. El ancho requerido de la laguna se aproxima a la raíz cuadrada de $[800/(3 \times 2)]$, lo que es igual a 11.55 m. Redondeando esto a 11.5 m, las dimensiones de la laguna a profundidad media son 11.5 m \times 34.5 m.

Suponiendo una pendiente lateral de 1:2, las dimensiones del nivel de agua superior son $11.5 + (4 \times 0.75)$ por $34.5 + (4 \times 0.75) = 14.5$ por 37.5

5. Calcular la DBO del efluente de la laguna, asumiendo una remoción del 70 por ciento:

$$L_e = (1 - 0.7) \times 500 \text{ mg/l} = 150 \text{ mg/l}$$

Si existe información disponible acerca de la remoción de SST y la tasa de destrucción de sólidos a través de la laguna y el contenido de SST de los lodos, la tasa de acumulación de lodos puede calcularse usando los métodos ya explicados para las lagunas anaeróbicas. Para una remoción del 80 por ciento de SST a través de las lagunas, una tasa de destrucción de sólidos del 20 por ciento y un contenido de 10 por ciento de SST en los lodos de la laguna, la tasa de acumulación de lodos calculada es de 0.064 m³/d por laguna.

Si la laguna se vacía cuando la cantidad de lodo acumulado equivale al 20 por ciento de su volumen, la frecuencia de vaciado se da por la ecuación:

$$f_{\text{vaciado}} = \frac{0.2(\frac{1}{2} \times 1200 \text{ m}^3)}{0.064 \text{ m}^3/\text{día}} = 1875 \text{ días} - \text{es decir } \sim 5 \text{ años}$$

El volumen de lodos a ser removido de una laguna (V_{lodos}) equivale al volumen de la laguna dividido por cinco:

$$V_{\text{lodos}} = \frac{\frac{1}{2} \times 1200}{5} = 120 \text{ m}^3$$

Lagunas de aireación

Algunas plantas de tratamiento de lodos sépticos que prestan servicios a ciudades en países de ingresos bajos usan lagunas de aireación para tratar la fracción líquida de dichos lodos. Las lagunas de aireación son simples, pero su dependencia en la aireación mecánica las hace más complejas que las lagunas facultativas pasivas. Pueden ser de mezcla completa o de mezcla parcial. Las lagunas de aireación de mezcla parcial funcionan como lagunas facultativas y contienen zonas aeróbicas y anaeróbicas. También utilizan menos energía que las lagunas de mezcla completa, pero requieren mucho más terreno. En el caso de las lagunas que operan en el sur de los EE. UU., región con un clima cálido, la US EPA (2011) estima que la superficie de terreno necesaria para tratar 3785 m³ (1 millón de galones americanos) de aguas residuales es la siguiente: 20 hectáreas para las lagunas de estabilización facultativas, 13 hectáreas para las lagunas de mezcla parcial y 1 hectárea para las lagunas de mezcla completa. Esto significa que las lagunas de mezcla parcial requieren aproximadamente dos tercios de la superficie necesaria para las lagunas de estabilización facultativas. Es poco probable que el ahorro relativamente bajo de terreno justifique el aumento en el costo operacional y la complejidad que se derivan del suministro de aireación mecánica. En vista de ello, la atención se centra aquí en las lagunas de mezcla completa.

Las lagunas de aireación de mezcla completa requieren suficiente energía para mantener los sólidos en suspensión y proporcionar suficiente oxígeno para mantener las condiciones aeróbicas en la totalidad de la laguna. A este respecto, estas lagunas son similares a los reactores de lodos activados (RLA), pero se diferencian de ellos en que no hay una reintroducción de lodos. Al igual que los RLA, los efluentes de las lagunas de aireación de mezcla completa tienen altas concentraciones de SST, que deben ser eliminadas antes de la descarga final. Una laguna de sedimentación es la solución más simple para remover los SST. Normalmente, el tiempo de retención en estas lagunas debe ser de 2 días, siendo lo suficientemente corto como para prevenir el crecimiento de algas y por ende el aumento de la concentración de sólidos del efluente (Mara, 2004).

Las lagunas de aireación requieren un suministro de energía fiable y algunas capacidades técnicas por parte de los operadores, aunque estas últimas no son tan complicadas como las que se requieren para los RLA y sus variantes. Es por esto que solo deben considerarse cuando no se disponga de suficiente terreno para permitir el uso de lagunas de estabilización facultativas.

Las lagunas de aireación son una opción para el co-tratamiento de la fracción líquida de los lodos fecales y sépticos separados con las aguas residuales municipales. Al igual que con otras opciones de co-tratamiento, la carga ejercida por el líquido separado debe tenerse en cuenta al dimensionar la laguna. Dado que las lagunas de aireación suelen ubicarse después de la unidad para la separación de sólidos y líquidos, normalmente la arena y los aceites y grasas no serán un problema.

Las lagunas de aireación que tratan las aguas residuales pueden remover de un 70 a 90 por ciento de DBO del afluente, si se diseñan y operan apropiadamente. La eficiencia de la remoción de SST de las lagunas de aireación de mezcla parcial bien mantenidas que tratan las aguas residuales se encontrará probablemente alrededor del 80 por ciento (von Sperling, 2007).

Consideraciones operacionales y de diseño

Opciones de aireación. El aire puede ser administrado por aireadores mecánicos instalados en la superficie o en forma de aire comprimido a través de difusores situados cerca del fondo de la laguna. Los aireadores de superficie pueden ser de alta o baja velocidad y los difusores pueden emitir burbujas finas o gruesas. La Tabla 8.7 proporciona información básica sobre las cuatro opciones de aireación.

Tabla 8.7 Opciones de lagunas de aireación

<i>Tipo de aireación</i>	<i>Transferencia de oxígeno en kg de O₂/kWh</i>	<i>Cuestiones de diseño y mantenimiento</i>
Aireadores de superficie de alta velocidad, hasta 50 kW 900–1200 rpm	0.9–1.3	Accionamiento motorizado directo; puede ponerse a un lado de la laguna para su mantenimiento
Aireadores de superficie de baja velocidad, hasta 150 kW 40–60 rpm	1.5–2.1	Necesita una estructura de apoyo
Difusión de burbuja gruesa Difusores de 5–12 mm	0.6–1.5	Más robusto que la difusión de burbuja fina
Difusión de burbuja fina Difusores de 1–3 mm	3.6–4.8 (Se deteriorará a menos que el sistema esté bien mantenido y se limpie regularmente)	Requiere una limpieza regular, normalmente a intervalos de entre 6 meses y 2 años

Fuente: basado en Stenstrom y Rosso (2010)

La mayoría de las lagunas de aireación usan aireadores de superficie de alta velocidad y algunas utilizan aireación de burbuja gruesa. Los aireadores de superficie de baja velocidad se utilizan principalmente en los RLA de las grandes plantas de tratamiento de aguas residuales. La necesidad de una estructura de soporte y una plataforma de acceso permanente aumenta su costo de instalación y no suelen utilizarse en las lagunas de aireación. A pesar de su desempeño superior transfiriendo oxígeno, es poco probable que los aireadores de burbuja fina sean una buena opción para las plantas de tratamiento de aguas residuales en países de ingresos bajos. En efecto, son susceptibles a presentar problemas de bloqueo en los difusores y requieren una limpieza regular, lo que normalmente requerirá el vaciado completo de la laguna, una tarea difícil que puede ser descuidada, lo que conduce al fallo completo del sistema. Los sistemas con difusores de burbuja gruesa son mucho menos susceptibles a estos problemas de bloqueo, pero las lagunas tendrán

que ser drenadas para llevar a cabo tareas importantes de reparación y mantenimiento, como la eliminación de obstrucciones en las tuberías y la reparación de fugas en las uniones de las tuberías y en tuberías corroídas. El uso de tuberías plásticas, particularmente de polietileno con uniones soldadas, podría eliminar los problemas de corrosión y reducir en gran medida la incidencia de fugas en las uniones. Esto no eliminará los problemas de obstrucciones en las tuberías. Los aireadores flotantes de alta velocidad evitan estos problemas y pueden moverse para que sean más flexibles que los difusores de aire, y es por eso que suelen ser la opción preferida. La Foto 8.2 muestra un aireador de superficie de alta velocidad en la planta de tratamiento de lodos sépticos de Duri Kosambi en Yakarta (Indonesia). Los aireadores se utilizan de forma intermitente y parece que la laguna funciona en modo de mezcla parcial.

Geometría de la laguna. Algunos textos de referencia recomiendan el uso de lagunas cuadradas (Crites y Tchobanoglous, 1998), pero las lagunas de aireación tienen con frecuencia una forma rectangular.

Necesidad de unidades de tratamiento dispuestas en paralelo y la capacidad de aireación de reserva. Por las razones que ya se explicaron para las lagunas anaeróbicas y facultativas, se recomienda disponer de dos unidades de tratamiento dispuestas en paralelo siempre que la geometría del sitio lo permita. Se deben proporcionar aireadores de reserva para satisfacer las necesidades de aireación calculadas cuando uno de los aireadores esté fuera de servicio.



Foto 8.2 Aireador de superficie de alta velocidad en Duri Kosambi, Yakarta

Requisitos para la fijación y el espaciamiento de los aireadores de superficie. Los aireadores de superficie deben fijarse de tal manera que puedan ser reposicionados según sea necesario y llevados al borde de la laguna para su mantenimiento y reparación. Para esto se suelen unir los aireadores con cuerdas o cables, como se muestra en la Foto 8.2. Los aireadores flotantes deben tener un tamaño que asegure que toda la zona de la laguna esté aireada, pero que al

mismo tiempo evite la turbulencia excesiva ya que podría provocar la erosión del lecho de la laguna. El espacio requerido estará típicamente en el rango de 8-15 m, dependiendo del tamaño y la potencia del aireador. Los aireadores adyacentes deben rotar en direcciones opuestas. El espaciamiento entre los aireadores puede disminuir, o bien se pueden colocar aireadores más potentes en la zona de entrada, donde hay una mayor demanda de oxígeno, con menos aireadores colocados en la zona de salida para permitir algún asentamiento (von Sperling, 2007).

La necesidad de una cadena de suministro fiable. Las lagunas de aireación dependen de equipos mecánicos, por lo que se necesitarán cadenas de suministro fiables para las piezas de repuesto. El personal debe capacitarse para llevar a cabo el mantenimiento de rutina y tareas de reparación sencillas. Puede ser apropiado contratar talleres locales para realizar las tareas de reparación más complejas. Será necesario tener acceso a servicios de laboratorio, ya sea propio o contratado, para poder reunir información sobre los parámetros de los afluentes y efluentes, la cual será necesaria para ajustar la práctica operacional a la luz de la experiencia operacional.

Criterios y procedimiento de diseño

Los parámetros clave de diseño de las lagunas de aireación son el tamaño y las dimensiones de la laguna, el tiempo de retención y la cantidad de oxígeno necesaria para eliminar la DBO y el amoníaco. La profundidad de la laguna y el tiempo de retención hidráulico están típicamente en los rangos de 2–5 m y 2–6 días, respectivamente (Tilley *et al.*, 2014; Arthur, 1983). Los aireadores mecánicos de superficie tienen una eficiencia de oxigenación de 1.2–2.0 kg de O_2 /kWh (von Sperling, 2007). Los criterios de diseño recomendados para una laguna de aireación se presentan en la Tabla 8.8.

Tabla 8.8 Resumen de los criterios de diseño de una laguna de aireación

Parámetro	Símbolo	Unidad	Valor/rango	Notas/referencias
Profundidad	Z_{AL}	m	2–5	Recomendada (Tilley <i>et al.</i> , 2014)
Tiempo de retención hidráulico	θ_{AL}	días	2–6	Se recomiendan 4 días (Mara, 2004)
Relación largo:ancho	L:a	–	2:1–4:1	Rango recomendado (von Sperling, 2007)
Factor pico	FP	–	Típicamente 1.5	Se debe usar el factor mensual máximo para la entrega de lodos sépticos a la planta de tratamiento

Para diseñar una laguna de aireación, también se requiere información sobre la temperatura de diseño (típicamente la temperatura ambiente media durante el mes más frío del año), la tasa de flujo, las concentraciones de DBO y NH_3 del afluente, y las concentraciones requeridas en el efluente. Las etapas de diseño se describen a continuación.

1. Calcular la remoción de DBO y de amoníaco requerida. La eliminación requerida de DBO se da en la ecuación:

$$L_{\text{DBOrem}} = \frac{Q(L_a - L_e)}{1000 \text{ l/m}^3}$$

En donde: L_{DBOrem} = eliminación requerida de DBO (kg/d);
 Q = caudal de las lagunas de aireación (m^3/d)
 L_a = DBO del afluente (mg/l)
 L_e = DBO requerida del efluente (mg/l).

La eliminación de amoníaco requerida se calcula de la misma manera.

2. Calcular la demanda de oxígeno (DO) para la remoción de DBO (DO_{DBO} , kg/d):

$$\text{DO}_{\text{DBO}} = L_{\text{DBOrem}} \times F_o$$

En donde: F_o = relación entre el peso del oxígeno requerido y el peso de la DBO extraída, 1.5 (es decir, 1.5 kg de O_2 requerido por kg de DBO removido).

3. Calcular la demanda de oxígeno para la remoción de amoníaco (DO_{NH_3} , kg/d) (si se requiere la remoción de amoníaco por nitrificación):

$$\text{DO}_{\text{NH}_3} = L_{\text{NH}_3\text{rem}} \times F_n$$

En donde: F_n = típicamente 4.6 (es decir, 4.6 kg de O_2 requerido por kg de NH_3 removido)
 $L_{\text{NH}_3\text{rem}}$ = remoción requerida de NH_3 (kg/d).

4. Calcular el requerimiento total de oxígeno real para la laguna:
 Para encontrar el oxígeno total requerido, se debe calcular el requerimiento de oxígeno real diario promedio (ROR_{med} , kg de O_2/d) agregando los requerimientos de oxígeno para la DBO y el amoníaco. Para encontrar el ROR máximo diario ($\text{ROR}_{\text{máximo}}$), se debe multiplicar ROR_{med} por un factor pico apropiado (FP). Este será normalmente el factor de día pico para el flujo en la planta de tratamiento. Los requisitos de oxígeno promedio y máximo se dan mediante las siguientes ecuaciones:

$$\text{ROR}_{\text{med}} = \text{DO}_{\text{DBO}} + \text{DO}_{\text{NH}_3}$$

$$\text{ROR}_{\text{máximo}} = \text{ROR}_{\text{med}} \times \text{FP}$$

La primera ecuación debe utilizarse al estimar el requerimiento de las necesidades anuales de energía y la segunda al evaluar la potencia de salida requerida del aireador.

5. Calcular el requerimiento de energía:
 Para esto se requiere información sobre la eficiencia del equipo utilizado para transferir oxígeno al líquido a ser tratado. Para obtener estos datos, se debe contactar a los fabricantes para así consultar su literatura. Los datos del fabricante suelen indicar la cantidad de oxígeno que un aireador puede transferir en el agua en una hora, el espaciado necesario para garantizar la mezcla completa de la laguna y la energía necesaria para hacer funcionar el aireador. La energía requerida (P , kW) puede ser determinada con la ayuda del ROR pico y la eficiencia de oxigenación

de los aireadores seleccionados (EO , kg de O_2 /kWh). La eficiencia de la oxigenación del fabricante (EO_f) debe ajustarse a las condiciones reales sobre el terreno utilizando un factor de ajuste empírico de la eficiencia de oxigenación de entre 0.55 y 0.65 (von Sperling, 2007).

$$EO = EO_f \times 0.6$$

$$P = \frac{ROR_{pico}}{24 EO}$$

6. Determinar el número de aireadores, el espacio entre ellos y las dimensiones de la laguna:
 - *Número de aireadores* = P/P_{aer} , en donde P_{aer} es la potencia de un solo aireador. En la mayoría de los casos, los aireadores seleccionados para su uso en las plantas de tratamiento de lodos sépticos tendrán una potencia de salida de entre 4 y 18 kW.
 - *Espaciado entre los aireadores y dimensiones de la laguna*. El parámetro clave utilizado para calcular el espacio entre los aireadores y las dimensiones de la laguna es el diámetro de influencia de los aireadores. La Tabla 8.9 proporciona información referente a este y otros parámetros requeridos para la realización de un diseño preliminar.

Tabla 8.9 Parámetros de diseño para los aireadores de alta velocidad

Potencia del aireador		Profundidad de operación (m)	Diámetro de influencia (m)	
Caballos de potencia (hp)	kW		Oxigenación	Mezcla
5–10	3.70–7.35	2.0–3.6	45–50	14–16
15–25	11.0–18.4	3.0–4.3	60–80	19–24
30–50	22.00–36.75	3.8–5.2	85–100	27–32

Fuente: adaptado de von Sperling (2007)

Para las lagunas de mezcla completa, el diámetro de influencia no debe exceder el diámetro de la mezcla. Para las lagunas cuadradas y rectangulares, la dimensión crítica es la diagonal a 45° desde los ejes de la laguna, lo que definirá el punto en el que la zona de influencia toca la esquina de la laguna o intercepta la zona de influencia de otro aireador. La distancia entre cualquier aireador y los lados de la laguna es entonces el radio de mezcla dividido por la raíz cuadrada de dos, mientras que la distancia entre los aireadores en línea es el diámetro de mezcla dividido por la raíz cuadrada de dos. Las dimensiones de la laguna se definen entonces por la siguiente ecuación:

$$L = nD/\sqrt{2}$$

En donde: L = largo de la laguna en una dirección dada (m)

n = número de aireadores dispuestos en línea en esa dirección

D = diámetro de mezcla (m).

Dado que los aireadores de superficie pueden moverse alrededor de la laguna, el procedimiento estándar consiste en colocar suficientes aireadores para satisfacer las necesidades de oxígeno, con aireadores de repuesto que se mantienen en reserva o se fijan a un lado del estanque. Los aireadores de reserva deben estar listos para ser instalados si uno de los aireadores en funcionamiento se pone fuera de servicio para su mantenimiento o reparación.

7. Verificar el tiempo de retención en las lagunas.

El área total de la laguna es dada por la ecuación $A_{AL} = N(D/\sqrt{2})^2$

En donde: A_{AL} = área total de la laguna (m²)

N = número total de aireadores

Tiempo de retención (días) = $z_{AL}A_{AL}/Q$

Esto cambiará ligeramente si las dimensiones de la laguna se redondean hacia arriba o hacia abajo.

8. Determinar las dimensiones finales de la laguna de sedimentación. Proporcionar una laguna para cada unidad de tratamiento. Para un período de retención de dos días, el área de cada laguna será dada por la siguiente ecuación:

$$A_p = 2Q/(nz_p)$$

En donde: A_p = área de una laguna de sedimentación (m³)

n = número de unidades de tratamiento

z_p = profundidad del pozo (m).

Las lagunas deben ser cuadradas o rectangulares, con una relación largo/ancho que no exceda 2:1.

Boyle *et al.* (2002) ofrecen una guía adicional sobre el dimensionamiento y posicionamiento de los aireadores.

Ejemplo de diseño de una laguna de aireación

El líquido separado que ya ha sido tratado en lagunas de estabilización anaeróbicas debe ser tratado en una laguna de aireación de mezcla completa utilizando aireadores de superficie mecánicos. Los parámetros de diseño son como se establecen a continuación.

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad
Caudal máximo	Q	100	m ³ /d
Concentración de DBO del afluente	L_a	1500	mg/l
Concentración de NH ₃ del afluente	N_a	180	mg/l
Concentración deseada de DBO del efluente	L_e	50	mg/l
Concentración deseada de NH ₃ del efluente	N_e	50	mg/l
Masa de O ₂ requerida por masa de DBO	-	1.5	-
Masa de O ₂ requerida por masa de NH ₃	-	4.6	-
Coefficiente de eficiencia de oxigenación	-	0.6	-
Máximo coeficiente diario de carga de DBO	CP	1.5	-
Eficiencia de oxigenación del aireador del fabricante	EO _m	2	kg O ₂ /kWh

1. Calcular la remoción de DBO y de amoníaco necesarias:

$$L_{\text{DBOrem}} = 100 \text{ m}^3/\text{d} (1500 - 50 \text{ mg/l})(1000 \text{ l/m}^3)(1 \text{ kg}/10^6 \text{ mg}) = 145 \text{ kg/d}$$

$$L_{\text{NH}_3\text{rem}} = 100 \text{ m}^3/\text{d} (180 - 50 \text{ mg/l})(1000 \text{ l/m}^3)(1 \text{ kg}/10^6 \text{ mg}) = 13 \text{ kg/d}$$

2. Calcular el requerimiento de oxígeno para la remoción de DBO:

$$DO_{\text{DBO}} = 145 \text{ kg de DBO/d} \times 1.5 \left(\frac{\text{kg O}_2}{\text{kg DBO}} \right) = 217.5 \text{ kg de O}_2/\text{d}$$

3. Calcular el requerimiento de oxígeno para la remoción de NH_3 :

$$DO_{\text{NH}_3} = 13 \text{ kg NH}_3/\text{d} \times 4.6 \left(\frac{\text{kg O}_2}{\text{kg NH}_3} \right) = 59.8 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

4. Calcular el requerimiento de oxígeno real (ROR) total de la laguna de aireación:

$$\text{ROR}_{\text{prom}} = 217.5 + 59.8 = 277.3 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

$$\text{ROR}_{\text{máx}} = 277.3 \times 1.5 = 416 \text{ kg O}_2/\text{d}$$

5. Calcular el requerimiento de energía:

Se debe asumir aquí que el rendimiento de oxigenación del fabricante es de 2 kg de O_2 /kWh, y que el coeficiente de ajuste empírico es de 0.6:

$$\text{EO} = 2 \left(\frac{\text{kg O}_2}{\text{kWh}} \right) \times 0.6 = 1.2 \frac{\text{kg O}_2}{\text{kWh}}$$

$$P = \frac{416 \text{ kg O}_2/\text{d}}{1.2 \text{ kg O}_2/\text{kWh}} = 347 \text{ kWh por día}$$

Las lagunas de mezcla completa requieren una aireación continua. La potencia total requerida por el aireador es = $347/24 = 14.45 \text{ kW}$

6. Determinar el número y el espaciado entre los aireadores y las dimensiones de las lagunas:

Asumir dos unidades de tratamiento, cada una con un par de aireadores localizados en una laguna rectangular, dando un total de cuatro aireadores.

$$\text{Energía requerida por cada aireador} = \frac{\text{Energía}}{\text{No. de aireadores}} = 14.45/4 = 3.6125 \text{ kW}$$

Este requerimiento de energía se alcanzará por cuatro aireadores de 5 hp (3.73 kW).

Basándose en la Tabla 8.9, escoger la profundidad de la laguna y determinar el diámetro de mezcla requerido. Estos deben ser de 2 m y 14 m, respectivamente.

$$\text{Largo de la laguna } L \text{ (dos aireadores alineados)} = \frac{2 \times 14 \text{ m}}{\sqrt{2}} = 19.8 \text{ m}$$

$$\text{Ancho de la laguna } a \text{ (un aireador en línea)} = \frac{1 \times 14 \text{ m}}{\sqrt{2}} = 9.9 \text{ m}$$

Tiempo de retención hidráulico (flujo máximo del mes) =

$$\frac{20 \text{ (largo de la laguna)} \times 10 \text{ (ancho de la laguna)} \times 2 \text{ (profundidad de la laguna)}}{100 \text{ (flujo de diseño)} \times 1.5 \text{ (coeficiente máximo)}} = 2.67 \text{ días}$$

Esto sugiere que la concentración máxima de nitrógeno orgánico y amoniacal se mantiene constante a lo largo de un rango de flujos, de modo que las cargas varían en proporción al flujo.

7. *Determinar las dimensiones finales de la laguna de sedimentación.*

Disponer dos lagunas de 1.5 m de profundidad en paralelo, de tamaño apropiado como para proporcionar dos días de retención en el flujo de diseño.

$$\text{Área requerida para cada laguna} = \frac{2 \text{ (días de retención)} \times 150 \text{ m}^3/\text{d}}{2 \text{ (no. de lagunas)} \times 1.5 \text{ m (profundidad de las lagunas)}} = 100 \text{ m}^2$$

Disponer dos lagunas de sedimentación con una profundidad de 10 m × 10 m × 1.5 m.

Humedales artificiales

Descripción del sistema

Los humedales artificiales son sistemas de ingeniería que replican los procesos que ocurren en los humedales naturales (Vymazal, 2010). Se dividen en tres categorías:

- Sistemas de flujo horizontal superficial (en los que el flujo se desplaza principalmente sobre el suelo).
- Sistemas de flujo horizontal subsuperficial.
- Sistemas de flujo vertical.

La mayoría de los sistemas en funcionamiento en climas cálidos son de flujo horizontal subsuperficial. La preferencia hacia estos sistemas se debe al reconocimiento de los posibles problemas de vectores de insectos en los humedales de flujo superficial y las dificultades que entraña asegurar una distribución equitativa del flujo en los humedales de flujo vertical. Los lados impermeables y la base de la estructura del humedal contienen un lecho de grava, típicamente de 30 a 60 cm de profundidad, y contiene plantas de humedales. Las aguas residuales entran por un extremo de las “celdas” del humedal y deben distribuirse a lo ancho de todo el humedal. Luego, estas fluyen a través de la grava y salen de la celda por el otro extremo. Al hacerlo, una combinación de procesos microbianos físicos y aeróbicos, anóxicos y anaeróbicos reduce la carga de sólidos suspendidos, carbono orgánico y nitrógeno en las aguas residuales.

A diferencia de los humedales de flujo horizontal, aquellos de flujo vertical son cargados de forma intermitente, normalmente de 4 a 10 veces al día para las aguas residuales municipales (Tilley *et al.*, 2014). Cuando se carga el lecho, las aguas residuales se filtran hacia abajo a través de este, atrayendo aire hacia el medio filtrante y creando así condiciones aeróbicas. Las plantas de los humedales transfieren una pequeña cantidad de oxígeno a través de sus raíces, pero su función principal es la de mantener la permeabilidad del lecho. Los organismos se ven privados de alimento en los intervalos entre las dosificaciones, y esto asegura que se evite el crecimiento excesivo de biomasa y que se mantenga la porosidad del lecho. El régimen de dosificación intermitente permite que los humedales artificiales de flujo vertical se carguen a una velocidad más alta que los humedales de flujo horizontal. Lamentablemente, esto también hace que el funcionamiento de los humedales sea más complejo, ya que la dosificación

intermitente requiere bombeo o el uso de un sifón. La opción del sifón es más simple y debe utilizarse cuando se disponga de la pendiente necesaria para el funcionamiento del sifón.

Hasta la fecha, los humedales artificiales se han utilizado principalmente para tratar las aguas residuales domésticas, las aguas grises y las aguas de escorrentía. Las altas cargas orgánicas y de sólidos suspendidos asociadas a las aguas residuales concentradas, como los lodos sépticos, pueden provocar la extinción de las plantas y la acumulación de sólidos en el lecho, lo que da lugar a una reducción de la capacidad hidráulica y finalmente al fallo del sistema. Por esta razón, los humedales artificiales sólo deben considerarse para el tratamiento de lodos sépticos después de la separación sólido-líquido y del tratamiento anaeróbico en lagunas o en RAD. Por el contrario, las plantas morirán si el lecho prácticamente no está cargado, de modo que no habrá líquido en el lecho para estimular el crecimiento de las plantas, por lo que es importante asegurarse de que la superficie del lecho proporcionada coincida con la afluencia prevista de lodos sépticos tanto inmediatamente como en el período de diseño. Esto puede requerir que con el tiempo se establezcan y pongan en marcha más lechos.

Consideraciones operacionales y de diseño

La necesidad de un tratamiento preliminar. Esto es importante ya que los humedales artificiales dependen del flujo a través de una capa de grava o arena que contenga pequeños espacios porosos, lo que los hace susceptibles a obstrucciones. Esto es particularmente cierto cuando se utilizan para manejar los lodos sépticos, con su alta concentración de sólidos suspendidos y su contenido potencialmente alto de aceites y grasas. Por lo tanto, la fiabilidad de los procesos posteriores de remoción de sólidos, de aceites y grasas es particularmente importante.

Monitoreo del sistema. Los procedimientos operativos estándar deben incluir requisitos para que se realice periódicamente una inspección del área del humedal con el fin de buscar charcos, los cuales indicarían la presencia de obstrucciones en el lecho.

La necesidad de múltiples celdas. La única forma de destapar las obstrucciones será removiendo las plantas de los humedales y el medio, y reemplazándolos con nuevas plantas y un medio limpio. Esta es una tarea relativamente ardua, y requiere que la totalidad de la celda se ponga fuera de servicio. Para minimizar las interrupciones causadas por estas actividades, el humedal debe dividirse en varias celdas con tuberías diseñadas para permitir que las celdas se puedan aislar y desviar individualmente mientras se realiza su mantenimiento.

Mantenimiento de rutina. Las tareas importantes de mantenimiento incluyen la eliminación de la vegetación muerta y de las especies vegetales indeseables (por ejemplo, los retoños de árboles) del lecho, la reducción de las hojas en las plantas en los humedales y la sustitución de las plantas marchitas.

Configuración del lecho. La relación largo/ancho de un humedal artificial de flujo horizontal debe ser de al menos 2:1, suficiente como para crear un largo

recorrido para el líquido que pasa a través del humedal y reducir la probabilidad de un cortocircuito. La relación largo/ancho de los lechos de flujo vertical estará influenciada por el método utilizado para distribuir el flujo sobre el lecho. Normalmente, los lechos que reciben el flujo a través de tuberías verticales deben ser aproximadamente cuadrados para reducir los flujos diferenciales causados por las pérdidas de carga en largos tramos de tuberías. En aquellos casos en que el flujo se introduzca a través de un canal a lo largo del lecho, es probable que una configuración larga, relativamente estrecha, sea una mejor opción. El lecho debe tener una pendiente longitudinal de alrededor del 1 por ciento desde la entrada hasta la salida.

Criterios y procedimiento de diseño

El enfoque más sencillo para el diseño de humedales artificiales es dimensionar el humedal basándose en una tasa de carga orgánica por superficie de unidad. Las directrices relacionadas con la carga, basadas en parámetros europeos y norteamericanos, suelen recomendar tasas de carga orgánica para humedales artificiales de flujo horizontal en el rango de 7–16 g de DBO₅/m d (véase, por ejemplo, US EPA, 2000). Este enfoque no tiene en cuenta ni la temperatura ni la eliminación de materia orgánica que tiene lugar en el humedal artificial. Las investigaciones sobre los lechos plantados experimentalmente en Tailandia han demostrado que las tasas de remoción son más altas tanto en los lechos horizontales como en los verticales. En los humedales de flujo horizontal se alcanzó una tasa orgánica de remoción de 33.9 g de DBO₅/m d a una temperatura media de 27 °C en las aguas residuales y una tasa de carga hidráulica de 20 cm/d (Kantawanichkul y Wannasri, 2013). Estos estudios también encontraron que la tasa de remoción aumentaba al aumentar la carga hidráulica y que los humedales artificiales de flujo horizontal funcionaban mejor que aquellos de flujo vertical.

Varios investigadores han desarrollado ecuaciones para modelar el desempeño de los humedales artificiales, teniendo en cuenta la temperatura y las concentraciones de los afluentes y los efluentes. Una ecuación para una tasa de primer orden que es ampliamente aceptada para el diseño de humedales artificiales de flujo horizontal es la ecuación de Kickuth:

$$A = \frac{Q (\ln C_a - \ln C_e)}{k_{20} 1.06^{(T-20)} pn}$$

En donde: A = superficie del humedal en m²

Q = caudal medio diario en m³/d

C_a y C_e = concentraciones en DBO₅ del afluente y el efluente en mg/l

\ln = logaritmo natural

k_{20} = constante de velocidad a 20 °C expresada en días⁻¹

T = la temperatura ambiente de diseño en °C

p = profundidad del lecho en m

n = la porosidad del medio en sustrato, expresada como una fracción.

Al reorganizar la ecuación y al multiplicar Q por C_a para obtener la carga, la ecuación de Kickuth da la siguiente expresión para la carga admisible:

$$L = \frac{C_a Q}{A} = \frac{C_a (k_{20} 1.06^{(T-20)}) p n}{(\ln C_a - \ln C_e)}$$

En donde: L = carga admisible expresada en g de DBO_5/m^2 d.

Si se carece de información específica sobre el lugar, se debe suponer un valor de k_{20} de 1.1 día^{-1} para humedales de flujo horizontal. Asumiendo una temperatura de $10 \text{ }^\circ\text{C}$ y valores típicos de 40 cm de profundidad del lecho y 40 por ciento de porosidad, esta ecuación da una carga admisible de $12.8 \text{ g de } \text{DBO}_5/\text{m}^2 \text{ d}$ en un lecho diseñado para reducir la DBO del afluente de 300 mg/l a 30 mg/l . Esto se encuentra dentro del rango de 7 a $16 \text{ g de } \text{DBO}_5/\text{m}$ definido anteriormente. La inclusión del término $1.06^{(T-20)}$ en la ecuación significa que L depende altamente de la temperatura, aumentando en un factor de 2.4 cuando la temperatura ambiente aumenta de $10 \text{ }^\circ\text{C}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$, para así obtener una tasa de carga orgánica de $30.73 \text{ g de } \text{DBO}_5/\text{m d}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Ya que esto concuerda con los resultados de las investigaciones en Tailandia, parece razonable utilizar la ecuación de Kickuth para calcular la carga admisible en los humedales artificiales. Para obtener mayor información sobre esto y otros aspectos de diseño de los humedales artificiales, véase UN Habitat (2008).

Jimenez (2007) reporta tasas de remoción de 90 a 98 por ciento para los coliformes termotolerantes y de 60 a 100 por ciento para los protozoarios en los humedales artificiales de flujo horizontal, pero recomienda a la vez un tratamiento de seguimiento en un lecho de grava de flujo horizontal para garantizar el 100 por ciento de eliminación de huevos de helmintos. Esto sugiere que los humedales artificiales no proporcionarán una opción autónoma para eliminar los patógenos y permitir que los efluentes se utilicen para el riego no restringido.

Las cifras presentadas anteriormente se derivan de la experiencia con los humedales artificiales que tratan las aguas residuales domésticas. Existen pocos ejemplos del uso de humedales artificiales para el tratamiento de líquidos procedentes de lodos sépticos o fecales y es necesario seguir trabajando para evaluar su idoneidad para este fin. Independientemente de todo esto, una tasa de carga de unos $30 \text{ g de } \text{DBO}_5/\text{m}^2 \text{ d}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$, equivalente a $300 \text{ kg de } \text{DBO}_5/\text{ha d}$, se encuentra por debajo de la carga que puede alcanzarse en una laguna facultativa con la misma temperatura. Existe la posibilidad de obtener algún ingreso por la venta de plantas cosechadas, pero este ingreso será pequeño. En general, las lagunas facultativas casi siempre serán una mejor opción que los humedales artificiales para el tratamiento secundario simple. Puede haber una excepción, y esto es cuando los flujos son bajos y la tasa de evaporación de las lagunas abiertas es alta, y por lo tanto el efluente presentará una alta salinidad. En esta situación, los humedales artificiales pueden ser una mejor opción cuando el efluente tratado se va a utilizar para riego restringido. Se requerirá un tratamiento o desinfección adicional para asegurar que las aguas residuales

tratadas sean seguras para el riego sin restricciones. Dados los volúmenes relativamente bajos de agua tratada que se producen, sigue siendo preferible buscar más opciones para utilizar los efluentes tratados para el riego restringido.

Otras tecnologías aeróbicas

Otras tecnologías de tratamiento aeróbico incluyen los filtros percoladores, los contactores biológicos rotativos (CBR), los reactores de lodos activados, los reactores secuenciales por lote (SBR, por sus siglas en inglés), los reactores de lecho móvil con biopelícula (MBBR, por sus siglas en inglés) y las zanjas de oxidación, que son una forma de aireación prolongada. Existen pocos ejemplos del uso de estas tecnologías en países de ingresos bajos para el tratamiento de lodos fecales y sépticos, aunque todos ellos tienen potencial para utilizarse en plantas que proveen co-tratamiento. A continuación, se presentan brevemente estas tecnologías y se examina su potencial para el tratamiento de lodos fecales y sépticos.

Filtros percoladores

Los filtros percoladores usan microorganismos adheridos a un medio para eliminar la materia orgánica de las aguas residuales. El medio suele tener una profundidad de alrededor de 2 m, consiste en piedras o figuras de plástico con una gran superficie, está contenido en una estructura circular, y cuenta con un sistema de desagües subterráneos. Las aguas residuales para tratar se aplican en la parte superior del medio a través de agujeros en un brazo giratorio, que debe ser impulsado de preferencia por la fuerza ejercida por el agua expulsada a través de los agujeros. El sistema requiere una bomba o algún tipo de dispositivo de sifón para evacuar la descarga intermitente que impulsa el brazo giratorio. El término "filtro" es engañoso, ya que los filtros percoladores funcionan principalmente a través del lecho bacteriano adherido al medio filtrante como biopelícula. El exceso de biopelícula desprendida (al que frecuentemente se le llama humus) es transportado a través del filtro, creando la necesidad de una sedimentación secundaria en los tanques de "humus" después de la filtración.

Es poco probable que los filtros percoladores sean una tecnología adecuada para el tratamiento independiente de la fracción líquida de los lodos sépticos y fecales por las siguientes razones:

- El alto contenido orgánico del afluente implica que el diseño del proceso se rija por la carga orgánica y no por la carga hidráulica. Por lo tanto, es probable que la baja tasa de carga hidráulica resultante no sea suficiente para mantener el medio filtrante adecuadamente mojado.
- El flujo de líquido varía en gran cantidad, cayendo hasta un nivel igual a cero por 12 a 16 horas por día, dependiendo de las horas de funcionamiento de la planta.
- El contenido de sólidos de los lodos sépticos y fecales es alto y permanecerá aún más alto que aquél de las aguas residuales municipales después de la separación sólido-líquido. Las altas concentraciones de sólidos pueden

causar obstrucciones en las boquillas del brazo de distribución del filtro percolador, lo que da lugar a una distribución desigual del flujo y a un desempeño deficiente del filtro.

Los tres efectos que aquí se presentaron llevarán a problemas de olores e insectos. La recirculación abordará los dos primeros efectos, pero requerirá la instalación y la operación de bombas, lo que aumentará los costos operacionales y la complejidad. El cribado fino podría utilizarse para eliminar las partículas de sólidos suspendidos de mayor tamaño que tienen más probabilidades de bloquear las boquillas del brazo distribuidor, pero esto también aumentará la complejidad del sistema, ya que los cribados finos requerirán una limpieza mecánica.

Cuando los lodos sépticos o fecales se vayan a tratar junto con las aguas residuales municipales en una planta que incluya filtros percoladores, será importante evaluar el efecto del aumento de la carga en el funcionamiento de estos filtros. La separación sólido-líquido de los lodos fecales y sépticos siempre deberá realizarse, y también puede ser conveniente realizar un cribado fino del líquido separado antes de que este llegue a los filtros percoladores. Dado que la adición de lodos fecales y sépticos concentrados tendrá un mayor impacto en la carga orgánica que en la carga hidráulica, normalmente habrá que aumentar las tasas de recirculación para asegurar que se alcancen las tasas mínimas de carga hidráulica recomendadas.

Contactores biológicos rotativos

Los CBR se usan ampliamente para tratar pequeñas cantidades de aguas residuales. Los CBR consisten en una serie de discos montados en un eje horizontal que corre justo por encima de la superficie del agua sobre un tanque rectangular, de modo que los discos están parcialmente sumergidos. Las aguas residuales fluyen a través del tanque, de un extremo al otro, pasando por los discos parcialmente sumergidos, que giran lentamente mientras el eje es impulsado por un pequeño motor eléctrico. Las bacterias y otros organismos crecen en las superficies de los discos, formando una biopelícula que pasa alternativamente a través de las aguas residuales y el aire mientras los discos giran. La biopelícula adsorbe el oxígeno a medida que pasa a través del aire, y este oxígeno se pone entonces a disposición para permitir los procesos de tratamiento aeróbico al pasar la biopelícula por las aguas residuales. La biopelícula se espesa con el tiempo y algunas de sus partes terminan por desprenderse, creando la necesidad de sedimentación en tanques de sedimentación de humus, como se requiere para los filtros percoladores. Los criterios típicos de carga hidráulica y orgánica diaria son 0.08–0.16 m³/m² de superficie de disco (Arundel, 1999) y 10–15 g de DBO/m² de superficie de disco, aunque es posible adoptar tasas de carga orgánica más elevadas (Hassard *et al.*, 2015). Algunos investigadores han explorado la posibilidad de utilizar los CBR para tratar aguas residuales más concentradas; por ejemplo, aquellas generadas por las industrias lácticas (Kadu *et al.*, 2013). El problema principal con los CBR es la dificultad para mantener sus condiciones aeróbicas debido a la alta concentración y la alta variabilidad en el flujo del afluente. Por lo tanto, es necesario

seguir investigando estas dificultades antes de recomendar los CBR como una opción de tratamiento para los lodos sépticos y fecales. Sin embargo, dado su bajo requerimiento de energía y su relativa simplicidad, se podría considerar su utilización para el tratamiento secundario.

Opciones de aireación mecánica

Las opciones de tratamiento de aireación de mezcla completa incluyen los RLA, las zanjas de oxidación, varias formas de aireación extendida, SBR y MBBR. Todas estas tecnologías se basan en procesos de crecimiento en suspensión que airean las aguas residuales para que sean tratadas junto con los lodos que se recirculan de las lagunas de sedimentación final. Los MBBR también utilizan un proceso de crecimiento adjunto que tiene lugar en la superficie de pequeños portadores de plástico suspendidos en el reactor.

Los SBR son esencialmente RLA operados en serie/por lotes, en donde la aireación y la sedimentación se producen alternativamente en el mismo reactor y no en las unidades de tratamiento separadas, como en un RLA convencional. Los SBR tienen la ventaja adicional de que al ajustar su secuencia de funcionamiento pueden utilizarse para tratar una amplia gama de volúmenes y concentraciones de afluente, lo que los hace más flexibles que los procesos de lodos activados convencionales. Wilderer *et al.* (2001) proporcionan información detallada sobre la tecnología de los SBR. Estos reactores están instalados en algunas plantas de tratamiento en las Filipinas, y las zanjas de oxidación rinden servicio a la planta de tratamiento de lodos sépticos Keputih de Surabaya, en Indonesia.

Todos los procesos de lodos activados y de aireación prolongada requieren que la concentración de sólidos en el reactor, o sea los sólidos suspendidos en el licor mezclado (SSLM), se mantenga dentro de un rango óptimo, que es típicamente de 2200 a 3000 mg/l para los RLA y de 4000 a 5000 mg/l para las zanjas de oxidación. Si la concentración de SSLM es demasiado alta, puede producirse un abultamiento de sólidos (*bulking*), dando lugar a una disminución de los niveles de oxígeno, una escasa capacidad de sedimentación de los lodos y un aumento de la cantidad de energía necesaria para mantener el proceso. Si la concentración de SSLM es demasiado baja, el rendimiento de la planta se deteriorará. Los operadores tienen la responsabilidad de mantener el nivel de SSLM a un nivel apropiado, recirculando los lodos de los clarificadores que vienen después del proceso de aireación en el proceso de tratamiento. La efectividad en el desempeño del proceso de aireación depende de que los operadores conozcan la cantidad de lodo que debe recircularse, y para esto se requiere que tengan información sobre los niveles de SSLM en el reactor. Un operador experimentado será capaz de estimar el nivel de SSLM a partir de la apariencia del contenido del reactor, pero el buen funcionamiento normalmente requiere que las decisiones sobre la recirculación se basen en informaciones obtenidas del muestreo regular de la concentración de SSLM. Para controlar el sistema, el operador también debe tener información sobre la concentración de oxígeno disuelto en el biorreactor y la calidad del efluente.

El suministro de esta información requiere el acceso a laboratorios fiables. Las tecnologías de aireación mecánica requieren una alta cantidad de energía, lo que a menudo elevará los costos operacionales a niveles inasequibles. Esto será motivo de especial preocupación en el caso de afluentes concentrados como los lodos fecales y sépticos. En vista de la posible dificultad de cumplir esos requisitos, las opciones de aireación mecánica sólo deben considerarse en las grandes ciudades, en donde la disponibilidad de terreno limite otras opciones.

La información sobre los criterios y procedimientos de diseño de los sistemas de lodos activados está disponible en los textos estándar de aguas residuales; por ejemplo, Metcalf y Eddy (2003) y WEF (2010).

Reducción del número de patógenos

Resumen

El propósito de las tecnologías de tratamiento descritas en el capítulo 7 y al comienzo de este capítulo es el de separar los sólidos y reducir la carga orgánica y de sólidos suspendidos en el efluente líquido. Sin embargo, no producirán un efluente que cumpla con los requerimientos de la categoría A ni de la categoría B de la OMS establecidos en la Tabla 4.2. Por consiguiente, se requerirá un tratamiento adicional para eliminar los patógenos si el efluente líquido se va a utilizar para el riego y también será conveniente si el efluente se va a verter en un cuerpo de agua que se utiliza con fines recreativos o como fuente de agua potable.

Las lagunas de maduración, utilizadas después de las lagunas facultativas y los humedales artificiales, son una opción sencilla de reducción de patógenos. La desventaja es que necesitan una gran superficie de terreno. Cuando esto sea un problema, otros métodos de eliminación de patógenos, incluyendo la cloración, el tratamiento con ozono y la radiación ultravioleta, serán teóricamente posibles. Todos estos métodos necesitan buenos sistemas de gestión y una cadena de suministro fiable, y sólo serán eficaces para los líquidos con bajas concentraciones de sólidos suspendidos. Dado que las descargas líquidas de las plantas de tratamiento de lodos sépticos son pequeñas en comparación con los flujos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, habrá pocas situaciones en las que los beneficios de producir un efluente adecuado para su uso en el riego sin restricciones justifiquen la provisión de estas opciones de reducción de patógenos más complejas. Teniendo en cuenta estos puntos, la estrategia para la reducción de patógenos debería ser la siguiente:

- Cuando se disponga de terrenos y cuando las etapas de tratamiento anteriores incluyan el tratamiento en lagunas facultativas o en humedales artificiales, se debe considerar la posibilidad de utilizar lagunas de maduración para reducir las concentraciones de patógenos a los niveles requeridos para el riego restringido o no restringido.

- Cuando estas condiciones no apliquen, se deberán explorar opciones de eliminación de efluentes líquidos que requieran un acceso mínimo de los trabajadores, por ejemplo, la irrigación de viveros.
- Cuando la ubicación de la planta de tratamiento preferida esté cerca de un cuerpo de agua que se utilice con fines recreativos o como fuente de agua, se deberán explorar opciones para evitar la descarga de efluentes directamente al curso de agua.

Lagunas de maduración

Como se indicó en el resumen, las lagunas de maduración suelen disponerse después de las lagunas facultativas y están diseñadas para la eliminación de patógenos. Su leve profundidad, normalmente de 1 a 1.5 m, permite que la luz del sol penetre hasta el fondo de la laguna e inactive los patógenos. La luz solar también fomenta la fotosíntesis y el crecimiento de bacterias y algas aerobias. Normalmente, las concentraciones de coliformes fecales se utilizan como indicador de la presencia de patógenos específicos, ya que son relativamente fáciles de medir.

Consideraciones operacionales y de diseño

Posicionamiento en el proceso de tratamiento. Dado que el propósito principal es el de eliminar los patógenos en lugar de reducir las cargas orgánicas y de sólidos suspendidos, las lagunas de maduración deben seguir procesos que ya hayan eliminado la DBO y los SST.

Configuración de las lagunas. Las lagunas deben tener una relación largo/ancho de al menos 2:1, hasta un máximo de 10:1. Las relaciones más altas brindan mejores condiciones modelo de flujo de pistón (Mara, 2004). Una relación de 2:1 será apropiada cuando se proporcionen dos o más lagunas en serie. Las lagunas pueden construirse con paredes verticales de cemento, pero la práctica más común es que las paredes estén inclinadas, como ya se ha descrito para las lagunas facultativas. Se pueden utilizar deflectores para evitar un cortocircuito, pero el procedimiento más común es proporcionar varias lagunas en serie, ya que así se maximiza la eliminación de patógenos.

En esta etapa del proceso de tratamiento, el contenido de sólidos del líquido a tratar será bajo y, por lo tanto, la acumulación de lodos y espuma será lenta. En vista de ello, no es esencial proporcionar lagunas en paralelo, aunque se recomienda diseñar las tuberías de interconexión de manera tal que se puedan evitar algunas lagunas de manera individual y así se puedan poner fuera de servicio para su mantenimiento, reparación y vaciado ocasional. Entre las opciones para facilitar la eliminación de los lodos figuran la provisión de rampas de acceso inclinadas sobre los lados laterales de las lagunas y la instalación de bombas para lodos transportadas en balsas flotantes.

Criterios y procedimiento de diseño

La reducción del número de bacterias fecales en las lagunas de maduración, anaeróbicas y facultativas puede estimarse si se supone una cinética de primer orden. La ecuación para una sola laguna es:

$$N_e = \frac{N_a}{1 + K_b t}$$

En donde: N_e = número de coliformes fecales por 100 ml en el efluente

N_a = número de coliformes fecales por 100 ml en el afluente

K_b = constante de velocidad de primer orden para la remoción de coliformes fecales (día^{-1})

t = tiempo de retención en la laguna (días).

Cuando varias lagunas estén dispuestas en serie, la ecuación será entonces:

$$N_e = \frac{N_a}{[(1 + K_b t_1)(1 + K_b t_2) \dots (1 + K_b t_n)]}$$

En donde t_1 a t_n son los tiempos de retención de la primera hasta la enésima laguna. Esta ecuación se aplica a todas las lagunas, incluso a las facultativas y anaeróbicas.

La constante de velocidad de primer orden (K_b) depende de la temperatura. En teoría, la constante de velocidad variará ligeramente dependiendo del tipo de laguna, pero por cuestiones de diseño, esta suele estimarse por la siguiente ecuación:

$$K_b = 2.6 \times 1.19^{(T-20)}$$

En donde: T = temperatura de la laguna ($^{\circ}\text{C}$).

Las diferentes etapas en el diseño son las siguientes:

1. Calcular el valor de K_b para la temperatura de diseño, que normalmente será la temperatura ambiente del mes más frío de la estación de riego.
2. Determinar los valores de N_a y N_e .

Para determinar N_a , se debe establecer un valor para el recuento de coliformes fecales en el afluente no tratado de la planta de tratamiento y calcular la reducción probable a lo largo de las etapas previas en el proceso de tratamiento. Suponga una reducción del 50 por ciento mediante espesadores por gravedad y tanques de sedimentación y una reducción del 90 por ciento (1 log) mediante prensas mecánicas. Utilice la ecuación de reducción de coliformes fecales mediante lagunas dispuestas en serie para calcular la reducción de coliformes fecales lograda en las lagunas anaeróbicas y facultativas. Este ejercicio dará un valor para N_a .

A continuación, se debe escoger un valor apropiado para N_e . Si el efluente está destinado a utilizarse para el riego sin restricciones, este valor será de 1000 NMP (número más probable) de coliformes fecales por 100 ml.

3. Seleccionar un tiempo de retención (θ , días) para una laguna de maduración estándar, sujeto a un valor mínimo de 3 días en climas cálidos (Marais, 1974), y calcular el número de lagunas de maduración estándar necesarias.

La ecuación básica para la reducción de patógenos a través de un número n de lagunas de maduración de igual tamaño es:

$$\frac{N_e}{N_a} = \frac{1}{(1 + K_b\theta)^n}$$

En donde n es el número de lagunas.

Esta ecuación puede representarse como:

$$n = \frac{\log(N_a/N_e)}{\log(1 + K_b\theta)}$$

Puede entonces resolverse para n utilizando los valores previamente determinados para N_a , N_e , K_b and θ .

Cuando el valor resultante de n sea ligeramente inferior a un número entero, este debe redondearse a dicho número entero. Si está ligeramente por encima de un número entero, una mejor solución será aumentar ligeramente el tamaño de las lagunas para que n sea inferior a ese número entero.

4. Seleccionar una profundidad apropiada de la laguna, normalmente alrededor de 1.2 m, y calcular la superficie requerida para cada una de las lagunas de maduración, que deben tener el mismo tamaño, utilizando la siguiente ecuación:

$$SA_{LM} = \frac{Q\theta}{z_{LM}}$$

En donde: SA_{LM} = superficie de cada laguna de maduración en m^2

Q = caudal en m^3/d

z_{LM} = profundidad seleccionada de la laguna.

El largo y ancho de la laguna pueden calcularse a partir de la superficie de la misma utilizando una relación largo/ancho de al menos 2:1.

Ejemplo de diseño: laguna de maduración compuesta por lagunas de estabilización instaladas en serie

Calcular el número de lagunas necesarias para alcanzar el objetivo de 1000 coliformes fecales/100 ml para un sistema que incluye espesadores por gravedad, una laguna anaeróbica con cinco días de retención, y una laguna facultativa con 15 días de retención.

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad
Temperatura	T	20	°C
Caudal	Q	40	m ³ /d
Tiempo de retención en una sola laguna de maduración	θ_{LM}	3	días
Número de coliformes fecales en el afluente de lodos sépticos	CF _{sept}	10 ⁸	por 100 ml
Relación largo/ancho	$L:a$	3:1	–
Profundidad de las lagunas de maduración	z_{MP}	1.2	m

1. Calcular la constante de velocidad de primer orden a la temperatura de diseño 20 °C:

$$K_b = 2.6 \times 1.19^{(T-20)} = 2.6 \text{ días}^{-1}$$

2. Calcular el número de CF en la entrada de las lagunas de maduración.

El número de CF en los lodos sépticos crudos es de 10⁸ por 100 ml.

Asuma una reducción del 50 por ciento por espesamiento por gravedad para dar un recuento de CF en la entrada de la laguna anaeróbica de 5×10^7 por 100 ml.

La concentración de CF después de un tiempo de 5 días (asumido) en una laguna anaeróbica y 15 días (asumidos) en una laguna facultativa se da por la siguiente ecuación:

$$N_e = \frac{5 \times 10^7}{[(1 + (2.6 \times 5)) [1 + (2.6 \times 15)]]} = 9 \times 10^4$$

3. Determinar el número de lagunas requeridas para reducir la concentración de CF en el efluente hasta el nivel de referencia.

Asumiendo un tiempo de retención de 3 días en cada laguna, el número de lagunas de maduración requerido se da por la ecuación:

$$n = \frac{\log(9 \times 10^4 / 1000)}{\log[1 + (2.6 \times 3)]} = 2.07$$

En teoría, la presencia de dos lagunas con un tiempo de retención de 3 días resultará en una concentración de CF en el efluente ligeramente superior al número de CF de referencia. Si el tiempo de retención de la laguna se aumenta a 3.5 días, el valor de n se reducirá a 1.95.

Por lo tanto, hay que proveer dos lagunas de maduración, cada una con un tiempo de retención de 3.5 días en el flujo de diseño.

4. Determinar las dimensiones de la laguna:

El volumen de una sola laguna = $40 \text{ m}^3/\text{d} \times 3.5 \text{ d} = 140 \text{ m}^3$

Asumir una profundidad de la laguna de 1.2 m. La superficie requerida = $140/1.2 = 116.67 \text{ m}^2$

Para una relación largo/ancho de 3:1, el ancho requerido será de $\sqrt{(116.67/3)} = 6.23 \text{ m}$. Se deben redondear las dimensiones para obtener un tamaño típico de laguna de $18.75 \text{ m} \times 6.5 \text{ m}$. Se trata de dimensiones orientativas y puede ser necesario adecuarlas para que se ajusten a la geometría del lugar.

Co-tratamiento de los lodos fecales y sépticos con las aguas residuales municipales

En este capítulo se han incluido referencias a la forma en que las diversas tecnologías descritas podrían utilizarse para el co-tratamiento del líquido separado con las aguas residuales municipales. Sin embargo, el capítulo se ha centrado principalmente en el tratamiento independiente de los lodos fecales y sépticos. Esta será normalmente la opción preferida cuando se consideren las posibilidades para nuevas instalaciones de tratamiento. Sin embargo, como se ha señalado en el capítulo 4, habrá situaciones en las que las plantas de tratamiento de aguas residuales existentes tendrán capacidad de reserva, que podría utilizarse potencialmente para el tratamiento de lodos fecales y sépticos. El co-tratamiento también podría considerarse ya que hace un uso efectivo de los limitados recursos administrativos y operacionales. Al considerar el co-tratamiento, es importante ser consciente de sus inconvenientes y por ende planificar el proceso, de tal manera que minimice el efecto de dichos inconvenientes. Como ya se ha indicado en el capítulo 4, entre ellos figuran la alta concentración de los lodos fecales y sépticos en relación con la de las aguas residuales municipales, el efecto potencial de su naturaleza parcialmente digerida y su alto contenido de amoníaco en los procesos de tratamiento, y su tasa de entrega altamente variable y, por ende, la carga variable en la planta.

En el capítulo 7 se hizo hincapié en el hecho de que la separación sólido-líquido es un primer paso esencial en cualquier esquema que implique un co-tratamiento. Se deben proporcionar instalaciones de recepción separadas para los lodos fecales y sépticos, incorporando el cribado, la atenuación del flujo y cualquier provisión para otros procesos de tratamiento preliminar según sea necesario. El capítulo 6 proporciona información sobre estos requisitos. La fracción líquida resultante de la separación sólido-líquido seguirá ejerciendo altas cargas orgánicas y de sólidos suspendidos. Las ecuaciones básicas que rigen las cargas hidráulica, orgánica y de sólidos suspendidos en una planta de tratamiento combinada son:

$$\text{Carga hidráulica } Q_t = Q_w + Q_s$$

$$\text{Carga orgánica o de sólidos suspendidos} = Q_w c_w + Q_s c_s$$

En donde: Q_t = caudal total

Q_w = caudal de aguas residuales

Q_s = caudal de lodos sépticos

c_w = concentración de DQO, DBO, NH_4 o SST en las aguas residuales

c_s = concentración de DQO, DBO, o SST en la fracción líquida de los lodos fecales o sépticos separados.

Estas ecuaciones pueden ser usadas para calcular cargas diarias o por hora. En este último caso, se deben aplicar factores pico apropiados tanto para el caudal de aguas residuales como para el de lodos sépticos. Los flujos deben expresarse en m^3/d o m^3/h , según proceda. Las concentraciones deben darse

en kg/m^3 , lo que equivale a g/l . La segunda ecuación puede utilizarse con cada parámetro, a su vez para calcular las cargas totales de DQO, DBO, NH_4 y SST.

Debido a la alta concentración de los lodos sépticos y fecales en relación con las aguas residuales, un volumen relativamente pequeño en la corriente de lodos fecales/sépticos dará lugar a un gran aumento de los sólidos orgánicos suspendidos y de las cargas de nitrógeno en la planta de tratamiento. El aumento de la acumulación de sólidos puede dar lugar a una reducción de la eficiencia de la transferencia de oxígeno y, por lo tanto, a una disminución de la capacidad de tratamiento. Teniendo en cuenta estos puntos, la US EPA (1984) recomendó que la relación entre el flujo de lodos sépticos y el flujo total no debe superar el 0.036 (3.6 por ciento) en el caso de las lagunas de aireación, el 0.0285 (2.85 por ciento) en el caso de los lodos activados precedidos de un tratamiento primario y el 0.0125 (1.25 por ciento) en el caso de los lodos activados sin tratamiento primario. Estas recomendaciones se basan en suposiciones (no declaradas por la US EPA) en relación con la concentración relativa de los lodos sépticos y las aguas residuales, y se refieren a la capacidad de la planta para tratar los lodos sépticos cuando no hay un flujo de aguas residuales. Si las aguas residuales ya contribuyen en un 50 por ciento a la carga de diseño, la carga de lodos sépticos admisible es sólo el 50 por ciento de las cifras indicadas anteriormente; así mismo, si las aguas residuales contribuyen en un 75 por ciento a la carga de diseño, la carga de lodos sépticos admisible se reduce al 25 por ciento.

Investigaciones más recientes recomiendan revisar estas directrices de la US EPA a la baja para las plantas de lodos activados diseñadas para llevar a cabo la eliminación biológica de nitrógeno (Dangol *et al.*, 2013, citado en López-Vázquez *et al.*, 2014). Para el material digerido de “baja concentración”, con concentraciones de DQO y SST de 10 000 mg/l y 7000 mg/l , respectivamente, López-Vázquez *et al.* recomiendan que los volúmenes de lodos fecales no excedan el 3.75 por ciento y el 0.64 por ciento del flujo total para condiciones de estado estacionario y “dinámicas”, respectivamente. El significado de “dinámico” no está definido, pero presumiblemente se refiere a la naturaleza intermitente de la entrega de lodos fecales y sépticos a la planta.

Tanto las recomendaciones de la US EPA como la investigación de Dangol relacionan el tratamiento aeróbico con un reactor de lodos activados. Una opción para mejorar la capacidad de co-tratamiento sería incluir una etapa anaeróbica antes del tratamiento aeróbico. Al considerar esta opción, debe reconocerse que la adición de lodos sépticos digeridos al flujo de aguas residuales municipales probablemente reducirá la tasa de degradación anaeróbica. Estudios realizados en Jordania comprobaron que el 86 por ciento de la fracción biodegradable del afluente entregado a una planta que sólo recibe aguas residuales municipales se digiere después de 27 días, en comparación con sólo el 57 por ciento de la fracción biodegradable para una planta que recibe tanto aguas residuales municipales como lodos sépticos (Halalsheh *et al.*, 2004, citado en Halalsheh *et al.*, 2011). Estudios de seguimiento confirmaron que la tasa de biodegradación de los lodos sépticos era inferior a la de las aguas residuales domésticas y a la de los lodos primarios de una planta de tratamiento

de aguas residuales (Halalsheh *et al.*, 2011). La tasa de biodegradación de los lodos sépticos se aproxima a una reacción de primer orden con una constante de velocidad de 0.024 día^{-1} a 35 °C . Esto se compara con una constante de velocidad estimada de 0.103 día^{-1} para las aguas residuales domésticas y una constante de velocidad reportada de 0.113 día^{-1} para los lodos primarios. Estos hallazgos se relacionaban con lodos sépticos poco concentrados con una DQO media registrada de 2696 mg/l en invierno y 6425 mg/l en verano, y una relación DQO/DBO de 2.22, lo que sugería una buena biodegradabilidad.

En general, estos puntos sugieren que el co-tratamiento debe abordarse con cautela. De ser posible, los diseños y/o las directrices de carga deberían basarse en estudios de campo, que impliquen ya sea estudios de plantas piloto o la supervisión del efecto de las cargas de lodos sépticos en el rendimiento de una planta de tratamiento de aguas residuales existente.

Puntos clave de este capítulo

- El componente líquido de los lodos fecales y sépticos debe tratarse para reducir las concentraciones orgánicas, de sólidos suspendidos y de patógenos a niveles compatibles con las normas nacionales e internacionales pertinentes y garantizar la protección tanto de la salud pública como del medioambiente.
- Dada la concentración del líquido, incluso después de la separación sólido-líquido, usualmente se requerirá más de una etapa de tratamiento para lograr estos objetivos.
- Las tecnologías para el tratamiento de líquidos implican procesos anaeróbicos y aeróbicos, que varían de sistemas “naturales” simples hasta sistemas de ingeniería que dependen de equipos mecánicos.
- Los procesos anaeróbicos no requieren energía externa y tienen una huella bastante pequeña. Por lo tanto, son una buena opción para el tratamiento de líquidos en la primera etapa, reduciendo la necesidad de terreno y/o de energía de las etapas aeróbicas subsiguientes.
- Los procesos de tratamiento anaeróbico que son adecuados para el tratamiento de la corriente líquida de los lodos fecales y sépticos separados incluyen las lagunas de estabilización anaeróbicas y los RAD. Los RAFA deben considerarse para el co-tratamiento con aguas residuales municipales, pero es poco probable que sean una buena opción para el tratamiento independiente de lodos fecales y sépticos.
- La acumulación de lodos será un desafío operacional para todos los procesos anaeróbicos.
- Las lagunas facultativas y los humedales artificiales son opciones simples, pero requieren una gran superficie, en comparación con otras opciones de tratamiento. Las lagunas facultativas serán una opción apropiada para el tratamiento secundario que viene después del tratamiento anaeróbico, en aquellos casos en que haya terreno disponible y las habilidades

operacionales sean limitadas. Debido a su simplicidad, normalmente serán una mejor opción que los humedales artificiales que requieren al menos tanto terreno como las lagunas facultativas.

- Los sistemas mecanizados basados en lodos activados, aireación prolongada y sus variantes pueden producir efluentes de buena calidad, pero dependen de una fuente de energía fiable, de operadores capacitados y de sistemas de vigilancia de buen desempeño. Debido a sus necesidades de energía, su funcionamiento puede ser costoso, y también están sujetos a cortes de energía. Se puede considerar la posibilidad de utilizarlos en plantas más grandes que cuenten con gerentes bien informados, personal capacitado, sistemas de vigilancia eficaces y cadenas de suministro fiables. Los costos operacionales se reducirán si el tratamiento aeróbico mecanizado está precedido de un tratamiento anaeróbico.
- Las lagunas de aireación de mezcla completa no requieren recirculación y, por lo tanto, son más sencillas de operar que los sistemas de lodos activados. Al igual que otros sistemas mecanizados, dependen de una fuente de energía fiable y tendrán un alto costo de electricidad. Sólo deben considerarse cuando no haya espacio suficiente para lagunas facultativas y, como otras opciones mecanizadas, normalmente deben disponerse después de un tratamiento anaeróbico.
- Cuando los flujos sean intermitentes, los filtros percoladores experimentarán problemas de moscas y olores. La recirculación de los efluentes tratados ayudará a reducir estos problemas, pero esto requiere el bombeo y, por lo tanto, una mayor dependencia de equipos mecánicos, lo que se traduce en mayores costos operacionales. Por esta razón, los filtros percoladores no son una opción adecuada para el tratamiento independiente de lodos sépticos.
- Cuando se disponga de suficiente terreno, se pueden considerar lagunas de maduración para reducir las concentraciones de patógenos de los efluentes a niveles que cumplan con las normas de descarga y uso final. Cuando no sea posible cumplir esas normas, deberán explorarse otras opciones de eliminación/uso final, por ejemplo, la descarga en una zona plantada de árboles.

Referencias bibliográficas

- Alberta Agriculture and Forestry (2012) *Dugout/Lagoon Volume Calculator* <<https://www.agric.gov.ab.ca/app19/calc/volume/dugout.jsp>> [consultado el 9 de abril de 2018].
- Arthur, J.P. (1983) *Notes on the Design and Operation of Waste Stabilization Ponds in Warm Climates of Developing Countries* World Bank Technical Paper Number 7, Washington, DC: World Bank <<http://documents.worldbank.org/curated/en/941141468764431814/pdf/multi0page.pdf>> [consultado el 26 de enero de 2018].

- Arundel, J. (1999) *Sewage and Industrial Effluent Treatment*, 2nd edn, Oxford: Wiley Blackwell.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (1993) *Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*, NBR 7229, Rio de Janeiro: ABNT.
- Barber, W.P. y Stuckey, D.C. (1999) 'The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review', *Water Research* 33(7): 1559–78 <[http://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00371-6](http://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00371-6)> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Bassan, M., Tchonda, T., Yiougo, L., Zoellig, H., Maahamane, I., Mbéguéré, M. y Strande, L. (2013) 'Characterization of faecal sludge during dry and rainy seasons in Ouagadougou, Burkina Faso', paper presented at the *36th WEDC International Conference at Nakuru, Kenya* <<https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/resources/conference/36/Bassan-1814.pdf>> [consultado el 7 de febrero de 2018].
- de Bonis, E. y Tayler, K. (2016) *Latrine Sludge Management in the IDP Camps of Sittwe, Myanmar*, Unpublished report produced for Solidarités International, Paris.
- Boopathy, R. (1998) 'Biological treatment of swine waste using anaerobic baffled reactors', *Bioresource Technology* 64: 1–6 <[http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00178-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00178-8)> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Boyle, W.C., Popel, H.J. y Mueller, J. (2002) *Aeration: Principles and Practice*, Boca Raton, FL: CRC Press.
- Bwapwa, J.K. (2012) 'Treatment efficiency of an anaerobic baffled reactor treating low biodegradable and complex particulate wastewater (blackwater) in an ABR membrane reactor unit (MBR-ABR)', *International Journal of Environmental Remediation and Pollution* 1(1): 51–8 <<http://dx.doi.org/10.11159/ijep.2012.008>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Chang, S., Li, J., Liu, F. y Zhu, G. (2008) 'Performance and characteristics of anaerobic baffled reactor treating soybean wastewater', paper presented at the *2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering (ICBBE) Shanghai, China* <<http://dx.doi.org/10.1109/ICBBE.2008.1030>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Chernicharo, C.A., van Lier, J., Noyola, A. y Ribeiro, T. (2015) 'Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges', *Reviews in Environmental Services and Bio/Technology* 14(4): 649–79 <<http://dx.doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Crites R. y Tchobanoglous, G. (1998) *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, Boston, MA: WCB McGraw Hill.
- Fernández, R.G., Inganlinella, A.M., Sanguinetti, G.S., Ballan, G.E., Bortolotti, V., Montangero, A. y Strauss, M. (2004) 'Septage treatment using WSP', paper presented at the *9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control* and to the *6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October 2004*.
- Foxon, K.M. y Buckley, C.A. (2006) *Guidelines for the Implementation of Anaerobic Baffled Reactors for On-Site or Decentralised Sanitation*, Durban: University of KwaZulu-Natal <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.568.378&rep=rep1&type=pdf>> [consultado el 20 de junio de 2018].

- Franceys, R., Pickford, J. y Reed, R. (1992) *A Guide to the Development of On-site Sanitation*, Geneva, Switzerland: World Health Organization <http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/39313/9241544430_eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y> [consultado el 29 de marzo de 2018].
- Gutterer, B., Sasse, K., Panzerbieter, T. y Reckerzügel, T. (2009) *Decentralised Wastewater Treatment Systems (DEWATS) and Sanitation in Developing Countries*, Loughborough: Water, Engineering and Development Centre, University of Loughborough <<https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/details.html?id=10409>> [consultado el 29 de marzo de 2018].
- Halalsheh, M., Smit, T., Kerstens, S., Tissingh, J., Zeeman, G., Fayyad, M. y Lettinga, G. (2004) 'Characteristics and anaerobic biodegradation of sewage in Jordan', in *Proceedings of the 10th IWA World Conference on Anaerobic Digestion, Montreal, Canada*, pp. 1450–3.
- Halalsheh, M., Noaimat, H., Yazajeen, H., Cuello, J., Freitas, B. y Fayyad, M.K. (2011) 'Biodegradation and seasonal variations in septage characteristics', *Environmental Monitoring and Assessment* 172(1–4): 419–26 <<http://dx.doi.org/10.1007/s10661-010-1344-4>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Hansen, K.H., Angelidaki, I. y Ahring, B.K. (1998) 'Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia', *Water Research* 32(1): 5–12 <[http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00201-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00201-7)> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Hassan, S.R. y Dahlan, I. (2013) 'Anaerobic wastewater treatment using anaerobic baffled reactor: a review', *Central European Journal of Engineering* 3(3): 389–99 <<http://dx.doi.org/10.2478/s13531-013-0107-8>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Hassard, F., Biddle, J., Cartmell, E., Jefferson, B., Tyrrel, S. y Stephenson, T. (2015) 'Rotating biological contactors for wastewater treatment', *Journal of Process Safety and Environmental Protection* 94: 285–306 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2014.07.003>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Hui-Ting, L. y Yong-Feng, L. (2010) 'Performance of a hybrid anaerobic baffled reactor (HABR) treating brewery wastewater', paper presented at the *International Conference on Mechanic Automation and Control Engineering, Wuhan, China, 26–28 June 2010*.
- Jiminez, B. (2007) 'Helminth ova removal from wastewater for agriculture and aquaculture use', *Water Science and Technology* 55(1–2): 485–93 <<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2007.046>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Kadu, P.A., Landge, R.B. y Rao, Y.R.M. (2013) 'Treatment of dairy wastewater using rotating biological contactors', *European Journal of Experimental Biology* 3(4): 257–60 <<http://www.imedpub.com/articles/treatment-of-dairy-wastewater-using-rotating-biological-contactors.pdf>> [consultado el 20 de enero de 2018].
- Kantawanichkul, S. y Wannasri, S. (2013) 'Wastewater treatment performances of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetland systems in tropical climates', *Songklanakarin Journal of Science and Technology* 35(5): 599–603 <<http://rdo.psu.ac.th/sjstweb/journal/35-5/35-5-13.pdf>> [consultado el 21 de enero de 2018].

- Koné, D. y Strauss, M. (2004) 'Low-cost options for treating faecal sludges (FS) in developing countries: challenges and performance', paper presented at the *9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October* <https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Journals/FS_treatment_LCO.pdf> [consultado el 7 de febrero de 2018].
- Lopez-Vazquez, C., Dangol, B., Hooijmans, C. y Brdvanovic, D. (2014) 'Co-treatment of faecal sludge in municipal wastewater treatment plants', in L. Strande, M. Ronteltap, y D. Brdjanovic (eds.), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Book/FSM_Ch09_lowres.pdf> [consultado el 15 de marzo de 2017].
- Mara, D.D. (1987) 'Waste stabilization ponds: problems and controversies', *Water Quality International* 1: 20–2 <www.personal.leeds.ac.uk/~cen6ddm/pdf%27s%201972-1999/e9.pdf> [consultado el 8 de marzo de 2018].
- Mara, D.D. (2004) *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*, London: Earthscan <www.personal.leeds.ac.uk/~cen6ddm/Books/DWWTDC.pdf> [consultado el 8 de marzo de 2018].
- Marais, G.V.R. (1974) 'Faecal bacterial kinetics in waste stabilization ponds', *Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers*, 100 (EE1): 119–39.
- McGarry, M.G. y Pescod, M.B. (1970) 'Stabilization pond design criteria for tropical Asia', in *Proceedings of the 2nd International Symposium on Waste Treatment Lagoons*, pp. 114–32, Kansas City, KS.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 4th edn, New York: McGraw Hill.
- Milner, J.R. (1978) *Control of Odors from Anaerobic Lagoons Treating Food Processing Wastewaters*, Cincinnati, OH: Industrial Environmental Research Laboratory, US EPA <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9101KSIA.PDF?Dockey=9101KSIA.PDF>> [consultado el 7 de abril de 2018].
- Moestedt, J., Müller, B., Westerholm, M. y Schnürer, A. (2016) 'Ammonia threshold for inhibition of anaerobic digestion of thin stillage and the importance of organic loading rate', *Microbial Biotechnology* 9(2): 180–94 <<http://dx.doi.org/10.1111/1751-7915.12330>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Nguyen, H., Turgeon, S. y Matte, J. (2010) *The Anaerobic Baffled Reactor: A study of the wastewater treatment process using the anaerobic baffled reactor*, Cape Town: Worcester Polytechnic Institute <<http://wp.wpi.edu/capetown/files/2010/12/Anaerobic-Baffled-Reactor-for-Wastewater-Treatment.pdf>> [consultado el 13 de mayo de 2018].
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J.M., Gureca, L.P. y Hernandez-Padilla, F. (2012) 'Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America', *Clean Soil Air Water* 40(9): 926–32 <<http://dx.doi.org/10.1002/clen.201100707>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Rands, M.B. y Cooper, D.E. (1966) 'Development and operation of a low cost anaerobic plant for meat wastes', in *Proceedings of 21st Purdue Industrial Waste Conference, Lafayette, IN*.

- Reynaud, N. (2014) *Operation of Decentralised Wastewater Treatment Systems (DEWATS) Under Tropical Field Conditions* (PhD thesis), Dresden: Faculty of Environmental Sciences, Dresden Technical University <www.qucosa.de/fileadmin/data/qucosa/documents/18556/Dissertation_Nicolas_Reynaud_Final.pdf> [consultado el 9 de abril de 2018].
- Reynaud, N. y Buckley, C.A. (2016) 'The anaerobic baffled reactor (ABR) treating communal wastewater under mesophilic conditions: a review', *Water Science and Technology* 73(3): 463–78 <<http://dx.doi.org/10.2166/wst.2015.539>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Sasse, L. (1998) *DEWATS: Decentralised Wastewater Treatment in Developing Countries*, Bremen: Overseas Research and Development Association (BORDA) <www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/SASSE%201998%20DEWATS%20Decentralised%20Wastewater%20Treatment%20in%20Developing%20Countries_0.pdf> [consultado el 13 de marzo de 2018].
- Schoebitz, L., Bassan, M., Ferré, A., Vu, T.H.A., Nguye, A. y Strande, L. (2014) 'FAQ: faecal sludge quantification and characterization – field trial of methodology in Hanoi, Vietnam', paper presented at *37th WEDC International Conference, Hanoi, Vietnam* <<https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A11874/datastream/PDF/view>> [consultado el 2 de mayo de 2018].
- Schoebitz, L., Bischoff, F., Ddiba, D., Okello, F., Nakazibwe, R., Niwagaba, C.B., Lohri, C.R. y Strande, L. (2016) *Results of Faecal Sludge Analyses in Kampala, Uganda: Pictures, Characteristics and Qualitative Observations for 76 Samples*, Dübendorf: Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Laboratory_Methods/results_analyses_kampala.pdf> [consultado el 7 de febrero de 2018].
- Stenstrom, M.K. y Rosso, D. (2010) *Aeration*, University of California <www.seas.ucla.edu/stenstro/Aeration.pdf> [consultado el 12 de abril de 2018].
- Strande, L., Ronteltap, M. y Brdjanovic, D. (2014) *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <https://www.un-ihe.org/sites/default/files/fsm_book_lr.pdf> [consultado el 20 de junio de 2018].
- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., Schertenleib, R. y Zurbrügg, C. (2014) *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*, 2nd edn, Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) <<http://www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/06/Compendium-Sanitation-Systems-and-Technologies.pdf>> [consultado el 8 de abril de 2018].
- UN-Habitat (2008) *Constructed Wetlands Manual*, Kathmandu, Nepal: UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme <https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/UN%20HABITAT%202008%20Constructed%20Wetlands%20Manual.pdf> [consultado el 27 de noviembre de 2017].
- US EPA (1984) *Handbook: Septage Treatment and Disposal*, Cincinnati, OH: Municipal Environmental Research Laboratory <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30004ARR.PDF?Dockey=30004ARR.PDF>> [consultado el 19 de junio de 2018].

- US EPA (2000) *Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*, Washington, DC: US EPA <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/wetlands-subsurface_flow.pdf> [consultado el 20 de junio de 2018].
- US EPA (2011) *Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers and Managers*, Cincinnati, OH: US EPA <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/lagoon-pond-treatment-2011.pdf>> [consultado el 10 de abril de 2018].
- van Lier, J.B., Vashi, A., van der Lubbe, J. y Heffernan, B. (2010) 'Anaerobic sewage treatment using UASB reactors: engineering and operational aspects', in H.H.P. Fang (ed.), *Environmental Anaerobic Technology; Applications and New Developments* pp. 59–89, London: Imperial College Press <https://courses.edx.org/c4x/DelftX/CTB3365STx/asset/Chap_4_Van_Lier_et_al.pdf> [consultado el 20 de junio de 2018].
- von Sperling, M. (2007) *Waste Stabilization Ponds, Biological Wastewater Treatment Series, Volume 3*, London: IWA Publishing <<https://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/9781780402109.pdf>> [consultado el 20 de junio de 2018].
- Vymazal, J. (2010) 'Constructed wetlands for wastewater treatment', *Water* 2: 530–49 <<http://dx.doi.org/10.3390/w2030530>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Water Environment Federation (WEF) (2010) *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants (WEF Manuals of Practice No. 8 and ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 76, 5th edn)*, Arlington, VA: Water Environment Federation Press <<https://www.accessengineeringlibrary.com/browse/design-of-municipal-wastewater-treatment-plants-wef-manual-of-practice-no-8-asce-manuals-and-reports-on-engineering-practice-no-76-fifth-edition>> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- Wilderer, P.A., Irvine, R.L. y Goronszy, M.C. (2001) *Sequencing Batch Reactor Technology*, London: IWA Publishing.

CAPÍTULO 9

La deshidratación de sólidos

En este capítulo se examinan las opciones para la deshidratación de lodos, ya sea después de la separación sólido-líquido o conjuntamente con esta. La deshidratación de sólidos es necesaria para disminuir el contenido de agua de los lodos fecales y sépticos lo suficientemente como para reducir su volumen a proporciones que sean manejables, y permitir que se manejen como sólidos, utilizando palas o un equipo mecánico como tractores de carga frontal. Puede ser necesario que se requiera un tratamiento de sólidos adicional después de la deshidratación, dependiendo del uso final que se dé a los lodos deshidratados (disposición final o reutilización segura). Esto se discutirá más adelante en el capítulo 10. Este capítulo inicia con un breve resumen de los conceptos teóricos pertinentes. Luego, se identifican las opciones de deshidratación y se examina cada una de ellas en detalle, proporcionando información acerca de los parámetros y detalles de diseño, para finalmente concluir con un resumen y una comparación entre las tecnologías examinadas.

Palabras clave: deshidratación, lodos, contenido de agua, lecho de secado, ciclo de carga.

Introducción

La deshidratación de sólidos es necesaria para aumentar el contenido de sólidos en los lodos por lo menos a un 20 por ciento, que es el porcentaje necesario para que los lodos se comporten como una "torta" que pueda manipularse con una pala o un equipo similar. La deshidratación que resulte en un contenido de sólidos superior al 20 por ciento reducirá el volumen de lodos que debe manipularse, y esto puede ser una ventaja cuando estos tengan que ser transportados a un sitio remoto para su eliminación.

Mecanismos de deshidratación de sólidos

El contenido de agua de los lodos húmedos incluye el agua libre y el agua ligada. La mayoría del agua es libre y no está ligada a los sólidos contenidos en los lodos. El componente de agua ligada, considerablemente inferior, incluye:

- *El agua intersticial:* se encuentra presente en los poros entre las partículas sólidas y está ligada a ellas por fuerzas capilares.
- *El agua coloidal:* se encuentra presente en la superficie de los sólidos y está ligada a ellos por adsorción y adhesión.
- *El agua intracelular:* está contenida dentro de las células de los microorganismos, y por lo tanto es imposible eliminarla, excepto con la ayuda de mecanismos que descompongan dichos microorganismos.

Los mecanismos de sedimentación y filtración remueven el agua libre, mientras que la eliminación del agua ligada requiere una combinación de dosificación química, centrifugación, presión y evaporación. Las proporciones de agua libre y ligada en los lodos tendrán un impacto en el método de deshidratación, pero en la mayoría de los casos la eliminación del agua libre por sí sola será suficiente para producir lodos que actúen como un sólido. Los lodos provenientes de las fosas sépticas suelen tener menos agua ligada y por lo tanto es más fácil deshidratarlos en comparación con los lodos fecales frescos.

Resumen de las opciones de deshidratación de sólidos

Como se mencionó anteriormente, el objetivo principal de la deshidratación de lodos es el de aumentar su contenido de sólidos hasta tal punto que actúen como una torta y puedan ser manejados como un sólido. Puede ser necesario un secado adicional de los sólidos cuando su uso final requiera un contenido de sólidos superior al 20-40 por ciento, porcentaje que se logra normalmente mediante la deshidratación. Así mismo, puede ser necesario un tratamiento posterior para reducir el número de patógenos, dependiendo del uso posterior que se le dará. El capítulo 10 abarca los requisitos de tratamiento adicional para diversos usos finales. En la Figura 9.1 se muestra la relación entre la deshidratación de sólidos y las etapas de tratamiento anteriores y posteriores.

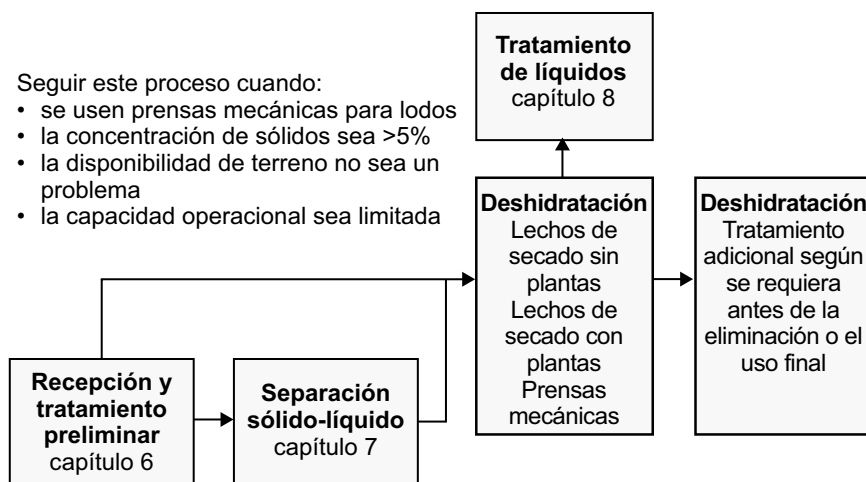


Figura 9.1 La deshidratación de sólidos en función del contexto

La Figura 9.1 identifica tres opciones de deshidratación de lodos: los lechos de secado sin plantas, los lechos de secado con plantas y las prensas mecánicas. Como se explicó en el capítulo 7, no existe un límite claro entre la separación sólido-líquido y la deshidratación de lodos, por lo que algunas veces se combinan estos procesos. Como se explicará más adelante en este capítulo, el área que requieren los lechos de secado sin plantas tiende a aumentar a medida que aumenta el contenido de agua de los lodos. Por lo tanto, se recomienda la

separación sólido-líquido antes de la deshidratación si el contenido de sólidos del material a ser tratado es inferior al 5 por ciento aproximadamente. Los lodos fecales provenientes de contenedores, pozos y pozos negros vaciados con frecuencia pueden beneficiarse de una estabilización previa a la deshidratación en los lechos de secado, como se explica en el capítulo 6. Las prensas mecánicas pueden utilizarse luego de la separación sólido-líquido, pero hasta la fecha, siempre que se han utilizado para el tratamiento de lodos fecales y sépticos, se ha combinado la separación sólido-líquido con la deshidratación de los lodos. Por esta razón, el uso de las prensas se discutió en detalle en el capítulo 7 y solo se mencionan brevemente en este capítulo.

El diseño de las unidades de deshidratación debe tener en cuenta las características del líquido a ser deshidratado, su contenido de sólidos y el patrón de carga. El patrón de carga dependerá de las tecnologías adoptadas para la separación sólido-líquido y el tratamiento del líquido, como se explica a continuación.

- Las instalaciones de deshidratación que reciben los lodos fecales o sépticos directamente de los camiones cisterna recibirán cargas varias veces al día, a intervalos frecuentes.
- Las instalaciones de deshidratación que reciben sólidos húmedos separados en espesadores por gravedad normalmente recibirán lodos húmedos a intervalos de menos de un día, generalmente varias veces al día.
- Las instalaciones de deshidratación que reciben sólidos húmedos provenientes de tanques de sedimentación y espesamiento y de sistemas de decantación recibirán lodos a intervalos que varían entre una semana y cuatro semanas, dependiendo de la secuencia operativa de la unidad que precede.
- Los procesos de tratamiento de líquidos generarán sólidos que requieren ser deshidratados. El volumen y la frecuencia de las cargas generadas dependerán del tipo de tratamiento y del régimen de operación. Por ejemplo, los reactores anaerobios con deflectores (RAD) producirán lodos a intervalos de varias semanas o meses mientras que las lagunas anaeróbicas generarán cantidades de lodos más importantes a intervalos que suelen ser de meses o años.

El impacto de estos puntos en las diferentes opciones de deshidratación se explorará a medida que cada opción sea descrita y analizada con más detalle.

Lechos de secado sin plantas

Descripción del sistema

Los lechos de secado de lodos sin plantas son la opción más antigua y simple para la deshidratación de lodos. El principio de su funcionamiento es simple. Los lodos húmedos son descargados sobre un lecho de arena a una profundidad de 200 a 300 mm, donde se dejan hasta que la percolación a través del lecho y la evaporación a través de la superficie hayan aumentado su contenido de sólidos a tal punto que se puedan extraer con palas u otro equipo adecuado. La

percolación del agua libre es el mecanismo que predomina durante las primeras etapas de la deshidratación, y luego la evaporación adquiere mayor importancia tras la eliminación de la mayor parte del agua libre. Heinss *et al.* (1998) afirman que la percolación suele representar entre el 50 y el 80 por ciento del agua removida y la evaporación entre el 20 y el 50 por ciento. Un estudio sobre el desempeño de lechos de secado a escala piloto cargados con lodos de aguas residuales en Yemen reveló que la percolación y la evaporación representaban el 65 y el 35 por ciento del agua eliminada, respectivamente, y que más del 70 por ciento del agua de percolación se eliminaba en los dos primeros días (Al-Nozaily *et al.*, 2013). Así mismo, estudios piloto realizados en Dakar demostraron que la percolación se detenía luego de 2 a 4 días para tasas de carga de sólidos totales (ST) de 100 kg de ST/m² al año y de 6 a 8 días para tasas de carga de 150 kg de ST/m² al año (Seck *et al.*, 2015).

Para que los lodos se sequen, es necesario disponer de varios lechos, y su número dependerá de la duración del ciclo de secado, del momento de entrega de lodos húmedos y del volumen entregado, como se explicará más adelante en este capítulo. Los lechos individuales suelen tener de 5 a 6 m de ancho y de 10 a 20 m de largo, y suelen estar dispuestos en paralelo, con paredes divisorias compartidas. Los lechos están compuestos de una capa de arena de hasta 300 mm de espesor, ubicada sobre una capa de grava de 200 a 450 mm de espesor, todo ello dentro de una “cámara” hermética construida con una combinación de cemento, bloques y ladrillos. El tamaño efectivo de la arena debe ser de entre 0.3 y 0.75 mm y su coeficiente de uniformidad no debe ser superior a 3.5 (Crites y Tchobanoglous, 1998). La arena debe ser lavada para remover las partículas finas que, de lo contrario, podrían atascar el lecho e impedir un drenaje efectivo. El alto de las paredes del lecho debe ser suficiente para contener el volumen nominal de lodos húmedos aplicados al lecho. Las baldosas de arcilla con junta abierta instaladas debajo de la grava, o los tubos perforados instalados dentro la misma, almacenan el agua percolada y la dirigen hacia el punto medio del lecho, de donde fluye hacia un canal o un tubo perforado. Lo normal es proporcionar varios lechos de secado uno al lado del otro dentro de una estructura de caja poco profunda. La Figura 9.2 es una sección transversal de un lecho de secado típico que muestra parte de un lecho adyacente.

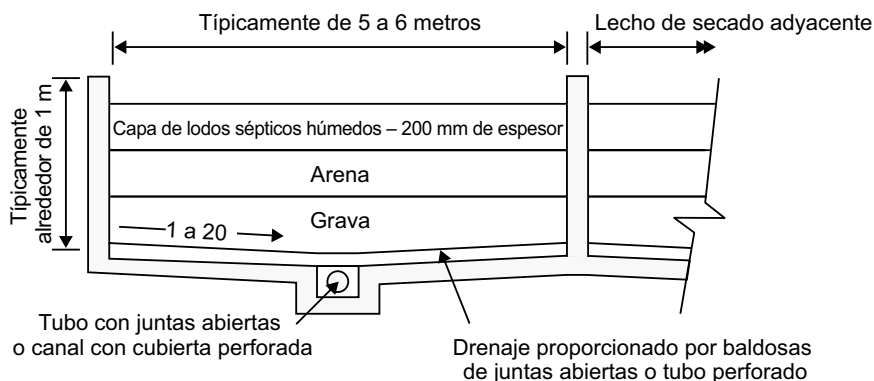


Figura 9.2 Sección transversal de un lecho de secado típico

La Foto 9.1 presenta un lecho de secado en construcción en Samarinda, Kalimantan Oriental (Indonesia). La estructura del lecho de secado ya está construida, junto con el canal colector central, pero no se han aplicado las capas de grava y de arena.



Foto 9.1 Lechos de secado en construcción

La Foto 9.1 ilustra varios puntos importantes con respecto a los arreglos de los lechos de secado.

- Las rampas permiten el acceso para la eliminación de los lodos secos. Sin embargo, son bastante inclinadas y habría sido mejor proporcionar una pendiente menos pronunciada.
- El afluente, en este caso el lodo separado, es distribuido a los lechos de secado por un canal que corre a lo largo de los lechos de secado. Las compuertas controlan el flujo de lodos sépticos que entra a los lechos de secado.
- La pendiente transversal de los lechos es superior a la pendiente de 1 a 20 recomendada en la Figura 9.2. Esto aumentará el volumen de grava requerido.
- El perímetro del lecho de secado está rodeado por postes con pernos que se utilizarán para sujetar una estructura que cubra toda la zona de deshidratación y la proteja de las aguas pluviales.

Se debe proporcionar una plataforma contra salpicaduras, hecha con concreto sólido o con bloques, justo debajo de la entrada a cada lecho de secado

para garantizar que los lodos entrantes no erosionen el lecho de arena. Para lograr esto, se sugiere que la plataforma contra salpicadura se extienda al menos 0.5 m a cada lado de la tubería de entrada y al menos 0.75 m en su extensión.

Desempeño

Factores que afectan el desempeño. La deshidratación de lodos en los lechos de secado sin plantas puede producir lodos con un contenido de sólidos secos de al menos el 20 por ciento en un período de 7 a 10 días en lugares con climas cálidos y secos, aumentando a un 75 por ciento o más si las condiciones son favorables y se dispone de suficiente tiempo de secado. Algunos factores que afectan el desempeño de la deshidratación incluyen:

- *Temperatura, humedad y fuerza del viento.* La tasa de evaporación aumenta con la temperatura y con la fuerza del viento, y disminuye con el aumento de la humedad. En lugares con climas cálidos y secos, para lograr un contenido de sólidos superior al 20 por ciento, la deshidratación puede llevar menos de una semana, mientras que en climas húmedos y templados puede tomar varias semanas para lograr el mismo resultado.
- *Precipitación.* En las zonas que presentan períodos de lluvias fuertes, el tiempo de secado aumenta significativamente durante la estación húmeda a menos que los lechos de secado estén cubiertos. En efecto, el secado en lechos no cubiertos puede ser imposible durante períodos prolongados en lugares con un importante período de lluvias.
- *Deshidratabilidad de los lodos.* Esta depende de las características de los lodos, que a su vez dependen de su origen. Estudios han demostrado que los lodos frescos no digeridos tardan más en secarse que los lodos digeridos, probablemente debido al alto contenido de agua intracelular. Por ejemplo, pruebas realizadas en Acra (Ghana) (Heinss *et al.*, 1998) dieron los siguientes resultados para un período de secado de ocho días:
 - Los lodos de las lagunas primarias, en teoría bastante bien digeridos, se secaron hasta alcanzar un 40 por ciento de sólidos totales.
 - Los lodos de los baños públicos dieron resultados erráticos, que iban desde una capacidad de sedimentabilidad casi nula hasta un 29 por ciento de sólidos totales.

La deshidratabilidad de los lodos frescos puede mejorarse mezclándolos con lodos digeridos. Durante las pruebas realizadas en Acra, una mezcla de una parte de lodos provenientes de baños públicos por cuatro partes de lodos sépticos se secó hasta alcanzar un 70 por ciento de sólidos totales. Otra opción es la estabilización, que se describe en el capítulo 6.

La mejor forma de evaluar el desempeño de la deshidratación de los lodos para una localidad específica es llevar a cabo pruebas en el terreno, o sea sobre los lechos de secado existentes o en pequeñas instalaciones piloto. Los resultados de campo obtenidos en un lugar pueden aplicarse a otros lugares de la misma región con condiciones climáticas y características de lodos similares.

Calidad de la percolación. Los lechos de secado sin plantas remueven los sólidos orgánicos y suspendidos del líquido drenado. Estudios realizados muestran que las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST) en el percolado de los lechos de secado sin plantas pueden ser un 5 por ciento inferiores a aquellas presentes en los lodos húmedos. Las pruebas realizadas en Acra (Ghana) reportaron una eliminación de SST superior o igual al 95 por ciento (Heinss *et al.*, 1998), y las pruebas realizadas en Kumasi (Ghana) reportaron una eliminación media del 96 por ciento de los SST (Cofie *et al.*, 2006). Normalmente, la eliminación de la carga orgánica será más baja. En los estudios llevados en Acra y Kumasi se reportó una eliminación de la demanda química de oxígeno (DQO) del filtrado líquido de entre el 70 y el 90 por ciento y del 85 al 90 por ciento, respectivamente. La eliminación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) reportada fue de entre el 86 y el 91 por ciento (Cofie *et al.*, 2006). A pesar de estas elevadas tasas de remoción, el percolado seguirá presentando una alta concentración de sólidos suspendidos y ejercerá una gran demanda de oxígeno. Por ejemplo, suponiendo que las concentraciones de SST y de DQO de los lodos crudos sean ambas de 20 000 mg/l, y que los SST y la DQO se reduzcan en un 95 por ciento y un 85 por ciento, respectivamente, las concentraciones de SST y DQO en el percolado serán de 1000 mg/l y 3000 mg/l, respectivamente.

Tanto el percolado como los lodos deshidratados tendrán un alto contenido de patógenos después del proceso de deshidratación. Se necesitará un tratamiento adicional antes de descargar el percolado en un cuerpo de agua superficial (véase el capítulo 8). Así mismo, la torta de lodos puede requerir un tratamiento adicional, dependiendo del uso final que se le vaya a asignar. Este punto será de gran pertinencia si la intención es utilizar los lodos secos como acondicionador de suelos. Investigaciones realizadas en Acra (Ghana) encontraron que la deshidratación realizada en los lechos de secado no inactivaba la totalidad de huevos de helmintos. El número de huevos de helmintos se registró durante dos ciclos operativos, cada uno compuesto por la deshidratación en lechos de secado seguida del compostaje. El número de huevos registrados en los lodos crudos utilizados en el primer ciclo operativo fue de 60 huevos/g de ST. No se registró el número de huevos en los lodos crudos utilizados para el segundo ciclo operativo. El recuento de huevos de helmintos (*Ascaris* y *Trichuris*) en los lodos deshidratados fue de 38 después del primer ciclo y 22 después del segundo ciclo, de los cuales entre el 25 y el 50 por ciento eran viables (Koné *et al.*, 2007). En el segundo caso, el recuento de huevos presentes en los lodos crudos fue de 60 huevos/g de ST. Los números exactos variarán, dependiendo del número de huevos de helmintos en los lodos crudos. Sin embargo, los resultados muestran que la deshidratación en lechos de secado sin plantas no puede garantizar la desactivación de los huevos de helmintos. En el capítulo 10 se identifican y describen las opciones para reducir el número de patógenos en los lodos secos a niveles que permitan su uso final seguro como acondicionador de suelos agrícolas.

Consideraciones operacionales y de diseño

Cubrir los lechos de secado para mejorar su utilización. Si los lechos de secado tienen una cubierta o un techo, se podrán utilizar durante todo el año, independientemente de las lluvias. Esto elimina la necesidad de un lecho de secado adicional para tratar los lodos que han tenido que ser almacenados durante los períodos de lluvia. Estudios realizados en Lusaka (Zambia) y Dakar (Senegal) han demostrado que los lechos cubiertos tienen un desempeño significativamente mayor durante la estación húmeda que los lechos sin cubrir (Lusaka Water and Sewerage Company, 2014; Seck *et al.*, 2015). La Foto 9.2 muestra un ejemplo de un lecho de secado protegido por una cubierta transparente.



Foto 9.2 Arreglo de cubierta en un lecho de secado en Jombang (Indonesia)

Algunos puntos clave a tener en cuenta para la disposición que se muestra en la Foto 9.2 incluyen los siguientes:

- La cubierta translúcida no se extiende hasta la parte superior de las paredes laterales del lecho de secado, lo que permite una ventilación cruzada.
- El soporte está construido con secciones de metal. Debe estar bien sujeto y ser lo suficientemente resistente para soportar la fuerza máxima de viento prevista.
- Para evitar que la lluvia penetre por el espacio entre la cubierta y las paredes del lecho en momentos ventosos, es importante que la cubierta sobresalga.
- La configuración de la cubierta está diseñada para alejar la escorrentía pluvial del lecho.

Cuando se dispongan varios lechos uno al lado del otro, se necesitarán canaletas que recojan el agua que se escurre de las cubiertas inclinadas para dirigirla lejos del lecho. Si no hay ventilación cruzada, el interior de la cubierta se condensará, la humedad sobre el lecho aumentará y el aumento del desempeño de secado en condiciones secas será mínimo o nulo (Seck *et al.*, 2015). Este problema puede evitarse proporcionando ventiladores y ventilación mecánica, pero esto aumenta la complejidad mecánica. En el capítulo 10 se proporciona una mayor información sobre esta opción, bajo la sección del secado solar.

Espesor de la capa de lodos húmedos. Como se indicó anteriormente, los lechos de secado sin plantas suelen ser operados con una capa de lodos húmedos de 200 a 300 mm de espesor. Investigaciones previas realizadas por Pescod (1971) encontraron que el desempeño de secado era óptimo para un espesor de 200 mm. Si se reduce aún más el espesor de la capa de lodos húmedos, es posible obtener mayores tasas de carga de sólidos en general, pero el aumento necesario de la frecuencia de vaciado dará lugar a un aumento de la necesidad de mano de obra.

El efecto de la mezcla. Mezclar los lodos húmedos mientras se deshidratan aumenta la tasa de deshidratación y reduce el tiempo necesario para alcanzar un contenido de sólidos determinado. La investigación llevada en Dakar que se mencionó anteriormente (Seck *et al.*, 2015) encontró que la mezcla diaria de los lodos reducía el tiempo de deshidratación de unos 6 días, partiendo de los 19 ± 1 días y 26 ± 2 días requeridos cuando no se realiza la mezcla, para tasas de carga de 100 kg de ST/m² y 150 kg de ST/m², respectivamente. Estas reducciones del tiempo de secado representan el 31 por ciento y el 23 por ciento de los tiempos de deshidratación necesarios cuando no hay proceso de mezcla para las tasas de carga respectivas. La investigación consistió en observar el desempeño de doce lechos de secado de 2 m × 2 m, que eran claramente más fáciles de mezclar que los lechos de secado a gran escala. La mezcla manual será cada vez más difícil a medida que se reduzca el contenido de agua de los lodos y, por esta razón, la mezcla normalmente requiere el uso de equipo mecánico, lo que probablemente planteará importantes desafíos de costos y funcionamiento. Este proceso es necesario para el secado solar, como se explicará más adelante en el capítulo 10.

El bombeo debe evitarse en lo posible. El bombeo requiere un suministro de energía fiable y de una disposición efectiva de mantenimiento mecánico, incluida una cadena de suministro de piezas de repuesto fiable. Por consiguiente, debe evitarse en la medida de lo posible, en particular en las pequeñas plantas de tratamiento. Cuando la topografía lo permita, el diseño debe permitir que el percolado de los lechos de secado fluya a las unidades de tratamiento de líquidos por gravedad. Cuando esto no sea posible, se debe explorar la posibilidad de evitar el bombeo descargando el líquido percolado a un sumidero.

Requerimientos laborales. Muy pocos lechos de secado en las plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos serán lo suficientemente grandes como

para justificar el uso de tractores de carga frontal y otros equipos mecánicos para remover los lodos secos. Por lo tanto, normalmente se requerirá la remoción manual, un proceso intensivo en términos de mano de obra. En un estudio se comprobó que un trabajador tardaba unos dos días en retirar 7 cm de lodo seco de un lecho de 130 m², lo que sugiere una tasa de remoción de unos 4.5 m³ de lodos secos por trabajador y por día (Dodane y Ronteltap, 2014). En otro estudio se determinó que la remoción manual de lodos requería de 2 a 4 horas de trabajo por tonelada de lodos secos, lo que sugiere una tasa de remoción de lodos de hasta unos 4 m³ por trabajador y por día (Nikiema *et al.*, 2014). La carga secuencial de lechos relativamente pequeños dará lugar a una necesidad de mano de obra constante, pero los picos de demanda se producirán cuando se requiera secar grandes cantidades de lodos, por ejemplo, cuando se vacíen las lagunas anaeróbicas. Es probable que esto dé lugar a una necesidad de mano de obra ocasional adicional.

La necesidad de reemplazar periódicamente la arena. Cada vez que se retiran los lodos secos se pierde algo de arena, de manera tal que el espesor del lecho de arena disminuye gradualmente con el tiempo. Es necesario reemplazar la arena una vez que su espesor total se haya reducido a unos 100 mm. El costo para reemplazar la arena debe tenerse en cuenta al evaluar los costos operacionales de los lechos de secado de lodos.

Criterios y procedimiento de diseño

La mayoría de las directrices de diseño para los lechos de secado de lodos expresan la carga de sólidos admisible en el lecho en kilogramos de sólidos totales por metro cuadrado por año (kg de ST/m² por año). Metcalf y Eddy (2003) recomiendan cifras de diseño de 120 a 150 kg de sólidos secos/m² por año para los lodos primarios, y de 90 a 120 kg de sólidos secos/m² por año para lodos provenientes de tanques de humus. Estas cifras están destinadas a ser utilizadas en climas templados. En lo que concierne a las condiciones en países tropicales, Strande *et al.* (2014) afirman que las tasas de carga suelen variar entre 100 y 200 kg de ST/m² por año, aunque señalan que es posible lograr tasas de carga más elevadas. En la práctica, varios investigadores han reportado tasas de carga superiores a 200 kg de ST/m² por año, como se muestra en los siguientes ejemplos.

- Experimentos realizados en Bangkok, con un contenido de sólidos totales de lodos que varía entre 1.7 por ciento y 6.5 por ciento y diferentes profundidades a la cual se aplica el lodo, alcanzaron tasas de carga de entre 70 y 475 kg de ST/m² por año (Pescod, 1971).
- El monitoreo del desempeño de lechos de secado sin plantas en Acra (Ghana) durante ocho ciclos de carga reveló tasas de carga que oscilaban entre 196 y 321 kg de ST/m² por año (Cofie *et al.*, 2006).
- Investigaciones a escala experimental realizadas en Kumasi (Ghana) lograron tasas de carga de hasta 467 kg de ST/m² por año para una

mezcla de lodos sépticos y de lodos de baños públicos con una relación de 3:1. El contenido de materia orgánica de los lodos secos fue de 334 kg de sólidos volátiles totales (SVT) por m² por año. Al añadir aserrín, la tasa de carga alcanzó los 525 kg de ST/m² por año (Kuffour, 2010).

- Otro estudio realizado en Ghana reveló tasas de carga de lodos efectivas de 300 y 150 kg de ST/m² por año para lodos con 60 g de ST/l y 5 g de ST/l, respectivamente (Badji *et al.*, 2011, citado en Strande *et al.*, 2014, página 145).

Los resultados de los estudios de Pescod y Badji revelaron que la carga de sólidos aumenta con el contenido de sólidos de los lodos húmedos, lo cual sugiere que los diseños que se basan en una supuesta carga de sólidos, sin hacer referencia al contenido de sólidos de los lodos húmedos, pueden ser incorrectos. Este punto se ilustra con la experiencia en la planta de tratamiento de lodos fecales de Cambérène en Dakar (Senegal). El diseño del lecho de secado suponía una carga de 200 kg de ST/m² por año y una capa de lodos de 200 mm. El análisis posterior de su operación demostró que la tasa de carga alcanzada era en realidad de unos 340 kg de ST/m² por año, de modo que sólo se necesitaban 6 o 7 lechos, en lugar de los diez asumidos en el diseño (Recuadro 7.2; Dodane y Ronteltap, 2014).

Recuadro 9.1 Resultados de trabajos de investigación sobre la relación entre el contenido de sólidos de los lodos húmedos y la carga bruta de sólidos del lecho

Haseltine (1951) utilizó datos provenientes de diferentes plantas de tratamiento para establecer una relación directa entre la carga bruta de sólidos de un lecho y el contenido de sólidos de los lechos húmedos. Implementando un análisis de regresión en los mismos datos, Vater (1956) dedujo la siguiente ecuación:

$$Y = 0.033S_0^{1.6}$$

en donde Y es la carga bruta en el lecho en kg/m²/d y S₀ es el porcentaje de contenido de sólidos de los lodos descargados en el lecho.

La ecuación de Vater está diseñada para lodos de aguas residuales en climas templados y por lo tanto no se puede aplicar directamente a la deshidratación de lodos fecales en climas cálidos. En este caso la ecuación es pertinente ya que predice que la tasa de carga alcanzable aumentará con el contenido de sólidos de los lodos húmedos. Otros investigadores llegaron a diferentes conclusiones. Por ejemplo, Vankleeck (1961, citado en Wang *et al.*, 2007, página 410) reportó una duplicación en el tiempo de secado para un aumento del contenido de sólidos en los lodos del 5 al 8 por ciento, cifras que sugieren que la tasa de carga de sólidos disminuye en lugar de aumentar con el incremento del contenido de sólidos en los lodos. Investigadores posteriores produjeron modelos matemáticos detallados con el fin de predecir la manera en la cual diferentes parámetros, incluyendo el contenido inicial de sólidos, afectan el desempeño de los lechos de secado (Adrian, 1978). Experimentos de laboratorio sugieren que el tiempo de drenaje para alcanzar una concentración dada de sólidos sea proporcional a la concentración inicial de sólidos de los lodos (Wang *et al.*, 2007). Si el drenaje fuera el único mecanismo que contribuye al secado, esto sugeriría que el contenido inicial de sólidos en los lodos tendría muy poco efecto en las tasas de carga que se puedan alcanzar. En la práctica, la evaporación tiene un papel importante en el secado, sobre todo en los climas más cálidos.

El Recuadro 9.1 resume los resultados de trabajos de una investigación llevada a cabo sobre la relación entre el contenido de sólidos de los lodos húmedos y la tasa de carga de sólidos. Estos resultados provienen de estudios implementados en zonas climáticas templadas y no se pueden utilizar directamente para evaluar las tasas de carga de los lechos de secado en climas cálidos. Sin embargo, defienden la idea de que la tasa de carga de sólidos que se puede lograr se ve afectada por el contenido de sólidos de los lodos húmedos. Si se acepta este punto de vista, los cálculos que se basan en una supuesta tasa de carga de sólidos, independientemente del contenido de sólidos de los lodos húmedos, no serán confiables. Un mejor enfoque para el diseño de lechos de secado sin plantas será de:

- Determinar la tasa de carga hidráulica alcanzable, la cual es el producto del espesor de la capa de lodos húmedos al comienzo de cada ciclo de deshidratación y el número de ciclos de deshidratación en un año, y se expresa en m^3/m^2 por año.
- Calcular la tasa de carga de sólidos alcanzable multiplicando la tasa de carga hidráulica por el contenido de sólidos promedio en los lodos húmedos.

El tiempo requerido para la deshidratación de los lodos, y por lo tanto para el ciclo de deshidratación, depende de una serie de factores que incluyen el espesor de la capa de lodos húmedos aplicada al lecho, el clima, las características de los lodos, las medidas tomadas para impedir la entrada de las aguas pluviales en el lecho de secado y el contenido de sólidos requerido de los lodos deshidratados. Este se debe evaluar mediante el monitoreo de los tiempos de secado de los lodos logrados en lechos a escala piloto, o mediante la obtención de información de los lechos de secado existentes que funcionan en condiciones climáticas similares.

Es probable que la carga de sólidos alcanzable para los lodos húmedos con un bajo contenido de sólidos sea inferior a los 200 kg de ST/ m^2 por año, carga comúnmente asumida en el diseño de lechos de secado. Si los cálculos indican una alta tasa de carga de sólidos, por ejemplo superior a 300 kg de ST/ m^2 por año, se recomendará comprobar que el tiempo necesario para la deshidratación de los lodos se haya evaluado con precisión, ya sea evaluando el desempeño de un lecho de secado existente o construyendo un pequeño lecho de secado piloto y monitoreando su desempeño.

Los rangos recomendados en los criterios de diseño de los lechos de secado sin plantas se discuten y resumen en la Tabla 9.1.

Tabla 9.1 Resumen de los criterios de diseño de los lechos de secado de lodos sin plantas

<i>Parámetro</i>	<i>Símbolo</i>	<i>Unidad</i>	<i>Rango recomendado/ típico</i>	<i>Notas</i>
Tamaño efectivo de la arena	D_e	mm	0.3–0.75	La arena debe lavarse para eliminar las partículas finas y prevenir cualquier obstrucción. La arena de río es típicamente muy pequeña para ser utilizada.
Coefficiente de uniformidad de la arena	UC	–	<3.5	
Espesor de la capa de lodos húmedos	Z	mm	200–300	La tasa de carga alcanzable aumenta a medida que el espesor de carga disminuye.
Tiempo de deshidratación	t_d	días	4–15 días (clima cálido/árido con lechos cubiertos) 15–30 días (clima templado/húmedo con lechos cubiertos)	Los tiempos dados son cifras guía para lograr ~15–30% de sólidos. Los tiempos de secado reales dependerán de las características de los lodos y las condiciones climáticas locales. Tiempos más largos resultarán en un contenido de ST más alto.
Tasa de carga de sólidos	λ_s	kg de ST/m ² por año	No se utiliza en el diseño inicial	Se debe verificar el tiempo de secado asumido si la carga es superior a 300 kg de ST/m ² por año.

Los pasos en el procedimiento de diseño para los lechos de secado sin plantas son los siguientes:

1. Determinar el volumen de lodos a ser deshidratados y los intervalos en los que se entregarán para su tratamiento.

Los posibles escenarios incluyen:

- *Los lodos a ser deshidratados son aplicados una o más veces por día en los lechos.* Este será el caso para los lechos de secado que reciben lodos fecales y sépticos crudos, lodos separados por espesadores por gravedad y la torta de sólidos producida por las prensas de lodos.
- *Los lodos a ser deshidratados son aplicados en los lechos a intervalos superiores a un día, pero inferiores al tiempo que toma el ciclo de deshidratación.* Este será el caso para los tanques de sedimentación y espesamiento como aquellos instalados en Dakar.
- *Los lodos a ser deshidratados son aplicados a intervalos de semanas o meses.* Este será el caso para los tanques de sedimentación y espesamiento como aquellos instalados en Achimota, las lagunas anaeróbicas y los RAD. Normalmente, el intervalo de vaciado será superior a la duración del ciclo de deshidratación.

Cuando los lodos sépticos se descarguen directamente en los lechos de secado, la carga de diseño en los lechos será la carga diaria media durante el mes en que se produzca la mayor carga (la carga del mes pico), calculada con los métodos descritos en el capítulo 3. Para los procesos que involucran la separación sólido-líquido, la frecuencia de producción de lodos y su volumen deben calcularse utilizando los métodos descritos en el capítulo 7. Los volúmenes de lodos producidos y la frecuencia en que son producidos en las lagunas anaeróbicas y facultativas y los RAD deben calcularse utilizando los métodos descritos en el capítulo 8.

En el caso probable de que la carga inicial sea inferior a la carga proyectada durante el período de diseño, las opciones son:

- Encargar, y tal vez construir, los lechos a medida que sea necesario para satisfacer la cantidad de carga.
- Utilizar todos los lechos, pero reducir el espesor de la capa de lodos húmedos.
- Utilizar todos los lechos, pero aumentar el tiempo de deshidratación.

A corto plazo, la segunda y la tercera opción darán lugar a un aumento en el contenido de sólidos en los lodos deshidratados.

2. Evaluar la duración del ciclo de deshidratación con ayuda de la siguiente ecuación:

$$t_{cs} = t_L + t_s + t_{ds}$$

En donde: t_{cs} = tiempo del ciclo de deshidratación (d)

t_L = tiempo de carga de lodos (d)

t_s = tiempo de secado (d)

t_{ds} = tiempo de remoción de lodos (d).

Para los lechos que se cargan con frecuencia, el tiempo de carga será normalmente de un día, con una posible extensión a dos días para aquellos lechos poco cargados. Cuando los lodos se generen en lagunas anaeróbicas y otras instalaciones de tratamiento, el tiempo de carga será más largo. Se recomienda utilizar la Tabla 9.1 y la información proveniente de instalaciones con condiciones climáticas similares para hacer una estimación inicial de t_s , el tiempo de secado. Se podrá suponer una tasa de vaciado de 2 a 4 m³ por trabajador por día para calcular el tiempo necesario para la remoción de los lodos deshidratados.

3. Evaluar la superficie del lecho que se necesita por día o, en el caso en que se realicen varias descargas al día, por descarga de lodos en el lecho.

La superficie requerida se da por la siguiente ecuación:

$$S = \frac{V_1}{Z}$$

En donde: S = superficie requerida en m²

V_1 = volumen de lodos húmedos entregados en m³

Z = profundidad de la carga de lodos en m.

Para los lodos entregados a intervalos de un día o menos, V_1 es el volumen de lodos entregados durante un día y puede denominarse V_d . La superficie del lecho correspondiente (S_d) se proporcionará normalmente para un lecho, aunque puede dividirse entre dos lechos en las plantas de tratamiento grandes. En las plantas de tratamiento pequeñas, el tamaño de un lecho puede ser de $2S_d$, cargando el lecho en un período de dos días.

Para los lodos removidos de las lagunas y tanques a intervalos de más de un día, V_1 es el volumen de lodos entregado durante un vaciado, y puede denominarse como $V_{l-evento}$. Dependiendo del volumen de los lodos removidos, esta superficie puede ser proporcionada por dos o más lechos.

4. Determinar el número de lechos de secado requeridos.

El número de lechos de secado requeridos dependerá de la duración del ciclo de deshidratación, la cantidad de lodos húmedos a ser deshidratados y los intervalos en los que los lodos húmedos son entregados para su tratamiento. La Figura 9.3 proporciona una representación gráfica del ciclo de carga para un conjunto de lechos de secado. Allí se describe una situación en la cual los lodos son entregados diariamente, con un ciclo de deshidratación total de 10 días, de los cuales uno es para la descarga, siete días para la deshidratación y dos días para la remoción de los lodos. Se estima una semana de trabajo de cinco días. La deshidratación de los lodos puede seguir durante los fines de semana, pero la descarga y la remoción sólo pueden llevarse a cabo durante los días laborales. Basándose en estas suposiciones, se planean y organizan las descargas añadiendo una nueva fila cada vez que se requiera un nuevo lecho de secado. El gráfico muestra que para el día 11, el primer lecho ha sido vaciado y puede ser alimentado de nuevo.

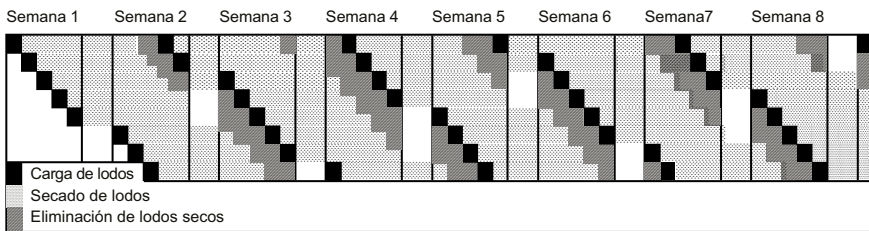


Figura 9.3 Ejemplo de ciclo de carga para un conjunto de lechos de secado

Cuando los lodos se descarguen en un lecho separado cada día, el número de lechos necesarios normalmente vendrá dado por la expresión:

$$n = t_{cd} - D_{we}$$

En donde: n = número de lechos requeridos

t_{cd} = duración del ciclo de deshidratación (días)

D_{we} = número mínimo de días no laborables a lo largo del ciclo de deshidratación.

Esto se ilustra en la Figura 9.3, en donde se muestra que se necesitan ocho lechos para cumplir un ciclo de deshidratación de 10 días con un fin de semana de dos días no laborables. Se debe proporcionar un lecho adicional para permitir que los lechos se pongan fuera de servicio para su reparación y mantenimiento. Esto también proporcionará cierta capacidad de reserva para hacer frente a las perturbaciones del programa de descarga resultantes de breves interrupciones en la entrega en días festivos y otros días no laborables.

Se puede utilizar un enfoque similar para los tanques que se vacían a intervalos superiores a un día, pero inferiores al tiempo que toma el ciclo de deshidratación. Tómese por ejemplo el caso de los tanques de sedimentación y espesamiento de lodos que se vacían a intervalos de 7 días con un ciclo de deshidratación de 18 días. En este caso, puede ignorarse el impacto de los fines de semana, ya que el ciclo operativo puede ajustarse para asegurar que la carga del lecho y la remoción de los lodos se realicen siempre en los mismos días de la semana. Se necesitarán tres lechos, y se volverá a alimentar el primer lecho durante el cuarto ciclo de carga. En teoría, sería posible optimizar el uso de los lechos aumentando ligeramente la profundidad de carga de los lodos y reduciendo la superficie del lecho de secado a una cantidad proporcional, de manera tal que el tiempo del ciclo de deshidratación pueda aumentarse a 21 días. En la práctica, puede que ese ligero ajuste del régimen de carga no sea práctico.

Se necesitarán lechos adicionales para deshidratar los lodos provenientes de las lagunas anaeróbicas y facultativas, de los tanques de sedimentación y espesamiento como el de Achimota y de los RAD, y todos estos serán vaciados a intervalos superiores a la duración del ciclo de deshidratación. Esto puede dar lugar a situaciones en las que el tiempo de secado real excederá el tiempo necesario para lograr el contenido de sólidos deseado de la torta de lodo. Posibles soluciones a esta situación son:

- Prolongar el tiempo de secado de manera tal que se produzca una torta de lodos con un alto contenido de sólidos.
- Aumentar el espesor de la capa de lodos húmedos. Esto aumentará la duración del ciclo de deshidratación y reducirá el número de lechos necesarios, aprovechando así el espacio disponible.
- Almacenar los lodos húmedos en lagunas de retención de lodos, liberándolos periódicamente hacia los lechos de secado.

Puede ser apropiado implementar un esquema que combine dos o más de estas opciones.

5. Determinar la superficie total requerida para el lecho de secado.
 La superficie total requerida para el lecho de secado es la suma de las superficies requeridas para deshidratar los lodos provenientes de las diferentes unidades de tratamiento. La superficie total requerida para la carga hidráulica es la suma de las superficies requeridas para la descarga regular e intermitente de los lodos:

$$S_h = nS_d + \sum S_{\text{evento}}$$

En donde: S_h = superficie total requerida para el lecho en m²
 S_d = superficie requerida para el lecho para la descarga regular de lodos en un solo día (directamente de los camiones cisterna o de una instalación vaciada regularmente, como un espesador por gravedad) en m²
 n = número de lechos necesarios para tratar los lodos que llegan regularmente
 S_{evento} = superficie del lecho necesaria para el vaciado ocasional de instalaciones como lagunas anaeróbicas y RAD (en m²). El símbolo de suma indica la posibilidad de que la superficie del lecho de secado sea necesaria para tratar los lodos provenientes de más de una instalación diferente.

Los sistemas que utilizan tanques de sedimentación y espesamiento o lagunas anaeróbicas para separar los sólidos no tendrán una carga diaria estable de lodos.

6. Determinar el número de ciclos de deshidratación en un año.
 Para los lechos cargados diariamente, el primer paso para determinar el número de ciclos de deshidratación en un año consiste en establecer una serie de ciclos de secado consecutivos para el primer lecho, a partir del primer día laboral de la semana. Al establecer los ciclos de secado, se debe tener cuidado de asegurar que no se programe una descarga de lodos húmedos ni la remoción de los lodos deshidratados en un día no laborable. Después de varias semanas, el ciclo se repetirá con el lecho nuevamente cargado con lodos húmedos en el primer día laboral de la semana. En el ejemplo que se muestra en la Figura 9.3, el ciclo de deshidratación se repite a partir de la novena semana, con cinco ciclos de deshidratación en un período de ocho semanas. Este ciclo se repite para todos los lechos. Una vez que se haya determinado el número de ciclos completos en un período determinado, se podrá calcular el número de ciclos de carga en un año utilizando la siguiente ecuación:

$$N_c(\text{ciclos por año}) = \left(\frac{\text{ciclos completados en } x \text{ semanas}}{x \text{ semanas}} \right) \times 52(\text{semanas/año})$$

Para el ejemplo ilustrado en la Figura 9.3, con cinco ciclos completados en ocho semanas, $N_c = (5/8) \times 52 = 32.5$. En la práctica,

esto debe redondearse a 32, o incluso quizás a 30, para tener en cuenta las vacaciones adicionales y otras interrupciones durante el servicio. Normalmente se proporcionará un lecho para tratar los lodos húmedos entregados en un solo día de trabajo.

7. Verificar la tasa de carga de sólidos, utilizando la siguiente ecuación:

$$\lambda_s = Z C_{SST} N_c$$

En donde: λ_s = tasa de carga de sólidos en kg de ST/m² por año
 Z = profundidad de carga de los lodos húmedos en m
 N_c = número de lechos requeridos para recibir una carga regular
 C_{SST} = concentración de sólidos de los lodos húmedos, expresada en g/l o kg/m³.

Si λ_s es inferior a unos 100 kg/m² por año, se deben explorar las posibilidades para aumentar el contenido de sólidos de los lodos húmedos, utilizando los métodos de separación sólido-líquido descritos en el capítulo 7. Si λ_s es superior a 300 kg/m² por año, la duración del ciclo de deshidratación asumida debe ser verificada monitoreando aquella requerida en los lechos de secado existentes que tratan lodos similares, o construyendo un lecho de secado pequeño de prueba para evaluar el desempeño del secado. Si estas actividades muestran que la duración asumida del ciclo de deshidratación es realista, no habrá necesidad de limitar la tasa de carga de sólidos a una cifra arbitrariamente asumida.

Lechos de secado sin plantas: ejemplo de diseño

Se requiere una planta de tratamiento para tratar una cantidad estimada de 450 m³ de lodos sépticos por semana. Algunas muestras provenientes de camiones cisterna sugieren que los lodos sépticos tendrán un contenido de sólidos promedio de aproximadamente el 1 por ciento. Se propone una separación sólido-líquido en espesadores por gravedad con fondo tipo tolva para obtener lodos con un contenido de sólidos del 5 por ciento (50 g de ST/l). Los lodos serán deshidratados en lechos de secado sin plantas. Según la información recolectada a partir de los lechos de secado ya existentes en la región, se necesitan 9 días para deshidratar los lodos y obtener un contenido de sólidos de por lo menos el 20 por ciento. La planta de tratamiento funciona activamente seis días por semana, y el séptimo día no hay tratamiento de lodos. Estos son los parámetros clave para el diseño de los lechos de secado:

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad
Carga hidráulica en lechos de secado	V_s	15	m ³ /d (6 días/semana)
Concentración media de SST en los lodos separados	C_{SST}	50	g de ST/l (o kg de ST/m ³)
Profundidad máxima de la carga hidráulica	Z	200	mm
Tiempo de deshidratación	t_d	9	días
Tiempo de operación por semana	f_{op}	6	días/semana

Los cálculos a seguir por etapas son los siguientes:

- Determinar el volumen de lodos húmedos a ser deshidratados.
Aquí, el enfoque se hace en los lodos removidos de los espesadores por gravedad con fondo tipo tolva. Se requerirán lechos adicionales para tratar los lodos producidos en etapas posteriores en el proceso de tratamiento de líquidos, pero su diseño no se considera aquí. Los 450 m³ de lodos entregados por semana tienen un contenido de sólidos del 1 por ciento. Luego de la separación sólido-líquido, el contenido de sólidos es del 5 por ciento, por lo que el volumen = 450(1/5) = 90 m³/semana o 15 m³/día laboral.
- Calcular la duración del ciclo de deshidratación y la tasa de carga hidráulica, suponiendo 1 día de carga y 2 días de vaciado luego de que los lodos se hayan secado:

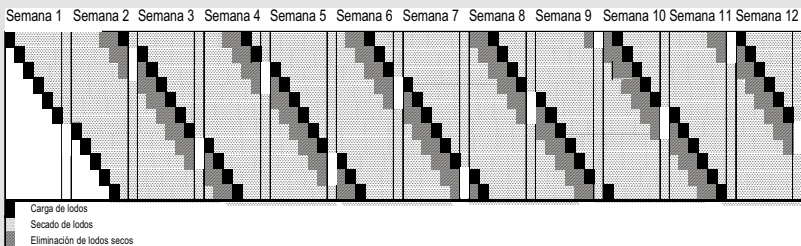
$$t_{dc} = t_i + t_d + t_{ds} = 1 \text{ día} + 9 \text{ días} + 2 \text{ días} = 12 \text{ días}$$

- Calcular la superficie requerida para los lodos producidos en un solo día:

$$S = \left[\frac{V_s}{Z} \right] = \frac{15 \text{ m}^3}{0.2 \text{ m}} = 65 \text{ m}^2$$

Asumir un lecho de 11.5 m x 5.75 m, lo que dará una superficie de 66 m²

- Determinar el número de lechos de secado requeridos.
La duración del ciclo de deshidratación es de 12 días e incluirá al menos un día no laborable. Por lo tanto, se requerirá un mínimo de 11 lechos. Se debe proporcionar un lecho adicional para permitir un período de reposo para la reparación y el mantenimiento.
- Calcular la superficie total requerida del lecho:
Superficie requerida = 12 x 66 m² = 792 m² más la superficie requerida para los lodos removidos de las unidades de tratamiento de líquidos, que no se incluye en este ejemplo y deberá ser calculada por separado.
- Determinar el número de ciclos de deshidratación por año: primero se debe programar el diagrama de carga como se muestra a continuación:



Este muestra que el ciclo de carga se repite cada 11 semanas y que seis ciclos de deshidratación se completan en este período.

$$N_c \text{ (ciclos por año)} = \frac{6 \text{ ciclos}}{11 \text{ semanas}} \times 52 \text{ semanas (en un año)} = 28.36$$

En este ejemplo se deben considerar 28 ciclos de carga por año.

7. Verificar la tasa de carga de sólidos.

Para una profundidad de carga hidráulica de 200 mm, la tasa de carga de sólidos es:

$$\lambda_s = 0.2 \text{ m} \times 50 \text{ kg de ST/m}^3 \times 28 \text{ ciclos/año} = 280 \text{ kg de ST/m}^2/\text{año}$$

Esta tasa de carga se encuentra en el límite superior de las tasas de carga citadas en la literatura y se recomienda verificar que las suposiciones relativas a la duración del ciclo de deshidratación sean realistas.

Sin una separación sólido-líquido, la tasa de carga de sólidos se reducirá en un factor de cinco, reduciendo λ_s a 56 kg de ST/m² por año, aumentando a su vez la superficie del lecho de secado requerida a casi 4000 m². Esta carga de ST es mucho menor que la cifra de 200 kg de ST/m² comúnmente considerada como una cifra de diseño de carga de sólidos adecuada. Esto confirma que es preferible realizar una separación sólido-líquido antes de la deshidratación de los lodos.

Lechos de secado con plantas

Descripción del sistema

Desde finales de la década de 1980 se han utilizado lechos de secado con plantas para estabilizar y deshidratar los lodos de pequeñas plantas de tratamiento de lodos activados en Europa, sobre todo en Dinamarca, que cuenta con más de 140 sistemas a gran escala. Otros países europeos con lechos de secado con plantas que tratan los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales son Polonia, Bélgica, el Reino Unido, Italia, Francia y España (Uggetti *et al.*, 2010). Hasta la fecha, la experiencia con el uso de lechos de secado con plantas en los países de ingresos bajos para deshidratar los lodos fecales y sépticos ha sido principalmente a pequeña escala y con iniciativas piloto. Los lechos de secado con plantas a gran escala operaron desde 2008 hasta por lo menos 2011 en la planta de tratamiento de Cambérène en Dakar (Senegal) (Dodane *et al.*, 2011). En Belo Horizonte (Brasil), un humedal artificial destinado al tratamiento de aguas residuales se modificó para que actuara como lecho de secado con plantas y funcionó como tal durante 405 días, desde septiembre de 2013 hasta octubre de 2014 (Andrade *et al.*, 2017).

La construcción de los lechos con plantas es similar a la de los lechos sin plantas, pero están plantados con macrófitos emergentes, plantas cuyas raíces crecen en el lecho pero que emergen por encima de la superficie de los lodos. Algunas veces se les conoce como humedales artificiales, pero funcionan de manera muy diferente a los humedales artificiales de flujo vertical y se dimensionan utilizando diferentes parámetros de diseño. La pérdida de agua de los lechos de secado con plantas se produce mediante una combinación de evaporación, evapotranspiración de las plantas y percolación a través del lecho. Al igual que los lechos sin plantas, se cargan de forma secuencial, pero se diferencian de estos en que el lodo seco se elimina a intervalos de años y

no de semanas. Esto es posible ya que las raíces de las plantas abren rutas de drenaje en el lodo, facilitando tanto la evaporación como la percolación.

La evapotranspiración (ET) es uno de los principales contribuyentes al proceso de deshidratación, especialmente en climas cálidos y secos. Chazarenc *et al.* (2003) estimaron tasas de ET de 4 a 12 mm/d para un lecho piloto de 1 m² en Francia, plantado con *Phragmites australis*. Estos resultados son comparables con las tasas de 25 a 38 mm/d y de 32 a 50 mm/d en el norte y el sur de Italia, registradas por Borin *et al.* (2011). Es probable que las tasas de ET sean aún más altas en los climas tropicales y subtropicales. Estas tasas son significativamente más altas que las de evaporación por unos 8 mm/d que pueden esperarse de los lechos de secado sin plantas (véase, por ejemplo, Simba *et al.*, 2013). Las altas tasas de ET reducen la duración del ciclo de deshidratación y, por lo tanto, permiten tasas de carga hidráulica más altas que las que se pueden alcanzar en lechos sin plantas. En los climas cálidos y secos pueden presentarse problemas operacionales ya que puede que los lechos se sequen rápidamente, creando así condiciones de estrés para las plantas.

Las plantas comúnmente utilizadas incluyen carrizos (*Phragmites spp.*) y totoras (*Typha spp.*). Las totoras son una opción atractiva debido a su alta tasa de crecimiento inicial. Otras opciones que pueden usarse en climas tropicales son las poáceas (*Echinochloa spp.*) y el papiro (*Cyperus papyrus*). La selección de plantas para un lugar determinado depende de los tipos de plantas que crecen localmente. Por ejemplo, en un estudio llevado sobre el desempeño de los lechos de secado con plantas en Uagadugú (Burkina Faso) se utilizaron *Andropogon gyanus* y citronela (*Cymbopogon nardus*), disponibles localmente (Joceline *et al.*, 2016). Todas las plantas identificadas anteriormente crecen a partir de rizomas, que son tallos subterráneos que hacen crecer los brotes hacia arriba y las raíces hacia abajo. Los brotes producen nuevos tallos, por lo que la densidad de la planta aumenta con el tiempo.

La profundidad del lecho se encuentra normalmente en el rango de 60 a 80 cm, suficiente como para establecer el sistema de raíces de las plantas. Un lecho de secado con plantas típico suele consistir en una capa de 10 a 15 cm de arena, que cubre una capa de 15 a 25 cm de grava de tamaño mediano, que cubre a su vez una capa de 25 a 40 cm de grava de tamaño más grande. Para prevenir la infiltración, el fondo de cada lecho debe estar sellado, preferiblemente con una membrana impermeable. El filtrado fluye a través del lecho a tubos perforados, colocados a intervalos regulares en la grava gruesa justo encima del fondo del lecho. Para asegurar un buen drenaje, el lecho debe estar inclinado hacia el desagüe, con una pendiente de al menos del 1 por ciento. Los lodos se transportan a través de tuberías que pueden estar situadas en una esquina, a lo largo de uno de los lados o en el centro del lecho (tuberías de flujo vertical ascendente). La Figura 9.4 muestra una sección transversal de un lecho de secado con plantas típicas.

Al igual que con los lechos sin plantas, el número de lechos requeridos depende del tiempo necesario para el proceso de deshidratación. Si cada lecho se carga por 2 días y se deja secar por 10 días, el período total de carga será

de 12 días, y se necesitarán 6 lechos. Una vez el ciclo completado, los lodos se descargan nuevamente en el primer lecho. Un aumento en el número de lechos permite un tiempo de secado más largo y lodos más secos. Sin embargo, es importante que los lechos de secado retengan suficiente humedad en todo momento para satisfacer las necesidades de las plantas. Si se descuida este requisito, las plantas se marchitarán y finalmente morirán. Se debe proporcionar uno o más lechos adicionales para permitir que cada lecho repose durante un tiempo antes de la remoción de lodos.

Las posibles ventajas de los lechos de secado con plantas sobre los lechos de secado sin plantas incluyen:

- *Reducción en la necesidad de mano de obra.* Se necesita mano de obra para cosechar las plantas, normalmente una o dos veces al año, pero el esfuerzo necesario para esta tarea será mucho menor que el que se requiere para el vaciado regular de un lecho de secado sin plantas.
- *Ingresos provenientes de la venta de plantas.* Esto dependerá de la existencia de un mercado para las plantas cosechadas y de sistemas de comercialización eficaces. Los ingresos por la venta de plantas cosechadas compensarán el costo de la cosecha, obteniendo potencialmente una pequeña ganancia. Un informe sobre investigaciones a escala piloto realizadas en Camerún afirma que una cosecha completa de brotes de *Echinochloa pyramidalis*, cultivadas tres veces al año, podría producir una biomasa de al menos 100 a 150 toneladas secas por hectárea (Kengne y Tilley, 2014). Es necesario realizar más investigaciones para determinar los beneficios que pueden sacarse de los lechos a gran escala, bajo condiciones de funcionamiento normales.
- *Reducción de riesgos para la salud.* Al reducir la exposición de los trabajadores a los lodos frescos, los lechos con plantas reducirán su exposición a los patógenos.
- *Buena mineralización de los lodos.* Este es el resultado de la estabilización y la deshidratación durante el largo período de retención en el lecho. Junto con la deshidratación, esto puede producir un producto final adecuado para la aplicación en la tierra como biosólido de clase B, ya sea directamente o después de un compostaje adicional. Es poco probable que la retención en un lecho de secado con plantas produzca un biosólido de clase A. En una investigación realizada en Camerún se encontró que la concentración de huevos de helmintos en los lodos deshidratados después de un período de carga de seis meses seguido de seis meses de reposo era de 4 huevos/g de ST, muy por encima del valor recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) de ≤ 1 huevos/g de ST (Kengne *et al.*, 2009). Normalmente, las concentraciones de metales pesados no serán un problema con los lodos sépticos domésticos, pero la concentración de metales pesados de los biosólidos debe comprobarse si se prevé su aplicación en la tierra.

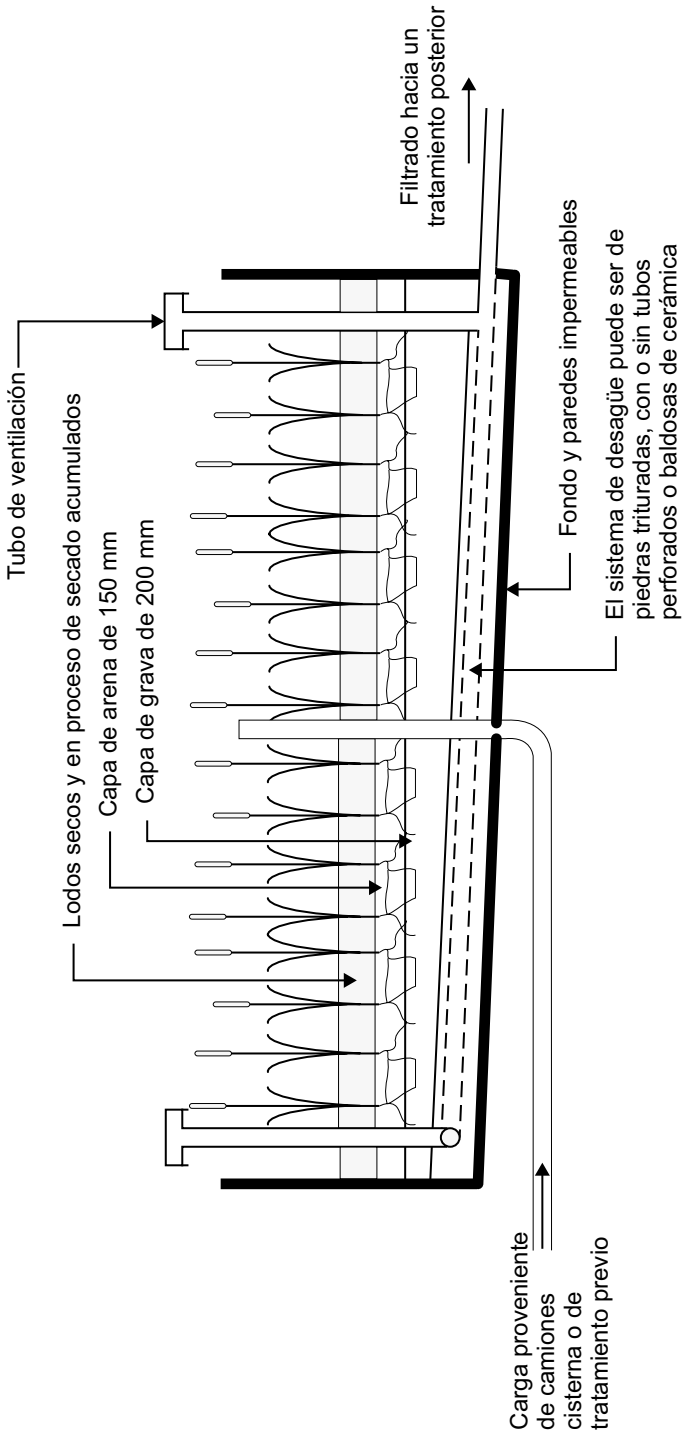


Figura 9.4 Corte transversal de un lecho de secado con plantas típico

- *Calidad mejorada del filtrado.* Heinss y Koottatep (1998) reportaron que las concentraciones de DBO y DQO en el agua que se filtra de los humedales artificiales eran típicamente del 35 al 55 por ciento y del 50 al 60 por ciento, respectivamente, es decir inferiores a las del agua que se filtra de los lechos sin plantas. No proporcionaron información sobre la forma en que se determinaron esas cifras. La información sobre el desempeño que se resume a continuación sugiere que es necesario seguir investigando para evaluar la calidad de los filtrados lograda bajo condiciones de campo.

Estas ventajas deben sopesarse con los posibles inconvenientes de los lechos de secado con plantas, el más importante siendo la posibilidad de que el sistema falle si las condiciones divergen demasiado de las condiciones óptimas de operación. En particular, se requiere un manejo cuidadoso para asegurar que las plantas no se sequen ni marchiten, y para mantener la densidad de plantas a un nivel aceptable. Estos requisitos se examinan con más detalle a continuación.

Desempeño

El desempeño de los lechos de secado con plantas puede ser evaluado en relación con el contenido de sólidos y patógenos de los lodos secos y la calidad del filtrado. En una investigación realizada en Yaundé (Camerún) se demostró que se podía lograr un contenido de sólidos secos superior al 30 por ciento en lechos de secado con plantas dispuestos en patios, alimentados con lodos fecales crudos durante seis meses a tasas de carga constantes de 100 a 200 kg de ST/m² por año. Las concentraciones de huevos de helmintos en los biosólidos deshidratados se mantuvieron altas, a 79 huevos/g de ST (Kengne *et al.*, 2009). En la planta de Arrudas, en Belo Horizonte (Brasil), una carga de un lecho de 29.1 m² a una tasa media de 81 kg de ST/m² por año dio lugar a la obtención de biosólidos con un 55 por ciento de contenido de sólidos secos (Andrade *et al.*, 2017).

La Tabla 9.2 resume los resultados de algunos estudios seleccionados con respecto a la calidad del filtrado. Estos muestran que la remoción de sólidos, de la DQO y de la concentración de nitrógeno no son suficientes para permitir que se viertan en un curso de agua o se reutilicen sin un tratamiento adicional.

Otro punto que hay que señalar es que el desempeño del lecho grande de Belo Horizonte fue inferior al de varias instalaciones a escala piloto. Una posible razón para ello fue que la carga de los lechos de Belo Horizonte variaba mucho más que la de los lechos a escala piloto, que en su mayoría operaban con tasas de carga de sólidos cuidadosamente controladas. Andrade *et al.*, (2017) sugieren que otra posible razón para el desempeño relativamente deficiente de la planta de Belo Horizonte era el uso de grava gruesa para los medios del lecho. Las investigaciones llevadas a cabo en la planta de Belo Horizonte no revelaron ninguna mejora ni en los coliformes totales o *Escherichia coli* ni en el filtrado.

Tabla 9.2 Desempeño del tratamiento de lechos de secado con plantas para algunos estudios seleccionados

Lugar	Características del afluente (mg/l)	Tasa de carga de sólidos (kg de ST/m ² por año)	Remoción en el efluente líquido (%)	Notas y referencias
Bangkok (Tailandia)	ST: 15 350 DQO: 15 700 NKT: 1100 NH ₃ -N: 415	80–500 Generalmente 250	ST: 74–86 DQO: 78–99 NKT: 70–99 NH ₃ -N: 50–99	Koottatep <i>et al.</i> (2005) Nitrificación indicada en lodos (Koottatep <i>et al.</i> , 2005)
Yaundé (Camerún)	SST: 27 600 DQO: 31 000 NH ₃ -N: 600	196–321	SST: 92 DQO: 98 NH ₃ -N: 78	Kengne <i>et al.</i> (2011) Cifras promedio – la media de SST es inferior
Uagadugú (Burkina Faso)	DQO: 952 DBO: 441	Sin datos	DQO: 71–77 DBO: 75–90	Joceline <i>et al.</i> (2016)
Sarawak (Malasia)	ST: 24 573 DQO: 31 957 NKT: 1209 NH ₃ -N: 428	250	ST: 89 DQO: 94.5 NKT: 76 NH ₃ -N: 76.8	Jong y Tank (2014) Remoción ligeramente superior a 100 kg de ST/m ² de carga por año
Belo Horizonte (Brasil)	ST: 2349 DQO: 2937 DBO: 1074 NKT: 88 NH ₄ -N ¹ : 82	81	ST: 51 DQO: 82 DBO: 77 NKT: 63 NH ₄ -N: 65	Andrade <i>et al.</i> (2017) Lechos sujetos a grandes variaciones en la carga hidráulica y de sólidos

Notas: NKT, nitrógeno Kjeldahl total.

¹ Algunos investigadores citan el nitrógeno amoniacal como NH₃ y otros como NH₄, pero el punto clave es el contenido de nitrógeno, independientemente de si el amoníaco está en forma no ionizada (NH₃) o ionizada (NH₄⁺).

Consideraciones operacionales y de diseño

Secuencia operativa. La operación de los lechos de secado con plantas se divide en tres fases (Brix, 2017):

- **Fase de arranque**, durante la cual las plantas se aclimatan gradualmente para soportar la carga completa de lodos. Una opción para la aclimatación de los lechos es cargarlos con aguas residuales municipales combinadas con cantidades cada vez mayores de lodos, hasta que la tasa de carga alcance aproximadamente el 50 por ciento de la tasa de carga de diseño. Las duraciones recomendadas para la fase de arranque oscilan entre 6 meses (Kengne *et al.*, 2011) y 2 años (Brix, 2017).
- **Fase operacional**, durante la cual los lechos son alimentados de manera cíclica, con un período de carga seguido de un período de reposo más largo. El período de reposo debe ser lo suficientemente largo como para permitir que el lodo se seque y se agriete, de modo que haya oxígeno disponible dentro del lecho para mantener los microorganismos aeróbicos que contribuyen al proceso de estabilización. Durante el período de carga,

los lechos se alimentan durante períodos de hasta 2 horas y luego se dejan deshidratar durante unas cuantas horas antes de verter una nueva carga. En condiciones de clima templado, los períodos de carga y de reposo suelen durar de 3 a 7 días y de 3 a 7 semanas, respectivamente, y ambos aumentan con el tiempo (Brix, 2017). El ciclo de alimentación es más corto en climas cálidos. Kengne y Tilley (2014) sugieren una alimentación de 1 a 3 veces por semana con un período de reposo de 2 días a varias semanas, dependiendo de las condiciones climáticas, del contenido de materia seca de los lodos y de las especies de plantas. Brix recomienda un mínimo de ocho lechos para asegurar que el tiempo de reposo sea suficiente para permitir que los lodos se sequen y se agrieten. Los lodos se acumulan lentamente hasta que su nivel llegue justo debajo de la parte superior de las paredes laterales. En los climas templados, esto suele tomar entre 5 y 10 años, dependiendo de la tasa de acumulación de lodos y la profundidad disponible para el almacenamiento de los mismos. En este punto se detiene la alimentación y comienza la fase de reposo y de remoción de los lodos.

- *Fase de reposo y de remoción de los lodos.* Esta fase permite que los lodos se sequen y así aumenten su contenido en materia seca. Típicamente, este período dura pocas semanas, aunque puede variar según las condiciones climáticas locales. Si los lodos se retiran con cuidado para no perturbar el lecho de arena y grava subyacente, es posible que las plantas vuelvan a crecer. Durante los primeros meses después de la remoción de los lodos, la tasa de carga debe reducirse, independientemente de que las plantas vuelvan a crecer o se deban reemplazar por nuevos brotes (Brix, 2017).

Tasa de carga de sólidos. Las tasas de carga recomendadas en condiciones climáticas frías y templadas varían entre 60 kg de ST/m² por año (Brix, 2017) y 100 kg de ST/m² por año (Kinsley y Crolla, 2012). Los resultados de los estudios que se resumen en el Recuadro 9.2 sugieren que pueden lograrse tasas de carga de hasta unos 250 kg de ST/m² por año en climas tropicales. Para mantenerse dentro de esta tasa de carga, es necesario tener información sobre el volumen y la concentración de los lodos entregados para su tratamiento. La evaluación de la carga será difícil cuando las características de los lodos a tratar sean muy variables (Sonko, el Hadji M *et al.*, 2014). La evaluación de la concentración de los lodos debe basarse en el mayor número posible de muestras.

Tasa de acumulación de lodos. La tasa de acumulación de lodos está fuertemente influenciada por la tasa de carga de sólidos. Para las tasas de carga de 50 a 60 kg de ST/m² por año utilizadas en Europa, la tasa de acumulación suele ser de unos 10 cm/año (Brix, 2017; Troesch *et al.*, 2009). Andrade *et al.* (2017) reportaron una tasa de acumulación de 7.3 cm/año para una tasa media de carga de 81 kg de ST/m² por año. Kengne *et al.*, (2011) sugieren tasas de acumulación de 50 a 70 cm/año para lechos cargados con 100 kg de ST/m² por año y de 80 a 113 cm/año para tres lechos cargados con 200 kg de ST/m² por año. Es

probable que las tasas de acumulación dependan de las condiciones locales, y los hallazgos de Andrade *et al.* (2017) de Belo Horizonte (Brasil) sugieren que la tasa de acumulación para una determinada carga de sólidos puede ser menor en climas cálidos que en climas templados. En efecto, las cifras muestran que el aumento de la carga de sólidos que se puede lograr en climas cálidos puede dar lugar a una reducción de la fase operacional, pasando de los 10 años (o más) comúnmente logrados en Europa a tan sólo 2 años.

Recuadro 9.2 Información resumida sobre estudios de tasas de carga

A finales de la década de 1990 se realizaron trabajos experimentales en el *Asian Institute of Technology* sobre lechos a escala piloto plantados con totoras (*Typha angustifolia*) y cargados con lodos sépticos relativamente concentrados (concentraciones promedio de 15 700 mg/l de DQO, 15 350 mg/l de ST, 1100 mg/l de nitrógeno Kjeldahl total [NKT] y 415 mg/l de nitrógeno amoniacal [$\text{NH}_4\text{-N}$]). Estos estudios encontraron que los lechos funcionaban satisfactoriamente con tasas de carga de hasta 250 kg de ST/m² por año. Las reducciones de DQO, ST, NKT y $\text{NH}_4\text{-N}$ en el lecho se situaron en los rangos de 78–99 por ciento, 74–86 por ciento, 70–99 por ciento y 50–99 por ciento, respectivamente. Hubo cierta tendencia a que el desempeño se deteriorara cuando la tasa de carga era de 500 kg de ST/m² por año. En efecto, se pudo observar que las totoras se marchitaban con esta tasa de carga (Koottatep *et al.*, 2005).

En una investigación realizada en Yaundé (Camerún) entre 2005 y 2006, se alimentaron lechos plantados con *Cyperus papyrus* y *E. pyramidalis* con tasas de 100, 200 y 300 kg de ST/m² por año. Las concentraciones medias de DQO, SST y $\text{NH}_4\text{-N}$ de los lodos sépticos aplicados al lecho fueron de 31 100 mg/l, 27 600 mg/l y 600 mg/l, respectivamente. El desempeño de los lechos fue bueno, con reducciones de DQO, SST y amoníaco del 98 por ciento, 92 por ciento y 78 por ciento, respectivamente. Se empezó a notar una ligera obstrucción en los lechos cuando la tasa de carga era de 200 kg de ST/m² por año y hubo una obstrucción severa en algunos lechos cuando la tasa de carga era de 300 kg de ST/m² por año. En el informe de la investigación se llegó a la conclusión de que era posible una carga de hasta 200 kg de ST/m² por año en los lechos plantados con *E. pyramidalis* (Kengne *et al.*, 2011).

Trabajos experimentales en lechos a escala piloto en Malasia mostraron que la proporción de agua drenada disminuía con tasas de carga de sólidos más altas, de 59–81 por ciento para una carga de 100 kg/m² por año a 11–38 por ciento para una carga de 350 kg/m² por año (Tan *et al.*, 2017).

Altura de la pared lateral. Como se indicó anteriormente, se permite que los lodos se acumulen durante varios años en los lechos de secado con plantas. Normalmente se permite que los lodos alcancen un espesor de 1 a 1.5 m antes de que se remuevan. Por lo tanto, si se permite una profundidad del lecho de 800 mm, y 200 mm entre el nivel superior de lodos y la parte superior de las paredes, la altura total de la pared requerida se situará en el rango de 2 a 2.5 m.

Sembrado y entresacado de plantas. Las plantas se plantan en macetas a una densidad de entre 4 y 12 plantas/m² (Brix, 2017; Edwards *et al.*, 2001). Las plantas que se utilizan en los lechos de secado crecen a partir de rizomas, o sea tallos subterráneos que producen raíces y tallos de nodos distribuidos a lo largo de ellos. La densidad de las plantas aumenta a medida que se producen

nuevos brotes, y aumenta rápidamente cuando la carga del lecho está dentro del rango prescrito, hasta más de 200 plantas/m² en algunos casos. Por ejemplo, Sonko, el Hadji M *et al.* (2014) registraron densidades de *E. pyramidalis* de 211, 265 y 268 plantas/m² para lechos cargados una, dos y tres veces por semana, respectivamente. Estas densidades son significativamente superiores a aquellas registradas bajo condiciones naturales.

Disposiciones de descarga. Los camiones cisterna pueden descargar sus lodos directamente en los lechos de secado. Es probable que esto dé lugar a una sobrecarga en las zonas cercanas a los puntos de descarga, mientras que las zonas a las que no llegan las mangueras de los camiones cisterna se encontrarán cargadas por debajo de lo necesario. También significa que será difícil filtrar adecuadamente los lodos entrantes. Una distribución desigual también será un problema si los lodos se descargan a través de una tubería en una esquina del lecho o a través de un canal colocado en un extremo del lecho de secado. La acumulación de lodos resultante alrededor del punto de descarga puede inhibir el crecimiento de las plantas (Uggetti, 2011: 169). Una mejor opción es descargar los lodos a través de una serie de tuberías verticales distribuidas regularmente en el lecho, como se muestra en la Figura 9.4. Un posible inconveniente de esta disposición es acceder a las tuberías de distribución colocadas bajo el lecho para despejar cualquier bloqueo que pueda producirse. El diseño hidráulico debe permitir pérdidas de carga a través de las tuberías de distribución. Si se ignoran, las diferencias de altura pueden dar lugar a una distribución o un flujo desigual entre las diferentes tuberías verticales.

Régimen de carga. Es esencial que haya suficiente agua disponible para mantener las plantas vivas: las plantas morirán si la tasa de carga de sólidos es demasiado alta. Esto sugiere que los lechos de secado con plantas serán más adecuados para los lodos sépticos de baja concentración con un alto contenido de agua. Alimentar los lechos dos veces por semana o más ayudará a reducir los problemas de plantas marchitas, pero tal vez esto no permita que el lecho se seque ni se agriete. Lo mejor será proporcionar válvulas o compuertas en las salidas del sistema de desagüe subterráneo para permitir que el percolado sea retenido, manteniendo así el fondo de los lechos de secado húmedo. Koottatep *et al.* (2005) recomiendan que el percolado se retenga de 2 a 6 días, pero no dicen cómo debe determinarse este período. Especulan que la retención puede causar condiciones anaeróbicas en el percolado y, por lo tanto, dar lugar a la desnitrificación. La retención del percolado no tuvo ningún efecto significativo en el desempeño de la eliminación de ST y DQO.

Requerimientos laborales. Se necesitará una mano de obra para mantener los lechos de secado, para el raleo o poda de las plantas según sea necesario, y para cosechar las plantas, normalmente 2 o 3 veces al año. Una opción para cosechar las plantas es subcontratar a agricultores locales o a un pequeño contratista para esa tarea. Si existe un mercado para las plantas cosechadas y se dispone de sistemas de comercialización eficaces, los ingresos procedentes

de su venta compensarán el costo de la cosecha, produciendo potencialmente una pequeña ganancia. El reto aquí será establecer una medida adecuada de raleo o entresacado, ya que un entresacado excesivo puede hacer que los lechos queden despojados de plantas.

Ventilación. Los conductos de ventilación deben proporcionarse para permitir que el aire llegue a las capas inferiores del lecho. Heinss y Koottatep (1998) comparten los resultados de una investigación que muestra que los juncos de los lechos con plantas sin ventilación alimentados con lodos activados murieron, mientras que los juncos plantados en lechos ventilados con cargas similares sobrevivieron. Estos resultados también mostraron una tasa media de secado mucho más alta cuando se disponía de un sistema de ventilación.

Cubierta. Al igual que con los lechos de secado sin plantas, la instalación de una cubierta transparente sobre los lechos mejorará la eficiencia de secado.

Criterios y procedimiento de diseño

La mayoría de la información existente sobre el desempeño de los lechos de secado con plantas en climas cálidos está basada en iniciativas a escala piloto. Dodane *et al.* (2011) reportaron la experiencia utilizando lechos de secado con plantas a gran escala, pero existe una necesidad apremiante de seguir investigando las cuestiones prácticas relacionadas con la implementación de lechos de secado con plantas a escala. La Tabla 9.3 establece los criterios de diseño que tienen en cuenta la información disponible en la actualidad.

Tabla 9.3 Resumen de los criterios de diseño del lecho de secado de lodos con plantas

<i>Parámetro</i>	<i>Símbolo</i>	<i>Unidad</i>	<i>Rango recomendado</i>	<i>Notas</i>
Profundidad del lecho	z_b	cm	70–90	El lecho debe ser suficientemente profundo para permitir el crecimiento de las raíces
Tasa de carga de sólidos	λ_s	kg de ST/m ² por año	≤250	Acumular esta carga durante la fase de arranque para permitir que las plantas se aclimaten
Número y configuración de los lechos (en servicio y en reserva)	n_{lecho}	–	≥(2 + 1)	Una celda de reserva permite el reposo de un lecho antes de la operación de vaciado
Profundidad de la carga hidráulica	z_h	mm	150–200	Espesor de la capa de lodos húmedos
Frecuencia de la carga hidráulica	f_H	Cargas por semana	1–2	El intervalo entre las cargas debe ser suficiente para permitir que los lodos se sequen y se agrieten
Intervalo de vaciado		años	3–10	Depende de la tasa de acumulación de lodos, que a su vez depende de la tasa de carga de sólidos

Para los lodos sépticos con un bajo contenido de sólidos, la superficie requerida generalmente estará sujeta a la carga hidráulica. Es probable que la carga de sólidos sea crítica para los lodos sépticos y fecales concentrados. La superficie de lecho requerida en función de la carga hidráulica debe calcularse utilizando el enfoque ya descrito para los lechos de secado sin plantas. A continuación, se expone un enfoque para calcular la superficie de lecho necesaria basándose en la carga de sólidos.

1. Calcular la carga de sólidos anual, utilizando la ecuación:

$$M_s = Q_d C_{SST} N$$

En donde: M_s = masa seca de sólidos en los lodos húmedos entregados en un año (kg/año)

Q_d = caudal de lodos húmedos entregados (m^3/d)

C_{SST} = concentración media de sólidos en los lodos húmedos (g/l o kg/m)

N = número de días al año en que los lodos húmedos son entregados para ser tratados.

Cuando el material a ser deshidratado son lodos fecales o sépticos en lugar de lodos retirados de una unidad de tratamiento, puede ser conveniente calcular el volumen que se ha de deshidratar directamente, utilizando los métodos establecidos en el capítulo 3.

2. Calcular la superficie total del lecho requerida, basada en la tasa de carga de sólidos:

$$S_s = \frac{M_s}{\lambda_s}$$

En donde: S_s = superficie total del lecho requerida (m^2)

λ_s = tasa de carga de sólidos (kg ST/ m^2 por año)

3. Determinar el número de lechos y la superficie individual.

El número mínimo de lechos requerido depende del modo de alimentación y la duración del ciclo de carga-reposo. Para los lechos que se cargan diariamente, la duración del ciclo de carga-reposo viene dada por la ecuación:

$$t_{A-R} = t_A + t_R$$

En donde: t_{A-R} = duración del ciclo de carga-reposo

t_A = tiempo de carga

t_R = tiempo de reposo.

Si un lecho es alimentado cada día, el número requerido de lechos en funcionamiento normalmente será igual al número de días laborables durante un ciclo de carga-reposo completo. El área de uno de los lechos se da por la ecuación:

$$S_{\text{lecho}} = \frac{S_s}{n}$$

En donde: S_{lecho} = superficie de un lecho
 n = número de lechos operacionales requeridos

4. Verificar la profundidad de cada lecho al aplicar los lodos.
 La profundidad de los lechos en cada aplicación de lodos es igual al volumen de lodos húmedos dividido por la superficie del lecho o lechos de secado en donde se descargan los lodos. Por lo tanto:

$$Z_h = \frac{1000 Q_d}{S_{lecho}}$$

Para garantizar un secado eficaz, Z_h debe ser preferiblemente de 200 mm o menos, y ciertamente no debe ser mayor de 300 mm. Un alto valor de Z_h es una indicación de que la carga hidráulica será crítica, y no la carga de sólidos.

5. Determinar el número de lechos requeridos para permitir la aclimatación del lecho y el reposo.
 Se necesitarán lechos adicionales para permitir la aclimatación de un lecho y el reposo al principio y al final del ciclo de carga, respectivamente. El número de lechos adicionales necesarios dependerá de la duración del ciclo operativo completo de un solo lecho, del tiempo necesario para la aclimatación y el descanso final, y del número de lechos en funcionamiento en un momento dado. Por lo general, se requerirá un lecho adicional cuando el número de años del ciclo operativo completo sea igual o superior al número de lechos. Pueden requerirse dos lechos adicionales para ciclos operativos más cortos.

Ejemplo de diseño de lechos de secado con plantas

Diseño de lechos de secado con plantas para permitir la alimentación de lodos con las siguientes características y operado 6 días a la semana.

<i>Parámetro</i>	<i>Símbolo</i>	<i>Valor</i>	<i>Unidad</i>
Tasa de flujo media diaria (promediado por año)	Q_d	40	m ³ /d
Concentración media de SST en el afluente	C_{TSS}	15	g de ST/l (o kg ST/m ³)
Tiempo de operación por semana	f_{op}	6	días/semana

1. Determinar la carga de sólidos:

$$M_s = 40 \text{ m}^3/\text{d} \times 15 \text{ kg}/\text{m}^3 \times \left(\frac{365 \text{ d}}{1 \text{ año}}\right) = 219\,000 \text{ kg}/\text{año}$$

2. Calcular la superficie basada en la carga de sólidos, suponiendo una tasa de carga de sólidos máxima de 250 kg/m² por año:

$$S_s = \frac{219\,000 \text{ kg}/\text{año}}{250 \text{ kg}/\text{m}^2 \text{ por año}} = 876 \text{ m}^2$$

3. Determinar el número de lechos y la superficie por lecho.
Suponer una frecuencia de carga hidráulica de una vez por semana. Se necesitarán seis lechos.

$$S_{\text{lecho}} = \frac{876 \text{ m}^2}{6 \text{ lechos}} = 146 \text{ m}^2$$

Disponer seis lechos de 20 m × 7.5 m, con una superficie de 150 m²/lecho y una superficie total de lecho de 900 m².

Suponer que cada lecho requiere 6 meses de aclimatación antes de que se pueda cargar completamente y 6 meses de reposo entre el final de la carga activa y el vaciado.

4. Calcular la profundidad de la carga de lodos húmedos.
Calcular la profundidad de aplicación de lodos y verificar con respecto a los criterios de diseño:

$$Q_{s,\text{carga}} = 40 \text{ m}^3/\text{día} \left(\frac{365 \text{ días/año}}{52 \text{ semanas} \times 6 \text{ días carga/semana}} \right) = 46.8 \text{ m}^3$$

$$Z_{h,\text{carga}} = \frac{46.8 \text{ m}^3}{150 \text{ m}^2} \times 1000 \text{ mm/m} = 312 \text{ mm}$$

Esto es ligeramente superior a la cifra de 300 mm que normalmente se tomaría como la cifra máxima para Z_h y sugiere que la carga hidráulica podría ser crítica, y no la carga de sólidos.

5. Determinar los lechos adicionales requeridos para permitir la aclimatación y el reposo de los lechos.

Si la tasa de acumulación de lodos es de 300 mm/año y el lecho se vacía después de 4 años de funcionamiento, el “tiempo de inactividad” del lecho será el 25 por ciento del tiempo de carga activa. Para ello se necesitarán dos lechos adicionales, lo que supone un 33 por ciento de superficie adicional.

Si la tasa de acumulación de lodos es de 200 mm/año y cada lecho se vacía después de 6 años de funcionamiento, el “tiempo de inactividad” del lecho será el 17 por ciento del tiempo de carga activa. Se necesitará un lecho adicional para proporcionar capacidad para cubrir el tiempo de inactividad del lecho.

Prensas mecánicas

Las prensas mecánicas son utilizadas rutinariamente para deshidratar los lodos producidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales y han sido utilizadas además en el tratamiento de lodos sépticos. Hasta la fecha, todos los ejemplos de su uso en el tratamiento de lodos sépticos combinan la separación sólido-líquido y la deshidratación y, en vista de ello, se tratan en el capítulo 7. En principio, no hay razón para que no se utilicen también como tecnología de deshidratación después de la separación sólido-líquido. Cuando se reciben lodos de un proceso de separación sólido-líquido previo, como un espesador por gravedad, la concentración relativamente alta de sólidos en la alimentación significa que es probable que el dimensionamiento del equipo se base en la carga de sólidos y no en la carga hidráulica.

Bolsas de geotextil como una ayuda para la deshidratación de lodos

Las bolsas de geotextil (geobolsas o geotubos) han sido utilizadas en los países industrializados para la deshidratación de los lodos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales, y ha habido algunos proyectos piloto para probar su idoneidad para deshidratar los lodos fecales en Malasia, Bangladesh, Uganda, Tanzania, Kenia y Filipinas. Las geobolsas son bolsas largas, relativamente estrechas y flexibles fabricadas con textiles permeables de alta resistencia. La única apertura en este tipo de bolsa es una conexión que permite que los lodos se descarguen en ella por un extremo. Una vez que el lodo ha sido bombeado dentro de la geobolsa, los sólidos son retenidos en la bolsa mientras que el agua libre se escurre a través de sus paredes permeables. Las geobolsas están disponibles en gran variedad de tamaños, pero todas permanecen planas cuando están vacías y se expanden en forma de salchicha cuando se llenan de lodos.

En el proyecto piloto realizado en Malasia, estas bolsas fueron colocadas en los lechos de secado de arena en una planta de tratamiento de aguas residuales, un arreglo que permitió la recolección del filtrado en el sistema de drenaje bajo el lecho de secado y su tratamiento posterior. El equipo de conductores de camiones cisterna descargaban sus cargas en una geobolsa a través de una manguera de conexión. Una sola geobolsa de 14.8 m × 3.3 m recibía los lodos de más de 90 camiones cisterna. La exposición al calor del sol aumentó la temperatura dentro de la bolsa negra y aceleró el proceso de deshidratación. Una vez que la bolsa estaba llena, se dejaba secar, se partía para facilitar el transporte, y luego se cargaba en un camión para llevarla a un lugar de eliminación adecuado, para luego ser reemplazada por una bolsa vacía.

La iniciativa en Bangladesh, puesta en práctica por *Water and Sanitation for the Urban Poor* Bangladesh, era más pequeña e incluía la mezcla inicial de un polímero para mejorar las propiedades de sedimentación de los lodos. En un examen interno (sin publicar) de WSUP se afirma que cuando se añadieron los polímeros hubo una rápida deshidratación en tan solo 90 minutos, tras lo cual la tasa de deshidratación disminuyó, al parecer porque las partículas de lodos estaban bloqueando los poros de la geobolsa. El desempeño sin la utilización de polímeros fue menos satisfactorio, con una reducción de volumen de alrededor del 10 por ciento al cabo de 30 minutos, y muy poca deshidratación adicional después de eso. Si bien la dosificación de polímeros era necesaria para lograr buenos resultados, los trabajadores encontraron que la mezcla del polímero con los lodos era difícil y tomaba mucho tiempo.

Las geobolsas deben ser removidas y reemplazadas cuando estén llenas. Esto sugiere que la opción de geobolsa permeable tiene un alto costo operacional, lo cual reduce su viabilidad como opción de deshidratación.

Puntos clave de este capítulo

La deshidratación de sólidos es necesaria para aumentar el contenido de sólidos de los lodos hasta por lo menos un 20 por ciento, momento en el que pueden manejarse como sólidos. Las opciones de deshidratación incluyen la retención de lodos en lechos de secado con plantas y sin plantas, y diversos tipos de prensas mecánicas. Hasta la fecha, todos los ejemplos de utilización de prensas mecánicas en el tratamiento de los lodos fecales y sépticos han combinado la deshidratación con la separación sólido-líquido. A continuación, se enumeran otros puntos clave que se pueden extraer de este capítulo.

- Los lechos de secado de lodos, con plantas y sin plantas, son una opción simple de deshidratación, pero tienen necesidades de terreno relativamente altas.
- Los lechos de secado sin plantas suelen cargarse con lodos húmedos a una profundidad de alrededor de 200 mm. Los lodos son dejados para que se sequen hasta que el contenido de sólidos alcance un 20 por ciento o más. La superficie requerida para el secado de los lodos dependerá de la carga hidráulica y de la duración del ciclo de deshidratación. Este último depende de las condiciones climáticas, la naturaleza de los lodos y el contenido final de sólidos requerido, y puede determinarse utilizando la información recolectada de los lechos de secado que operan bajo condiciones similares y de pruebas de campo destinadas a emular el comportamiento de los lechos de secado.
- Las pruebas disponibles muestran que la tasa de carga de sólidos que se puede alcanzar en los lechos de secado sin plantas tiende a aumentar con el contenido de sólidos de los lodos crudos. Los diseños que parten de una tasa de carga de sólidos supuesta sin tener en cuenta este efecto posiblemente darán lugar a lechos de tamaño incorrecto.
- Los lechos de secado de lodos sin plantas requieren una mano de obra para remover los lodos secos a intervalos regulares. Los requerimientos de mano de obra para los lechos de secado con plantas son mucho menos exigentes ya que los lodos se eliminan a intervalos de años en lugar de días.
- Hasta la fecha, la mayor parte de la experiencia con el uso de lechos de secado con plantas para tratar los lodos fecales en los países de ingresos más bajos se ha realizado a escala piloto, y se dispone de poca información sobre los problemas que plantea su funcionamiento a gran escala. Uno de estos desafíos será asegurar que las plantas sigan creciendo. Tanto la subcarga como la sobrecarga periódica pueden provocar la muerte de las plantas y reducir su desempeño. Por consiguiente, los requisitos de manejo de los lechos de secado con plantas son mayores que los de los lechos de secado sin plantas.
- Es posible utilizar prensas mecánicas para la deshidratación luego de la separación inicial por gravedad sólido-líquido. Sin embargo, cualquier beneficio potencial debe sopesarse frente a la creciente complejidad de un proceso que implica tanto la separación sólido-líquido como la deshidratación por prensa mecánica.

Referencias bibliográficas

- Adrian, D.D. (1978) *Sludge Dewatering and Drying on Sand Beds*, EPA-600/2-78-141, Cincinnati, OH: US EPA Municipal Environmental Research Laboratory <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9101CGM4.PDF?Dockkey=9101CGM4.PDF>> [consultado el 27 de enero de 2018].
- Al-Nozaily, F.A., Taher, T.M. y Al-Rawi, M.H.M. (2013) 'Evaluation of the sludge drying beds at Sana'a wastewater treatment plant', paper presented at the *17th International Water Technology Conference, Istanbul* <<http://iwtc.info/wp-content/uploads/2013/11/99.pdf>> [consultado el 21 de diciembre de 2017].
- Andrade, C.F., von Sperling, M. y Manjate, E.S. (2017) 'Treatment of septic tank sludge in a vertical flow constructed wetland system', *Engenharia Agrícola* 37(4): 811–9 <<http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n4p811-819/2017>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Badji, K., Dodane, P.H., Mbéguéré, M. y Koné, D. (2011) Traitement des boues de vidange: éléments affectant la performance des lits de séchage non plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage, *Actes du symposium international sur la Gestion des Boues de Vidange, Dakar, 30 June–1 July 2009*, Dübendorf, Switzerland: Eawag/SANDEC <www.pseau.org/outils/ouvrages/eawag_gestion_des_boues_de_vidange_optimisation_de_la_filiere_2011.pdf> [consultado el 24 de marzo de 2018].
- Borin, M., Milani, M., Salvato, M. y Toscano, A. (2011) 'Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. evapotranspiration in Northern and Southern Italy', *Ecological Engineering* 37(5): 721–8 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.05.003>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Brix, H. (2017) 'Sludge dewatering and mineralization in sludge treatment reed beds', *Water* 9(3): 160 <<http://dx.doi.org/10.3390/w9030160>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Chazarenc, F., Merlin, G. y Gonthier, Y. (2003) 'Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands', *Ecological Engineering* 21: 165–73 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.12.001>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Cofie, O.O., Agbottah, S., Strauss, M., Esseku, H., Montangero, A., Awuah, E. y Koné, D. (2006) 'Solid–liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture', *Water Research* 40: 75–82 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.023>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Crites, R. y Tchobanoglous, G. (1998) *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, Boston, MA: WCB McGraw Hill.
- Dodane, P-H. y Ronteltap, M. (2014) 'Unplanted drying beds', in L. Strande, M. Ronteltap, and D. Brdjanovic (eds.), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <https://www.un-ihe.org/sites/default/files/fsm_ch07.pdf> [consultado el 26 de enero de 2018].
- Dodane, P-H., Mbéguéré, M., Kengne, I.M. y Strande Gaulke, L. (2011) 'Planted drying beds for faecal sludge treatment: lessons learned through scaling up in Dakar, Senegal', *Sandec News* 12 <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Treatment_Technologies/Planted_drying_beds_Dakar.pdf> [consultado el 22 de febrero de 2018].

- Edwards, J.K., Gray, K.R., Cooper, D.J., Biddlestone, A.J. y Willoughby, N. (2001) 'Reed bed dewatering of agricultural sludges and slurries', *Water, Science and Technology* 44(10–11): 551–8.
- Haseltine, T.R. (1951) 'Measurement of sludge drying bed performance', *Sewage Works Journal* 23(9).
- Heinss, U. y Koottatep, T. (1998) *Use of Reed Beds for Faecal Sludge Dewatering*, Eawag/Sandec <https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/HEINSS%20and%20KOOTTATEP%201998%20Use%20of%20Reed%20Beds%20for%20FS%20Dewatering.pdf> [consultado el 22 de febrero de 2018].
- Heinss, U., Larmie, S.A. y Strauss, M. (1998) *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics: Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design*, Sandec Report No. 5/98, 2nd edn, Dübendorf, Switzerland: Eawag/Sandec <<https://www.ircwash.org/sites/default/files/342-98SO-14523.pdf>> [consultado el 21 de marzo de 2018].
- Joceline, S.B., Koné, M., Yacouba, O. y Arsène, Y.H. (2016) 'Planted sludge drying beds in treatment of faecal sludge from Ouagadougou: case of two local plant species', *Journal of Water Resource and Protection* 8: 697–705 <<http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2016.87057>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Jong, V.S.W and Tang, F.E. (2014) 'Septage treatment using pilot vertical flow engineered wetland system', *Pertanika Journal of Science and Technology* 22(2): 613–25 <https://espace.curtin.edu.au/bitstream/handle/20.500.11937/46255/234719_234719.pdf?sequence=2> [consultado el 23 de marzo de 2018].
- Kengne, I.M. y Tilley, E. (2014) 'Planted drying beds', in L. Strande, M. Ronteltap, and D. Brdjanovic (eds.), *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation* <https://www.un-ihe.org/sites/default/files/fsm_ch08.pdf> [consultado el 22 de febrero de 2018].
- Kengne, I.M., Dodane, P-H., Akoa, A. y Koné, D. (2009) 'Vertical-flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries', *Desalination* 248(1–3): 291–7 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2008.05.068>> [consultado el 22 de mayo de 2018]
- Kengne, I.M., Kengne, E.S., Akoa, A., Benmo, N., Dodane, P-H. y Koné, D. (2011) 'Vertical-flow constructed wetlands as an emerging solution for faecal sludge dewatering in developing countries', *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 1(1): 13–19 <<http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2011.001>> [consultado el 22 de mayo de 2018]
- Kinsley, C. y Crolla, A. (2012) *Septage Treatment Using Reed and Sand Bed Filters, Goulet Pilot Project*, Final Report to the Ontario Ministry of Environment, Ontario Rural Wastewater Centre, Université de Guelph-Campus d'Alfred <[www.uoguelph.ca/orwc/Research/documents/Septage%20Treatment%20Using%20Reed%20and%20Sand%20Bed%20Filters%20Treatment%20Using%20Reed%20and%20Sand%20Bed%20Filters%20Final%20Report%20to%20MOE.pdf](http://www.uoguelph.ca/orwc/Research/documents/Septage%20Treatment%20Using%20Reed%20and%20Sand%20Bed%20Filters%20Final%20Report%20to%20MOE.pdf)> [consultado el 26 de febrero de 2018].

- Koné, D., Cofie, O., Zurbrugg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S. y Strauss, M. (2007) 'Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and cocomposting in tropical climates', *Water Research* 41(19): 4397–402 <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.024>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A., Koné, D., Montangero, A., Heinss, U. y Strauss, M. (2005) 'Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt after seven years of operation', *Water Science and Technology* 51(9): 119–26.
- Kuffour, R.A. (2010) *Improving Faecal Sludge Dewatering Efficiency of Unplanted Drying Bed* (PhD Thesis), Department of Civil Engineering, Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi, Ghana <https://ocw.un-ihe.org/pluginfile.php/4126/mod_resource/content/1/Kuffour_Improvement%20Unplanted%20Drying%20Beds.pdf> [consultado el 16 de abril de 2018].
- Lusaka Water and Sewerage Company (2014) *Scientific Monitoring of Quality of Sludge at Kanyama Water Trust: Comparing Efficacy of Different Beds Designs, Drying Beds Designs Performance*, Unpublished report for WSUP.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th edn, New York: McGraw Hill.
- Nikiema, J., Cofie, O. y Impraim, R. (2014) *Technological Options for Safe Resource Recovery from Fecal Sludge*, Resource Recover and Reuse Series 2, International Water Management Institute (IWMI), CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems (WLE) <www.iwmi.cgiar.org/Publications/wle/rrr/resource_recovery_and_reuse-series_2.pdf> [consultado el 26 de marzo de 2018].
- Pescod, M.B. (1971) 'Sludge handling and disposal in tropical developing countries', *Journal of the Water Pollution Control Federation* 44(4): 555–70.
- Seck, A., Gold, M., Niang, S., Mbéguéré, M., Diop, C. y Strande, L. (2015) 'Faecal sludge drying beds: increasing drying rates for fuel resource recovery in Sub-Saharan Africa', *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 5(1): 72–80 <<http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2014.213>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Simba, F.M., Matorevhu, A., Chikodzi, D. y Murwendo, T. (2013) 'Exploring estimation of evaporation in dry climates using a Class 'A' evaporation pan', *Irrigation & Drainage Systems Engineering* 2(2): #1000109 <<http://dx.doi.org/10.4172/2168-9768.1000109>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Sonko, el Hadji, M., Mbéguéré, M., Diop, C., Niang, S. y Strande, L. (2014) 'Effect of hydraulic loading frequency on performance of planted drying beds for the treatment of faecal sludge', *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development* 4(4): 633–41 <<http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2014.024>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Strande, L., Ronteltap, M. y Brdjanovic, D. (2014) *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, London: IWA Publishing <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Book/FSM_Ch0_Table_of_Contents.pdf> [consultado el 2 de marzo de 2017].

- Tan, Y.Y., Tang, F.E., Ho, C.L.I. y Jong, V.S.W. (2017) 'Dewatering and treatment of septage using vertical flow constructed wetlands', *Technologies* 5: 70 <<https://doi.org/10.3390/technologies5040070>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Troesch, S., Lienard, A., Molle, P., Merlin, G. y Esser, D. (2009) 'Treatment of septage in sludge drying reed beds: a case study on pilot-scale beds', *Water Science and Technology* 60(3): 643–53 <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00453160/document>> [consultado el 12 de marzo de 2018].
- Uggetti, E. (2011) *Sewage Sludge Treatment in Constructed Wetlands: Technical, Economic, and Environmental Aspects Applied to Small Communities of the Mediterranean Region* (PhD thesis), Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, Spain <http://gemma.upc.edu/images/downloads/tesis/tesis_enrica%20uggetti.pdf> [consultado el 12 de marzo de 2018].
- Uggetti, E., Ferrer, I., Castellnou, R. y Garcia, J. (2010) *Constructed Wetlands for Sludge Treatment: A Sustainable Technology for Sludge Management*, Barcelona: GEMMA Environmental Engineering and Microbiology Group <<http://gemma.upc.edu/images/downloads/libros/constructed%20wetlands%20for%20sludge%20treatment-libro1.pdf>> [consultado el 13 de febrero de 2018].
- Vater W. (1956) *Die Entwässerung Trocknung und Beseitigung von Städtischen Klärschlamm*, Doctoral dissertation, Hannover Institute of Technology, Germany, p. 10.
- Wang, L., Li, Y., Shammass, N.K. y Sakellaropoulos, G.P. (2007) 'Drying beds', in *Handbook of Environmental Engineering, Volume 6: Biosolids Treatment Processes*, Chapter 13, Totowa, NJ: The Humana Press Inc., <https://doi.org/10.1007/978-1-59259-996-7_13> [consultado el 22 de mayo de 2018].

CAPÍTULO 10

Tratamiento adicional de sólidos para su eliminación segura o uso final

El último eslabón en la cadena de servicios de saneamiento es la reutilización o la eliminación segura de los productos del tratamiento. Los productos que pueden ser potencialmente reutilizados incluyen los lodos secos, el lixiviado y el agua sobrenadante tratados, y el biogás. Los capítulos anteriores incluyeron información acerca de las opciones para la reutilización de los líquidos y el biogás. Este capítulo aborda el tratamiento adicional requerido para permitir el uso final seguro de los sólidos separados y deshidratados. Primero se establecen principios básicos y luego se describen las tecnologías que utilizan estos principios para obtener productos reutilizables. Algunas de estas tecnologías aún no se han implementado más allá de una escala experimental y, por lo tanto, requieren un mayor trabajo para establecer su viabilidad técnica y financiera a la hora de ser implementadas a gran escala.

Palabras clave: biosólidos, uso final, acondicionador agrícola, biocombustible, alimentación animal

Introducción

Los sólidos de lodos fecales separados, los cuales se denominan en este libro como biosólidos, pueden ser utilizados en lugar de los recursos convencionales como la energía, los nutrientes y el agua. Al hacerlo, estos contribuirán a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) para combatir el cambio climático, proporcionar energía asequible y reducir el uso de los recursos naturales. Se ha sugerido que los lodos tratados pueden usarse como acondicionadores para el suelo, material de construcción y biocombustible, así como en la producción de alimentos para animales (Diener *et al.*, 2014). Hasta la fecha, no se conocen casos del uso comercial de los lodos fecales tratados como material de construcción, y por lo tanto esta opción no se considera en este libro. Investigadores han explorado la posibilidad de convertir los lodos fecales en biodiésel, pero han llegado a la conclusión que, si bien esto es técnicamente posible, no es económicamente viable debido al alto costo de secado y al bajo contenido de lípidos extraíbles en los lodos (Tamakloe, 2014). Por lo tanto, este capítulo se centra en el tratamiento que se requiere antes de utilizar los biosólidos como acondicionadores para el suelo, combustible sólido y como un insumo para la producción de alimentos para animales. El capítulo se enfoca principalmente en el tratamiento de los biosólidos derivados de lodos fecales y sépticos. Sin embargo, la mayoría de las tecnologías y enfoques descritos son igualmente aplicables al tratamiento de sólidos derivados de los

procesos de tratamiento de aguas residuales. Por lo tanto, podrían utilizarse tras el co-tratamiento de lodos sépticos y fecales en plantas de tratamiento de aguas residuales. Un tratamiento adicional puede ser necesario para eliminar metales pesados y otros contaminantes cuando estos estén presentes en los lodos a tratar, y cuando la intención sea la de utilizar los biosólidos como aditivo agrícola. Es más probable que este sea el caso de los lodos provenientes de las plantas de co-tratamiento y no de aquellos provenientes de las plantas que solo tratan lodos fecales y sépticos.

El contenido de sólidos de los biosólidos aumenta cuando se añaden al suelo, mejorando así la estructura de este último. Si se añaden a suelos arcillosos, los biosólidos pueden hacer que el suelo sea más quebradizo y pueden aumentar la cantidad de espacio poroso disponible para el crecimiento de raíces y el acceso de agua. Por el contrario, si se añaden a un suelo arenoso, estos pueden aumentar su capacidad de retención de agua y proporcionar sitios para el intercambio y la adsorción de nutrientes (US EPA, 1995). Los biosólidos añaden algunos nutrientes al suelo, pero son mucho menos efectivos a este respecto que los fertilizantes artificiales. Los lodos secos pueden convertirse en bloques sólidos combustibles para uso industrial o doméstico. Alternativamente, es posible utilizar procesos de pirólisis para producir carbón y gas (ambos con potencial para ser utilizados como combustible) a partir de los lodos secos. Hasta la fecha, el desarrollo de la opción de convertirse en insumo para alimentación animal se ha centrado principalmente en el cultivo de larvas de la mosca soldado negra en lodos fecales. Las larvas son una buena fuente de proteínas y pueden secarse, envasarse y venderse como alimento para animales.

El lodo que ha sido deshidratado gracias a los métodos descritos en el capítulo 9 suele tener un contenido de sólidos de entre el 15 y el 40 por ciento y una alta cantidad de patógenos. Se requiere un tratamiento posterior para asegurar que los sólidos separados sean adecuados y seguros para los usos finales identificados anteriormente. En la Figura 10.1 se muestran las posibles opciones de tratamiento para cada uno de estos usos finales, junto con la opción de eliminación en vertederos sin tratamiento adicional.

Algunos de los procesos identificados en la Figura 10.1 requieren un alto contenido de sólidos. En el caso de los lodos que se van a convertir en abono, la transformación se logra mezclando los lodos con un “agente estructurante” adecuado, es decir un material con un contenido de sólidos relativamente alto. Otras opciones para aumentar el contenido de sólidos de los lodos son la retención prolongada en lechos de secado de lodos y el secado solar. La retención prolongada en lechos de secado implica los métodos que ya se han considerado en el capítulo 9. Para lograr un alto contenido de sólidos se requerirá un tiempo más largo y, por lo tanto, una gran superficie de lecho de secado. El secado solar también se considera en este capítulo. Puede utilizarse como una opción de secado independiente o para reducir el contenido de agua de los lodos hasta el punto en que otras opciones de tratamiento sean factibles y económicamente viables.

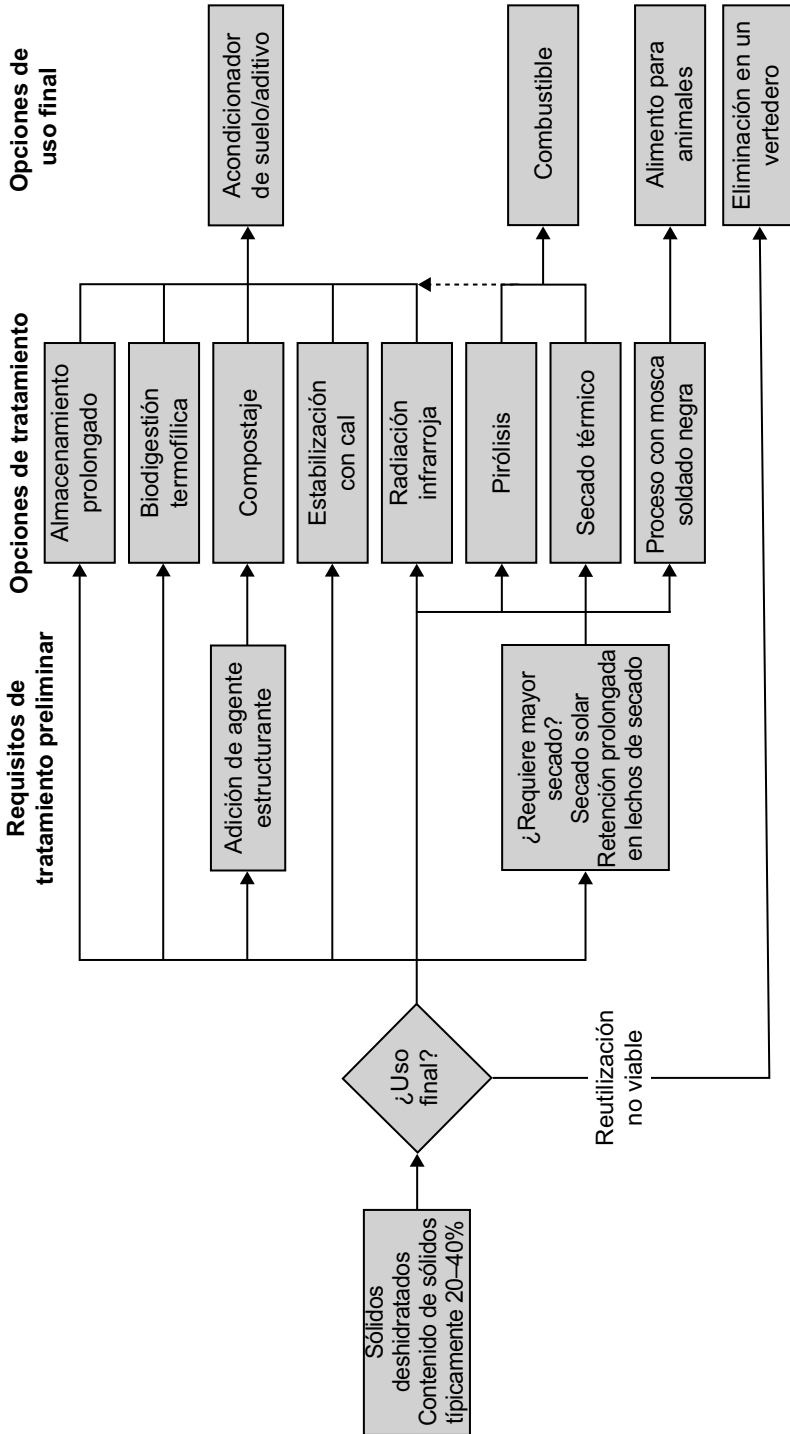


Figura 10.1 Resumen general de las opciones de uso final y tratamiento

Condiciones previas y requisitos para el uso final de los sólidos

Las condiciones previas para el uso final de los sólidos incluyen aquellas relacionadas con las finanzas y la salud. Además de estas condiciones previas, en esta sección se consideran los requerimientos de contenido de sólidos secos de diversos procesos, y se examina el valor calórico de los biosólidos secos, el cual es importante al considerar la posibilidad de utilizar los lodos secos como combustible.

Condiciones financieras previas

Las iniciativas para utilizar biosólidos, bien sea como insumo agrícola o como combustible, serán exitosas únicamente si son financieramente viables. Como ya se ha dicho en el capítulo 4, esto requiere que:

$$R_{TP} + S \geq C_{TP} - C_D$$

En donde: R_{TP} = ingresos generados con la venta de los productos tratados

S = cualquier subsidio que esté disponible para promover la reutilización de los productos tratados

C_{TP} = el costo del tratamiento adicional requerido para que los productos tratados sean aptos para su reutilización

C_D = el costo de la eliminación si no se proporciona ningún tratamiento para su reutilización.

Normalmente, el término C_{TP} debe incluir todos los costos recurrentes, como la adquisición de equipos y los costos de reemplazo. Los subsidios pueden tomar la forma de créditos de carbono, proporcionados para apoyar los esfuerzos de sustitución de los combustibles fósiles por combustibles neutros en carbono. En teoría, la recuperación completa de los costos depende de la inclusión de un subsidio para el costo amortizado de la inversión de capital en el C_{TP} . En la práctica, los costos de construcción que constituyen la mayor parte o la totalidad de la inversión de capital necesaria suelen estar cubiertos por los niveles superiores del gobierno y no aparecen en la ecuación.

Los subsidios pueden ser directos o indirectos. Normalmente, los subsidios directos serán pagos hechos a los operadores para contribuir a sus costos de operación cotidianos. Una forma de subsidio indirecto es la financiación de la construcción por un tercero, generalmente el gobierno o un organismo internacional. Otra opción puede ser el pago de un precio superior al del mercado por los productos tratados. Al evaluar la viabilidad financiera de una opción para el uso final, será importante tener claro cómo se financiarán los costos de capital iniciales y cualquier costo de sustitución en el futuro. Independientemente de la disponibilidad de subvenciones gubernamentales para la construcción de capital, la viabilidad financiera a largo plazo requiere que los ingresos cubran los futuros costos de reposición, así como los costos de operación cotidianos.

La venta de los productos tratados depende de la demanda que haya por ellos. Si no hay demanda, el producto no podrá ser vendido y por lo tanto no generará ingresos. Será necesario realizar un estudio de mercado para evaluar la demanda actual y potencial de los diferentes usos finales. Este estudio debe:

- Identificar cualquier modificación necesaria en las tecnologías existentes para que puedan utilizar los biosólidos tratados (por ejemplo, ¿habría que modificar los hornos para permitir el uso de biosólidos como combustible?).
- Evaluar la disponibilidad de biosólidos tratados en relación con la demanda, teniendo en cuenta las variaciones estacionales en la producción y la demanda, así como la probabilidad de un déficit en el suministro. Se deben explorar las opciones para complementar los biosólidos con otros materiales, por ejemplo, residuos agrícolas o municipales, a fin de satisfacer de manera fiable la demanda de los usuarios.
- Evaluar los sistemas de mercadeo, distribución y ventas: ¿qué cambios serán necesarios en los sistemas actuales para garantizar la venta de los biosólidos tratados a los usuarios meta?

Schoebitz *et al.* (2016) brindan información adicional sobre la implementación de un enfoque centrado en el mercado para los productos resultantes del tratamiento de lodos fecales.

Condiciones previas relacionadas con la salud

Una segunda condición previa para las iniciativas de uso final de los biosólidos es que estos no representen una amenaza significativa para la salud de los trabajadores ni de los consumidores. Para reducir los riesgos para la salud a un nivel aceptable, se requerirá un tratamiento que a su vez reduzca el contenido de patógenos a niveles seguros, tal como se define en las directrices y normas internacionales y nacionales. En la Tabla 10.1 se presentan los puntos clave de las directrices de la Organización Mundial de la Salud (OMS) y de la US EPA sobre los límites de contenido de patógenos para los biosólidos que se van a utilizar en la agricultura. Si existen directrices nacionales, estas suelen basarse en las directrices de la OMS.

Las cifras guía de la OMS citadas en la Tabla 10.1 son conservadoras. Como se señaló en el capítulo 4, la OMS recomienda en la actualidad el uso de una evaluación cuantitativa del riesgo microbiano (ECRM) para evaluar los riesgos para la salud. Utilizando este enfoque, Navarro *et al.* (2009) mostraron que una concentración más alta de huevos de helmintos en los biosólidos no aumentaba de manera significativa la exposición de los consumidores y los agricultores a riesgos para la salud, y concluyeron que el valor guía indicativo de ≤ 1 huevo de helminto por gramo de sólidos totales (ST) en los biosólidos era innecesariamente estricto. En la actualidad, la OMS reconoce que los riesgos para la salud pueden abordarse utilizando un nivel más bajo de tratamiento

de sólidos junto con un enfoque más holístico en el manejo de los biosólidos. Este enfoque holístico podría incluir un período de retención (un período en el que no se añaden nuevos biosólidos) para permitir la muerte de los patógenos antes de la cosecha, una buena higiene de los alimentos (como el lavado con agua limpia) y la cocción de los alimentos (WHO, 2006).

Tabla 10.1 Límites recomendados de patógenos para la reutilización de biosólidos: OMS y US EPA

<i>Organización</i>	<i>Requerimientos guía</i>	<i>Fuente</i>
Organización Mundial de la Salud	Recuento de huevos de helminto: ≤ 1 huevo por gramo de sólidos totales E. coli: ≤ 1000 por gramo de sólidos totales	WHO (2006)
Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (parte 503 del reglamento sobre los biosólidos)	Biosólidos de clase A: densidad de coliformes fecales ≤ 1000 por gramo de sólidos secos totales, o densidad de una subespecie de Salmonella (spp.) ≤ 3 por 4 gramos de sólidos secos totales Biosólidos de clase B: densidad de coliformes fecales $\leq 2\ 000\ 000$ por gramo de sólidos secos totales	US EPA (1994)

Tabla 10.2 Requisitos de la parte 503 del reglamento sobre biosólidos de la US EPA para los biosólidos de clase A y clase B

	<i>Requerimientos para la clase A</i>	<i>Requerimientos para la clase B</i>
Patógenos	Densidad de coliformes fecales ≤ 1000 por gramo de sólidos totales (en peso seco) Densidad de Salmonella ≤ 3 número más probable (NMP) por 4 gramos de sólidos totales (en peso seco) Densidad de virus entéricos ≤ 1 UFP (unidad formadora de placa) por 4 gramos de sólidos totales (en peso seco) Densidad de huevos de helminto viables ≤ 1 por 4 gramos de sólidos totales (en peso seco)	Densidad de coliformes fecales $\leq 2\ 000\ 000$ por gramo de sólidos secos totales
Vectores	La parte 503 del reglamento sobre biosólidos contiene 12 medidas para reducir la atracción de vectores hacia los biosólidos. Nueve de ellas tienen por objeto reducir la atracción de los vectores hacia los biosólidos. Entre estas medidas se encuentran el compostaje anaeróbico y aeróbico, la deshidratación para alcanzar un alto contenido de sólidos y el tratamiento alcalino con cal. Las tres restantes funcionan impidiendo que los vectores entren en contacto con los biosólidos, ya sea inyectando biosólidos en el suelo o cubriéndolos.	
Contaminantes	Los biosólidos aplicados en las tierras agrícolas no deben exceder las concentraciones máximas establecidas para los contaminantes, como los metales pesados. En la guía de la parte 503 del reglamento sobre biosólidos se enumeran las concentraciones máximas permitidas para 10 metales pesados. Normalmente, estos límites no representan un problema para los biosólidos derivados de instalaciones sanitarias domésticas.	

A menudo, las organizaciones locales carecen de los recursos requeridos para recolectar la información necesaria para realizar una ECRM. En este caso,

suele ser más fácil definir los niveles aceptables de patógenos en relación con el uso final previsto de los biosólidos tratados, como se recomienda en la parte 503 del reglamento sobre biosólidos de la US EPA (1994). En ella se hace una distinción entre los biosólidos de clase A, apropiados para el uso sin restricciones, y los biosólidos de clase B, apropiados para el uso en las tierras agrícolas utilizadas para cultivos que no se consumen crudos y a los que no se permitirá el acceso del público por más de un año después de su aplicación. Además, los biosólidos que cumplen con los requisitos de la clase B también son adecuados para utilizarse en tierras forestales y para esparcirse en zonas de plantaciones de árboles, representando buenas opciones para los volúmenes relativamente pequeños de biosólidos producidos por muchas plantas de tratamiento de lodos fecales y sépticos. En la Tabla 10.2 se resumen los requerimientos para que los biosólidos sean aceptados como clase A o clase B. El reto de este enfoque, al igual que el de un enfoque basado en el cumplimiento de las normas de calidad de los biosólidos, será garantizar que las diferentes partes interesadas cumplan las normas y directrices y sigan los procedimientos recomendados. A este respecto, el reconocimiento y el dominio de estas normas puede ser tan importante como su cumplimiento.

El requisito de los biosólidos de clase A para los coliformes fecales es mucho más estricto que el de los biosólidos de clase B. La discrepancia entre las dos normas parece ser mayor de lo que lógicamente cabría esperar, y se puede argumentar que, normalmente, se esperaría lograr concentraciones de coliformes fecales más bajas para los biosólidos de clase B que las sugeridas en la Tabla 10.2.

Para alcanzar la condición de biosólidos de clase A, la US EPA exige que las opciones de tratamiento que se basan únicamente en la temperatura eleven la temperatura de los biosólidos con un contenido de sólidos superior al 7 por ciento hasta al menos 50 °C durante un tiempo t (días), que no debe ser inferior a 20 minutos ni al tiempo dado por la siguiente ecuación:

$$t = 131\,700\,000 / (10^{0.14T})$$

En donde T = temperatura en grados Celsius (US EPA, 1994: Tabla 5-3). La ecuación es muy sensible a la temperatura, dando valores de t de 13.17 días, 12.58 horas, 30 minutos y 71 segundos para temperaturas de 50 °C, 60 °C, 70 °C y 80 °C, respectivamente. El requisito de 20 minutos se reduce a 15 segundos si los biosólidos se encuentran en forma de partículas y se calientan por contacto con gases calentados o con líquido inmiscible (líquido que no se mezclará con los biosólidos). Los requisitos para los biosólidos con un contenido de sólidos inferior al 7 por ciento son un poco menos estrictos.

La Tabla 10.5 establece los requisitos de la parte 503 del reglamento sobre biosólidos de la US EPA para los procesos que usan tanto una temperatura elevada como un pH alto para eliminar los patógenos.

En los casos en que sea difícil alcanzar el nivel de los biosólidos de clase A, bien sea porque un proceso es difícil de controlar y monitorear o porque

tiene altos costos operacionales, un objetivo más realista será el de lograr los estándares requeridos para los biosólidos de clase B, que son menos elevados.

La necesidad de reducir las concentraciones de patógenos en los productos utilizados para la alimentación de los animales y el combustible sólido recibe una menor atención que la que se presta a los biosólidos destinados a la agricultura. Sin embargo, al contemplar estos usos, sigue siendo necesario tener en cuenta el riesgo para la salud de los trabajadores que entran en contacto con los biosólidos. La mejor manera de hacer frente a este riesgo para la salud será asegurarse de que los trabajadores sigan prácticas diseñadas para proteger su salud. Entre ellas figuran el uso de ropa protectora (en particular guantes) al manipular materiales potencialmente peligrosos, y el lavado de manos con jabón después de cada contacto con dichos materiales. Cuando no pueda evitarse el contacto directo de los trabajadores con los biosólidos, se recomienda asegurarse de que estos cumplan con los requisitos de la clase B establecidos en la Tabla 10.2.

Requisitos de contenido de sólidos secos

Dependiendo del uso final propuesto, puede ser necesario aumentar aún más el contenido de sólidos secos de los biosólidos después de los procesos de deshidratación descritos en el capítulo 9. Los requisitos de los procesos de tratamiento específicos y los usos finales son los siguientes:

- *Combustión.* El contenido de sólidos secos debe ser de al menos el 80 por ciento, y preferiblemente más alto. El requerimiento exacto dependerá del proceso utilizado para incinerar los lodos.
- *Compostaje.* Para obtener resultados óptimos, el contenido de sólidos debe estar entre el 40 y 45 por ciento. Esto corresponde a un contenido de agua, conocida en el caso del abono orgánico como contenido de humedad, del 55 al 60 por ciento. Si se aumenta el tiempo de retención en los lechos de secado de lodos, es posible lograr contenidos de sólidos en el rango requerido. Sin embargo, el enfoque más común es el de convertir los lodos deshidratados en abono junto con los materiales que tengan una relación carbono a nitrógeno más alta y un menor contenido de humedad.
- *Secado térmico.* Es posible utilizar el calor para evaporar el agua de los lodos que la contienen. Sin embargo, la necesidad de energía aumenta con el contenido de agua. Por esta razón, normalmente se recomienda reducir el contenido de agua de los lodos antes del secado térmico.
- *Pirólisis.* Al igual que con el secado térmico, las necesidades energéticas de la pirólisis aumentan con el contenido de agua, por lo que normalmente se recomienda reducir al máximo el contenido de agua de los lodos de los lechos de secado.

- *Procesamiento biológico con moscas soldado negras*. El contenido de sólidos secos de los lodos debe estar en el rango de entre 10 y 40 por ciento (Dortmans *et al.*, 2017).

Es posible crear un proceso circular en el cual el calor generado al quemar los lodos secos sea utilizado para secar los lodos húmedos hasta el punto en el que se conviertan en combustible. Este enfoque se utiliza en tecnologías como el Omniprocesador de Janicki (Janicki Bioenergy, sin fecha). El proceso suele volverse autosuficiente en términos de energía cuando los lodos tienen un contenido de sólidos de entre el 15 y el 20 por ciento, con una cifra exacta que dependerá del valor calórico del lodo y la eficiencia del proceso. Cuando el contenido de sólidos de los lodos sea inferior al nivel en que el proceso se vuelve energéticamente autosuficiente, se requerirá una fuente de energía externa. Cuando el contenido de sólidos supera este nivel, el proceso puede generar energía, agua limpia o ambas cosas. El volumen de agua limpia producida será menor que el volumen de lodos tratados.

Valor calórico

Una condición previa para las propuestas de creación de combustibles sólidos a partir de materias fecales es que el valor calórico de los lodos secos sea lo suficientemente alto como para que la opción de combustible sólido sea técnica y financieramente viable. El valor calórico de la materia fecal se ve afectado por la forma en que esta se haya retenido en el sitio. Por lo tanto, el valor variará entre las ciudades y entre los tanques y pozos dentro de las ciudades. Por ejemplo, investigaciones realizadas en tres ciudades africanas (Kumasi, Dakar y Kampala) revelaron valores calóricos medios para lodos fecales no tratados de 19.1 MJ/kg de ST, 16.6 MJ/kg de ST y 16.2 MJ/kg de ST, respectivamente (Muspratt *et al.*, 2014). El valor calórico de los lodos digeridos es inferior al de los lodos sin tratar. El valor calórico medio de las muestras recolectadas de las lagunas de estabilización anaerobias de Kumasi osciló entre 14.6 MJ/kg para las lagunas que se encontraban en uso y 11.3 MJ/kg para aquellas que estuvieron fuera de servicio durante seis meses. Estos resultados representan un 25-40 por ciento de disminución del valor calórico de los lodos fecales crudos. La pérdida en valor calórico en las lagunas con el tiempo se explica por la liberación de carbono en forma de metano y dióxido de carbono durante la digestión anaeróbica. Estas cifras se comparan con los valores calóricos típicos de unos 15 MJ/kg para el lignito (carbón de mala calidad) a unos 43 MJ/kg para el diésel y otros combustibles derivados del petróleo. Los valores calóricos del metano y el gas natural son de unos 40 MJ/m³ y 43 MJ/m³, respectivamente. Estas cifras sugieren que los lodos fecales secos tienen potencial como combustible sólido pero que debe evitarse un tratamiento anaeróbico posterior si los biosólidos van a ser utilizados como combustible. El reto es desarrollar procesos y tecnologías que permitan realizar este objetivo de una manera que sea viable desde el punto de vista financiero. La iniciativa Pivot Works de Kigali

(Ruanda), que se describe en el Recuadro 10.7, es un ejemplo de la utilización de lodos fecales secos y biosólidos sépticos como combustible sólido.

Opciones para reducir las concentraciones de patógenos

La función principal de cinco de las tecnologías que se muestran en la Figura 10.1 es reducir las concentraciones de patógenos. Estas tecnologías son: el almacenamiento durante un período prolongado, el compostaje, la estabilización con cal, la radiación infrarroja y la biodigestión termofílica. El secado térmico y la pirólisis son muy eficaces para matar patógenos, pero su principal uso hasta la fecha ha sido la preparación de biosólidos para su uso como combustible. El almacenamiento durante un período prolongado es sencillo, pero es difícil de controlar y vigilar, por lo que su efecto en las concentraciones de patógenos también es difícil de predecir. A continuación se examinan detalladamente tanto el compostaje como la estabilización con cal. También se proporciona información sobre una iniciativa llevada en Sudáfrica que utiliza la radiación infrarroja para producir biosólidos seguros.

El uso de digestores de biogás a pequeña escala para reducir los problemas de olor y de atracción de los vectores asociados con los lodos frescos y mal digeridos ha sido descrito en el capítulo 6. Estos sistemas a pequeña escala suelen funcionar en un rango mesofílico y no implican ni mezcla ni calentamiento externos. Es poco probable que tengan un gran impacto en las concentraciones de patógenos y, por lo tanto, no son una opción apropiada para el tratamiento previo al uso final de los lodos. Los digestores anaeróbicos a gran escala se utilizan ampliamente para reducir y estabilizar los sólidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales centralizadas en los países industrializados. Estos dependen de la mezcla mecánica, y por lo tanto requieren una fuente de energía fiable. La mayoría funcionan en un rango mesofílico y requieren un tiempo de retención largo para inactivar los patógenos. La parte 503 del reglamento sobre biosólidos de la US EPA especifica un tiempo mínimo de retención de sólidos de 15 días a 30-55 °C y de 60 días a 20 °C para reducir suficientemente los patógenos para los biosólidos de clase B. El tiempo de retención requerido para la inactivación de patógenos se reducirá cuando se proporcione una fuente de calor externa para mantener las temperaturas termófilas en el digestor. Esto reduce el volumen del digestor requerido, pero genera costos operativos mayores. Debido a su complejidad y costo, los digestores anaeróbicos a gran escala no serán viables para la mayoría de las aplicaciones de tratamiento de lodos fecales y sépticos en los países de ingresos más bajos. Por esta razón, no se consideran más en este libro.

Almacenamiento por un período prolongado

La opción más simple para reducir la concentración de patógenos es almacenar los lodos secos por un largo período. Esta opción puede ser considerada en áreas con un clima seco en donde haya espacio suficiente para acomodar los

lodos almacenados. La dificultad con esta opción es determinar el período de almacenamiento requerido. En Camerún, Kengne *et al.*, (2009) concluyeron que los riesgos para la salud asociados con la manipulación de los lodos provenientes de los lechos de secado con plantas podrían ser mínimos si transcurrieran por lo menos seis meses entre la aplicación de los lodos húmedos al lecho de secado y la remoción de los sólidos secos. Gallizzi (2003) cita las conclusiones de Veerannan (1977), que indican que el recuento de huevos de *Ascaris* en el lodo almacenado se redujo en un 50 por ciento después de un año y en un 100 por ciento después de tres años. Otros investigadores citados por Gallizzi registraron reducciones inferiores en el recuento de huevos. Schwartzbrod (1997) encontró que el almacenamiento de lodos secos durante 16 meses a una temperatura de 25 °C eliminaba efectivamente los huevos de *Ascaris*, pero que el almacenamiento a 4 °C era ineficaz, lo que indica que las tasas de mortalidad dependen de la temperatura. Esta tasa también está influenciada por el contenido de humedad y el tamaño y la forma de la pila de lodos almacenada. El resurgimiento de patógenos puede ocurrir durante el almacenamiento dependiendo de las condiciones de temperatura y humedad.

Dada la dificultad de manejo de las condiciones en que se almacenan los lodos, normalmente será apropiado permitir un amplio margen de seguridad al evaluar las necesidades de almacenamiento. Si los lodos se cubren para que permanezcan secos, el período de almacenamiento no deberá ser inferior a 18 meses. Cuando los lodos estén sujetos a períodos de tiempo húmedo (durante los cuales su contenido de humedad aumenta) el período de almacenamiento deberá ser de al menos 3 años. Estas cifras son provisionales y pueden modificarse si las pruebas muestran una buena reducción de patógenos en un período más corto. En vista de las incertidumbres asociadas a un almacenamiento prolongado, debe suponerse que los lodos que se han almacenado durante un período prolongado sólo cumplen con los requisitos de un biosólido de clase B y se utilizan como tal.

Para reducir el riesgo de contaminación de las aguas superficiales, los lodos no deben almacenarse en lugares donde la pendiente del suelo sea superior al 2 por ciento o en lugares que estén sujetos a inundaciones ocasionales. También debe considerarse la posibilidad de que las aguas subterráneas se contaminen. Para reducir esa posibilidad, los sitios de almacenamiento prolongado deben situarse en zonas en donde la capa freática esté muy por debajo de la superficie, preferiblemente a por lo menos 3 o 4 m por debajo, durante todo el año. Aún así, para todos los suelos, salvo los más impermeables, se recomienda proporcionar una “cobertura” impermeable. Comúnmente se utilizan concreto y asfalto para construir plataformas de compostaje, pero estos materiales son relativamente costosos. Se pueden utilizar otros materiales, como una capa de arcilla o un filtro de tela cubierto con grava (Cornell Waste Management Institute, 2005). Se debe disponer de un sistema de drenaje para dirigir el lixiviado hacia instalaciones de tratamiento simples, como por ejemplo lagunas y humedales artificiales. Cuando no se

pueda evitar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas, deberán instalarse pozos o lisímetros de monitoreo de las aguas subterráneas (*Olds College Composting Technology Centre, 1999*). El reto será entonces asegurar que las muestras sean tomadas y analizadas con regularidad. El Código Canadiense citado por el Centro Tecnológico de Compostaje de Olds College establece estándares para el cloruro, el nitrato y el pH. Sin embargo, los coliformes fecales, considerados como un indicador de patógenos, serán la mayor preocupación en la mayoría de los países de ingresos bajos.

Se deben proporcionar bermas para desviar la escorrentía de las aguas pluviales alrededor del área de secado y se deben tomar medidas para recolectar y eliminar de manera segura toda el agua contaminada que se escape durante el secado de lodos. Los patógenos morirán con más rapidez si la zona de almacenamiento está cubierta para protegerla de la lluvia. Sin embargo, al evaluar esta opción se deberá tener en cuenta el costo de cubrir la gran superficie necesaria.

Compostaje

Descripción del sistema

El compostaje utiliza la descomposición aeróbica para descomponer la materia orgánica bajo condiciones controladas y generar productos estables que no huelan mal. Las actividades de los microorganismos aeróbicos que utilizan oxígeno para convertir el carbono en dióxido de carbono producen calor y aumentan la temperatura del abono. Los patógenos en el material de compostaje se inactivan si la temperatura se mantiene en el rango termófilo (40 a 70 °C) por un período de tiempo suficiente, como se explica con mayor detalle más adelante.

Para lograr las condiciones de temperatura requeridas, es preciso que el contenido de agua y la relación carbono/nitrógeno (C:N) del material de compostaje se mantengan dentro de rangos relativamente restringidos y que se disponga de suficiente espacio de aire libre para proporcionar el oxígeno necesario y así permitir la actividad microbiana aeróbica. Para lograr estas condiciones, los lodos fecales usualmente deben ser co-compostados con un agente estructurante adecuado, es decir un material que tenga un alto contenido de carbono y un bajo contenido en agua. También puede ser necesario añadir agua para mantener el contenido de humedad dentro del rango óptimo. Los materiales comúnmente utilizados como agentes estructurantes incluyen los residuos sólidos municipales, los residuos agrícolas y el aserrín. El volumen necesario de agente estructurante es normalmente 2 a 5 veces el volumen de lodos fecales, dependiendo de la relación C:N, el contenido de agua de los lodos y el agente estructurante. El producto estabilizado es un material oscuro, parecido al humus, que puede añadirse al suelo para aumentar el contenido orgánico y mejorar las propiedades de retención de agua del suelo.

Las opciones de compostaje incluyen las siguientes:

- *Compostaje en hileras.* El material a compostar está formado por largas pilas, típicamente triangulares o trapezoidales, en secciones y con una altura de 1.25 a 2.5 m, con una relación ancho/altura de aproximadamente 2 a 1. Las pilas deben ser lo suficientemente grandes como para retener el calor y asegurar que se alcancen las condiciones termófilas necesarias, pero deben ser lo suficientemente porosas para permitir que el flujo de oxígeno llegue a su núcleo. Las hileras deben girarse a intervalos regulares para mantener la porosidad y permitir que el oxígeno entre en el núcleo de la hilera.
- *Compostaje en pila estática aireada.* El material a compostar se coloca en pilas, normalmente con una profundidad de 2 m, y se cubre con 150–300 mm de abono maduro u otro material adecuado para reducir la pérdida de calor. Se utilizan sopladores para bombear aire en las pilas a través de tuberías colocadas por debajo de las pilas. El uso de aeración remueve la necesidad de voltear el abono. Además, la aeración forzada controla mejor el proceso, y el tiempo necesario es generalmente inferior que para el compostaje de hileras que se debe voltear. Sin embargo, estos sistemas son más caros y requieren buenos sistemas de mantenimiento, una cadena de suministro eficaz y una fuente de energía fiable.
- *Compostaje cerrado.* El material a compostar se coloca en reactores cerrados con sistemas de control de temperatura, humedad y olores. Los contenedores cerrados comerciales son costosos y relativamente complejos, y posiblemente no serán adecuados para las plantas de tratamiento en países de ingresos bajos.

Hasta la fecha, la mayoría de las iniciativas para el compostaje de los lodos fecales han utilizado la opción en hileras. El Recuadro 10.1 proporciona información sobre las iniciativas para el co-compostaje de lodos fecales a gran escala.

La viabilidad del compostaje depende de la disponibilidad de:

- El terreno para acomodar el proceso de compostaje.
- La mano de obra o el equipo mecánico para llevar a cabo las tareas asociadas con el compostaje, particularmente voltear la materia en el compostaje en hileras.
- Un mercado para el material acondicionador de suelo producido a partir del material compostado.
- Una fuente confiable y barata de residuos ricos en carbono para ser usados como agente estructurante.
- La capacidad operacional y los sistemas de apoyo a la gestión para monitorear el proceso de compostaje.

Objetivos y desempeño del compostaje

El objetivo general del compostaje es reducir la cantidad de patógenos a niveles seguros. Sin embargo, las pruebas para detectar patógenos requieren

Recuadro 10.1 Ejemplos de co-compostaje de los lodos fecales

Balangoda (Sri Lanka). Los lodos sépticos tratados se compostan conjuntamente con los residuos sólidos municipales en una planta pública de compostaje, que produce 420 toneladas de abono al año. Las ventas se realizan a pequeños agricultores, plantaciones e instituciones gubernamentales (Rao *et al.*, 2016).

Hanói (Vietnam). Los lodos fecales secos son co-compostados con los residuos orgánicos del mercado en la planta de compostaje privada de Cau Dzien. La planta produce alrededor de 4500 toneladas por año, lo que está muy por debajo de su capacidad nominal de 13 600 toneladas por año. Se informa que el abono supera las normas nacionales recomendadas para la reutilización, en lo que respecta al contenido de arsénico y coliformes (Nguyen *et al.*, 2011).

Kushtia (Bangladesh). Una planta de tratamiento piloto tiene la capacidad de producir 4 toneladas de lodos fecales y residuos orgánicos co-compostados por día (Enayetullah y Sinha, 2013).

Nairobi (Kenia). Sanergy, una empresa basada en Nairobi, usa el compostaje en hileras para co-compostar los lodos fecales removidos de los sistemas de saneamiento basado en contenedores para los desechos agrícolas. También ha lanzado un proyecto experimental con compostaje en pila estática aireada (Kilbride y Kramer, 2012). La Foto 10.1 muestra la instalación de compostaje en hileras de Sanergy. En 2017, Sanergy removió unas 5000 toneladas de residuos fecales de los baños de “fresh life” instalados en los barrios marginales de Nairobi, y produjo cerca de 425 toneladas de acondicionador de suelo/fertilizante compostado a partir de estos residuos (Jan Willem Rosenboom, comunicación personal, mayo de 2018).



Foto 10.1 Instalación de compostaje en hileras de Sanergy en Nairobi

Fuente: foto por Jan Willem Rosenboom

Haití. La ONG SOIL realiza el co-compostaje de los lodos fecales con los residuos agrícolas en un sistema de contenedores de compostaje que no voltea el abono ni le induce aireación (Berendes *et al.*, 2015; Remington *et al.*, 2016). La temperatura del abono se revisa de manera regular. Después de un mínimo de dos meses en el contenedor, el abono se transfiere a hileras donde de composta bajo condiciones menos controladas por otros 4 a 6 meses (Kramer *et al.*, 2011).

Acra (Ghana). Una nueva planta de compostaje que opera bajo una colaboración público-privada, y con un diseño basado en una iniciativa de investigación que duró una década del Instituto Internacional de Gestión del Agua (IIGA) en Kumasi y Acra (ver Recuadro 10.2), tiene la capacidad de producir 500 toneladas de abono en granos (pellets) por año a partir de 12 500 m³ de lodos fecales y 700 toneladas de residuos orgánicos (alimentarios) clasificados (IIGA, 2017). La proporción de residuos alimenticios clasificados en la mezcla de lodos/residuos alimenticios parece ser inferior a la de los otros sistemas identificados en este recuadro.

equipos y habilidades especializados, que pueden ser costosos. En vista de ello, la práctica normal consiste en monitorear la temperatura durante el proceso de elaboración de abono y ajustar los parámetros del proceso para asegurar que se cumplan los criterios de temperatura y tiempo mínimos. En la Tabla 10.3 se establecen los requisitos de temperatura y tiempo de la US EPA (Parte 503) para los biosólidos de clase A y clase B. El cumplimiento de estos requisitos en climas fríos será difícil pero no imposible.

Tabla 10.3 Criterios de temperatura y tiempo para el compostaje, descritos en la parte 503 del reglamento sobre biosólidos de la US EPA

Clase	Requerimiento
Clase A (uso sin restricciones)	<p><i>Compostaje por hileras:</i> la temperatura deber ser >55 °C por lo menos durante 15 días y las hileras deben voltearse al menos cinco veces</p> <p><i>Compostaje en pila estática aireada o cerrada:</i> la temperatura debe ser >55 °C por lo menos durante 3 días</p>
Clase B (uso restringido)	La temperatura debe ser >40 °C durante al menos 5 días y >55 °C durante por los menos 4 horas en un período de 5 días.

Basándose en el análisis de los datos de campo compilados por Feachem *et al.* (1983), Vinnerås *et al.* (2003) derivaron ecuaciones para predecir la relación entre la temperatura de compostaje y el tiempo necesario para la eliminación total de los organismos viables de *Ascaris* y *Schistosoma*. La ecuación para *Ascaris* es:

$$t = 177 \times 10^{-0.1922(T - 45)}$$

en donde t es el tiempo en días y T es la temperatura en grados Celsius. Esta ecuación predice que el tiempo requerido para inactivar los huevos de *Ascaris* será de 19 días, 2 días y 6 horas a temperaturas de 50 °C, 55 °C, y 60 °C, respectivamente. Estos requisitos son menos exigentes que aquellos de la parte 503 del reglamento sobre biosólidos de clase A de la US EPA. Esto es, tal vez, porque los requisitos de la US EPA tienen en cuenta la necesidad de dar tiempo para que el abono se caliente. Estudios sobre los lodos de plantas municipales de aguas residuales co-compostados en el sur de California encontraron que las hileras de 1.2 a 1.5 m de altura tomaban alrededor de 20 días para alcanzar una temperatura de 55 °C y que las concentraciones de coliformes fecales disminuyeron a <1/100 g de sólidos secos después de 25 días (Iacoboni *et al.*, 1984). La directriz de la OMS de ≤1000 CF/g de sólidos secos se alcanzó después de unos 15 días, momento en el que la temperatura en la pila de abono había alcanzado unos 50 °C. El estudio realizado en Kumasi (Ghana), descrito en el Recuadro 10.2, sugiere que el tiempo necesario para inactivar los huevos de *Ascaris* probablemente será mayor que el tiempo estimado por la ecuación de Vinnerås.

Recuadro 10.2 Investigación sobre la inactivación de huevos de helminto, Kumasi (Ghana)

En un estudio realizado en Kumasi (Ghana) (Gallizzi, 2003; Koné *et al.*, 2007), se formaron dos pilas de abono de 3 m³ a partir de 1 m³ de lodos deshidratados y 2 m³ de residuos orgánicos provenientes de los mercados locales. Los lodos estaban compuestos de lodos fecales y sépticos provenientes de baños públicos, mezclados en una proporción de 1:2, y deshidratados en un lecho de secado para lograr un contenido de sólidos de alrededor del 20 por ciento. El abono fue monitoreado durante dos ciclos de compostaje, y cada uno comprendía las etapas siguientes:

- Una fase activa durante la cual el abono fue volteado regularmente para airear su contenido y regado en caso de que el contenido de humedad cayera por debajo de 50-60 por ciento.
- Una fase pasiva, durante la cual se dejó madurar sin regar ni voltear.

Durante ambos ciclos, la fase activa duró unos 60 días, mientras que la fase pasiva duró tres semanas durante el primer ciclo y seis semanas durante el segundo. La primera pila se volteó cuando su temperatura superó los 55 °C, inicialmente alrededor de tres veces por semana y después una vez por semana. La segunda pila se volteó a intervalos de 10 días, independientemente de la temperatura. Las muestras tomadas del interior y del exterior de la pila mientras se giraba el abono mostraron diferencias de temperatura de hasta 10 °C. Las temperaturas registradas superaron los 45 °C durante unos 40 días en el interior y 20 días en el exterior de ambas pilas. Al final del segundo ciclo, después de unos 110 días, el número de huevos de helmintos registrados en los biosólidos finales osciló entre 0.2 y 1.7/g de ST, es decir, por debajo o muy cerca del requisito de la OMS.

Consideraciones operacionales y de diseño

Compostaje activo y pasivo. Muchas iniciativas de compostaje incluyen una fase activa, durante la cual el abono se voltea regularmente, seguida de una fase pasiva durante la cual el abono se deja en pilas sin voltear. La inclusión de una fase pasiva de compostaje aumenta la probabilidad de que las concentraciones de patógenos en el abono final se hayan reducido a niveles aceptables, pero aumenta la superficie necesaria para el compostaje, normalmente en un factor de aproximadamente dos.

Opciones de volteado y mezcla. Al planear iniciativas de compostaje, se deben evaluar las opciones para adquirir suministros de un agente estructurante adecuado, transportarlo a la instalación de tratamiento y mezclarlo con los lodos. El compostaje que requiere que se volteen las hileras es intensivo en mano de obra y se requerirá equipo mecánico en forma de tractores de carga frontal en las instalaciones más grandes, cuyas necesidades de funcionamiento y mantenimiento deberán evaluarse en la etapa de planificación.

Las hileras más grandes contienen más mezcla de abono que las hileras más pequeñas y alcanzarán más rápido la temperatura necesaria para la inactivación de los patógenos, pero requieren un mayor esfuerzo para voltearse. En vista de ello, las hileras que se voltearán a mano deberán ser más pequeñas que las hileras que se voltearán con maquinaria.

Contenido de humedad. Como se indicó anteriormente, los mejores resultados se obtendrán cuando el contenido de humedad del abono se sitúe en o cerca del rango del 55 al 60 por ciento. A fin de mantener el contenido de humedad dentro de este rango, los operadores deben ser capaces de evaluarlo. Se puede hacer una evaluación cualitativa del contenido de humedad del abono utilizando métodos manuales sencillos. Si el contenido de agua del abono está dentro del rango óptimo, el abono debe tener la textura de una esponja “exprimida”. Al apretar un puñado de abono se debería producir un chorro de agua. Las opciones para la evaluación cuantitativa incluyen métodos gravimétricos, que requieren que el abono se pese antes y después de que se haya secado. Los métodos gravimétricos son exactos, pero requieren instalaciones de secado en horno y básculas precisas. Los sensores de humedad producidos comercialmente son otra opción de evaluación del contenido de humedad. Para más información sobre estas opciones, véase Rynk (2008).

Recuadro 10.3 SOIL – Haití: un enfoque simple para el compostaje en contenedores

La ONG SOIL opera un sistema de compostaje en contenedores para tratar los lodos fecales recogidos de un sistema de saneamiento basado en contenedores. El sistema recibe unas 21 toneladas de residuos fecales al mes, que se convierten en unas 4 toneladas de abono útil al mes (Remington *et al.*, 2016). Cada contenedor de abono tiene una base de 3 m x 6 m y una altura de aproximadamente 1 m a los lados y de 1.5 m en el centro. Cada recipiente se llena con una mezcla de lodo fecal y bagazo (el residuo que queda después de extraer el azúcar de la caña de azúcar) durante un período de dos semanas. Una vez que el contenedor está lleno, se coloca una capa de 5 a 10 cm de cáscara de caña de azúcar mezclada con hojas de palma sobre la pila para ayudar a retener el calor y proteger el contenido del viento. La pila no se mezcla durante el período de 6 meses de compostaje, pero se riega frecuentemente durante los primeros 2-3 meses, utilizando orina recogida en los inodoros con separadores de orina para mantener una relación C:N de alrededor de 30:1. Un estudio realizado sobre el desempeño de los contenedores en 2012 reportó los siguientes hallazgos (Berendes *et al.*, 2015):

- Las temperaturas en el centro de los contenedores se encontraban en el rango de 60–70 °C durante las dos primeras semanas y se mantuvieron por encima de los 58 °C hasta que el abono fue trasladado a una pila de área abierta después de 6 meses. Las temperaturas en los rincones de los contenedores eran más bajas, y no se registró ninguna a más de 51 °C.
- El contenido de humedad de los desechos de letrinas sin tratar alcanzó un promedio del 79 por ciento mientras que el de los contenedores alcanzó un promedio de alrededor del 70 por ciento durante las dos primeras semanas y luego disminuyó a un promedio de alrededor del 45 por ciento en las muestras finales.

La concentración de referencia de *E. coli* en las muestras de desechos de letrinas sin tratar oscilaba entre 10^6 y 10^7 por g de peso seco. Los niveles registrados después de 10 días se encontraban en su mayoría en el rango de 10^3 a 10^5 por g de peso seco. Después de 75 días, los niveles de *E. coli* estaban por debajo del límite detectable de unos 10^2 por g de peso seco, independientemente de la profundidad o la ubicación dentro de la pila de abono. Después de un mínimo de dos meses en un contenedor, el abono se transfiere a hileras donde se realizará el compostaje en condiciones menos controladas durante otros 4 a 6 meses (Kramer *et al.*, 2011).

Aireación. El compostaje efectivo sólo es posible si el abono sigue siendo aeróbico, proporcionando suficiente oxígeno para que los microorganismos se desarrollen. Debe haber un espacio con aire libre en la pila de abono para permitir la circulación del aire. La adición de un agente estructurante ayuda a aumentar el espacio de aire libre y así facilita la aireación. La aireación forzada y el volteo del abono aumentan el suministro de aire y mejoran la circulación del mismo. Hay pocos ejemplos del uso de la aireación forzada en los países de ingresos bajos. La experiencia de SOIL en Haití, que se describe brevemente en el Recuadro 10.3, sugiere que la adición de un agente estructurante de baja densidad, como el bagazo, puede proporcionar suficiente espacio de aire para permitir que el compostaje proceda sin aireación forzada y sin voltearse, pero se requieren más investigaciones sobre este punto.

Requerimiento de pruebas y monitoreo. La relación C:N y el contenido de agua de las muestras compuestas de los lodos que se van a compostar y de uno o más materiales estructurantes eventuales deben ser probados en la etapa de planificación, y la información obtenida a partir de las pruebas deberá utilizarse luego para determinar una relación adecuada de lodo a material estructurante, como se describe a continuación. Una vez que el proceso de compostaje esté en funcionamiento, la temperatura de los lodos deberá ser monitoreada regularmente para asegurar que se cumplan los requisitos de inactivación de los patógenos. Las temperaturas deben tomarse en varios puntos de la pila de abono, incluidos los puntos cercanos a la superficie. Esto se puede hacer utilizando un termómetro de abono de tallo largo. Si la pila de abono tiene el tamaño correcto, el hecho de que no se alcance la temperatura necesaria para la reducción de patógenos indica que el contenido de agua, la relación C:N, o ambas, están fuera del rango requerido para un compostaje eficaz. Martin *et al.* (1995) describen un protocolo de muestreo para el abono.

Acceso. Se debe proporcionar espacio alrededor de las hileras y de los contenedores de abono para permitir el acceso. Cuando se requiera llevar a cabo el volteado mecánico con tractores de carga frontal, las rutas de acceso deberán ser lo suficientemente amplias como para permitir su operación.

Exclusión de aguas pluviales. Al colocar cubiertas sobre las hileras se protegerá el abono de las aguas pluviales, lo que de otra manera causaría que el contenido de agua del abono esté por fuera del rango óptimo. Los lados de la estructura de la cubierta deben ser abiertos para permitir la ventilación cruzada. Dado el elevado costo de la cubierta, tal vez sea conveniente cubrir la zona de compostaje activo pero dejar abierta la zona necesaria para el compostaje pasivo posterior a los elementos circundantes.

Consideraciones ambientales. Como ya se ha descrito en la subsección sobre el almacenamiento durante un período prolongado, deben evitarse los lugares que estén sujetos a inundaciones ocasionales y en los que la capa freática esté cerca de la superficie durante la estación húmeda. Cuando exista el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas, deben preverse pozos o lisímetros de monitoreo para permitir el monitoreo de la calidad de las aguas subterráneas.

Crterios y procedimiento de diseo

Como ya se ha sealado, el proceso de compostaje se ve afectado por el contenido de humedad del abono, su relacin C:N y la disponibilidad de aire para garantizar que el proceso siga siendo aeróbico. El contenido de humedad y la relacin C:N se ajustan al mezclar los lodos con un agente estructurante adecuado, seco y rico en carbono. Dado que el contenido de humedad es el factor más crítico y también el más fácil de comprobar durante la operacin, la práctica normal es seleccionar una relacin lodos/agentes estructurantes para lograr un contenido de humedad óptimo y luego comprobar que la relacin C:N se aproxime razonablemente a su rango óptimo. El establecimiento de las necesidades de aire no se incluye explícitamente en el cálculo que se describe a continuacin. En los países de ingresos bajos, la disponibilidad de aire se garantizará normalmente mediante una combinacin de la seleccin de un agente estructurante de baja densidad apropiado y la rotacin regular del abono en lugar de la aireacin forzada. Teniendo en cuenta estos puntos introductorios, el proceso de diseo de la mezcla de abono se describe a continuacin.

1. Calcular la masa del agente estructurante, requerida para ofrecer una mezcla con un contenido de humedad óptimo para el compostaje:
El contenido de humedad de los lodos deshidratados es normalmente del 70 al 80 por ciento. Para un compostaje efectivo, el contenido de humedad debe estar entre el 55 y el 62 por ciento (WEF, 2010). La cantidad de agente estructurante requerido para alcanzar un contenido de humedad dentro del rango óptimo se calcula utilizando la ecuacin:

$$MC_{mezcla} = \frac{(m_s \times MC_s) + (m_{BA} \times MC_{BA})}{m_s + m_{BA}}$$

En donde: MC = contenido de humedad (%)

m = masa (kg/día)

s = lodos deshidratados

BA = agente estructurante

$mezcla$ = mezcla de sólidos deshidratados y agente estructurante.

Esta fórmula puede reordenarse de otra manera para hallar la masa del agente estructurante requerida para lograr el contenido óptimo de humedad seleccionado:

$$m_{BA} = \frac{m_s(MC_s - MC_{mezcla})}{MC_{mezcla} - MC_{BA}}$$

La masa de los lodos se calcula usando la ecuacin:

$$m_s = V_s \rho_s$$

En donde: m_s = masa de lodos a ser compostada (kg/d)

V = volumen de lodos a ser compostados (m^3/d)

ρ = densidad de los lodos (kg/m^3).

2. Calcular el volumen de agente estructurante (V_{BA}) necesario, basado en su densidad estructurante estimada (ρ_{BA}):

$$V_{BA} = \frac{m_{BA}}{\rho_{BA}}$$

La Tabla 10.4 ofrece información indicativa del contenido de humedad de los agentes estructurantes comunes. El contenido de humedad en un sitio particular se verá afectado por las condiciones climáticas y de almacenamiento. Cuando sea posible, se deben llevar a cabo pruebas para determinar el contenido de humedad del agente estructurante propuesto.

3. Determinar la relación C:N de la mezcla:

El compostaje será más eficiente cuando la relación C:N se encuentre en el rango de 25–35 a 1 (WEF, 2010). Con una relación C:N inferior a 25, la temperatura no aumentará a niveles suficientes para la inactivación de patógenos y es probable que se forme gas amoníaco, lo que producirá un mal olor. Por el contrario, las relaciones C:N superiores a 35 conducen a una actividad microbiológica reducida y a temperaturas más bajas en el abono (WEF, 2010). La relación C:N de los lodos deshidratados es mucho menor que el rango óptimo requerido para un compostaje efectivo: Nartey *et al.* (2017) reportaron una relación de 11:1 para los lodos fecales deshidratados en Ghana, y Chazirakis *et al.* (2011) reportaron una relación de 5.5:1 para los lodos de aguas residuales deshidratados en Creta.

Para aumentar la relación C:N hasta la cifra requerida para un compostaje efectivo, el material con un alto contenido de carbono se deberá mezclar con los lodos fecales. Afortunadamente, los materiales utilizados para ajustar el contenido de humedad de la mezcla de abono también son ricos en carbono. La relación C:N de la mezcla de lodos deshidratados con un agente estructurante se calcula utilizando la ecuación:

$$CN_{mezcla} = \frac{[m_s (100 - MC_s) \times c_s] + [m_{BA} (100 - MC_{BA}) \times c_{BA}]}{[m_s (100 - MC_s) \times n_s] + [m_{BA} (100 - MC_{BA}) \times n_{BA}]}$$

En donde: CN = relación carbono a nitrógeno

MC = contenido de humedad (%)

m = masa (kg/día)

c = proporción de carbono (como se indica en la relación C:N para el componente)

n = proporción de nitrógeno (como se indica en la relación C:N para el componente)

s' , BA' y $mezcla$ denotan lodos deshidratados, agente estructurante y mezcla de lodos deshidratados, respectivamente.

En la Tabla 10.4 se dan los valores típicos de una gama de materiales comúnmente utilizados como agentes estructurantes.

Tabla 10.4 Contenido de humedad típico, relación C:N y valores de densidad aparente de agentes estructurantes seleccionados

Agente estructurante	Contenido de humedad (%)	Relación C:N	Densidad aparente (kg/m ³)
Papel/papel periódico ^{1,2}	4–6	150–500:1	100–500
Desechos vegetales ^{1,2,3}	80 (variable)	10–15:1	470–600
Pasto cortado ^{1,2,3}	60–80	12–25:1	240–480
Paja de maíz ^{4,7}	9	30–60:1	50
Cáscara de arroz ^{4,5}	8–10	110:1	90–110
Bagazo ^{4,6}	9	170:1	100–200
Hojas ^{1,2,3}	10–50	30–80:1	90–400
Malezas y recortes de árbol ^{1,3}	40–50	200–500:1	150–300
Astillas de madera y aserrín ^{1,2,3}	5–20	100–500:1	180–360

Notas ¹ CalRecovery Inc. (1993); ² Hirrel *et al.* (sin fecha); ³ Michigan Recycling Coalition (2015); ⁴ Danish *et al.* (2015); ⁵ NIIR (sin fecha); ⁶ Hobson *et al.* (2016); ⁷ Thoreson *et al.* (2014)

Estudios realizados han revelado grandes variaciones para algunas de las cifras dadas en la Tabla 10.4. Por ejemplo, Zhang *et al.* (2012) encontraron que la densidad aparente de la cáscara de arroz, medida en diferentes localidades en tres continentes, se encontraba en el rango de 332 a 381 kg/m³, siendo tres veces la densidad que figura en la Tabla 10.4. Esta variación quizás refleje el efecto de los arreglos de almacenamiento. Sea cual sea la razón, será necesario determinar la densidad de los materiales propuestos como materiales estructurantes en las condiciones de campo en las que se vayan a utilizar.

- Determinar la superficie requerida para un compostaje activo: Después de determinar el volumen de agente estructurante necesario, se puede determinar la superficie necesaria para una instalación de compostaje activa.

Crites y Tchobanoglous (1998) presentan la siguiente ecuación para estimar la superficie requerida para el compostaje activo:

$$A = \frac{1.1S(R + 1)}{H}$$

En donde: A = área necesaria para las pilas de abono activo (m²)
 S = volumen total de lodos producido en 4 semanas (m³)
 R = relación entre el agente estructurante y los lodos (m³/m³)
 H = altura de la pila de abono, sin incluir la cubierta o el material de base (m).

Esta ecuación supone un tiempo de compostaje de 28 días, significativamente inferior a los tiempos de compostaje utilizados para los ejemplos descritos en los Recuadros 10.2 y 10.3. Un cálculo más exacto de la superficie necesaria para el compostaje por hileras activo

puede obtenerse suponiendo un perfil de hileras, permitiendo un espacio de trabajo apropiado alrededor de cada pila y calculando la superficie necesaria para contener el volumen de la mezcla de lodo y agente estructurante que se somete a compostaje activo. Es probable que la superficie requerida para el compostaje en contenedores sea más pequeña ya que sus lados retendrán el abono.

5. Determinar otros requerimientos de espacio que la instalación deba cumplir. Se requiere espacio para:
 - El almacenamiento de los lodos fecales deshidratados y los agentes estructurantes.
 - La mezcla de los lodos y el agente estructurante.
 - El compostaje activo.
 - El compostaje pasivo (fase de maduración).
 - El tamizado final del abono.
 - El almacenamiento y empaque del abono.

El diseño también debe proporcionar un espacio que permita el acceso para mover los materiales del sitio y permitir voltear las pilas de abono. Se requerirá más espacio cuando el volteado se haga con un tractor de carga frontal. Para un período de compostaje pasivo típico de 30 a 60 días, la superficie requerida será tan grande como la requerida para el compostaje activo, o mayor. La superficie necesaria para el almacenamiento y la mezcla de lodos y agentes estructurantes dependerá de los procedimientos de recepción y mezcla de los materiales. A fin de reducir al mínimo las necesidades de espacio, el objetivo debe ser mezclar el abono y trasladarlo a las zonas de compostaje activo en el plazo de uno o dos días a partir de su recepción. El tamizado final y la puesta en bolsas no requerirán una gran superficie. El abono embolsado debe almacenarse preferentemente bajo techo. El área requerida para ello dependerá de la rapidez con la que se pueda retirar el abono en bolsas de la instalación de tratamiento para su venta a los clientes. Una forma de maximizar el rendimiento del abono tratado, y así minimizar el área requerida de almacenamiento, será establecer relaciones con los minoristas que comprarán el abono en bolsas al por mayor para vender a los clientes.

Ejemplo de diseño: el co-compostaje

Se debe preparar un diseño esquemático de una planta de co-compostaje para tratar 10 m³ de lodos secos por día. Se ha determinado que existe un mercado viable para el uso de biosólidos como acondicionador de suelos para aplicaciones de jardinería y que la cáscara de arroz se consigue fácilmente como material de co-compostaje. La mano de obra es relativamente barata y la cadena de suministro de piezas mecánicas es deficiente. Por lo tanto, el compostaje en hileras se considera como el método más apropiado. El contenido de humedad que se espera de la mezcla que se va a compostar es del 60 por ciento. A continuación, se enumeran los parámetros y supuestos básicos de diseño.

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidad
Volumen de los lodos después de la deshidratación	V_s	10	m ³ /d
Densidad de los lodos deshidratados	ρ_s	1050	kg/m ³
Densidad del agente estructurante (cáscara de arroz)	ρ_{BA}	100	kg/m ³
Contenido de humedad de los lodos	MC_s	75	%
Contenido de humedad del agente estructurante (cáscara de arroz)	MC_{BA}	9	%
Relación C:N de los lodos	C:N _s	6	
Relación C:N del agente estructurante	C:N _{BA}	110	

1. Calcular la masa del agente estructurante (m_{BA}) necesaria para alcanzar el contenido de humedad de diseño.

$$m_{BA} = \frac{(10 \text{ m}^3/\text{d} \times 1050 \text{ kg/m}^3) \times (75 - 60)}{60 - 9}$$

$$= 3088 \text{ kg de agente estructurante por día}$$

2. Calcular el volumen de agente estructurante (V_{BA}) necesario según su densidad estimada (ρ_{BA}):

$$V_{BA} = \frac{3088 \text{ kg/d}}{100 \text{ kg/m}^3} = 31 \text{ m}^3/\text{d de agente estructurante necesario}$$

3. Verificar si la relación C:N de los lodos deshidratados y la mezcla del agente estructurante se encuentran dentro del rango adecuado:

$$CN_{mezcla} = \frac{[(10 \text{ m}^3/\text{d} \times 1050 \text{ kg/m}^3) (1 - 0.75) \times 6] + [(31 \text{ m}^3/\text{d} \times 100 \text{ kg/m}^3) (1 - 0.09) \times 110]}{[(10 \text{ m}^3/\text{d} \times 1050 \text{ kg/m}^3) (1 - 0.75) \times 1] + [(31 \text{ m}^3/\text{d} \times 100 \text{ kg/m}^3) (1 - 0.09) \times 1]} = 30$$

Esta relación C:N de 30 se encuentra dentro del rango adecuado para un compostaje eficiente.

4. Estimar la superficie requerida para el compostaje activo:

Asumir que la planta de tratamiento opera 6 días a la semana y que la altura de las hileras es de 1.5 m:

$$A = 1.1 \times 10 \text{ m}^3/\text{día} \times 4 \text{ semanas} \times 6 \text{ días/semana} \times \frac{[(31 \text{ m}^3/10 \text{ m}^3) + 1]}{1.5 \text{ m}} = 720 \text{ m}^2$$

5. Determinar la superficie necesaria para el almacenamiento de los lodos sin tratar y el material del agente estructurante.

Díaz *et al.* (2007) y Sunar *et al.* (2009) proporcionan información más detallada sobre los procesos de compostaje.

Se debe suponer que el agente estructurante se entrega a intervalos semanales. El volumen a acomodar será de 186 m³ y el de los lodos será de 60 m³. Suponiendo que el agente estructurante se mantiene en algún tipo de contenedor con una profundidad media de 1 m, un contenedor de 15 m × 15 m proporcionará el almacenamiento necesario. Suponiendo que los lodos se almacenan en un contenedor a una profundidad de 1 m, la superficie de almacenamiento necesaria será de unos 60 m², lo que requiere que las dimensiones de planta sean de unos 8 m × 8 m. Se necesitará más espacio si los lodos y el agente estructurante se van a almacenar en pilas en lugar de contenedores. La mejor opción para determinar el espacio necesario para el acceso será preparar un dibujo a escala que muestre la disposición propuesta de la instalación de compostaje.

Estabilización con cal

Descripción del sistema

La estabilización con cal implica la adición de óxido de calcio o cal viva (CaO) o de cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), también conocida como hidróxido de calcio o cal apagada, a los lodos. Ambos aumentan el pH de los lodos, y la cal viva también reacciona con el agua de los lodos para elevar su temperatura. Para asegurar la inactivación de los patógenos, la cal debe mezclarse uniformemente a través de los lodos. Los biosólidos estabilizados por la cal pueden añadirse al suelo, aumentando su pH, por lo que son particularmente beneficiosos para los suelos ácidos, pero no deben añadirse a los suelos alcalinos. Generalmente, los biosólidos estabilizados con cal tienen una concentración en nitrógeno más baja que otros productos biosólidos, ya que el nitrógeno se convierte en amoníaco durante el procesamiento (US EPA, 2000). La cal viva reacciona violentamente con el agua y su uso es potencialmente peligroso. Hasta la fecha, todas las iniciativas de estabilización con cal en países de ingresos bajos han utilizado cal hidratada, y el enfoque de esta breve introducción se centra en esta opción.

La cal puede ser aplicada a los lodos fecales o sépticos antes de la separación sólido-líquido y la deshidratación, cuando el contenido relativamente alto de agua facilita la mezcla. La adición de cal a los lodos sépticos o fecales al comienzo del proceso de tratamiento reduce los malos olores, pero aumenta el volumen de los lodos que se han de tratar más adelante. Si se añade cal al final del proceso de tratamiento, el contenido en sólidos de los lodos deshidratados, que será superior, dificultará la mezcla. Es importante tener equipos mecánicos especializados, como los mezcladores de circulación forzada, los mezcladores de paletas y los transportadores de tornillo, para garantizar una mezcla eficaz de la cal con los sólidos más espesos y deshidratados. Al igual que otros tipos de equipo mecánico, estos equipos requieren procedimientos eficaces de mantenimiento y reparación y buenas cadenas de suministro de piezas de repuesto. Independientemente del método de mezcla adoptado, el uso de la cal como respuesta a la estabilización de los lodos y a las necesidades de reducción de patógenos a largo plazo sólo será viable si se dispone de cal hidratada a un precio asequible.

Desempeño requerido y desempeño real

La inactivación de patógenos por estabilización con cal depende de que se añada suficiente cal como para lograr un pH y una temperatura mínimos durante un tiempo de contacto mínimo. La Tabla 10.5 establece las directrices de la US EPA sobre los resultados que se deben alcanzar para que la estabilización con cal produzca biosólidos de clase A y clase B (US EPA, 2000).

Cuando se utilice cal hidratada, se requerirá una fuente de calor externa para cumplir con las condiciones de temperatura necesarias para producir biosólidos de clase A. Por esta razón, la estabilización con cal hidratada debe ser considerada normalmente sólo como una opción para conseguir los requisitos

de biosólidos de clase B menos onerosos. Los hallazgos sobre la reducción de huevos de helmintos resumidos en el Recuadro 10.4 muestran que la estabilización con cal no los elimina de forma fiable.

Tabla 10.5 Requisitos de estabilización con cal según la parte 503 del reglamento sobre biosólidos de la US EPA

Clase de biosólidos	pH y tiempo de contacto	Temperatura	Requisitos adicionales
Clase A	>12 para 72 horas	52 °C para >12 horas o 70 °C para >30 minutos	Secar al aire para >50% sólidos secos
Clase B	>12 para 2 horas	No hay requisito	Ninguno

Recuadro 10.4 Ejemplos de reducción de patógenos utilizando cal hidratada

Algunas pruebas realizadas en laboratorios en Blantyre (Malawi) sobre los lodos de letrinas de pozo con un contenido de sólidos del orden del 9 al 12 por ciento lograron reducir los niveles de *E. coli* por debajo del límite detectable de $10^4/100$ ml en el plazo de una hora de tratamiento, a un pH de 11 y más. Las pruebas de seguimiento con 600 litros de lodos en un contenedor de 1000 litros mostraron 1000 *E. coli*/100 ml en una hora con un pH de 12. En ambos casos se utilizó un agitador para mezclar la cal con los lodos. La proliferación de bacterias se produjo con valores de pH más bajos (Greya *et al.*, 2016).

La eliminación de los huevos de helmintos es más difícil. Bean *et al.* (2007) observaron que los coliformes fecales y la salmonela no eran detectables después de 2 horas de estabilización con cal a un pH de 12, pero los huevos de *Ascaris lumbricoides* y los ooquistes de *Cryptosporidium parvum* seguían siendo viables después de 2 horas de estabilización a un pH de 12, seguidas de 70 horas a un pH de 11.5. Del mismo modo, Bina *et al.* (2004) comprobaron que la reducción del número de huevos de helmintos al cabo de 5 días era tan sólo del 56 por ciento y del 83.8 por ciento a pH de 11 y 12, respectivamente.

Consideraciones operacionales y de diseño

Disponibilidad y costo de la cal. La cal hidratada se produce al añadir agua a la cal viva triturada, que a su vez se produce calentando la piedra caliza triturada en un horno. En el pasado, los hornos eran pequeños y bastante sencillos, pero la producción de cal es ahora un proceso industrial. Por lo tanto, la disponibilidad de cal depende de la existencia de un proceso de producción de cal en el municipio. El costo de la cal debe tenerse en cuenta al comparar los costos operacionales de las diferentes opciones de tratamiento.

Preparación de la solución de cal hidratada. La cal hidratada se encuentra disponible en forma de polvo. Es difícil obtener una mezcla adecuada de cal seca y de lodos, y el procedimiento normal será mezclar la cal seca con agua para formar una lechada, que luego se mezclará con los lodos. La proporción de la mezcla suele ser de una bolsa de 20 kg de cal por 60-80 litros de agua (USAID, 2015).

Opciones de mezclado. La inactivación total de los patógenos es posible únicamente si la cal se mezcla completamente con los lodos. Al realizar la mezcla manualmente, es difícil asegurar la mezcla completa de la cal con los lodos, y estos tal vez no podrán presentar el pH de 11 o más que se requiere para la eliminación de los patógenos (USAID, 2015). Por lo tanto, se requerirá una mezcla mecánica en todas las instalaciones, salvo en las más pequeñas. La sobredosis de cal no compensa su deficiencia en la mezcla (North *et al.*, 2008). La viabilidad de la mezcla mecánica a largo plazo depende de una fuente de energía fiable, de operadores adecuadamente cualificados y de una buena cadena de suministro de piezas de repuesto.

Requisitos de monitoreo. El pH de la mezcla debe monitorearse regularmente para verificar que se mantiene al nivel requerido por el período de tiempo necesario.

Cuestiones de salud y seguridad. La cal hidratada puede irritar la piel, los ojos, los pulmones y el sistema digestivo, por lo que es importante que los trabajadores que manipulan la cal, o que trabajan cerca de ella, tengan el equipo de protección personal adecuado. Los trabajadores deben tener acceso a un botiquín de primeros auxilios debidamente abastecido y recibir orientación sobre los procedimientos que deben seguirse en caso de irritación de los ojos y la piel (véase *National Lime Association*, 2004) para una visión general de los requisitos de seguridad al trabajar con cal).

Almacenamiento de cal. La cal hidratada debe mantenerse seca antes de su uso y por lo tanto es necesario proporcionar un área de almacenamiento en el lugar.

Criterios y procedimiento de diseño

El punto clave del diseño de la estabilización con cal es la dosis de cal que se necesitará para elevar el pH de los lodos al nivel requerido. Esto depende del contenido de sólidos secos de los lodos a estabilizar. Las cifras citadas en la literatura para los lodos fecales y sépticos digeridos anaeróbicamente caen dentro del rango de 0.1–0.5 kg de hidróxido de calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) por kg de peso seco de los lodos tratados. El análisis de las cifras disponibles para la estabilización de la cal en los países de ingresos más bajos sugiere un rango más estrecho, con 0.25–0.35 kg de cal hidratada típicamente requerida por kg de lodo seco.

Más adelante se presenta un ejemplo de diseño simple. La información adicional sobre los criterios de diseño para la estabilización con cal de los lodos deshidratados se encuentra disponible en US EPA (2000).

Para que el cálculo del ejemplo de diseño sea válido, la cal debe estar completamente mezclada con los lodos. Será muy difícil obtener que los lodos mezclados manualmente tengan un contenido de sólidos del 20 por ciento, y por lo tanto se requerirá un mezclador mecánico. Una opción para facilitar la mezcla manual con paletas será añadir agua a los lodos, pero esto aumentará la necesidad de procesos de deshidratación posteriores.

Normalmente, cuando se considere la posibilidad de utilizar la mezcla mecánica, lo mejor será determinar los parámetros básicos de diseño y luego solicitar propuestas generales a varios fabricantes. En la solicitud de propuestas se deberá especificar que los fabricantes demuestren que se encuentran localmente presentes y que, por lo tanto, pueden prestar apoyo operacional, incluido el suministro de piezas de repuesto.

Ejemplo de diseño: evaluación preliminar de la dosificación de cal

La estabilización con cal debe ser considerada como una opción de tratamiento para los lodos fecales de letrinas de pozo. La carga de diseño es de 10 m³/d de lodos fecales con un contenido de sólidos del 20 por ciento (200 kg/m³). La cal hidratada con un contenido del 90 por ciento de Ca(OH)₂ está disponible en bolsas de 25 kg. Las pruebas de jarras sugieren que se necesitarán 0.3 kg de Ca(OH)₂ por kg de sólidos secos para aumentar el pH de los lodos al nivel requerido para producir biosólidos de clase B. Para garantizar el funcionamiento continuo en caso de que se interrumpa el suministro de cal hidratada, se debe contar con una reserva de cal suficiente para 14 días. En el cuadro a continuación se resumen los parámetros de diseño.

<i>Parámetro</i>	<i>Símbolo</i>	<i>Valor</i>	<i>Unidad</i>
Tasa de carga de lodos fecales	Q _L	10	m ³ /d
Contenido de sólidos en los lodos		20	%
Tiempo de contacto para biosólidos de clase A		pH >12 por 12 horas, y mantener la temperatura por encima de 52 °C durante 72 horas y sólidos finales >50%	
Dosis de cal (determinada por las pruebas de laboratorio)	D _{cal}	0.3	kg de Ca(OH) ₂ /kg de lodos sólidos

1. Calcular la cantidad de cal necesaria por día.

$$\begin{aligned} &\text{Peso seco de los lodos a ser tratados} = \\ &10 \text{ m}^3/\text{día} \times \frac{200 \text{ kg de lodos sólidos}}{\text{m}^3 \times \text{lodos húmedos}} = 2000 \text{ kg/día} \\ D_{\text{cal}} &= \frac{2000 \text{ kg de lodos secos/día}}{\text{día}} \times \frac{0.3 \text{ kg de (OH)}_2}{\text{kg lodos secos}} \times \frac{1 \text{ kg de cal suministrada}}{0.9 \text{ kg de Ca(OH)}_2} \\ &= 667 \text{ kg de cal suministrada/día} \end{aligned}$$

2. Calcular la reserva de cal requerida:

$$\begin{aligned} \text{Almacenamiento de cal requerido} &= 667 \text{ kg/día} \times 14 \text{ días} = 9338 \text{ kg} \\ \text{Por lo tanto, el almacenamiento es necesario para} &9338/25 = 374 \text{ bolsas de 25 kg} \end{aligned}$$

Recuadro 10.5 Pasteurización por infrarrojos: deshidratación y pasteurización de lodos de letrinas (LaDePa)

En Sudáfrica, el servicio de agua y saneamiento de eThekweni, una unidad de la municipalidad de eThekweni, trabaja con la empresa *Particle Separation Solutions (Pty) Ltd* (PSS) para desarrollar el proceso LaDePa, que utiliza la irradiación infrarroja de onda media para convertir los lodos de las letrinas de pozo en un acondicionador de suelos. El proceso funciona con un generador diésel (Septien *et al.*, 2018) y está diseñado para tratar los lodos que contienen un alto porcentaje de basura y otros desechos. Los lodos que se alimentan deben tener un contenido de sólidos de entre el 25 y el 30 por ciento, que es el valor típico de los lodos fecales que se remueven de las letrinas de pozo en Sudáfrica. El sistema LaDePa, propiedad del servicio de agua y saneamiento de eThekweni, tiene una capacidad de tratamiento de 1.5 m³/h (o 12 m³/día) y se diseñó para tratar los desechos de 35 000 letrinas de pozo mejoradas y ventiladas, que el servicio de agua y saneamiento de eThekweni se encarga de vaciar en un ciclo de 5 años. Las etapas del proceso son las siguientes:

- Los lodos y desechos extraídos de los pozos se comprimen en un compactador de tornillo con puertos laterales a través de los cuales se expulsan los lodos comprimidos. Los desechos son expulsados por el extremo del compactador.
- Los lodos separados caen sobre una banda transportadora de acero poroso, sobre la cual forman una capa, típicamente de 25 a 40 mm de espesor.
- La banda transporta los lodos a través de un pre secador, calentado por los gases de escape del generador diésel.
- Luego, los lodos pasan por una máquina, patentada por la PSS, que los somete a una radiación infrarroja de onda media. La energía es suministrada por la electricidad producida por el generador diésel mientras que un succionador aspira aire a través de los lodos mientras pasan a lo largo de la banda, extrayendo más agua. La temperatura de los lodos se eleva por los efectos combinados de la radiación infrarroja y los gases de escape del generador diésel.
- El lodo seco y pasteurizado cae por el extremo final de la banda móvil y luego se recoge y se embolsa.

Durante el proceso, los lodos se calientan a temperaturas superiores a 100 °C durante unos 8 minutos. Esto, junto con la exposición a la radiación infrarroja, destruye los patógenos, incluidos los huevos de helmintos, y hace que los lodos en las bolsas sean seguros para su reutilización como acondicionador agrícola.

El sistema de LaDePa requiere una mano de obra mínima, tiene una huella baja y se lleva a cabo en dos contenedores de transporte estándar que permiten trasladar la planta a otros lugares según sea necesario. Sus principales desventajas son su dependencia de energía y su dependencia de equipos mecánicos. En el momento de redactar el presente informe (mayo de 2018), el servicio de agua y saneamiento de eThekweni estaba ultimando un acuerdo de arrendamiento con el promotor de la tecnología que abarcaba cuatro máquinas de LaDePa e incluía pruebas de la tecnología con los lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales (Teddy Gounden, comunicación personal, mayo de 2018).

Radiación infrarroja

Los rayos infrarrojos de onda media son una forma invisible de radiación electromagnética que es emitida por objetos a altas temperaturas. Esta radiación calienta los objetos más rápido que el calentamiento convencional y se utiliza, por ejemplo, en la industria alimentaria para aumentar suficientemente la

temperatura de la superficie de los alimentos como para eliminar los microorganismos sin causar ningún aumento sustancial de la temperatura interior. Debido a su baja penetración, sólo será apropiada para la inactivación de patógenos en los lodos si estos se han procesado previamente para descomponerlos en pequeñas partículas. En el Recuadro 10.5 se proporciona información sobre un proceso de tratamiento que incorpora la radiación infrarroja.

Opciones de secado

En esta sección se consideran dos opciones de secado: el secado solar y el secado térmico. Además de remover el agua, ambos reducen los niveles de patógenos. El secado térmico es particularmente efectivo a este respecto y producirá biosólidos de clase A.

Secado solar

Descripción del sistema

El secado solar es una opción para aumentar el contenido de sólidos de los lodos al nivel requerido por algunas de las opciones de tratamiento identificadas en la Figura 10.1. También se puede utilizar como una tecnología autónoma de secado de lodos. Se diferencia de los lechos de secado sin plantas simples en los siguientes aspectos:

- *Los lechos se encuentran en estructuras tipo invernadero*, que suelen estar hechas de polietileno traslúcido montado en un marco de metal.
- *La tecnología de secado depende enteramente de la evaporación para remover la humedad*. La cubierta transparente impide el acceso de lluvia y aumenta la temperatura del aire sobre los lodos, incrementando así la tasa de evaporación. Se necesita ventilación para eliminar el aire húmedo que cubre los lechos y reemplazarlo por aire más seco, maximizando así la evaporación que se puede lograr. La ventilación natural con viento tendrá cierto efecto, pero la mayoría de los sistemas de secado solar incorporan ventiladores para hacer circular el aire e impedir que suba el aire caliente.
- *Los lodos deben voltearse regularmente*. El volteado trae los lodos húmedos a la superficie, aumentando así el potencial de evaporación.

Los secadores solares disponibles en el mercado pueden funcionar en modo continuo o discontinuo. Los lodos son volteados por una serie de peines y palas, que cortan la superficie de los lodos y permiten la aireación de las capas inferiores. En los sistemas que funcionan en modo continuo, este mecanismo de “labranza” también mueve los lodos lentamente a lo largo del lecho. El lecho puede ser plano o puede estar ligeramente inclinado de manera tal que se aleje progresivamente del extremo en el que se aplican los lodos. La Figura 10.2 muestra una instalación de secado solar para el tratamiento de los lodos fecales y sépticos.

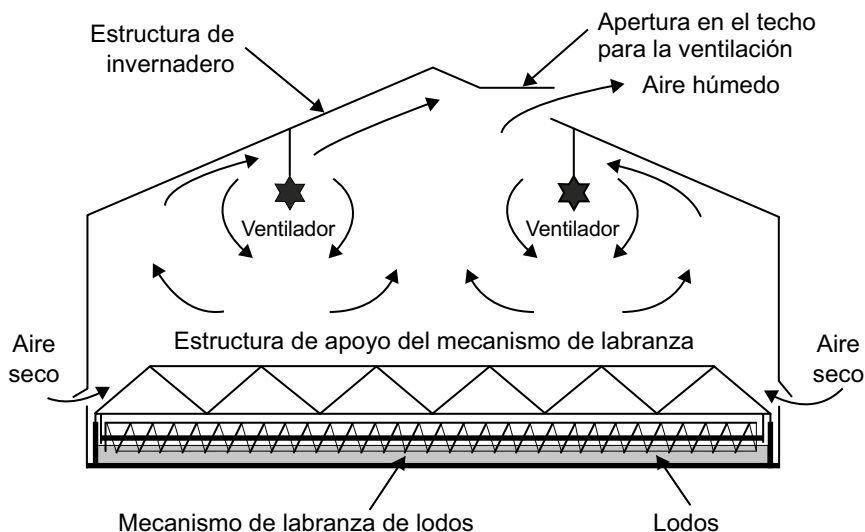


Figura 10.2 Secado solar en un invernadero

La mayoría de lo que se sabe y se entiende sobre el desempeño del secado solar se basa en estudios y datos operativos de plantas de tratamiento de aguas residuales. Dado que los mecanismos básicos son los mismos, la información obtenida de la evaluación del desempeño del secado solar en las plantas de tratamiento de aguas residuales debería poder aplicarse de manera general a las plantas de tratamiento de lodos sépticos y fecales.

Rango de desempeño

Los principales factores que influyen en la velocidad de deshidratación de los lodos en un lecho de secado solar son la cantidad de radiación solar, la temperatura del aire, la humedad relativa y la profundidad de los lodos. La humedad relativa está fuertemente influenciada por el flujo de ventilación, la tasa a la que el aire saturado es eliminado del invernadero y reemplazado por aire relativamente seco. Existe evidencia de que el contenido total de sólidos inicial también influye en el desempeño (Seginer y Bux, 2005). Estudios realizados en climas templados muestran que, en condiciones ambientales favorables y con un funcionamiento eficaz, los lodos con un contenido de sólidos inicial de aproximadamente 15 a 20 por ciento pueden secarse hasta un contenido de sólidos de 70 a 95 por ciento en 15 a 30 días (Bux *et al.*, 2001; Paluszak *et al.*, 2012; Mathioudakis *et al.*, 2013). *Pivot Works* reporta que el secado de un 20 por ciento de contenido inicial en sólidos en Kigali (Ruanda) tardó 7 días en alcanzar un 70–80 por ciento utilizando el volteado manual. Los análisis de las investigaciones de una planta piloto en Grecia muestran que la profundidad de los lodos tiene una influencia importante en el tiempo de secado y que se pueden lograr cargas superiores a 500 kg de sólidos secos/m² al año a temperaturas de 20 °C y superiores cuando el contenido de sólidos de los lodos entrantes es superior al 15 por ciento (Mathioudakis *et al.*, 2013). Cuando sea posible, se deberán realizar ensayos piloto específicos para cada lugar a fin de determinar el tiempo real de secado.

El secado solar reduce el número de patógenos, pero los estudios llevan a conclusiones diferentes en cuanto al alcance de esta reducción (véase el Recuadro 10.6). En vista de la incertidumbre sobre el grado de reducción de patógenos alcanzado, los sólidos producidos por el secado solar deben considerarse, en el mejor de los casos, como biosólidos de clase B, para ser aplicados a los campos que no se utilizan para cultivar vegetales que se consumen crudos.

Recuadro 10.6 Ejemplos de eliminación de patógenos por secado solar

El secado solar de los lodos provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de Maroochydore en Queensland (Australia) logró reducir el número de virus, helmintos, salmonela y *E. coli* lo suficiente como para alcanzar los estándares establecidos en las Directrices de la Agencia de Protección Ambiental de Nueva Gales del Sur sobre el uso de lodos como acondicionador de suelos de clase A. Los resultados de los indicadores bacterianos, en particular los coliformes fecales, no fueron concluyentes. Las pruebas se realizaron en dos lechos de secado rectangulares, con una profundidad de lodos que variaba entre 150 mm y 300 mm. Se utilizaron láminas de plástico enrolladas para desviar la lluvia sin bloquear la radiación solar, pero es posible que estas bloquearan la radiación ultravioleta de longitud de onda corta, que es la más eficaz para destruir los microorganismos patógenos (Shanahan *et al.*, 2010).

Un estudio sobre el impacto del secado solar de los lodos en una planta de tratamiento de aguas residuales en Polonia encontró un impacto limitado sobre los estreptococos fecales y la *E. coli*, con una reducción logarítmica de solamente 2 en la concentración registrada después de 4 semanas. La desactivación de los huevos de *Ascaris suum* fue aún más limitada, con más del 90 por ciento de los huevos vivos todavía presentes después de 28 días (Sypuła *et al.*, 2013).

En un estudio de lechos de secado solar a escala piloto en Lusaka, cargados con lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de Manchinchi e inodoros ecológicos (Phiri *et al.*, 2014), se comprobó que los ooquistes del protozoo *Cryptosporidium parvum* se reducían en un 62 por ciento después de una semana y se eliminaban totalmente de los biosólidos después de dos semanas de tratamiento. No se encontraron huevos viables de *Ascaris lumbricoides* después de 4 semanas. El equipo de investigación observó que el tiempo necesario para eliminar los patógenos era superior a aquél registrado en otros estudios, tal vez debido a que el estudio se realizó en la temporada de lluvias, cuando los largos períodos nublados redujeron la exposición a la luz solar.

Consideraciones operacionales y de diseño

El secado solar requiere un equipo mecánico y un suministro de electricidad fiable. La operación manual de las instalaciones de secado solar requiere una mano de obra intensa, ya que es necesario transportar manualmente los lodos deshidratados a la zona de secado solar, mezclarlos y voltearlos con regularidad. En todas las instalaciones, salvo las más pequeñas, se necesitarán dispositivos mecánicos de labranza para voltear los lodos. Se deben establecer sistemas de mantenimiento, apoyados por cadenas de suministro fiables de piezas de repuesto, para garantizar el funcionamiento continuo de todo el equipo mecánico. Además, debe disponerse de un suministro de electricidad fiable que permita que los ventiladores y dispositivos de labranza funcionen.

Los dispositivos mecánicos de labranza pueden automatizarse para asegurar un desempeño óptimo de secado. Los sistemas automatizados pueden

proporcionar un desempeño efectivo y eficiente, pero tienen requisitos operacionales adicionales y requieren operadores capacitados que comprendan bien los instrumentos de monitoreo y el sistema de automatización.

Número y configuración de los lechos de secado. Se deben disponer de múltiples lechos en paralelo para ser alimentados de manera secuencial. Se recomienda proporcionar por lo menos un lecho adicional además del número necesario para el funcionamiento continuo, a fin de que los lechos puedan ponerse fuera de servicio para su mantenimiento y reparación.

Otras necesidades de mantenimiento. La cubierta del invernadero debe limpiarse regularmente para asegurar que la acumulación de polvo y suciedad no bloquee la radiación solar y, por lo tanto, no reduzca el desempeño de secado.

Criterios y procedimiento de diseño

Los procedimientos de diseño de los lechos de secado solar son similares a aquellos para los lechos de secado sin plantas, descritos en el capítulo 9. Los parámetros de diseño críticos son el contenido de sólidos de los lodos entrantes, el contenido de sólidos requerido de los lodos deshidratados, el grosor inicial de la capa de lodos descargada en el lecho y la duración del ciclo de deshidratación. El desempeño del secado también se ve influenciado por la tasa de ventilación. Al igual que en los lechos de secado sin plantas, el diseño de los lechos de secado solar debe basarse en la carga hidráulica/volumétrica y no en una supuesta tasa de carga máxima de sólidos.

Duración del ciclo de deshidratación. El tiempo de secado es una variable de diseño clave y esto, a su vez, influye en la duración del ciclo de deshidratación y determina el número de veces que un lecho puede ser cargado en un año. El tiempo de secado depende de una serie de factores, entre ellos el contenido de sólidos requerido en los lodos tratados, el contenido de sólidos en los lodos no tratados, la tasa de evaporación y la profundidad de los lodos. Del mismo modo, la tasa de evaporación depende de varios factores, siendo los más importantes la radiación solar, la temperatura del aire, la tasa de ventilación y el contenido de sólidos secos de los lodos (Seginer y Bux, 2005).

Espesor de los lodos. El espesor debe estar en el rango de 150–400 mm, y hasta espesores más grandes son posibles para sistemas con mezcla mecánica. Mathioudakis *et al.* (2013) reportaron el uso de un espesor de lodos de 150–200 mm para el secado solar de lodos de aguas residuales en Grecia, logrando hasta un 95 por ciento de contenido de sólidos secos después de 8–31 días, dependiendo de las condiciones meteorológicas. Mehrdadi *et al.* (2007) recomiendan un espesor de lodos de 150–350 mm. El esfuerzo necesario para voltear los lodos aumenta con el espesor del mismo, lo que significa que los lechos más profundos dependerán de sistemas mecánicos para mezclarlos y voltearlos. En algunos sistemas, el equipo de mezclado y de volteado mueve los lodos a lo largo del lecho, secándolos progresivamente a medida que son movidos en el lecho. Como resultado, el espesor de los lodos disminuye a medida que se extienden a lo largo del lecho. La diferencia de espesor de un extremo al otro puede llegar a ser de hasta 100 mm (Hoffman *et al.*, 2014).

Tasas de ventilación. Un estudio realizado por Bux *et al.* (2001) sobre la modelización de la tasa de evaporación en la localidad de Füssen (Alemania), encontró que la tasa de ventilación óptima era de al menos 150 m³/m² de suelo. La tasa de ventilación puede variar por debajo y por encima de estos ejemplos, dependiendo de la especificación.

Seginer y Bux (2005) desarrollaron la siguiente ecuación para predecir la evaporación de un lecho de secado solar:

$$E = 0.000461R_o + 0.00101Q_v + 0.00744T_o - 0.22\sigma + 0.000114Q_m$$

En donde: E = tasa de evaporación (mm/h)

R_o = radiación solar exterior (W/m²)

Q_v = tasa de ventilación (m³/m² h)

T_o = temperatura del aire (°C)

σ = contenido de sólidos secos (kg sólidos/kg lodos)

Q_m = tasa de mezcla del aire (m³/m² h).

En teoría, esta ecuación puede resolverse para determinar la tasa de evaporación, la cual puede ser utilizada para calcular la tasa de deshidratación. La integración de la tasa de deshidratación a lo largo del tiempo permitirá calcular el cambio en el contenido de agua de los lodos. El cálculo se complica por el hecho de que la tasa de evaporación está influenciada por el contenido de sólidos secos, que cambia con el tiempo. En la práctica, será más fácil determinar las necesidades de lechos de secado solar utilizando la información sobre las tasas de secado obtenida en los estudios de campo. Si se va a utilizar un equipo electromecánico y automatizado especializado, se debe pedir al proveedor que proponga el tamaño de la instalación requerido y proporcione una garantía de desempeño basada en ese tamaño.

Secado térmico

Descripción del sistema

El secado térmico consiste en calentar los biosólidos deshidratados para evaporar el agua y así reducir su contenido. Sirve para:

- Reducir el volumen de lodos, disminuyendo así los costos de cualquier transporte que el producto tratado pueda necesitar.
- Aumentar los niveles de temperatura lo suficientemente como para destruir los patógenos.
- Aumentar el valor calórico específico (por unidad de volumen) de los biosólidos, una consideración importante si la intención es utilizar los sólidos secos como combustible.

Los secadores térmicos se dividen en dos categorías básicas: los secadores térmicos directos, en los que el aire caliente se sopla directamente sobre los lodos, y los secadores térmicos indirectos, en los que el calor se transfiere a los lodos desde un medio de transferencia de calor, como el petróleo por conducción a través de la pared metálica del recipiente que contiene los lodos. El medio de transferencia de calor no tiene contacto directo con los sólidos. Los

tipos de secadores directos más utilizados son los secadores rotativos y los de banda. La forma más simple de secado es el secador rotativo directo. Consiste en una carcasa cilíndrica de acero que gira sobre cojinetes y que está montada horizontalmente, con una ligera inclinación desde el extremo de alimentación hasta el extremo de descarga. Los lodos de alimentación se mezclan con los gases calientes producidos en un horno y se alimentan a través del secador. A medida que avanza a través del secador, las aletas (sujetadores en forma de aletas en la pared del cilindro) recogen y dejan caer los lodos, haciendo que caigan en cascada a través de la corriente de gas. La humedad de los lodos se evapora, dejando un material mucho más seco en el extremo de descarga del secador. Los lodos secos se separan de los gases de escape calientes, parte de los cuales se reciclan en el secador, mientras que el resto es tratado para eliminar los contaminantes y luego se liberan a la atmósfera. En la planta de *Pivot Works* de Kigali (Ruanda) se utilizó un secador rotativo (véase el Recuadro 10.7). Los secadores de banda funcionan a temperaturas más bajas que los secadores de tambor rotativo. El calor del horno se transfiere a un fluido térmico, que calienta el aire del secador. La torta deshidratada que se va a secar se distribuye en una banda de movimiento lento, que expone una gran superficie al aire caliente.

Las opciones de secado indirecto incluyen secadores de paletas, secadores de bandejas verticales y un tipo de secador de lecho fluidizado indirecto (WEF, 2014). A partir de la década de 1940, se instalaron secadores instantáneos en los Estados Unidos para secar los lodos de las aguas residuales municipales, pero pocos se encontraban en funcionamiento a finales del siglo XX (WEF, 1998, citado en Metcalf y Eddy, 2003). Los secadores de lecho fluidizado también se han utilizado en Europa y en los Estados Unidos para generar un producto en granos a partir de los lodos de las obras de alcantarillado. Son más complejos y requieren más energía que los secadores rotativos.

Tanto los secadores directos como los indirectos requieren una fuente de energía externa para proporcionar el calor necesario para el secado. Normalmente también se necesita un suministro de electricidad para hacer girar el secador y para accionar un soplador o una bomba que mueva el medio que calienta alrededor del material que se va a secar.

Rango de desempeño

Metcalf y Eddy (2003) afirman que los secadores rotativos requieren una alimentación de lodos con un contenido de agua de alrededor el 65 por ciento para permitir que se desplacen a través del secador sin adherirse. Sin embargo, la experiencia de *Pivot Works* en Kigali indica que el contenido de sólidos debe ser de alrededor el 60 por ciento (Ashley Murray Muspratt, comunicación personal, noviembre de 2017). Para disminuir las necesidades de energía se puede utilizar el secado solar, de manera tal que el contenido de agua de los lodos se pueda reducir antes de utilizar el secado térmico. El contenido de sólidos de los lodos secos suele oscilar entre el 90 y el 95 por ciento. Su contenido de patógenos no debe ser detectable, de modo que los sólidos que se secan con un secador rotatorio alcancen el estado de biosólidos de clase A.

La experiencia de *Pivot Works* en Kigali muestra que los lodos secos con este contenido de sólidos pueden comercializarse como combustible sólido.

Consideraciones operacionales y de diseño

Los secadores térmicos requieren una alta cantidad de energía. Se necesitan 4.186 kJ (1 kcal) por grado Celsius para aumentar la temperatura de un kilogramo de agua hasta su punto de ebullición. Se necesitan 2260 kJ (540 kcal)/kg adicionales para evaporar el 90-95 por ciento del contenido de agua de los lodos que han sido removidos durante el secado. Debido a que el agua ligada está física y químicamente unida a los lodos, se requiere energía para romper esos enlaces. Chun *et al.* (2012) reportan una eficiencia de secado de hasta el 84.8 por ciento para los secadores de tambor rotativo operando bajo condiciones óptimas, y Crawford (2012) reporta eficiencias térmicas de caldera de hasta el 87 por ciento para la combustión en lechos fluidizados. Sin embargo, la combinación de la energía adicional necesaria para romper los enlaces del agua ligada, las pérdidas de calor en el tubo de escape y a través del cuerpo del secador, las pérdidas de generación y distribución de vapor, las pérdidas de condensado, las pérdidas durante los períodos de arranque, de cierre y de carga baja, y otros factores auxiliares, indica que la energía necesaria para la evaporación sólo puede ascender al 50 por ciento del total de la energía necesaria para el proceso (Kemp, 2011).

Cuestiones de salud y seguridad. Los sistemas de secado térmico producen polvo, particularmente cuando el contenido de sólidos excede el 95 por ciento. En los secadores directos es necesario eliminar el polvo, a menudo utilizando filtros de mangas. El sistema debe estar diseñado de manera que se garantice que el equipo no pulverice el producto y no produzca más polvo.

Requisitos de capacitación y conocimientos técnicos de los operadores. El equipo de secado térmico requiere operadores cualificados que hayan sido entrenados para operar el equipo de forma correcta y segura, que sean capaces de identificar y resolver problemas y que puedan reparar fallos simples del equipo.

Apoyo de los fabricantes. El apoyo técnico proveniente de los fabricantes del equipo es altamente recomendado, y es esencial una cadena de suministro fiable de piezas de repuesto. Si no se dan estas condiciones, es poco probable que el secado térmico sea viable. Se debe buscar el apoyo del fabricante en la etapa de diseño. El procedimiento normal consiste en especificar el volumen de los lodos que se han de secar y el contenido de agua inicial y final requerido y pedir a los fabricantes que presenten una cotización para que el sistema de secado cumpla con los requisitos de desempeño especificados.

Criterios y procedimiento de diseño

La energía requerida para evaporar el agua de 1 kg de lodos húmedos se da por la ecuación:

$$E_{r,e} = \frac{[4.186 (100 - T_a) + 2260 (c_i - c_f)]}{\epsilon}$$

En donde: $E_{r,e}$ = requerimiento de energía total para la evaporación (kJ/kg de lodos húmedos)

c_i = contenido de agua de los lodos deshidratados

c_f = contenido de agua de los lodos secos

T_a = temperatura ambiente (°C)

ε = eficiencia del proceso de secado

44.186 = energía requerida para calentar el agua (kJ/kg °C)

2260 = energía requerida para la evaporación (kJ/kg).

Para una temperatura ambiente de 25 °C y un contenido de sólidos inicial del 60 por ciento y final del 95 por ciento, el requerimiento de energía para secar un kilogramo de lodos húmedos es:

$$E_{r,e} = 4.186 \times (100 - 25) + [2260 \times (0.95 - 0.6)] = 1105 \text{ kJ/kg de lodos húmedos}$$

Esto equivale a $1105/0.6 = 2762$ kJ/kg de sólidos secos

Esta es la cantidad de calor transferido al agua. Si la eficiencia global del proceso es del 60 por ciento, el requerimiento de energía será de $2762/0.6 = 4603$ kJ/kg de sólidos secos, lo que equivale a un poco más de 1.25 kWh.

Es posible quemar los sólidos secos para proporcionar la energía necesaria para el proceso de secado. Este principio es utilizado en el Omniprocador de Janicki, uno de los cuales ha sido instalado en Dakar (Senegal). Este proceso reducirá los costos considerables de combustible que de otra manera se incurriría para alimentar el secador. La energía producida a través de la incineración ($E_{p,i}$) se puede calcular de la siguiente manera:

$$E_{p,i} = (1 - c_i) \times VC \times \varepsilon$$

En donde: $E_{p,i}$ = energía producida por incineración (por kg de sólidos húmedos)

c_i = contenido de agua de los lodos (kg de agua/kg de lodos húmedos)

VC = valor calórico de los lodos (MJ/kg de ST)

ε = eficiencia del proceso.

A continuación, se muestra un ejemplo del cálculo para determinar el contenido de agua necesario en los lodos para que un sistema sea neutro desde el punto de vista energético. El cálculo se simplifica y es sensible a las hipótesis formuladas sobre la eficiencia de los secadores y hornos. Con las eficiencias supuestas, el cálculo sugiere un contenido inicial de sólidos de alrededor del 16.5 por ciento para que el sistema sea autosuficiente en energía. Esto concuerda con los resultados citados para el Omniprocador Janicki. Teniendo en cuenta los demás factores que probablemente afectarán la eficiencia del sistema identificada por Kemp (2011), este cálculo puede representar un escenario optimista.

El Recuadro 10.7 describe una iniciativa que utilizó un secador de tambor rotativo de calor directo para producir biosólidos que se comercializaron exitosamente como combustible sólido. El proceso incorporó un proceso de secado solar antes del secado térmico.

Recuadro 10.7 Uso de un secador térmico para la reutilización beneficiosa de sólidos en Ruanda

En 2015, *Pivot Works*, una empresa privada con sede en Kigali (Ruanda), llegó a un acuerdo con la municipalidad de Kigali para construir y operar una instalación para convertir los desechos fecales de las fosas sépticas y las letrinas de pozo en combustible. La instalación producía alrededor de 1 tonelada de combustible de biomasa por día, que se vendía a clientes privados, principalmente a un productor de cemento que utilizaba los lodos secos para alimentar sus hornos y a un fabricante de textiles que utilizaba los lodos secos para encender calderas de vapor. El precio competía con el de los combustibles alternativos de los clientes, incluidos la biomasa estacional y el carbón importado.

La planta piloto de *Pivot Works* se localizó en el sitio en donde los camiones cisterna anteriormente descargaban los lodos sépticos removidos de las fosas sépticas de la ciudad. En promedio, alrededor de 100 m³/d de estos lodos fueron entregados a la fábrica de *Pivot Works*. Esta recibió además 1–2 m³ de lodos fecales removidos de letrinas de pozo por su propio equipo de trabajadores. El valor típico del contenido de sólidos de los lodos sépticos y fecales fue del 1 por ciento y del 7 al 12 por ciento, respectivamente.

Los lodos fecales y sépticos se deshidrataron utilizando una micropantalla, y luego se pasaron por un proceso de secado solar antes de utilizar un secador de tambor de calor directo para aumentar aún más su contenido de sólidos, hasta alrededor del 95 por ciento. Además de reducir el contenido de agua de los lodos, el secador eliminó los patógenos, haciendo que el producto fuera seguro para su manipulación por los clientes.

El enfoque de *Pivot Works* se basó en la idea de que es posible aprovechar el potencial económico de los residuos humanos, y que las instalaciones deben considerarse como fábricas y no como plantas de tratamiento (Muspratt *et al.*, 2017). Para ello, es necesario que la venta de combustible cubra los costos operacionales de la planta. *Pivot Works* estimó que este objetivo podría alcanzarse con una producción de unas 10 toneladas de sólidos secos por día. En la práctica, fue difícil alcanzar este nivel de producción y la operación siguió dependiendo de los fondos proporcionados por donantes e inversores internacionales. Estos resultaron ser insuficientes o poco fiables y la empresa se disolvió y la planta cesó sus operaciones en diciembre de 2017. Varias lecciones importantes emergen de la experiencia de *Pivot Works*. La primera es que una empresa privada centrada en la gestión de un negocio exitoso puede innovar y hacer funcionar plenamente tecnologías como dispositivos mecánicos de deshidratación, lechos de secado solar y secadores de lodo. La segunda es que no es realista esperar que las ventas de productos tratados cubran todo el costo del tratamiento. Antes de la iniciativa *Pivot Works*, no había habido ningún tratamiento de lodos sépticos y fecales en Kigali. Por lo tanto, la empresa se enfrentaba al reto de cubrir todo el costo del tratamiento con las ventas de combustible sólido. Se trata de un desafío mucho más oneroso que el sugerido al principio de este capítulo de sufragar el costo adicional del tratamiento para permitir la reutilización. Esto sugiere que habrá pocas situaciones en las que las instalaciones podrán ser consideradas puramente como fábricas en lugar de plantas de tratamiento. Más bien, se necesitan asociaciones que reconozcan el papel de la financiación pública para que los lodos sépticos y fecales sean seguros para su eliminación (Muspratt, 2017). Podría decirse que la financiación del sector público debería abarcar la mayor parte o la totalidad de los aspectos de bien público del tratamiento, es decir, el tratamiento necesario para garantizar que los líquidos y sólidos tratados puedan devolverse al medio ambiente de manera segura. El reto será desarrollar procedimientos y acuerdos contractuales que aseguren una distribución equitativa de los costos, beneficios y riesgos entre los socios.

Cálculo de un sistema de secado autoalimentado

Considerar la energía producida por la incineración y la energía necesaria para la evaporación como iguales entre sí:

Para que el sistema sea neutro en energía, la energía requerida para la evaporación debe ser igual a la energía producida por la incineración. Para encontrar el contenido inicial de agua de los lodos deshidratados en el que el sistema sea energéticamente neutro, se debe establecer la energía requerida para evaporar el agua ($E_{r,e}$) igual a la energía producida por la incineración:

$$E_{r,e} = E_{p,i}$$

La relación se expande usando las ecuaciones dadas en el texto:

$$E_{r,e} = \frac{[4.186 (100 - T_a) + 2260(c_i - c_f)]}{\varepsilon (\text{secador})}$$

$$= (1 - c_i) \times VC \times \varepsilon (\text{horno})$$

Para los supuestos en este ejemplo:

$$\frac{[4.186 (100 - 30) + 2260(c_i - 0.05)]}{0.85} = (1 - c_i) \times 17\,300 \times 0.85$$

A continuación, se resuelve la ecuación para encontrar c_i , y se obtiene un contenido inicial de humedad del 83.5 por ciento, lo que indica que se requiere un contenido de sólidos del 16.5 por ciento para que el sistema sea energéticamente neutro.

Criterios y supuestos básicos de diseño:

La temperatura ambiente promedio es de 30 °C, el contenido final de sólidos de los lodos secos es del 95 por ciento, y la eficiencia del proceso es de 85 por ciento para un secador rotativo y 85 por ciento para el horno utilizado para incinerar los lodos secos. Los lodos son lodos fecales frescos con un valor calórico supuesto de 17.3 MJ/kg de ST (se debe tener en cuenta que este valor sería ~12 MJ/kg de ST para los lodos bien digeridos derivados de lodos sépticos).

A continuación, se dan otros dos ejemplos para ilustrar la influencia del contenido de agua de los lodos en el equilibrio energético. Ambos suponen las mismas eficiencias que en el ejemplo principal.

Si el contenido de sólidos de los lodos es del 5 por ciento, la energía requerida para la evaporación será de 2738 kJ/kg de lodos húmedos, mientras que la energía producida por la incineración es de 735 kJ/kg de lodos húmedos, lo que da un déficit de energía de 2003 kJ/kg de lodos húmedos. Por lo tanto, se necesitará una fuente de energía externa para proporcionar esta energía. Alternativamente, los lodos podrían deshidratarse antes del secado térmico para lograr un sistema de energía neutro.

Si el contenido de sólidos de los lodos a ser tratados es del 50 por ciento, la energía requerida para la evaporación es de 1541 kJ/kg de lodos húmedos, mientras que la energía producida por la incineración sería de 7352 kJ/kg de lodos húmedos, lo que daría un excedente de energía de 5811 kJ/kg de lodos húmedos.

Pirólisis

La pirólisis es la descomposición térmica de material a altas temperaturas en ausencia de oxígeno. Se puede clasificar como rápida, intermedia o lenta. Las pirólisis rápida e intermedia requieren que el material en descomposición permanezca en el reactor durante algunos segundos o minutos. La pirólisis lenta, el enfoque principal aquí, requiere un tiempo de retención medido en horas y una temperatura de al menos 200 °C y típicamente más, hasta alrededor de 700 °C. La pirólisis difiere de la combustión en que se libera poco dióxido de carbono durante el proceso, o hasta nada. En cambio, el material orgánico se somete a la carbonización, o conversión en carbono en forma de carbón duro y poroso. Este material, que se llama biocarbón, puede utilizarse como acondicionador de suelo o como fuente de combustible.

La pirólisis produce una mezcla de gases que son utilizados como combustible para alimentar el proceso. Las investigaciones realizadas en la planta de tratamiento de Cambérène en Dakar (Senegal) revelaron que se requiere un contenido de sólidos del 58 por ciento, 62 por ciento y 70 por ciento a las temperaturas de calentamiento más altas de 700 °C, 500 °C y 300 °C, respectivamente, para satisfacer las demandas de calor del proceso sin recurrir a una fuente de calefacción externa (Cunningham *et al.*, 2016). Estas cifras sugieren que la pirólisis requiere un contenido de sólidos secos de al menos el 60–70 por ciento para ser energéticamente autosuficiente. El contenido de sólidos requerido en la práctica puede ser mayor. La mayoría de las plantas de pirólisis que funcionan en los países de ingresos bajos operan por lotes. Esto simplifica sus requisitos operacionales, pero aumenta la necesidad de una fuente de energía externa para calentar el contenido del reactor a la temperatura de reacción requerida.

El biocarbón aumenta la capacidad del suelo para retener el agua y los nutrientes y liberarlos lentamente. Un metaanálisis de los resultados de 109 estudios realizados reveló que la aplicación de biocarbón en condiciones tropicales da lugar a un aumento medio del desempeño de los cultivos de alrededor del 25 por ciento, a una tasa media de aplicación de biocarbón de 15 toneladas/ha. Esto contrasta notablemente con la situación en las latitudes templadas, donde el efecto medio de la aplicación del biocarbón es una ligera disminución del desempeño de los cultivos. Los beneficios en las zonas tropicales fueron mayores en los suelos ácidos de bajo contenido de nutrientes, sugiriendo que el aumento del desempeño asociado a la aplicación de biocarbón se deriva de un efecto de calcificación del suelo, similar al que se encontró para el residuo de carbón vegetal en los ecosistemas afectados por los incendios forestales (Jeffery *et al.*, 2017).

Las altas temperaturas alcanzadas durante la pirólisis remueven completamente los patógenos, asegurando que el biocarbón producido sea seguro de utilizar. Otros beneficios potenciales incluyen la reducción de volumen, la captura o secuestro de carbono y la producción del líquido que puede ser procesado para producir un combustible sólido. Entre los posibles retos se encuentran la dificultad de controlar las emisiones y los problemas de

mantenimiento derivados de la naturaleza del líquido producido durante la pirólisis. Este líquido se denomina normalmente alquitrán y consiste en una mezcla de hidrocarburos complejos y agua (Basu, 2013).

Varias iniciativas a escala piloto se han centrado en la posible utilización de biocarbón para producir briquetas de combustible sólido. En el Recuadro 10.8 se ofrece una breve información sobre algunas de esas iniciativas. Muchas personas que viven en la pobreza en las zonas urbanas de los países de ingresos bajos, en particular en los países africanos, utilizan la madera o el carbón vegetal producido a partir de la madera como combustible doméstico. Es posible que las briquetas de biocarbón producidas a partir de lodos fecales o de una mezcla de lodos fecales y desechos sólidos ofrezcan una alternativa más barata. Una ventaja de utilizar el biocarbón producido a partir de lodos fecales sería la reducción de la deforestación alrededor de los pueblos y ciudades.

Recuadro 10.8 Producción de biocarbón a partir de lodos fecales utilizando la pirólisis

Hasta la fecha, la mayoría de las iniciativas que utilizan la pirólisis para producir biocarbón o briquetas de combustible a partir de lodos fecales han sido a escala piloto. Una de ellas es operada por *Water for People* con la ayuda de la *Water Research Commission* (WRC) en Uganda, y tiene por objeto la producción de briquetas a partir de lodos. Antes de la pirólisis, los lodos fecales entrantes son deshidratados en lechos de secado sin plantas hasta obtener un contenido de sólidos de cerca del 60 por ciento. Luego se secan adicionalmente en rejillas hasta alcanzar un contenido de sólidos del 80 por ciento, adecuado para el proceso de pirólisis. En la actualidad, la organización está realizando experimentos con dos tipos de hornos pequeños que han sido utilizados previamente para la carbonización de madera: un horno de retorta aislado construido de mampostería y un horno metálico. El proceso implica los siguientes pasos: 1) se quema un combustible de arranque (madera o carbón vegetal) en la base del horno; 2) se añaden lodos secos hasta que el horno se llene, 3) se añaden lodos adicionales a medida que los lodos se queman (4–5 horas), y 4) cuando el fuego penetra la capa superior de los lodos, la unidad se cierra con aire para permitir que el proceso de pirólisis continúe durante la noche. En el último paso del proceso, el biocarbón carbonizado se tritura en partículas finas y luego se mezcla con un aglutinante como la mandioca o la melaza. También se puede añadir arcilla como relleno para reducir la tasa de combustión de las briquetas, aunque puede que no sea necesario, ya que la falta de revestimiento del pozo significa que los lodos pueden contener ya una alta proporción de relleno. Se puede añadir carbón vegetal triturado para aumentar el contenido de energía de la mezcla. Después de la mezcla y la adición de agua para aumentar el contenido de humedad, se producen briquetas utilizando una extrusora mecanizada, una extrusora de tornillo, una prensa manual o una prensa motorizada para fabricar briquetas en forma de panal de abejas. Se reportó un valor calórico de las briquetas de 7.5–15.5 MJ/kg, en comparación con un valor calórico de 12.5 MJ/kg para el polvo de carbón. La organización reporta el precio de venta del carbón de hasta 5.8 veces el precio de venta de las briquetas, aunque no está claro cuáles son los ingresos y los costos operacionales del sistema. Otras iniciativas que utilizan la pirólisis para producir briquetas a partir de lodos fecales son las de Slamson Ghana Ltd. (<https://www.slamsonghana.com>) y Sanivation en Kenia (<http://sanivation.com>).

A corto plazo, es probable que las iniciativas de pirólisis se centren en iniciativas a escala piloto, destinadas a explorar la viabilidad técnica y financiera de la opción. Evidentemente, esto último dependerá de la demanda de biocarbón y de la existencia de sistemas de comercialización eficaces. El contenido de

carbono del biocarbón se descompone mucho más lentamente que el material orgánico típico y, por lo tanto, se considera que el carbono está “secuestrado” en el biocarbón. Es posible que algunos de los costos de la producción de biocarbón puedan recuperarse mediante créditos de secuestro de carbono.

Tratamiento con moscas soldado negras

Descripción

La mosca soldado negra (*Hermetia illucens*) (MSN) pertenece a la familia Stratiomyidae. En la naturaleza, las larvas juegan un papel importante en la descomposición del material orgánico y en el retorno de los nutrientes al suelo. Los sistemas de la MSN aprovechan esta actividad para convertir el material orgánico, como los residuos alimenticios, los desechos agrícolas, los abonos y las heces humanas, en subproductos utilizables. En las instalaciones de procesamiento con ayuda de las MSN, sus larvas se alimentan de material orgánico en descomposición, creciendo de unos pocos milímetros a unos 2.5 cm en 14–16 días, mientras que reducen el peso húmedo de los desechos hasta en un 80 por ciento (Dortmans *et al.*, 2017). Las larvas son cosechadas antes de la etapa de precrisálida utilizando un agitador mecánico para separarlas de los residuos orgánicos. Son ricas en proteína (alrededor del 35 por ciento) y grasas (alrededor del 30 por ciento) y pueden ser utilizadas en la alimentación animal de la misma manera que la harina de pescado (Dortmans *et al.*, 2017). Además, el residuo puede ser utilizado como acondicionador de suelos, pero requiere de un tratamiento posterior antes de ser reutilizado. Se ha reportado que el procesamiento de los lodos fecales con la ayuda de la MSN reduce eficazmente las especies de *Salmonella*, pero tiene un efecto mínimo en los huevos de *Ascaris* (Lalander *et al.*, 2013). Las MSN aparecen de forma natural en los entornos tropicales y subtropicales de todo el mundo y no transmiten enfermedades a los humanos.

Las instalaciones para el cultivo y el uso de MSN generalmente consisten en varias unidades:

- Un vivero en donde las MSN se reproducen y crían.
- Una unidad de crecimiento en la que las larvas maduran en contenedores poco profundos conocidos como larveros mientras se alimentan de desechos, convirtiendo durante el proceso el material orgánico en biomasa.
- Unidades de procesamiento para la recolección de larvas, su refinamiento y el tratamiento de residuos.

La superficie necesaria para estos procesos es de aproximadamente 500 a 750 m² por tonelada de sólidos secos procesados por día con 60 m² adicionales por tonelada de desechos requerida para el área receptora de desechos y para albergar un laboratorio, oficinas y espacio de almacenamiento, así como instalaciones para los empleados (Dortmans *et al.*, 2017; Proyecto Khanyisa, comunicación personal, noviembre de 2017).

Consideraciones operacionales y de diseño

Requerimientos de manejo. El procesamiento de las MSN no requiere de tecnologías sofisticadas. Sin embargo, las colonias reproductoras pueden ser difíciles de establecer y los ciclos de reproducción y crecimiento de la MSN son sensibles a una serie de condiciones ambientales y de otro tipo. Se requiere un monitoreo regular de su reproducción y crecimiento para asegurar un suministro fiable y constante de larvas para procesar los desechos.

Condiciones ambientales. La reproducción y el crecimiento de la MSN están influenciados por los siguientes aspectos de las condiciones ambientales, dentro de las cuales crecen:

- *Temperatura y humedad.* La temperatura debe estar idealmente dentro del rango de 25–30 °C, con una temperatura óptima de 27.8 °C para la fase de pupa de las larvas. Para fomentar el apareamiento de las MSN, la humedad debe estar en el rango de 30–90 por ciento. La humedad óptima para el desarrollo de las larvas es del 70 por ciento (Bullock *et al.*, 2013).
- *Luz.* En la naturaleza, las MSN adultas necesitan una cantidad abundante de luz solar directa para su reproducción efectiva. Adicionalmente, cuando se crían en el interior, necesitan una iluminación artificial. Una lámpara de yodo de 500 vatios, 135 $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ s}$ estimula el apareamiento y la oviposición a velocidades y tiempos comparables a los de la luz solar natural (Park, 2016). Las larvas prefieren un ambiente sombreado. Si su fuente de alimento está expuesta a la luz, intentarán moverse más profundamente dentro de la fuente de alimento para escapar de la luz (Dortmans *et al.*, 2017).
- *Profundidad de los desechos orgánicos.* Las larvas de las MSN no prosperan a profundidades de más de 225 mm bajo la superficie de su fuente de alimento (Bullock *et al.*, 2013).
- *Ventilación.* Esto es necesario para permitir el suministro de oxígeno a las larvas y el reemplazo del aire saturado de humedad. Se recomienda una ventilación adicional mediante ventiladores durante los últimos días antes de la recolección, para así aumentar la evaporación y producir un residuo de desecho que se desmigaje y que pueda ser fácilmente tamizado de las larvas (Dortmans *et al.*, 2017).

El sistema requiere una materia prima con un contenido de sólidos secos de entre el 20 y el 30 por ciento, libre de desechos y materiales peligrosos. Los lodos fecales de los pozos secos o de los inodoros con separadores de orina en lugares con una capa freática baja pueden estar dentro de este rango de sólidos secos. Los lodos de otros tipos de instalaciones, incluidas las letrinas de pozo en zonas con una capa freática alta, requerirán la deshidratación antes del tratamiento con MSN.

Antes del tratamiento con las MSN se recomienda realizar un cribado para eliminar los desechos sólidos. También será importante eliminar los contaminantes como los productos químicos, el aceite de motor usado y los

detergentes, que a veces se utilizan para el control de olores y mosquitos en los pozos. En el Recuadro 10.9 se describen las limitaciones operacionales debidas a los desechos sólidos y al contenido de arena en los lodos fecales para una instalación piloto de tratamiento con MSN en Durban (Sudáfrica).

Debido a las dificultades asociadas al cultivo de la MSN, y por la delicadez del proceso, se puede argumentar que la mejor manera de considerar el tratamiento con la MSN es como una actividad comercial que debe ser dirigida por una organización del sector privado o una empresa pública con los conocimientos especializados necesarios para aplicar con éxito el proceso de tratamiento.

Recuadro 10.9 Tratamiento de lodos fecales con la MSN: proyectos de Khanyisa, Durban (Sudáfrica)

En Durban (Sudáfrica), la empresa BioCycle, en asociación con la municipalidad de eThekweni y con el apoyo de los proyectos de Khanyisa, una instalación que utiliza la MSN para el tratamiento de los lodos fecales, ha estado operando desde 2017. La instalación trató 3 toneladas de lodos fecales (peso húmedo) por día a finales de 2017, y está diseñada para tratar hasta 20 toneladas por día. Inicialmente funcionó con una mezcla de residuos alimenticios y lodos fecales. Se dejaron de utilizar los residuos alimenticios, y en mayo de 2018 la planta trató una combinación de 80 por ciento de lodos fecales y 20 por ciento de lodos primarios de la planta de tratamiento de aguas residuales (Teddy Gouden, comunicación personal, mayo de 2018).

Los lodos fecales procesados no requieren deshidratación antes del procesamiento con la MSN, ya que proceden principalmente de pozos con separadores de orina y tienen un bajo contenido de agua. De hecho, BioCycle informa que se deben utilizar los lodos primarios como aditivo para aumentar tanto los niveles de nutrientes como el contenido de humedad del material. Durante el período de puesta en marcha, Khanyisa y BioCycle se enfrentaron a problemas operacionales, entre ellos grandes cantidades de arena y desechos de los pozos con separadores de orina. Estos deben separarse del material orgánico antes de cargar la mezcladora si se quiere que el contenido orgánico de los lodos sea suficiente para permitir un proceso de alimentación eficiente. Otro de los retos es la sedimentación de los residuos en el recipiente de agitación mecánica previsto para separar las larvas de los desechos orgánicos en el momento de recolección. La organización estima un ingreso de 350 a 525 rands (28 a 39 dólares americanos) por tonelada de desechos fecales, sobre la base de un pago por parte del municipio por tonelada de lodo fecal procesado e ingresos por productos de proteínas, aceites y residuos, todos ellos en etapa de desarrollo.

Fuente: basado en comunicaciones personales con Nick Alcock de los proyectos Khanyisa y Marc Lewis de Agriprotein (marzo de 2018)

Para más información sobre el procesamiento con la ayuda de la MSN, véase Dortmans *et al.* (2017).

Puntos clave de este capítulo

Los sólidos de los lodos fecales tratados tienen el potencial para ser utilizados como acondicionadores de suelos, alimento para animales, combustible sólido, biocombustible y material de construcción. No hay ejemplos comerciales de los dos últimos de ellos, y este capítulo se ha centrado en las opciones de tratamiento de los sólidos de los lodos para hacerlos aptos para su uso como

acondicionadores de suelos, combustible sólido y alimento para animales. Los puntos clave que se desprenden de este capítulo son los siguientes:

- Será difícil mantener cualquier iniciativa basada en el uso final de sólidos de lodos fecales tratados a menos que sea financieramente viable. Como mínimo, el objetivo deber ser el de garantizar que el costo recurrente de la transformación de los lodos tratados en un producto seguro y comercial sea inferior a la suma de los ingresos generados por la venta del producto y el costo de la eliminación en vertederos si no se proporciona ningún tratamiento. Los subsidios pueden justificarse, ya sea como un recurso a corto plazo para apoyar el desarrollo de los sistemas o para facilitar el logro de objetivos ambientales y de cambio climático más amplios.
- Los costos incurridos se recuperarán después de la venta del producto únicamente si existe una demanda del mismo, la cual se genera mediante el uso de sistemas eficaces de comercialización y de venta.
- El uso como aditivo agrícola/acondicionador de suelos suele ser la opción de uso final por defecto para los lodos fecales deshidratados. El reto con esta opción es generar suficientes ingresos para cumplir el criterio de viabilidad financiera. Hay pocos ejemplos que den fe de que esta opción se utilice a escala.
- El lodo seco para su uso en la agricultura debe estar sustancialmente libre de patógenos. Las opciones para lograr esta condición incluyen el compostaje, la estabilización con cal y la radiación infrarroja. La producción fiable de un biosólido de clase A mediante el compostaje es difícil y, por lo tanto, el objetivo debe ser normalmente producir un biosólido de clase B y restringir su uso.
- Para poder utilizarse como combustible sólido, los lodos deben secarse hasta alcanzar un contenido de sólidos de por lo menos el 80 por ciento y preferiblemente más alto. Las opciones de secado incluyen el secado solar y el secado térmico. Ambas requieren equipo mecánico, que exigirá la presencia de operadores especializados, un mantenimiento eficaz y cadenas de suministro de repuestos fiables para su mantenimiento. El combustible sólido sólo será viable si hay suficiente lodo como para producir biosólidos en cantidades que se puedan comercializar y si existe un mercado para esos biosólidos.
- Si el contenido de sólidos de los lodos es suficientemente alto, normalmente en el rango del 15 al 20 por ciento (dependiendo de la eficiencia del proceso), es posible alimentar los procesos de secado térmico utilizando lodos secos, creando así un proceso circular sin necesidad de una fuente de energía externa. Cuando el contenido de sólidos de los lodos sea inferior al nivel de equilibrio, el proceso requerirá una fuente de energía externa. Cuando el contenido de sólidos sea superior a este nivel, el proceso puede convertirse en un productor neto de energía.
- La pirólisis se ha implementado a escala piloto pero aún no se ha puesto en marcha en ninguna ciudad. Este proceso requiere una materia prima

con un alto contenido en sólidos. Al igual que otras tecnologías descritas en este capítulo, no será eficaz sin un tratamiento previo que utilice las tecnologías descritas en los capítulos anteriores.

- En la actualidad, se están realizando investigaciones sobre el uso de la mosca soldado negra para tratar los lodos secos tanto a escala doméstica como municipal. El producto del proceso tiene un alto contenido de proteínas y tiene un uso potencial como alimento para animales. El reto con esta opción será asegurar que se establezcan sistemas eficaces para gestionar el proceso.

Referencias bibliográficas

- Basu, P. (2013) *Biomass Gasification, Pyrolysis, and Torrefaction: Practical Design and Theory*, 2nd edn, Amsterdam: Elsevier.
- Bean, C.L., Hansen, J.J., Magolin, A.B., Balkin, H., Batzer, G. y Widmer, G. (2007) 'Class B alkaline stabilization to achieve pathogen inactivation', *International Journal of Environmental Research and Public Health* 4(1): 53–60 <<http://dx.doi.org/10.3390/ijerph2007010009>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Berendes, D., Levy, K., Knee, J., Handzel, T. y Hill, V.R. (2015) 'Ascaris and Escherichia coli inactivation in an ecological sanitation system in Port-au-Prince, Haiti', *PLoS ONE* 10(5): e0125336 <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125336>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Bina, B., Movahedian, H. y Kord, I. (2004) 'The effect of lime stabilization on the microbiological quality of sewage sludge', *Iranian Journal of Environmental Health* 1(1): 34–8 <www.bioline.org.br/pdf?se04007> [consultado el 27 de marzo de 2018].
- Bullock, N., Chapin, E., Evans, A., Elder, B., Givens, G., Jeffay, N., Pierce, B. y Robinson, W. (2013) *The Black Soldier Fly How-to-Guide*, Chapel Hill, NC: Institute for the Environment, University of North Carolina <https://ie.unc.edu/files/2016/03/bsfl_how-to_guide.pdf> [consultado el 19 de marzo de 2018].
- Bux, M., Baumann, R., Philipp, W., Conrad, T. y Mühlbauer, W. (2001) 'Class A by solar drying: recent experiences in Europe', in *Proceedings of the WEFTEC (Water Environment Federation) Congress, 14–18 October 2001, Atlanta, GA*.
- CalRecovery, Inc. (1993) *Handbook of Solid Waste Properties*, New York, NY: Governmental Advisory Associates.
- Chazirakis, P., Giannis, A., Gidaracos, E., Wang, J-Y. y Stegmann, R. (2011) 'Application of sludge, organic solid wastes and yard trimmings in aerobic compost piles', *Global NEST Journal* 13(4): 405–11 <https://journal.gnest.org/sites/default/files/Journal%20Papers/405-411_793_Giannis_13-4.pdf> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- Chun, Y.N., Lim, M.S. y Yoshika, K. (2012) 'Development of high-efficiency rotary dryer for sewage sludge', *Journal of Material Cycles and Waste Management* 14(1): 65–73 <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10163-012-0040-6>> [consultado el 24 de mayo de 2018].

- Cornell Waste Management Institute (2005) *Compost Fact Sheet #6: Compost Pads*, Ithaca, NY: Department of Crop and Soil Sciences, Cornell University <www.manuremanagement.cornell.edu/Pages/General_Docs/Fact_Sheets/compostfs6.pdf> [consultado el 23 de mayo de 2018].
- Crawford, M. (2012) 'Fluidized-Bed Combustors for Biomass Boilers', <<https://www.asme.org/engineering-topics/articles/boilers/fluidized-bed-combustors-for-biomass-boilers>> [consultado el 25 de mayo de 2018].
- Crites, R. y Tchobanoglous, G. (1998) *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, Boston: McGraw-Hill.
- Cunningham, M., Gold, M. y Strande, L. (2016) *Literature Review: Slow Pyrolysis of Faecal Sludge*, Dübendorf: Eawag/Sandec <<https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A14834/datastream/PDF/view>> [consultado el 8 de febrero de 2018].
- Danish, M., Naqvi, M., Farooq, U. y Naqvi, S. (2015) 'Characterization of South Asian agricultural residues for potential utilization in future "energy mix"', *Energy Procedia* 75: 2974–80 <<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.604>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Diaz, L.F., Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. y Stentiford, E. (2007) *Compost Science and Technology*, Amsterdam: Elsevier.
- Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C.B., Murray Muspratt, A., Gning, J.B., Mbégueré, M., Ennin, J.E., Zurbrügg, C. y Strande, L. (2014) 'A value proposition: resource recovery from faecal sludge – Can it be the driver for improved sanitation', *Resources Conservation and Recycling* 88: 32–8 <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.04.005>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Dortmans, B.M.A., Diener, S., Verstappen, B.M. and Zurbrügg, C. (2017) *Black Soldier Fly Biowaste Processing: A Step-by-Step Guide*, Dübendorf: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Dübendorf, Switzerland <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/BSF/BSF_Biowaste_Processing_HR.pdf> [consultado el 19 de marzo de 2018].
- Enayetullah, I. y Sinha, A.H.M.M. (2013) 'Co-composting of municipal solid waste and faecal sludge for agriculture in Kushtia Municipality, Bangladesh', presentation at *ISWA 2013 World Congress Conference, Vienna, Austria* <www.unescap.org/sites/default/files/Co-Composting%20Kushtia_Waste%20Concern.pdf> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H. y Mara, D.D. (1983) *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*, Chichester: John Wiley & Sons.
- Gallizzi, K. (2003) *Co-Composting Reduces Helminth Eggs in Faecal Sludge: A Field Study in Kumasi, Ghana, June–November 2003*, Dübendorf: Sandec/Eawag <https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/Co-composting/Gallizzi_2003.pdf> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- Greya, W., Thole, B., Anderson, C., Kamwani, F., Spit, J. y Mamani, G. (2016) 'Off-site lime stabilisation as an option to treat pit latrine faecal sludge for emergency and existing on-site sanitation systems', *Journal of Waste Management* article ID: 2717304 <<http://dx.doi.org/10.1155/2016/2717304>> [consultado el 19 de julio de 2018].

- Hirrel, S., Riley, T. y Andersen, C.R. (sin fecha) *Composting*, Division of Agriculture, University of Arkansas <<https://www.uaex.edu/publications/PDF/FSA-2087.pdf>> [consultado el 28 junio de 2018].
- Hobson, P.A., McKenzie, N., Plaza, F., Baker, A. East, A. y Moghaddam, L. (2016) 'Permeability and diffusivity properties of bagasse stockpiles', in *Proceedings of the 38th Conference of the Australian Society of Sugar Cane Technologists*.
- Hoffman, R., Hildreth, S., and Salkeld, C. (2014) 'New Zealand's first full-scale biosolids solar drying facility', *Proceedings from the Water New Zealand 2014 Annual Conference & Exposition*.
- Iacoboni, M., Livingston, J. y LeBrun, T. (1984) *Project Summary: Windrow and Static Pile Composting of Municipal Sewage Sludges*, US EPA Report No. EPA-600/S2-84-122, Cincinnati, OH: US EPA Municipal Environmental Research Laboratory <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000THYG.PDF?Dockkey=2000THYG.PDF>> [consultado el 15 de febrero de 2018].
- International Water Management Institute (IWMI) (2017) *Where There's Muck There's Gold: Turning an Environmental Challenge into a Business Opportunity*, Battaramulla: IWMI <www.iwmi.cgiar.org/Publications/wle/fortifier/wle-rrr-where-there-is-muck-there-is-gold.pdf> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- Janicki Bioenergy (sin fecha) *How the Janicki Bioprocessor Works*, Sedro-Woolley, WA: Janicki Bioenergy <<https://www.janickibioenergy.com/janicki-omni-processor/how-it-works>> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- Jeffery, S., Abalos, D., Prodana, M., Bastos, A.C., van Groenigen, J.W., Hungate, B.A. and Verheijen, F. (2017) 'Biochar boosts tropical but not temperate crop yields', *Environmental Research Letters* 12(5): #053001 <<http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aa67bd/meta>> [consultado el 17 de marzo de 2018].
- Kemp, I.C. (2011) 'Fundamentals of energy analysis of dryers', in E. Tsotsas and A.S.I. Mujumdar (eds.), *Modern Drying Technology, Volume 4: Energy Saving*, pp. 1–45, Weinheim: Wiley-VCH Verlag <<https://pdfs.semanticscholar.org/ff7a/53005d365e319a66bf587f7175537dedd5e0.pdf>> [consultado el 9 de abril de 2018].
- Kengne, I.M., Dodane, P-H., Akoa, A. y Koné, D. (2009) 'Vertical-flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries', *Desalination* 248(1–3): 291–7 <<https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.05.068>> [consultado el 22 de mayo de 2018].
- Kilbride, A. y Kramer, S. (2012) 'Wrapping up the toilet tour in Nairobi, Kenya', Sebastopol, CA: Sustainable Organic Integrated Livelihoods <<https://www.oursoil.org/wrapping-up-the-toilet-tour-in-narobi-kenya-2/>> [consultado el 7 de octubre de 2017].
- Koné, D., Cofie, O., Zurbrügg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S. y Strauss, M. (2007) 'Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates', *Water Resources* 41(19): 4397–402 <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.024>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Kramer, S., Preneta, N., Kilbride, A., Page, L.N., Coe, C.M. y Dahlberg, A. (2011) *The SOIL Guide to Ecological Sanitation*, Sebastopol, CA: Sustainable Organic Integrated Livelihoods <www.oursoil.org/wp-content/uploads/2015/07/Complete-Guide-PDF.pdf> [consultado el 17 de mayo de 2018].

- Lalander, C., Diener, S., Magri, M.E., Zurbrügg, C., Lindstrom, A. y Vinnerås, B. (2013) 'Faecal sludge management with the larvae of the black soldier fly (*Hermetia illucens*): from a hygiene aspect', *Science of the Total Environment* 458–60: 312–8 <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.033>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Martin, J.H., Collins, A.R. y Diener, R.E. (1995) 'A sampling protocol for composting, recycling, and re-use', *Journal of the Air & Waste Management Association* 45: 864–70 <<https://doi.org/10.1080/10473289.1995.10467416>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Mathioudakis, V.L., Kapagiannidis, A.G., Athanasoulia, E., Paltzoglou, A.D., Melidis, P. y Aivasidis, A. (2013) 'Sewage sludge solar drying: experiences from the first pilot-scale application in Greece', *Drying Technology* 31(5): 519–26 <<https://doi.org/10.1080/07373937.2012.744998>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Mehrdadi, N., Joshi, S.G., Nasrabadi, T. y Hoveidi, H. (2007) 'Application of solar energy for drying of sludge from pharmaceutical industrial waste water and probable reuse', *International Journal of Environmental Research* 1(1): 42–8 <<http://dx.doi.org/10.22059/IJER.2010.108>>.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering Treatment and Reuse*, 4th edn, New York, NY: McGraw Hill.
- Michigan Recycling Coalition (2015) *Compost Operator Guidebook: Best Management Practices for Commercial Scale Composting Operations*, Lansing, MI: Michigan Department of Environmental Quality <https://www.michigan.gov/documents/deq/deq-oea-compostoperatorguidebook_488399_7.pdf> [consultado el 14 de mayo de 2018].
- Muspratt, A. (2017) 'Make room for the disruptors: while desperate for innovation, the sanitation sector poses unique structural challenges to startup companies', LinkedIn publication <<https://www.linkedin.com/pulse/make-room-disruptors-while-desperate-innovation-sector-muspratt/>> [consultado el 24 de mayo de 2018].
- Muspratt, A.M., Nakato, T., Niwagaba, C., Dione, H., Kang, J., Stupin, L., Regulinski, J., Mbégueré, M. y Strande, L. (2014) 'Fuel potential of faecal sludge: calorific value results from Uganda, Ghana and Senegal', *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 4(2): 223–30 <<http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2013.055>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Muspratt, A., Miller, A. y Wade, T. (2017) 'Leveraging resource recovery to pay for sanitation: Pivot Works demonstration in Kigali, Rwanda', presented at the 4th International Faecal Sludge Management Conference (FSM 4), Chennai, India, February 2017.
- Nartey, E.G., Amoah, P. y Ofori-Budu, G.K. (2017) 'Effects of co-composting of faecal sludge and agricultural wastes on tomato transplant and growth', *International Journal of Recycling Organic Waste in Agriculture* 6: 23–6 <<https://doi.org/10.1007/s40093-016-0149-z>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- National Lime Association (2004) *Fact Sheet: Lime Safety Precautions*, Arlington, VA: National Lime Association <https://www.lime.org/documents/lime_basics/fact-safety_precautions.pdf> [consultado el 14 de mayo de 2018].

- Navarro, I., Jiménez, B., Lucario, S. y Cifuentes, E. (2009) 'Application of helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolids application on soil', *Journal of Water and Health* 7(1): 31–44 <<http://dx.doi.org/10.2166/wh.2009.113>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Nguyen, V.A., Nguyen, H.S., Dinh, D.H., Nguyen, P.D. y Nguyen, X.T. (2011) *Landscape Analysis and Business Model Assessment in Fecal Sludge Management: Extraction and Transportation Models in Vietnam – Final Report*, Hanoi: Institute of Environmental Science and Engineering, Hanoi University of Civil Engineering <www.susana.org/_resources/documents/default/2-1673-vietnam-fsm-study.pdf> [consultado el 7 de abril de 2018].
- NIIR (sin fecha) *Rice Husk, Rice Hull, Rice Husk Ash (Agriculture waste) based Projects*, New Delhi: NIIR Project Consultancy Services <www.niir.org/project-reports/projects/rice-husk-rice-hull-rice-husk-ash-agricultural-waste-based-projects/z,,70,0,64/index.html> [consultado el 7 de abril de 2018].
- North, J.M., Becker, J.G., Seagren, E.A., Ramirez, M., Peot, C. y Murthy, S.N. (2008) 'Methods for quantifying lime incorporation into dewatered sludge II: field scale application', *Journal of Environmental Engineering* 134(9): 750–1 <[http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:9\(750\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:9(750))>.
- Olds College Composting Technology Centre (1999) *Midscale Composting Manual*, 1st edn, Calgary: Alberta Environment and Parks <<http://aep.alberta.ca/waste/legislation-and-policy/documents/MidscaleCompostingManual-Dec1999.pdf>> [consultado el 23 de mayo de 2018].
- Paluszak, Z., Skowron, K., Sypuła, M. y Skowron, K.J. (2012) 'Microbial evaluation of the effectiveness of sewage sludge sanitization with solar drying technology', *International Journal of Photoenergy* 2012: #341592 <<http://dx.doi.org/10.1155/2012/341592>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Park, H.H. (2016) *Black Soldier Fly Larvae Manual*, Amherst, MA: University of Massachusetts, <https://scholarworks.umass.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1015&context=sustainableumass_studentshowcase> [consultado el 19 de marzo de 2018].
- Phiri, J.S., Katebe, R.C., Mzyece, C.C., Shaba, P. y Halwind, H. (2014) 'Characterization of biosolids and evaluating the effectiveness of plastic-covered sun drying beds as a biosolids stabilization method in Lusaka, Zambia', *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture* 3: #61 <<https://doi.org/10.1007/s40093-014-0061-3>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Rao, K.C., Kvarnström, E., Di Mario, L. y Drechsel, P. (2016) *Business Models for Fecal Sludge Management* (Resource Recovery and Reuse Series 6), Colombo: International Water Management Institute <<https://dx.doi.org/10.5337/2016.213>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Remington, C., Cherrak, M., Preneta, N., Kramer, S. y Mesa, B. (2016) A social business model for the provision of household ecological sanitation services in urban Haiti, in *Proceedings of the 39th WEDC International Conference, Kumasi, Ghana*, Loughborough: Water, Engineering and Development Centre, University of Loughborough <<https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/resources/conference/39/Remington-2529.pdf>> [consultado el 7 de octubre de 2017].

- Rynk, R. (2008) 'Monitoring moisture in composting systems', *BioCycle Magazine* <<http://compostingcouncil.org/wp/wp-content/uploads/2014/02/7-MonitoringMoisture.pdf>> [consultado el 24 de mayo de 2018].
- Schoebitz, L., Andriessen, N., Bollier, S., Bassan, M., Strande, L. *Market Driven Approach for Selection of Faecal Sludge Treatment Products*, Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology. Dübendorf, Switzerland. June 2016. <www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Market_Driven_Approach/market_driven_approach.pdf> [consultado el 21 de diciembre de 2017].
- Schwartzbrod, J. (1997) 'Agents pathogènes dans les boues et impact des différents traitements', in *Actes des Journées Techniques – Epanchage des Boues Résiduaires*, pp. 81–9, Paris: Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie.
- Seginer, I. y Bux, M. (2005) 'Prediction of evaporation rate in a solar dryer for sewage sludge', *Agricultural Engineering International VII*: #EE05009 <www.cigrjournal.org/index.php/Ejournal/article/view/590/584> [consultado el 20 de diciembre de 2017].
- Septien, S., Singh, A., Mirara, S.W., Teba, L., Velkushanova, K. y Buckley, C. (2018) "LaDePa" process for the drying and pasteurization of faecal sludge from VIP latrines using infrared radiation', *South African Journal of Chemical Engineering* 25: 147–58 <<https://doi.org/10.1016/j.sajce.2018.04.005>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Shanahan, E.F., Roiko, A., Tindale, N.W., Thomas, M.P., Walpole, R. y Kurtböike, D.I. (2010) 'Evaluation of pathogen removal in a solar sludge drying facility using microbial indicators', *International Journal of Environment Research and Public Health* 7(2): 562–82 <<https://doi.org/10.3390/ijerph7020565>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Sunar, N.M., Stentiford, E.I., Stewart, D.I. y Fletcher, L.A. (2009) 'The process and pathogen behaviour in composting: a review', in *Proceedings of the UMT-MSD 2009 Post Graduate Seminar*, pp. 78–87, Terengganu: Universiti Malaysia Terengganu <<https://arxiv.org/ftp/arxiv/papers/1404/1404.5210.pdf>> [consultado el 11 de marzo de 2018].
- Sypuła, M., Paluszak, Z. y Szala, B. (2013) 'Effect of sewage sludge solar drying technology on inactivation of select indicator microorganisms', *Polish Journal of Environmental Studies* 22(2): 533–40 <www.pjoes.com/Effect-of-Sewage-Sludge-Solar-Drying-Technology-r-non-Inactivation-of-Select-Indicator,89007,0,2.html> [consultado el 28 de junio de 2018].
- Tamakloe, W. (2014) *Characterization of Faecal Sludge and Analysis of its Lipid Content for Biodiesel Production* (MSc thesis), Kumasi, Ghana: Department of Chemical Engineering, Kwame Nkrumah University of Science and Technology <<http://dspace.knust.edu.gh/bitstream/123456789/6686/1/WILSON%20TAMAKLOE.pdf>> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- Thoreson, C.P., Webster, K.E., Darr, M.J. y Kapler, E.J. (2014) 'Investigation of process variables in the densification of corn stover briquettes', *Energies* 7: 4019–32 <<https://doi.org/10.3390/en7064019>> [consultado el 19 de julio de 2018].

- USAID (2015) *Implementer's Guide to Lime Stabilization for Septage Management in the Philippines* [en línea], Manila: USAID <<http://forum.susana.org/media/kunena/attachments/818/ImplementersGuidetoLimeStabilizationforSeptageManagementinthePhilippines.pdf>> [consultado el 3 de marzo de 2018].
- US EPA (1994) *A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule*, Washington, DC: Office of Wastewater Management, United States Environmental Protection Agency <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/200046QX.PDF?Dockey=200046QX.PDF>> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- US EPA (1995) *Process Design Manual: Land Application of Sewage Sludge and Domestic Septage*, Washington, DC: Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency <<http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/3000409U.pdf>> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- US EPA (2000) *Biosolids Technology Fact Sheet: Alkaline Stabilization of Biosolids* Washington, DC: Office of Water, United States Environmental Protection Agency <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/901U0R00.PDF?Dockey=901U0R00.PDF>> [consultado el 11 de marzo de 2018].
- Veerannan, K.M. (1977) 'Some experimental evidence on the viability of *Ascaris lumbricoides* ova', *Current Science* 46(11): 386–7 <<http://www.jstor.org/stable/24215840>> [consultado el 19 de julio de 2018].
- Vinnerås, B., Björklung, A. y Jönsson, H. (2003) 'Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method: laboratory-scale and pilot-scale studies', *Bioresource Technology* 88: 47–54 <[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00268-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00268-7)>.
- Water Environment Federation (WEF) (2010) *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants* (Manual of Practice No. 8), 5th edn, Alexandria, VA: Water Environment Federation Press. <<https://www.accessengineeringlibrary.com/browse/design-of-municipal-wastewater-treatment-plants-wef-manual-of-practice-no-8-asce-manuals-and-reports-on-engineering-practice-no-76-fifth-edition>> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- WEF (2014) *Drying of Wastewater Solids Fact Sheet*, Arlington, VA: Water Environment Federation Press <www.wrrfdata.org/NBP/DryerFS/Drying_of_Wastewater_Solids_Fact_Sheet_January2014.pdf> [consultado el 7 de abril de 2018].
- WHO (2006) *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*, Geneva: World Health Organization <www.who.int/water_sanitation_health/sanitation-waste/wastewater/wastewater-guidelines/en> [consultado el 17 de mayo de 2018].
- Zhang, Y., Ghaly, A.E. y Li. B. (2012) 'Physical properties of rice residues as affected by variety and climatic and cultivation conditions in three continents', *American Journal of Applied Sciences* 9(11): 1757–68 <<http://dx.doi.org/10.3844/ajassp.2012.1757.1768>> [consultado el 19 de julio de 2018].

Glosario español-inglés

<i>Español</i>	<i>Inglés</i>
Aceite	Oil
Acople (<i>también acoplamiento</i>)	Coupling
Acople de cierre rápido	Quick release coupling
Afluente	Influent
Agente estructurante	Bulking agent
Agua libre	Free water
Aguas de infiltración	Seepage water
Aguas grises	Sullage or grey water
Aguas residuales	Wastewater
Alcantarillas canalizadas	Piped sewers
Ancho de garganta del canal	Flume throat width
Áreas de descarga de lodos sépticos (<i>también vertederos de descarga</i>)	Septage discharge bays
Arena	Grit
Baranda	Railing
Barras	Bars
Biodigestor de domo	Domed biodigester
Boca de inspección (<i>también alcantarilla, según el contexto</i>)	Sewer manhole
Bolsas de geotextil	Geobags
Caja amortiguadora (<i>también caja de amortiguación o de disipación, según el contexto</i>)	Stilling box
Cajas de válvula	Valve boxes
Cámara de infiltración	Leaching chamber
Cámara de separación de sólidos (CSS)	Solids separation chamber (SSC)
Camión cisterna o camión aspirador	Tanker
Canal de drenaje	Drain
Canal de Parshall (<i>también canaleta Parshall</i>)	Parshall flume
Caudal hidráulico	Hydraulic flow rate

<i>Español</i>	<i>Inglés</i>
Clasificador de arena	Grit classifier
Colector (<i>también canaleta de desagüe</i>)	Trough
Compuerta	Penstock
Contactores biológicos rotativos (CBR)	Rotating biological contactors (RBCs)
Contenido de materia seca, contenido de sólidos	Dry solids content, solids content
Contenido de sólidos suspendidos	Suspended solids content
Crecimiento suspendido	Suspended growth
Decantación (<i>también sedimentación, según el contexto</i>)	Settlement
Deflector	Baffle
Deflector de espuma	Scum baffle
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	Biochemical oxygen demand (BOD)
Demanda química de oxígeno (DQO)	Chemical oxygen demand (COD)
Desagües cubiertos	Covered drains
Desarenado	Grit removal
Deshidratación	Dewatering
Digestor de bolsa de geotextil	Geobag digester
Digestor de domo fijo	Fixed-dome digester
Efluente	Effluent
Eliminación o vertido	Disposal
Eliminación, limpieza, remoción o extracción de lodos (<i>según el contexto</i>)	Sludge removal
Escalonado o en pendiente (<i>según el contexto de este documento</i>)	Benching, benched
Evapotranspiración (ET)	Evapotranspiration (ET)
Excrementos, materias fecales, heces	Excreta
Factor pico (<i>también coeficiente máximo según el contexto</i>)	Peak factor
Filtración aeróbica (FA)	Anaerobic filter (AF)
Filtro de banda (<i>también filtro prensa de banda</i>)	Belt filter press
Filtros percoladores	Trickling filters
Flujo de descarga o flujo de lavado	Flushing flow
Fosas interceptoras o tanques interceptores	Interceptor tanks

<i>Español</i>	<i>Inglés</i>
Fosos herméticos sin dispositivo de infiltración	Cesspits
Grasa animal	Fat
Grasa vegetal	Grease
Humedales artificiales	Constructed wetlands
Índice de carga de la DBO	BOD loading rate
Inodoro con arrastre de agua o inodoro con arrastre hidráulico	Pour-flush toilet
Inodoro seco (<i>también baño seco</i>)	Dry toilet
Juntas de contracción	Contraction joints
Laguna anaeróbica	Anaerobic pond
Laguna de estabilización	Waste stabilisation pond
Laguna de maduración	Maturation pond
Laguna facultativa	Facultative pond
Lagunas aireadas, de aireación	Aerated ponds
Lecho de decantación y de secado	Decanting drying bed
Lecho de infiltración	Drainfield
Lecho de secado de arena	Sand drying bed
Lechos de secado con plantas	Planted drying beds
Lechos de secado de lodos	Sludge drying beds
Lechos de secado sin plantas	Unplanted drying beds
Letrinas de pozo seco	Dry pit latrines
Lodos fecales	Faecal sludge
Lodos sépticos	Septage
Medio filtrante	Drainage paths
Métodos de zanjas	Trenching methods
Mosca soldado negra (<i>Hermetia illucens</i>) (MSN)	Black soldier fly (<i>Hermetia illucens</i>) (BSF)
Muros de contención bajos	Low bunds
Nitrógeno amoniacal total (NAT)	Total ammoniacal nitrogen (TAN)
Nivel invertido, elevación	Invert level
Obras de toma	Headworks
Plantas de tratamiento de lodos fecales (PTLF)	Faecal sludge treatment plants (FSTPs)
Plataforma	Flat apron
Pozo de absorción	Soak pit

<i>Español</i>	<i>Inglés</i>
Pozo de absorción o sumidero	Soakaway
Pozo húmedo	Wet well
Pozo húmedo de percolación	Wet leach pit
Pozo sin revestimiento	Unlined pit
Pozos de percolación	Leach pit
Pozos, tanques y cámaras (<i>en el contexto de este libro</i>)	Pits, tanks and vaults
Prensa de lodos	Sludge press
Prensa de tornillo	Screw press
Prensa mecánica	Mechanical press
Procedimientos operativos estándar (POE)	Standard operating procedures (SOP)
Prueba de jarras	Jar test
Punto/tubo de salida	Outlet point/pipe
Rascador o espátula	Scraper
Rasqueta de espumas	Scum board
Reactor anaerobio con deflectores (RAD)	Anaerobic baffled reactor (ABR)
Reactor anaeróbico de flujo ascendente (RAFA)	Upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)
Reactor de lodos activados (RLA)	Activated sludge reactor (ASR)
Reactor secuencial por lote (RSL)	Sequencing batch reactor (SBR)
Reactores de lecho móvil con biopelícula (MBBR, <i>por sus siglas en inglés</i>)	Moving-bed biofilm reactors (MBBR)
Rebosadero, presa, vertedero	Weir
Rejillas o rejas	Racks
Saneamiento basado en contenedores (SBC)	Container Based Sanitation (CBS)
Sedimentación con espesadores por gravedad	Sedimentation gravity thickeners
Separadores ciclónicos	Vortex (separators)
Sistemas cerrados	Enclosed systems
Sistemas en flujo pistón	Plug-flow systems
Sólidos suspendidos	Suspended solids
Sólidos suspendidos en el licor mezclado (SSLM)	Mixed liquor suspended solids (MLSS)
Sólidos suspendidos totales (SST)	Total suspended solids (TSS)
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	Volatile suspended solids

<i>Español</i>	<i>Inglés</i>
Sólidos totales (ST)	Total solids (TS)
Sólidos totales disueltos (STD)	Total dissolved solids (TDS)
Sólidos volátiles (SV)	Volatile solids
Sólidos volátiles disueltos (SVD)	Volatile dissolved solids
Sólidos volátiles totales (SVT)	Total volatile solids (TVS)
Tamiz de barras (<i>también rejas de barras</i>)	Bar screens
Tamiz o criba cilíndrico	Cylindrical sieve
Tanque de sedimentación	Sedimentation tank
Tanque de sedimentación y espesamiento (TSE)	Settling thickening tank
Tanque Imhoff	Imhoff tank
Tanques con fondo tipo tolva	Hopper-bottomed tanks
Tasa de carga superficial	Surface loading rate
Tasa de carga de sólidos (SLR, <i>por sus siglas en inglés</i>)	Solids loading rate (SLR)
Tasa de desbordamiento superficial (TDS)	Surface overflow rate
Tiempo de retención de sólidos (TRS)	Solids retention time
Tiempo de retención hidráulico (TRH)	Hydraulic retention time
Tolva central o tolva de fondo	Central hopper
Tolvas con pendientes laterales o lados inclinados	A hopper with side slopes
Tramos de tuberías con bridas	Straight flanged pipe runs
Velocidad de aproximación o de acercamiento	Approach velocity
Velocidad de flujo a través de la apertura de las rejas	Flow velocity through the openings in the screen
Vertedero acampanado	Bellmouth weir
Zanja de oxidación	Oxydation ditch
Zona de descarga, punto de descarga (<i>según el contexto</i>)	Discharge point

Índice

Los números de página en *cursiva* corresponden a recuadros, figuras y tablas.

- acceso 63
 - compostaje 354
 - diseño para facilitar los procedimientos operacionales 124-9
 - vehículo 128, 142-6
- A&G *véase* aceites y grasas
- aceites y grasas (A&G) 101
 - eliminación de 171-2
 - rejillas mecánicas 164-5
- Acra *véase* Ghana
- agricultura
 - biocarbón 375
 - biosólidos 341
 - riego 93-4, 235, 238-40
- agua coloidal 299
- agua de lavado: prensas mecánicas 223
- agua intersticial 299
- agua intracelular 299
- agua ligada, componentes del 300
- aguas grises, definición de 3
- aguas negras, definición de 3
- aguas residuales
 - co-tratamiento 104-6, 289-91
 - doméstica 3
 - municipales 289-91
 - normas y directrices 92-4
 - tratamiento, aguas residuales seguidas por un 17-9
- aireación
 - abono maduro 349-354
 - mecánica 283-4
- alimentación animal: moscas soldado negras (MSN)
 - tratamiento 377-9
- almacenamiento por un período prolongado 346-8
- amoníaco 8
 - alta concentración de los lodos fecales y sépticos 95, 97, 98
 - biodigestión 178-9
 - normas de descarga de efluentes 92
 - tratamiento de líquidos 102-3, 240, 241, 242, 243, 272-3
- Antananarivo, Madagascar: bolsas de geotextil 176, 176, 183
- aplicación al suelo 23
- área de planificación 55-8
- Ascaris* 10, 94, 305, 346-7, 351, 361, 367, 377
- Banco Mundial 1, 6, 28-9
- Bangladesh
 - Bolsas de geotextil para la deshidratación de lodos 331
 - Daca: visitas sobre el terreno 47-9
- base de agua/húmedos, sistemas de saneamiento 4-5
 - definición de 3
- beneficios públicos y privados 54-5
- biocarbón 375, 376
- biodegradabilidad 97-8
- biodigestores 173-84, 346
- biogás 174, 176
 - y biocombustible: valores calóricos 345
 - producción 178-80
 - lagunas anaeróbicas 242
 - recolección 182-3
- biosólidos *véase* tratamiento de sólidos para su eliminación segura o uso final
- bombas vs. presión hidrostática 115
- Brasil 27, 255, 261, 318, 322, 325
- briquetas de combustible sólido 375-7
- cadena de servicios de saneamiento 6, 17-21
- cadena de suministro 43, 81, 116, 121
- calidad de la prestación de servicios 30-1
- calidad del concreto 131
- cámaras/letrinas de pozo 20-1
- cámaras con paredes laterales y bermas 147, 147
- cámaras de infiltración, definición de 4
- cámaras de separación de sólidos (CSS) y tanques de sedimentación y espesamiento (TSE) 196-202
- Cambérene y Rufisque, tanques de 196-8, 200, 201-2, 231
- Camerún 320, 322, 325, 346-7
- camiones cisterna
 - acceso 128, 142-6
 - eliminación periódica de lodos utilizando la manguera de succión 181
 - tiempo de viaje 59, 62-3, 64
- canales de Parshall 169, 170
- canales desarenadores parabólicos 167-8, 169-71
- capacidad operativa, opciones para adaptar la 113
- capacidades y recursos 31-3
 - véase además* financiación; personal

- capacitación 31-3, 133-4, 371
- cargas orgánicas y de sólidos suspendidos:
 - evaluación de 75-9
- cargos adicionales 34-5
- carrizos y pastos 319-20
- centrífugas 190-1, 192
- cobertura de árboles 64
- co-compostaje 350
- colaboración pública/privada 30, 36-7, 122
- combustión de sólidos secos 344
- compostaje 344, 348-59
 - critérios y procedimiento de diseño 355-9
 - ejemplo de diseño 358-9
 - objetivos y desempeño 349-52
 - consideraciones operacionales y de diseño 352-4
 - descripción del sistema 348-9
- compostaje cerrado 349
- compostaje en hileras 349
- construcción
 - y puesta en marcha 113
 - aseguramiento de la precisión y calidad 129-32
- construcción precisa, importancia de 131-2
- construcción sin fugas 131
- consumibles, disponibilidad de 116, 224
- contactores biológicos rotativos (CBR) 282-3
- contaminación de aguas subterráneas 347-8, 354
- contexto del tratamiento
 - cadena de servicios de saneamiento 17-21
 - demanda/necesidades públicas y privadas 24-6
 - financiamiento 33-5
 - instituciones 28-33
 - legislación 27-8
 - opciones de eliminación 21-4
 - otros factores externos 35-6
 - posibles cambios en la gestión 36-7
 - puntos clave 37-8
- contratos
 - construcción y supervisión del sitio 129-30
 - proveedores de equipos 117, 121
- corrosión, prevención de 130-1, 159
- co-tratamiento con aguas residuales 104-6, 289-91
- cribado 155-66
 - acceso para facilitar su limpieza 125, 126
 - grueso 100, 156-62
 - eliminación de los desechos 165-6
 - fino 162-5
 - resumen general 155-6
 - cribado grueso 100, 156-62
- Cryptosporidium parvum* 10, 361, 367
- Daca, Bangladesh, visitas sobre el terreno 47-9
- Dakar, Senegal
 - lechos de secado 301-2, 306, 309, 318
 - tanques por gravedad 206-7
 - pirólisis 375
 - tanques de Rufisque y Cambérène 196-8, 200, 201-2, 231
- definiciones y significado 2-5
- demanda bioquímica de oxígeno (DBO) 11, 75-8, 92, 97
 - biodigestores 178
 - co-tratamiento 289-90
 - humedales artificiales 279-80
 - tratamiento de líquidos 235, 236-7
 - lagunas de aireación 270, 272
 - lagunas anaeróbicas 243, 246
 - lagunas facultativas 265-7
- demanda de oxígeno 5, 8
 - medidas 10-11
 - véase además* demanda bioquímica de oxígeno (DBO); demanda química de oxígeno (DQO)
- demanda química de oxígeno (DQO) 10-1, 75-7, 92-3, 95, 97-8
 - biodigestores 178-9
 - co-tratamiento 289
 - tratamiento de líquidos 235-7
 - RAD 250-51, 251-2, 255, 258
- desarenado 101, 166-71
- desarrollo de consenso en la planificación 53-5
- deshidratación de sólidos 103-7
 - bolsas de geotextil 331
 - presas mecánicas 330
 - mecanismos 299-300
 - resumen de las opciones de deshidratación 300-1
 - puntos clave 332
 - véase además* lechos de secado con plantas; lechos de secado sin plantas
- deshidratación *véase* deshidratación de sólidos
- diagrama de flujo de excrementos (EFD) 53
- digestión aeróbica 173
- digestión anaeróbica 173-4
- digestor de bolsa de geotextil 176-7, 176, 182, 183
 - deshidratación de lodos 331
- digestor de domo fijo 174-5, 182, 184
- discusiones de grupo 50-1
- diseño de procesos para un funcionamiento eficiente 117-20
- distancias, entre las plantas de tratamiento y las viviendas 61
 - tiempo de viaje de los camiones cisterna 58-9, 62-3
- dosificación de polímeros 222, 228
- educación 26
- ejercicios de consulta 53
- eliminación periódica de lodo 181, 95
- emisión de olores de las lagunas anaeróbicas 244

- encuestas realizadas en los hogares 52
- enfoques centralizados y descentralizados 58-60, 58-9
- entrevistas y observaciones: usuarios y proveedores 49-51
- equipo eléctrico 123, 133
- Escherichia coli* (*E. coli*) 9, 94, 361, 367
- espesadores por gravedad 190, 191, 202-3
 - critérios y procedimiento y diseño 208-14
 - consideraciones operacionales y de diseño 206-7
 - descripción del sistema 202-5
- espuma véase gestión de lodos y espuma 103
- estabilización 172-84
 - digestión aeróbica 173
 - digestión anaeróbica 173-4
 - resumen 172
 - biodigestores de pequeña escala 174-84 véase además estabilización con cal
 - estabilización con cal 172-3, 360-63
 - critérios y procedimientos de diseño 362-63
 - ejemplo de diseño 363
 - consideraciones operacionales y de diseño 361
 - descripción del sistema 360
- estaciones de transferencia 59-60
- estaciones de transferencia móviles 59
- evaluación cuantitativa de los riesgos microbianos (ECRM) 94, 341-2
- evaluación de la carga futura 71-5
- evaluación de la carga hidráulica 69-75
- evaluación de la carga véase planificación para el tratamiento mejorado
- evaluación preliminar de un tratamiento mejorado 45-53
- evapotranspiración (ET) 319
- evitar la sedimentación 125-7, 126
- exclusión de aguas pluviales 303, 306, 354
- excrementos
 - definición de 2-3
 - salud pública y medioambiente 7-9
- experiencia operacional, evaluación de la 112-3
- facilitación de procedimientos operacionales 124-9
- fenómeno de "piping": biodigestión 180
- Filipinas
 - comparación de los costos de las opciones mecanizadas y no mecanizadas 83
 - incentivos locales 61
 - zona de descarga 149
 - sistemas de cobro por servicios 26, 34-5, 36
- filtros percoladores 281-2
- filtros prensa de banda 218-20, 219, 220, 221, 223, 228
- financiamiento 33-5, 116-7
 - uso final de biosólidos 340-1
 - construcción 113-4
 - mantenimiento y reparación 120-1
 - venta de plantas 320
- fluctuaciones en las cargas hidráulicas y orgánicas 118
- fluido no newtoniano 5
- flujo
 - atenuación 153-5
 - diagrama de flujo de excrementos (EFD) 53
 - tamaño 151-3
 - variaciones de flujo 79-81
 - velocidad 160-2, 169-71
- flujo máximo por hora, evaluación de 70-81
- flujo máximo y tiempo necesario para la descarga 151-3
- fosas sépticas 3-4, 19-20
- fosos herméticos sin dispositivo de infiltración, definición de 4
- funcionarios gubernamentales, reuniones con 45-6
- Fundación Bill & Melinda Gates (BMGF) 6
- geología e hidrogeología 64
- gestión
 - posibles cambios en la 36-7
 - estructuras y sistemas para un funcionamiento efectivo 120-3
 - y sistemas de apoyo 116
- gestión de lodos y espuma 118-9
 - ejemplos de descuido o retraso en la eliminación de los lodos 119, 119-20
 - emisión de olores de las lagunas anaeróbicas 244
- gestión municipal 30
- gestión y recursos operacionales 116
- Ghana
 - Acra
 - co-compostaje 350
 - lechos de secado 305, 308
 - PTLF de Achimota 196, 197, 200-2, 231
 - aplicación al suelo no reglamentada 23
 - descuido o retraso en la eliminación de los lodos 119
 - estudios de patógenos 351, 352
 - tasas de carga 308-9
 - Giardia intestinalis* 10
- Haití: compostaje 350, 353
- helmentos/huevos de helmentos 10, 24
 - Áscaris* 10, 94, 305, 346-7, 351, 361, 367, 377
 - compostaje, Ghana 352
 - lechos de secado 305, 320
 - estabilización con cal 361
 - secado solar 367
 - normas y directrices 93, 341, 342, 351
 - Trichuris trichiura*, 10, 93, 305
- hidrogeología y geología 64
- hogares, distancia entre las plantas de tratamiento y los 60-1

- humedales artificiales 277-81
 - critérios y procedimiento de diseño 279-81
 - consideraciones operacionales y de diseño 278-9
 - descripción del sistema 277-8
 - véase además* lechos de secado con plantas
- iluminación 146, 378
- imágenes satelitales 47
- indicador (relación DQO/DBO) 75-7, 97, 236-7
- Indonesia
 - Denpasar: filtro prensa de banda 220
 - Jombang: Arreglo de cubierta en un lecho de secado 306
 - Palu: planificación para un tratamiento mejorado 51, 56-7, 61, 62, 68
 - personal cualificado 122
 - Surabaya: error de construcción 131
 - Tabanan: cámaras de separación de sólidos (CSS) 125-7, 197, 198-9, 201-2
 - tasas de acumulación de lodos fecales en ciudades 73
 - Tegal
 - discusiones de grupo con los operadores de camiones cisterna 51
 - descuido o retraso en la eliminación de lodos 119
 - cámara de recepción de lodos sépticos 147
 - Yakarta
 - rejillas finas 162-5
 - aerador de superficie de alta velocidad 271
 - presas de tornillo 218, 225
- información
 - y sistemas de información 116
 - véase además* planificación para un tratamiento mejorado
- ingresos
 - de la venta de plantas 320
 - de la venta de lodos tratados 34
- instituciones 28-33
 - y modelos mentales 28-9
 - área de planificación 57-8
 - planificación y diseño para un funcionamiento efectivo 120-3
- estructuras 29-30
- sistemas 30-1
- inundaciones 64, 347, 354
- Kenia
 - co-compostaje 350
 - canal desarenador en una planta de tratamiento de aguas residuales 168
- lagunas anaeróbicas 119, 124, 191, 194-5, 241-8
 - critérios y procedimiento de diseño 242-8
 - ejemplo de diseño 247-8
 - consideraciones operacionales y de diseño 241-2
- lagunas de aireación 269-77
 - critérios y procedimiento de diseño 272-5
 - ejemplo de diseño 275-7
 - consideraciones operacionales y de diseño 270-2
- lagunas de maduración 285-8
 - critérios y procedimiento de diseño 286-8
 - ejemplo de diseño 288
 - consideraciones operacionales y de diseño 285
- lagunas facultativas 263-8
 - critérios y procedimiento de diseño 265-7
 - ejemplo de diseño 267-8
 - consideraciones operacionales y de diseño 264-5
- Latinoamérica
 - Brasil 27, 255, 261, 318, 322, 325
 - reactor anaeróbico de flujo ascendente (RAFA) 261
- lecho de infiltración, definición de 4
- lechos de decantación y de secado 191, 214-6
- lechos de secado 191, 194
 - véase además* lechos de secados con plantas; lechos de secado sin plantas
- lechos de secado con cubierta 306, 306
- lechos de secado con plantas 318-30
 - consideraciones operacionales y de diseño 323-7
 - critérios y procedimientos de diseño 327-9
 - descripción del sistema 318-22
 - desempeño 322-3
 - ejemplo de diseño 329-30
 - véase además* humedales artificiales
- lechos de secado de lodos *véase* lechos de secado; lechos de secado con plantas; lechos de secado sin plantas
- lechos de secado sin plantas 301-18
 - consideraciones operacionales y de diseño 306-8
 - critérios y procedimiento de diseño 308-16
 - descripción del sistema 301-4
 - desempeño 304-5
 - ejemplo de diseño 316-8
- legislación 27-8
- letrinas de pozo/cámaras 20
- lodos fecales de alta concentración
 - y lodos sépticos de baja concentración, distinción 5
 - parcialmente estabilizados, procesos de tratamiento 95-8
- lodos fecales de alta concentración y los lodos sépticos de baja concentración, distinción 5
- lodos fecales, definición de 4-5
- lodos sépticos, definición de 4-5

- Madagascar: digestor de bolsas de geotextil 176-7, 176, 182
- mantenimiento y reparación 118
 - humedales artificiales 278
 - lagunas de aireación 272
 - presas mecánicas 224
- Malasia
 - bolsas de geotextil 331
 - evaluación de la demanda futura 74
 - normas de descarga de aguas residuales 92
- medioambiente
 - compostaje 348, 354
 - y excremento 8-9
 - diseño de una prensa mecánica 224
- método de compostaje en pozos 24
- México: Sistema Biobolsa 176, 183
- modelos mentales e instituciones 28-9
- monitoreo
 - compostaje 354
 - estabilización con cal 362
 - presas mecánicas 223-4
- moscas soldado negras (MSN)
 - tratamiento 377-9
- Myanmar: campo de desplazados en Sittwe 201, 205, 207, 208, 212-4
- necesidades privadas y públicas y la importancia de la demanda 24-6
- necesidades/demandas privadas y públicas 24-6
- nematodos intestinales *véase* helmintos
- nitrógeno 9
 - nitrógeno amoniacal total (NAT) 179, 240-1
 - relación carbono a nitrógeno (C:N) 178, 348, 354, 356-8
- nitrógeno amoniacal total (NAT) 179, 240-1
- normas de descarga de efluentes 92-4
- normas de descarga de efluentes del Reino Unido 92
- normas y directrices 92-4
- normas y directrices de eliminación y reutilización de sólidos 94
- normas y legislación 26-8
- Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) 2, 337
- Omniprocador de Janicki 345
- OMS 94, 341-2, 342, 351
 - véase además* US EPA
- opciones de secado 365-74
- opciones de tratamiento aeróbicos y facultativos de líquidos 263-84
- opciones de tratamiento anaeróbico de líquidos 240-62
- opciones tecnológicas 106-8
 - influencia de la disponibilidad de recursos 114-7
 - planificación para el tratamiento mejorado 81-4
 - separación sólido-líquido 191-3
 - véase además* tecnologías específicas; sistemas mecanizados y no mecanizados
- operadores
 - diseño teniendo en cuenta a los operadores 123-9
 - véase además* personal
- operadores de camiones cisterna
 - tarifas 33-4
 - discusiones de grupo 51
- Organización Mundial de la Salud (OMS)
 - directrices 94, 341-2, 342, 351
- patógenos 7-8
 - directrices para el uso de aguas residuales 93-4
 - límites recomendados de patógenos para la reutilización de biosólidos 342
 - tipos y medida 9-11
 - véase además* tipos específicos
- per cápita, tasas de acumulación de lodos fecales 71-5
- personal
 - capacidad y buenas prácticas operacionales 133-8
 - capacitación 31-3, 133-4, 371
 - contratación y retención de personal 121-2
 - requerimientos laborales para lechos de secado 307-8, 320, 326-7
 - véase además* operadores
- piezas de repuesto 116, 121
- pirólisis 344, 375-7, 376
- planificación para el tratamiento mejorado 41-3
 - desarrollo de consenso 53-5
 - determinación del área de planificación del proyecto, el área de servicio de la planta y su ubicación 55-66
 - evaluación de la carga 66-8
 - hidráulicas 69-75
 - sólidos orgánicos y suspendidos 75-9
 - tener en cuenta las variaciones de flujo 79-81
 - evaluación preliminar y análisis 45-53
 - información disponible de la situación existente 42
- objetivos 43
- opciones tecnológicas 81-4
 - proceso de diseño, visión general y 44, 45
 - puntos clave 84-6
- planificación y diseño para una operación efectiva 111-2
 - capacidad de personal y buenas prácticas operacionales 133-8
 - construcción que asegura buena calidad y precisión 129-32
 - diseño de procesos 117-20
 - diseño para los operadores 123-9

- disponibilidad de recursos y elección de las tecnologías 114-7
- estructuras y sistemas de gestión 120-3
- evaluación de la experiencia operacional 112-3
- opciones para adaptar la capacidad operativa a la carga de material que se va a procesar 113-4
- puntos clave 138-9
- plantas
 - ingresos de la venta de 320
 - sembrado y entresacado 325-6
 - tipos 319
- plataforma rodeada por un muro bajo de protección 147-9
- pozo de absorción, definición de 4
- pozos de percolación, definición de 3-4, 19-20
- precios de terreno 63
- presas de tornillo 217-8, 221, 223
 - cálculo de diseño de una prensa de tornillo 228-9
- presas mecánicas 191, 216-29
 - consideraciones operacionales y de diseño 221-5
 - criterios y procedimientos de diseño 225-9
 - descripción del sistema 217-20
 - desempeño 220-1
 - deshidratación de lodos 331
 - resumen 216-7
- presión hidrostática 115
- presión hidrostática vs. bombeo 115
- presupuesto municipal, transferencia de fondos del 34
- prevención de salpicaduras y derrames: recepción 146-51
- procedimientos operativos estándar (POE) 134-8
- producción de metano 178-9
- protozoos 10
- proveedores de servicios, entrevistas y observaciones 49-51
- proximidad a un curso de agua 64
- radiación infrarroja 364-5
- reactor de lodos activados (RLA) 283
- reactor anaeróbico de flujo ascendente (RAFA) 261-2
- reactor anaerobio con deflectores (RAD) 248-60
 - consideraciones operacionales y de diseño 253-5
 - criterios y procedimientos de diseño 255-9
 - desempeño 250-1, 251-2
 - ejemplo de diseño 259-60
- reactor de lecho móvil con biopelícula (MBBR) 283
- reactor secuenciales por lote (SBR) 283
- recepción 142-55
 - acceso de vehículos y flujo del tráfico 142-6
 - atenuación de flujo 153-5
 - instalaciones 146-51
 - tamaño de las instalaciones 151-3
 - y tratamiento preliminar 101, 107, 141-2, 143, 184-5
- recuperación de tierras y bosques 24
- recursos
 - y capacidad 31-3
 - y elección de tecnologías 114-7
 - véase además financiamiento
- reducción del contenido de agua 8
 - véase además deshidratación de sólidos
- reducción del número de patógenos 9
 - cal hidratada 361
 - secado solar 367, 367-8
 - tratamiento de líquidos 284-8
 - tratamiento de sólidos para su eliminación segura o uso final 346-65
- rejas de barras
 - criterios de diseño 160-2
 - limpieza manual o mecánica 156-8
- rejas de barras 156-60
- rejas finas 162-5
- rejas finas de limpieza mecánica 163
- rejas horizontales 162
- relación carbono a nitrógeno (C:N) 178, 348, 354, 356-8
- reparaciones véase mantenimiento y reparaciones; repuestos
- repuestos 116, 121
- requisitos de contenido de sólidos secos 344-5
- residentes locales, oposición a las plantas de tratamiento por parte de los 65
- reutilización de sólidos, requisitos de tratamiento adicional para la 103-4
- Ruanda, secador térmico para la reutilización de sólidos 373
- Salmonella* spp. 342, 361, 377
- salud
 - uso final de biosólidos 341-4
 - excrementos 7-8
- salud pública véase salud
- salud y seguridad
 - diseño orientado hacia 123-4
 - cal hidratada 362
 - presas mecánicas 224
 - secado térmico 371
- saneamiento basado en contenedores (SBC), sistema de 3
 - y dispositivos de saneamiento con sistema de transporte 20
- saneamiento urbano
 - desafío 1-2
 - necesidad de 5-6
- Schistosoma haematobium* 7-8, 351

- secado solar 365-9
 - critérios y procedimientos de diseño 368-9
 - consideraciones operacionales y de diseño 367-8
 - desempeño 366-7
 - descripción del sistema 365-6
- secado térmico 344, 369-74
 - critérios y procedimiento de diseño 371-3
 - consideraciones operacionales y de diseño 371
 - rango de desempeño 370-1
 - descripción del sistema 369-70, 373
- seguridad *véase* salud y seguridad;
 - tratamiento de sólidos para su eliminación segura o uso final
- Senegal *véase* Dakar, Senegal
- separación sólido-líquido 102, 106-7
 - contexto 189-90
 - mecanismos 190-1
 - objetivos 190
 - puntos clave 203-5
 - tecnologías 191-3
 - véase además* tecnologías especializadas
- separadores de vórtice 168
- servicios posventa del fabricante 116
- servicios públicos 63
 - véase además* suministro de electricidad; suministro de agua
- sistemas autónomos in situ 21
- sistemas convencionales de eliminación y almacenamiento 20
- sistemas de alcantarillado seguidos por tratamiento de aguas residuales 19
- sistemas de alcantarillado, definición de 4
- sistemas de apoyo 116
- sistemas de saneamiento colectivo 4
- sistemas de saneamiento seco 4-5
 - definición 3
 - tipos 19-21
- sistemas de tratamiento individuales o *in situ* 3-4, 19-21
- sistemas híbridos, definición de 4, 19
- sistemas mecanizados y no mecanizados 64-5, 82-4
 - cribado grueso 156-62
 - eliminación de lodos en sistemas de biodigestión 181-2
- sistemas no mecanizados *véase* sistemas mecanizados y no mecanizados
- sólidos disueltos totales (SDT) 11, 236-7
- sólidos suspendidos
 - sólidos suspendidos del licor mezclado (SSLM) 283
 - evaluación de cargas orgánicas 75-9
 - sólidos suspendidos volátiles (SSV)/sólidos volátiles (SV) 11
 - véase además* sólidos suspendidos totales (SST)
- sólidos suspendidos totales (SST) 11, 75-6, 76-7, 95, 235-7
 - lagunas de aireación 269-70
 - lagunas anaeróbicas 246
 - co-tratamiento 289-90
 - lagunas facultativas 263
- sólidos totales (ST) 11, 174, 177, 236-7
- sólidos volátiles (SVD, SVS y SV) 11, 236-7
- subsidio cruzado 35
- Sudáfrica 24
 - deshidratación y pasteurización de lodos de letrinas (LaDePa) 364
 - tasas de acumulación de lodos fecales 73
 - manual de capacitación 133-4
- suministro de agua 63, 164
- suministro de energía *véase* suministro eléctrico
- suministro eléctrico 115, 164, 181-2, 216, 269, 370
 - iluminación 378
- supervisión del sitio 129-30
- talleres participativos y ejercicios de consulta 53
- tanques con fondo tipo tolva 203-6, 206-7, 208, 209-10
 - ejemplo de diseño 212-4
- tanques de concreto reforzado 131
- tanques de Rufisque y Cambérène 197-8, 200, 201, 231
- tanques de sedimentación 190-1
 - véase además* tanques de sedimentación y espesamiento (TSE)
- tanques de sedimentación y espesamiento (TSE) 191
 - y cámaras de separación de sólidos (CSS) 196-202
 - véase además* tanques de sedimentación
- tanques Imhoff 147, 191-2, 232
- tasas de acumulación de lodos fecales per cápita 71-5
- Tegal *véase* Indonesia
- tiempo de retención de sólidos (TRS):
 - biodigestores 178
- tiempo de retención hidráulico (TRH) 178, 197-8, 200, 210-12
- topografía 63
- trabajadores *véase* operadores; personal
 - tratamiento
 - indicadores y medidas clave 9-11
 - objetivos 7-9, 43, 91-4
 - publicaciones 11-12
 - puntos clave 108-9
 - unidades de tratamiento y sus funciones 98-104
 - véase además* saneamiento urbano
- tratamiento de líquidos 102-3, 106-7, 235-92
 - co-tratamiento con las aguas residuales municipales 289-91
 - desafíos y opciones de tratamiento 236-8
 - objetivos 235-6

402 TRATAMIENTO DE LODOS FECALES

- opciones de tratamiento anaeróbico 240-62
- opciones de tratamientos biológicos aeróbico y facultativo 263-84
- procesos y las tecnologías, resumen de los 238-40, 239
- puntos clave 291-2
- reducción del número de patógenos 284-8
- tratamiento de sólidos para su eliminación segura o uso final 337-8, 339
 - condiciones previas y requisitos para el uso final de los sólidos 340-6
 - moscas soldado negras (MSN), tratamiento con 377-9
 - normas y directrices 94
 - opciones de secado 365-74
 - pirólisis 344, 375-7, 376
 - reducción del número de patógenos 346-65
 - tratamiento adicional para la reutilización 103-4, 107-8
- tratamiento preliminar 101, 107, 141-2, 143, 184-5
 - véase además* recepción
- tratamientos de aireación mecánica 283-4
- Trichuris trichiura* 10, 94, 305
- tuberías con acoples especializados 149-50
- tuberías obstruidas, acceso para destapar las 127-8

- ubicación de la planta 60-6
- US EPA 11, 21-3, 80
 - biosólidos de clase A y clase B, directrices 94, 341-4
 - biodigestores 346
 - compostaje 349-51
 - estabilización con cal 360-1
 - co-tratamiento 290
 - lagunas de aireación 269
 - lechos de decantación y de secado 214-5
 - uso final *véase* tratamiento adicional de sólidos para su eliminación segura o uso final
 - usuarios y proveedores, entrevistas y observaciones 49-51

- vaciado de lodos
 - acceso a lagunas y tanques 124
 - laguna anaeróbica 242
 - laguna facultativa 265
 - reactor anaeróbico con deflectores (RAD) 253-4
- vaciado de pozos/tanques *véase* evaluación de la carga hidráulica
- valores calóricos 345-6
- vehículos de descarga *véase* camiones cisterna
- ventilación 306-7, 327, 354
 - moscas soldado negras (MSN) 378
 - secado solar 365, 366, 369
- visitas sobre el terreno 47-9

- Yakarta *véase* Indonesia

- Zambia
 - desarenado 167
 - digestor de domo fijo 174-5
 - distancias entre las plantas de tratamiento y las viviendas 61
 - zona de servicio de la planta 58-60

TRATAMIENTO DE LODOS FECALES

Muchos países de ingresos medios y bajos están viviendo una rápida urbanización, lo cual genera una necesidad imperante de servicios, entre los que se encuentran los servicios de saneamiento. Si bien algunas zonas en pueblos y ciudades cuentan con servicios de alcantarillado, la mayoría de la población sigue utilizando diversas formas de saneamiento in situ, en especial los pobres de las zonas urbanas. Estos tipos de saneamiento requieren un vaciado periódico y el material extraído debe ser tratado antes de su reutilización o eliminación segura al medioambiente.

Este libro hace frente a la urgente necesidad de tratar los volúmenes cada vez mayores de lodos fecales y sépticos en los pueblos y ciudades del Sur global en rápida expansión. Además, analiza los contextos urbanos que afectan los requisitos de tratamiento y los procesos generales de tratamiento de los lodos sépticos. Examina las opciones y los enfoques de diseño en cada etapa del tratamiento, desde la recepción, pasando por el tratamiento preliminar, la separación sólido-líquido, el tratamiento aeróbico y anaeróbico de las fracciones sólidas y líquidas separadas, hasta los sistemas para hacer que los productos tratados sean aptos para su reutilización en la agricultura o como combustible. Este libro proporciona una orientación clara y sencilla sobre las opciones para el tratamiento de los lodos fecales y las posibilidades existentes entre dichas opciones. Todos los conceptos y enfoques son claramente explicados para que este libro sea accesible a un público no especializado.

Tratamiento de Lodos Fecales es una obra esencial para los planificadores e ingenieros que trabajan con los gobiernos locales, los departamentos especializados del gobierno central, las ONG y las empresas consultoras que se encargan de la planificación y el diseño de las plantas de tratamiento de lodos sépticos, los investigadores y los estudiantes de saneamiento urbano.

Kevin Tayler es un consultor independiente, profesor honorario de la Escuela de Planificación y Geografía de la Universidad de Cardiff. Tiene un título de ingeniero civil, y cuenta con experiencia en la planificación y el diseño de instalaciones para el tratamiento de aguas residuales en el Reino Unido. El autor cuenta además con más de 35 años de experiencia en países del Sur global, principalmente en el suministro de agua y servicios de saneamiento.

“Este libro se convertirá en el texto de referencia para todos los cursos de saneamiento en los países del Sur global.” **Profesor Chris Buckley**, Grupo de Investigación sobre la Contaminación, Universidad de KwaZulu-Natal, Durban, Sudáfrica

“Un recurso oportuno que brinda a los profesionales el apoyo técnico que tanto necesitan para el diagnóstico, la planificación y la gestión de los lodos fecales.” **Dr. Darren Saywell**, Director, Servicios de Agua, Desarrollo Internacional AECOM, Estados Unidos

