

Uso Final de los Productos de Tratamiento

Ives Kengne, Berta Moya Díaz-Aguado y Linda Strande

Objetivos de aprendizaje

- Entender las preocupaciones generales respecto a la recuperación de recursos y las maneras de asegurar una protección adecuada de la salud humana y ambiental.
- Conocer las consideraciones para determinar los mejores métodos para aplicar los lodos en la tierra y las cantidades que son convenientes.
- Tener claro cómo determinar los usos y otras opciones aceptables para la descarga de los líquidos que salen del manejo de lodos fecales.
- Comprender las diversas oportunidades para la recuperación de recursos de los lodos fecales y los criterios claves para la selección de las opciones más procedentes.

10.1 INTRODUCCIÓN

Los capítulos anteriores analizaron las maneras de estabilizar, secar y sanear los lodos fecales (LF) usando diferentes tecnologías de tratamiento o combinaciones de estas. Cada tecnología genera productos que deben: (1) recibir tratamiento adicional, (2) desecharse en alguna parte adecuada, o (3) aprovecharse para la recuperación de recursos. Cada uno de los productos, por ejemplo lodos secos, compost, lixiviados y biogás, tiene un valor intrínseco que puede servir para transformar el tratamiento en una manera de recuperar recursos y crear valores y no solamente una medida de protección del ambiente y la salud pública. Este capítulo se centra en los productos finales del manejo de LF (MLF), aborda las posibles dificultades o limitaciones en su uso y analiza los pasos adicionales que deberían aplicarse para convertir estos desechos en bienes valiosos.

A lo largo de la historia, los LF fueron aprovechados más comúnmente como enmiendas y fertilizantes orgánicos del suelo, ya que los excrementos contienen nutrientes esenciales para las plantas y materia orgánica que aumenta la capacidad de los suelos de retener el agua. Sin embargo, también existen otras opciones de tratamiento que permiten la recuperación de recursos. Por ejemplo, se puede producir biogás por digestión anaeróbica de los LF para usarse como combustible, mientras los lodos restantes sirven de enmienda del suelo. Además, existen iniciativas innovadoras que están desarrollando otros productos, como nuevos biocombustibles o proteína en la forma de las larvas de la mosca *Hermetia illucens*.

Tabla 10.1 Resumen de las opciones para recuperar recursos de los lodos fecales

Producto	Tecnología de tratamiento
Enmienda del suelo	LF sin tratamiento
	Lodos secos de los lechos de secado
	Compost
	Gránulos ('pellets')
	'Digestato' de la digestión anaeróbica
	Lo que queda después de la conversión con las larvas de <i>Hermetia illucens</i>
Agua recuperada	LF líquidos sin tratamiento
	Efluente de estaciones de tratamiento de LF (ETLF)
Proteína	Larvas de <i>Hermetia illucens</i>
Forraje animal y otras plantas	Lechos de secado con plantas
Peces y plantas acuáticas	Lagunas de estabilización y acuicultura
Materiales de construcción	Incorporación de lodos secos y sus cenizas
Biocombustibles	Biogás de la digestión anaeróbica
	(Co-) combustión de LF
	Pirólisis (un tipo de carbonización) de LF secos
	Biodiésel de LF

El presente capítulo resume las opciones para recuperar recursos mediante varias tecnologías, tanto procesos establecidos como innovaciones alentadoras, tanto por su valor biológico como por su valor energético.

10.2 OPCIONES PARA LA RECUPERACIÓN DE RECURSOS

Existen muchas tecnologías para el tratamiento de los LF y estas pueden combinarse de varias maneras. Todas estas generan productos que requieren mayor tratamiento, pueden ser desechados inocuamente o pueden aprovecharse para recuperar recursos. El uso potencial que se les va a dar a estos productos debe ser considerado desde el inicio de la fase de diseño de un sistema de MLF, puesto que la calidad de los productos generados está ligada directamente a la tecnología que se aplica. La Tabla 10.1 resume las opciones de recuperación de recursos.

10.3 PREOCUPACIONES GENERALES

Al implementar la recuperación de recursos, es primordial evaluar sus posibles constituyentes que podrían impactar a los humanos y el ambiente, como es el caso de los patógenos y los metales pesados. También, es necesario tomar en cuenta ciertos factores sociales, como la aceptabilidad y la demanda del mercado, a fin de asegurar una buena aceptación de los productos.

10.3.1 Patógenos

Los LF inician su periplo con grandes cantidades de microorganismos que tienen su origen principalmente en las heces. Algunos de estos microbios causan enfermedades mediante un contacto directo o indirecto con las personas y, por lo tanto, representan un gran riesgo para la salud pública. Son transmitidos a través de diferentes ciclos de infección, que pueden incluir diferentes fases y diferentes hospederos. Una de las rutas de transmisión más comunes es la que involucra cantidades imperceptibles de heces que llegan hasta la boca de otra persona (Figura 10.1).

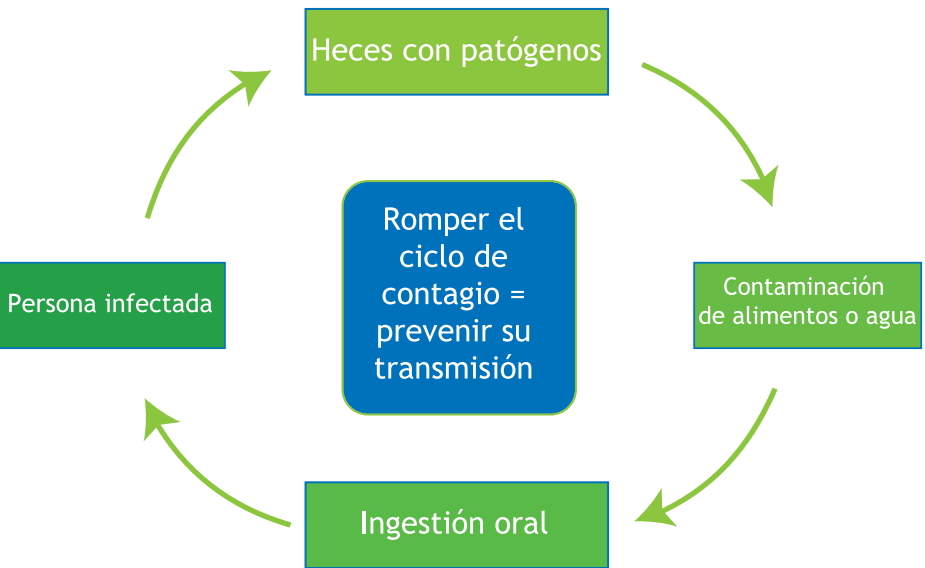


Figura 10.1 El ciclo de transmisión fecal-oral de patógenos.

El ciclo de transmisión de patógenos puede interrumpirse por medio de barreras que impiden el contagio de nuevas personas. El grado de tratamiento de los LF que es necesario para lograr una higiene adecuada depende de la opción de uso o desecho final. Por ejemplo, las rutas de exposición son muy diferentes si los LF se descargan en el ambiente, si se aplican en la agricultura o si se queman. Las pautas de la Organización Mundial de la Salud para prácticas agrícolas seguras especifican que no debe haber más de un huevo de helminto por gramo de sólidos en aguas de riego sin restricción (Montresor *et al.*, 1998). Sin embargo, la misma organización publicó posteriormente sus Pautas para el Uso Seguro de Aguas Servidas, Excremento y Aguas Grises en la Agricultura y la Acuicultura, en las cuales se enfatiza menos este tipo de límites y más bien se resalta un enfoque de barreras múltiples, con la aceptabilidad de menores de tratamiento en combinación con otras 'barreras' a lo largo de la cadena de saneamiento. Este concepto, junto con un sistema de evaluación y manejo de riesgos para proteger la salud pública, se explica en detalle en la publicación, Uso Seguro de Aguas Servidas y Excremento, que se puede descargar gratuitamente (en inglés y francés) desde: www.who.int/en/ (OMS, 2006).

Una primera barrera a la transmisión de enfermedades puede establecerse con un MLF que logra un buen grado de reducción de patógenos. Las siguientes son otras barreras al contagio que se podría aplicar:

- No aplicar los LF en los cultivos que se consumen crudos;
- No cosechar el producto durante un tiempo prudente después de la aplicación de LF;
- Regar por goteo o de manera subterránea;
- Restringir el acceso de trabajadores y del público general durante su aplicación;
- Utilizar equipos de protección personal; y
- Aplicar métodos seguros en la preparación de las comidas (p.ej., lavar, pelar y cocinar).

Al considerar el riesgo de infección, se deben tomar en cuenta los trabajadores, sus familias, las comunidades aledañas y los consumidores de los productos.

10.3.2 Metales pesados

Debido a su toxicidad y efectos negativos a largo plazo sobre los suelos, los metales pesados representan un peligro. Deben ser evaluados independientemente caso por caso, pero solo son de mayor preocupación cuando los LF están mezclados con aguas servidas industriales (no debidamente pretratadas). También, pueden ingresar desde los hogares mediante la incorrecta disposición de pilas, solventes y pinturas. Su concentración

Tabla 10.2 Límites para las concentraciones de metales y metaloides en lodos fecales tratados (biosólidos) que se aplican en la tierra, en Estados Unidos y Europa.

Parámetro	Límite (mg/kg)		
	Biosólidos de 'Calidad Excepcional' (USEPA, 1999)	Compost 'EtiquetaEco' (Hogg <i>et al.</i> , 2002)	España (Hogg <i>et al.</i> , 2002)
Arsénico (As)	41	-	-
Mercurio (Hg)	17	-	-
Hierro (Fe)	no medible	-	-
Plomo (Pb)	300	100	750
Níquel (Ni)	420	50	300
Cromo (Cr)	1.200	100	1.000
Cadmio (Cd)	39	1	20
Cobre (Cu)	1.500	100	1.000
Zinc (Zn)	2.800	50	2.500
Selenio (Se)	36	-	-

total en los LF es distinta de la concentración bio-disponible de metales, puesto que la materia orgánica en los LF puede fijar los metales de tal manera que no sean medibles. Por esta razón, estos lodos son utilizados en la remediación de sitios contaminados con metales pesados.

La Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. (USEPA) ha establecido límites para las concentraciones de metales pesados en lodos de aguas servidas a aplicarse en la tierra, basándose en lo que se considera un ‘escenario del peor de los casos’ de acumulación de los metales a lo largo de 100 años de deposición. Estos límites conservadores han sido determinados para proteger la salud humana y ambiental, pero en Europa los valores son en general aún más estrictos (Tabla 10.2).

10.3.3 Factores sociales

Diferentes sociedades y culturas reaccionan de manera distinta al manejo de excremento humano y es necesario tomar en cuenta estas diferencias al evaluar el mejor uso final de los LF. Algunas culturas rechazan completamente cualquier uso del excremento, mientras otras tienen una larga tradición de su uso en la agricultura. Sin embargo, el uso de los LF tratados es generalmente mucho más aceptable, en comparación con lo del excremento fresco, gracias a su mejor apariencia, ausencia de olor y mayor higiene. En una sociedad en la que el uso de LF en la agricultura es tabú, otras soluciones podrían ser más admisibles, como su uso en materiales de construcción o como combustible. También es necesario evaluar la demanda del mercado para los posibles productos antes de seleccionar el tratamiento y los materiales que serán generados (Diener *et al.*, 2014).

10.4 USO DE LODOS FECALES COMO ENMIENDA DEL SUELO

El uso de LF como una enmienda del suelo puede variar desde su entierro en zanjas profundas hasta la venta comercial del compost empacado para uso por las familias en la horticultura y la jardinería. Su uso como enmienda del suelo ofrece muchas ventajas sobre aplicar solo fertilizantes químicos (Strauss, 2000). La materia orgánica en los LF incrementa la capacidad de retención del agua del suelo, contribuye a la estructura, reduce la erosión y es una fuente de nutrientes liberados paulatinamente. Sin embargo, es necesario analizar el destino de los posibles patógenos y metales pesados que podrían estar presentes (y quiénes podrían estar expuestos a ellos), así como la aceptación social que puede estar ligada estrechamente al valor comercial de los productos. También, se deben considerar los nutrientes específicos que pueden o no limitar a los cultivos deseados en los suelos locales.

Tabla 10.3 Contenido de nutrientes en la orina y las heces, junto con la cantidad requerida para producir 250 kg de granos (Drangert, 1998).

Nutrientes	Orina ¹ (kg)	Heces ² (kg)	Total (kg)	Cantidad requerida para producir 250 kg de granos (kg)
Nitrógeno (N)	4,0	0,5	4,5	5,6
Fósforo (P)	0,4	0,2	0,6	0,7
Potasio (K)	0,9	0,3	1,2	1,2
Total de NPK	5,3	1,0	6,3	7,5

¹ 500 L/persona/año; ² 50 L/persona/año

10.4.1 Contenido nutritivo

En teoría, los LF producidos por una persona en un año contienen casi todos los macro y micro nutrientes suficientes para cultivar la comida consumida por una persona en el año (representado por 250 kg de granos; Tabla 10.3).

Es importante determinar la tasa agronómica adecuada para la aplicación de los LF tratados en la tierra con el fin de maximizar los beneficios y prevenir la contaminación ambiental que podría ocasionar una dosis excesiva de nutrientes. Los nutrientes en los LF están presentes en forma tanto orgánica como inorgánica. Los nutrientes inorgánicos (p.ej., NH₄⁺/NH₃, NO⁻/NO₂⁻) son asimilados más fácilmente por las plantas y los microbios que los nutrientes orgánicos. A diferencia, los nutrientes fijados en la materia orgánica son liberados más lentamente mediante la mineralización para volverse disponibles biológicamente. Si se aplica el nitrógeno en exceso de la demanda por parte de los microbios y las plantas, el amoníaco será perdido por la evaporación y los nitratos serán acarreados con el agua a través del suelo, lo cual contribuye a la eutrofización de las aguas superficiales y contamina el agua potable (ocasionando metahemoglobinemia).

Muchos países, como Sudáfrica y la China, han establecido límites para la aplicación de LF en la tierra, en función del máximo volumen que se permite colocar en una cierta extensión de tierra. Sin embargo, las estimaciones de las mejores tasas se basan en la experiencia. Por ejemplo, se requieren unos 56 m³ de LF para fertilizar una hectárea de suelo para el cultivo de granos como el maíz, mijo y sorgo en climas tropicales (Asare *et al.*, 2003). También, existen métodos para calcular la tasa de aplicación a partir de la demanda de nutrientes de las plantas, incluyendo el método de “Balance de Nitrógeno” que se aplica en el uso de lodos de aguas servidas (Figura 10.2; Henry *et al.*, 1999). Primero, se calcula la cantidad de nitrógeno presente en los productos cosechados. Luego, se cuantifica el nitrógeno ya presente en el suelo por fuentes naturales. La cantidad de nitrógeno a aplicar es la diferencia entre estas dos cantidades.

Otras investigaciones han documentado las diferentes reacciones de los cultivos a las tasas de aplicación de nitrógeno mediante compost o co-compost, según la fase de crecimiento de las plantas. Durante la fase vegetativa de las primeras 6 semanas, el crecimiento de las plantas de maíz (medido mediante la eficiencia de transpiración) incrementó hasta una tasa de aplicación de 150 kg N/ha, pero fue menor al aplicar más compost (210 kg; Adamtey *et al.*, 2010). Por otro lado, en su fase reproductiva (después de la semana 8), la transpiración incrementó con mayores tasas de aplicación de compost. Estos resultados no fueron observados con fertilizantes inorgánicos.

10.4.2 Lodos fecales sin tratamiento

Aunque se recomienda tratar los LF antes de su uso, existen algunas alternativas para la disposición o uso final seguros, en forma directa desde los sistemas descentralizados de saneamiento. Estas opciones dependen de la disponibilidad de suficiente terreno y no son aplicables en sectores urbanos. También se requieren barreras adecuadas para proteger la salud humana.

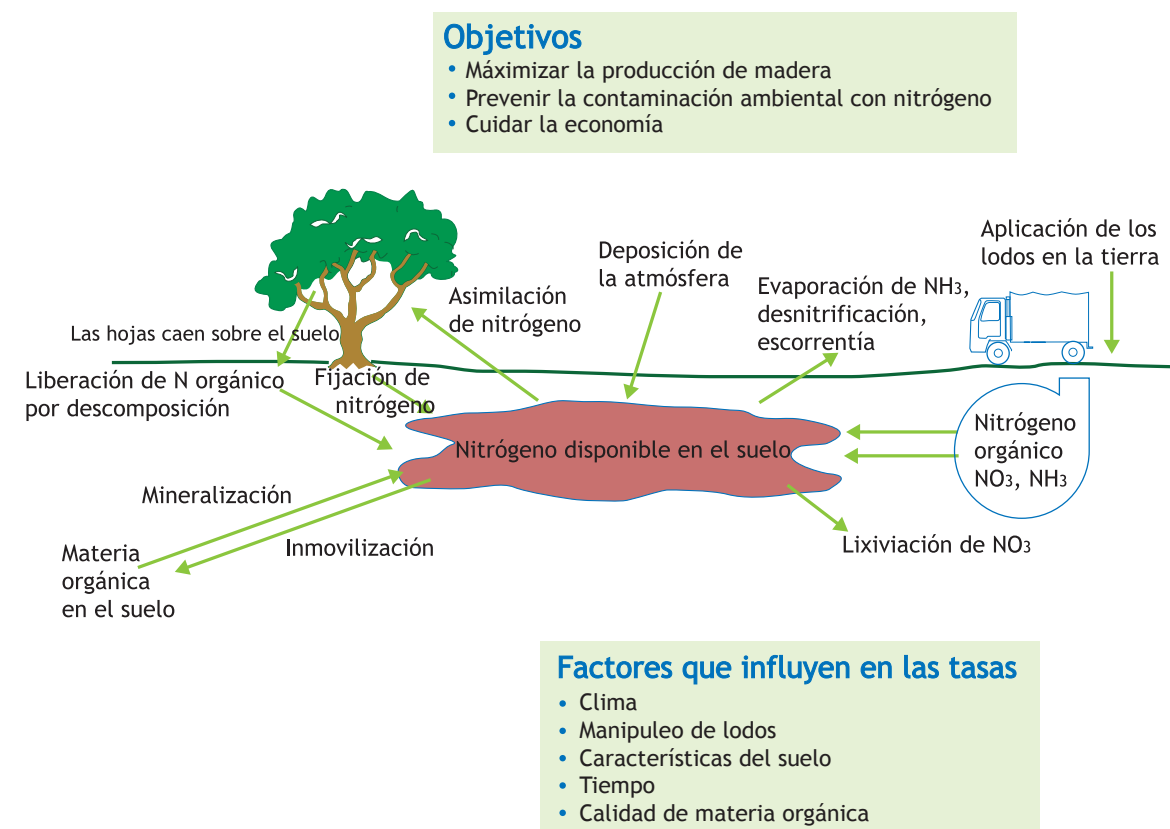


Figura 10.2 Balance de nitrógeno en la aplicación de lodos en la tierra (figura: Linda Strande).

Entierro en Zanjas Profundas

Una posibilidad para el uso directo de los LF es enterrarlos en trincheras hondas dentro de proyectos reforestación. Al enterrarlos, se elimina el olor y se reduce ampliamente el riesgo de exposición a los patógenos. Luego, se siembran árboles que requieren mucho nitrógeno. Esta técnica permite aplicar mayores volúmenes de lodos, en comparación con otros métodos más convencionales como rociarlos sobre los árboles o en el suelo. Así como en otras aplicaciones sobre la tierra, es necesario considerar una tasa adecuada de nutrientes para prevenir la contaminación ambiental.

En la actualidad, se está investigando este entierro de los LF en Sudáfrica y se ha demostrado que los árboles crecen mejor, sin ninguna evidencia de contaminación del agua subterránea (Still y Taylor, 2011). Sin embargo, se deben estudiar en mayor detalle los posibles efectos sobre el agua freática y cada caso debe analizarse independientemente con el fin de proteger el ambiente. Los siguientes factores merecen consideración: el tipo y la porosidad del suelo, la profundidad de la capa freática, la distancia hasta fuentes de agua potable y las concentraciones preexistentes de nutrientes en el suelo. Cabe mencionar que hay experiencia a largo plazo con el entierro de lodos de aguas servidas en zanjas profundas en los EE.UU. y este método ha sido aplicado en la remediación de canteras de grava al convertirlas en plantaciones de árboles (Kays *et al.*, 2000).

Aplicación sobre la tierra

La colocación directa de LF sobre los suelos ha sido practicada durante miles de años en partes de la China, Asia Sudoriental y África. Esta práctica tiene el mayor grado de riesgo para la salud humana y, por lo tanto, no se la recomienda en general. Sin embargo, puede ser factible en zonas áridas o semiáridas, con amplias extensiones de terreno disponible y barreras adecuadas para prevenir el contacto con las personas. A veces, se esparcen los LF sin tratamiento en los campos en la época seca y se los integran en el suelo al inicio de la época lluviosa en el momento de la siembra (Cofie *et al.*, 2005). También hay un método en el cual se entierran los LF en un hoyo en la tierra, junto con desechos agrícolas, donde se descomponen durante varios meses antes de su uso y, en los lugares donde se practica esto, existe gran demanda para los LF. Por ejemplo, en el norte de Ghana, un 90 % de los LF son utilizados como fertilizante y una de las limitaciones principales para los agricultores es la competencia para conseguir los LF (Cofie *et al.*, 2005).

10.4.3 Lodos fecales tratados aplicados en la tierra

Las tecnologías de tratamiento y procesamiento, como lechos de secado, compostaje y la granulación generan lodos secos que sirven como enmiendas del suelo. El cantidad de patógenos que permanecen en estos depende de la tecnología o conjunto de estas que ha sido seleccionado.

Lodos de los lechos de secado

Los lodos provenientes de los lechos de secado tienen características muy diferentes según haya plantas presentes o no y, por lo tanto, existen distintas consideraciones respecto a su aplicación en suelos. La mayoría de los huevos de helmintos se quedan en los lodos (Cofie *et al.*, 2006) y el corto tiempo de retención en lechos de secado sin plantas (generalmente unas semanas) significan que requieren un tratamiento adicional o un almacenamiento extendido a fin de reducir adecuadamente los posibles patógenos presentes. Un tiempo mayor de retención en los lechos de secado con plantas (años) produce una mayor destrucción de estos microbios dañinos, pero esto se debe evaluar caso por caso. Koottatep *et al.* (2005a) encontraron que de los 127 huevos de helmintos por gramo de TS presentes en lodos procesados en lechos de secado con plantas durante 7 años, 6 todavía eran viables. Sin embargo, Kengne *et al.* (2009) demostraron que en 6 meses la cantidad total de huevos de helmintos por gramo de TS se redujo de 79 a 8 y el número de huevos viables de *Ascaris* desde 38 hasta 4. Además, con el largo tiempo de retención en lechos de secado con plantas, los lodos adquieren propiedades y contenidos de nutrientes similares a los de un compost maduro.

La cantidad de lodos que se acumulan en los lechos de secado depende del contenido de sólidos en los LF, la frecuencia de carga y la carga orgánica de los lechos. En el caso de lechos de secado sin plantas, unas tasas de 100 o 200 kg TS/m²/año generaron 25 o 30 cm de lodos cada 15 días (Cofie *et al.*, 2006). Con lechos de secado con plantas, tasas de 100, 200 y 300 kg TS/m²/año produjeron unos 35, 60 y 100 cm de lodos procesados por año, respectivamente (Kengne *et al.*, 2011). No se recomiendan tasas mayores a estas, ya que cargas como de 500 kg TS/m²/año reducen el rendimiento de tratamiento y pueden hacerles marchitar a las plantas (Koottatep *et al.*, 2005b). Sin embargo, se podría innovar combinaciones de regímenes, profundidades, cargas y procesos solares o térmicos. (Hay más detalle sobre el manejo de lechos de secado en los Capítulos 7 y 8.)

Co-compostaje

Esta técnica se refiere a compostaje de LF en conjunto con otros desechos orgánicos, como los que se generan en los mercados (Figura 10.3). Antes de este compostaje, los LF muy diluidos deben desaguarse, por ejemplo en tanques de sedimentación o lechos de secado. Se logra la destrucción de patógenos mediante compostaje termofílico a altas temperaturas o con ciclos largos. El compost procesado debidamente es un producto orgánico estabilizado que puede manipularse, almacenarse y aplicarse en la tierra sin riesgo de transmisión de enfermedades (Banegas *et al.*, 2007; Koné *et al.*, 2007). (El co-compostaje es analizado en los Capítulos 3 y 5.) Aunque es comprobado que el compost final puede aplicarse con total seguridad como una enmienda del suelo, es necesario evaluar la demanda en el mercado local para un compost de LF, ya que a menudo el compost no tiene un valor de mercado muy elevado. Otros beneficios de esta tecnología incluyen la recuperación de recursos y la reducción de los costos de desechos (Diener *et al.*, 2014).

Danso *et al.* (2002) evaluaron si los agricultores estaban dispuestos a comprar compost de LF y otros desechos orgánicos en Ghana. Entrevistaron a 700 agricultores en tres ciudades diferentes, incluyendo algunos que utilizan normalmente compost y otros que no lo usan generalmente. La gran mayoría (el 100 % de los que utilizaban compost y un 80 % de los que no) concordaron que el compost es un recurso útil y que los obstáculos para su uso eran más económicos o técnicos que culturales. Los agricultores solo estaban dispuestos a pagar precios tan módicos que no sería rentable, los que variaban entre 0,10 y 3,00 dólares estadounidenses por un saco de 50 kg, mientras los costos de producción eran de 4 a 7 dólares por saco (Danso *et al.*, 2002).



Figura 10.3 Co-compost de lodos fecales y otros desechos orgánicos, realizado por la empresa Sanergy en Nairobi, Kenia (foto: Linda Strande).

Compostaje con lombrices

Las lombrices de tierra descomponen las partículas orgánicas, estimulan la actividad microbiana e incrementan la tasa de mineralización, por lo tanto convierten los LF en un compost más similar a humus que los procesos normales de compostaje (Alidadi, 2005). La temperatura del compostaje con lombrices debe mantenerse por debajo de los 35°C para no matar a estos invertebrados, pero esta temperatura no es suficiente para inactivar a los patógenos. Por esta razón, el compost de lombrices a partir de LF debe someterse luego a compostaje termofílico o almacenamiento extendido antes de usarse en aplicaciones que requieren una baja abundancia de patógenos (Ndegwa y Thompson, 2000).

Gránulos ('Pellets')

La formación de gránulos puede ser una opción interesante para el procesamiento de los LF, al generar un producto final que es fácil de transportar, tiene propiedades fiables para el uso y (según el grado de tratamiento) es seguro de manipular. Pueden ser utilizados como enmiendas del suelo o bien como biocombustible. Un ejemplo de esto es el proceso LaDePa (deshidratación y pasteurización del material de letrinas) que se está desarrollando en Sudáfrica a escala piloto. Este proceso funciona con los LF más secos (p.ej., letrinas de pozo seco, lodos desaguados) y puede combinarse con lodos de aguas servidas que no han recibido tratamiento con polímeros (Capítulo 5). Durante el proceso, se retira la basura inorgánica, se irradia el material con luz infrarroja y se lo seca formando gránulos que pueden ser vendidos como enmienda del suelo (Harrison y Wilson, 2011). En Ghana, se está desarrollando otro proceso similar que integra urea de tal manera que el producto final tenga propiedades fertilizantes parecidas a las de la gallinaza. Este procedimiento incluye secado, compostaje o irradiación para reducir los patógenos, enriquecimiento con urea y la formación de gránulos con un material aglutinante (Nikiema *et al.*, 2012). Una posible preocupación en su uso como enmienda del suelo es la disponibilidad biológica de la materia orgánica y los nutrientes en el suelo, pero Nikiema *et al.* (2012) han encontrado que al usar el almidón de yuca como aglutinante se logra gran estabilidad durante el transporte, pero se descompone rápidamente en el suelo.

10.5 USO DE LOS PRODUCTOS LÍQUIDOS

Los flujos líquidos de los procesos de tratamiento pueden reutilizarse como riego en la agricultura y horticultura o para otros usos, como atractivos acuáticos donde las personas no se bañen o procesos industriales, según la cantidad producida y su grado de tratamiento. Esta reutilización del agua es especialmente benéfica en zonas de escasez de agua y para la recuperación de nutrientes. En el uso de los productos líquidos, es necesario asegurar un grado de tratamiento acorde con el uso final, igual que en el caso de la reutilización de los sólidos. Esto supone realizar una evaluación de riesgo sanitario y ambiental, seguida por un enfoque de barreras múltiples para asegurar una gestión adecuada de riesgos.

En la reutilización del agua, se distingue entre los usos planificados, no planificados, directos e indirectos (Jiménez *et al.*, 2000). Un uso indirecto implica que el flujo de desecho esté diluido en otras aguas, por ejemplo si se descarga un efluente en un río que es aprovechado posteriormente para el riego. El uso directo, en cambio, se refiere a su aplicación en forma íntegra, por ejemplo la descarga simplemente en un campo agrícola. Un uso planificado es el que se realiza en forma intencionada y consciente, mientras un uso no planificado ocurre sin saber o sin intención previa.

Esta sección aborda el uso final tanto de LF muy diluidos, como de los diferentes efluentes que generan los procesos de tratamiento. Las consideraciones asociadas con el uso de LF son algo diferentes a las de aguas servidas, ya que los LF suelen ser de 10 a 100 veces más concentrados. Para informaciones específicas sobre el uso en el riego de aguas servidas o efluentes del tratamiento de aguas servidas, se recomienda el texto en inglés de Dreschel *et al.* (2000), "Wastewater Irrigation and Health" ("Riego con Aguas Servidas y la Salud"; www.iwmi.cgiar.org/.../Wastewater_Irrigation_and_Health_book.pdf) o el texto en inglés de la OMS "Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater" ("Pautas para el Uso Seguro de Aguas Servidas, Excremento y Aguas Grises en la Agricultura y la Acuicultura"; www.who.int). Ambas publicaciones pueden ser descargadas gratuitamente.

10.5.1 Riego con lodos fecales líquidos sin tratamiento

En muchas regiones del mundo, es común regar los campos agrícolas con aguas servidas y con LF diluidos sin tratamiento (Figura 10.4). Esta práctica provee agua y nutrientes muy valiosos y, realizada bajo condiciones controladas, puede ser razonablemente segura. Sin embargo, la posibilidad de exposición a patógenos es alta, en especial en los casos de uso directo y no planificado.

En Ghana, se han investigado medidas para reducir estos riesgos microbiológicos en las fincas (Keraita *et al.*, 2010). En la actualidad, se riega con estas aguas servidas y esto resulta en la contaminación de las hortalizas con patógenos, lo cual es más preocupante si son consumidas sin cocinarse. Las extensiones regadas pueden variar desde pequeños patios hasta grandes campos. Los tipos de tratamiento en el campo incluyen canales, lagunas, humedales y filtración (con arena o con tela). Las soluciones adecuadas dependen de la fuente, de su grado de contaminación, de la extensión de terreno disponible, del clima, de la propiedad de la tierra y del uso previsto para el agua (p.ej., el tipo de cultivo y el método de riego). El riego por goteo es un buen ejemplo del gran impacto que pueden tener los métodos avanzados de riego. Sus beneficios incluyen menor consumo de agua, mayor rendimiento agrícola y mejor protección para la salud humana. Sin embargo, es uno de los métodos más caros. Es importante seguir investigando las maneras de eliminar los patógenos y reciclar de los nutrientes presentes en los LF líquidos, mediante diferentes tecnologías que den resultados predecibles y adecuados.

10.5.2 Uso o disposición final del efluente tratado

Los efluentes de los diferentes procesos de tratamiento de los LF pueden contener todavía muchos constituyentes preocupantes y, por lo tanto, requieren tratamiento adicional previo a su descarga en el ambiente o una evaluación cuidadosa antes de algún uso productivo. En general, tienen un alto contenido de nitrógeno, que puede destinarse benéficamente a la agricultura, pero es un contaminante si se descargan directamente en el ambiente. Otros aspectos preocupantes incluyen los patógenos, los metales pesados y la salinidad.

Los efectos nocivos de esta abundancia de nutrientes se evidenciaron en unas lagunas de tratamiento del efluente de un tanque de sedimentación en Ghana. La concentración de amoníaco era tan alta que se inhibía el crecimiento de algas (lo cual ocurre por encima de los 40 o 50 mg NH₃-N/L). Según el afluente, las tasas de carga y las operaciones, el efluente de las lagunas de estabilización puede ser similar al de otros procesos convencionales de tratamiento de aguas servidas. Otros ejemplos de efluentes del tratamiento de LF muy concentrados son el lixiviado de un lecho de secado sin plantas en Dakar que tenía 3.600 mg DQO/L, 870 mg DBO/L, 260 mg NH₃-N/L, 370 mg/L TKN y 170 mg NO₃-N/L (Koné *et al.*, 2007) y los lixiviados de lechos de secado con plantas en Tailandia que tenían de 100 a 2.200 mg DQO/L, de 6 a 250 mg TKN/L y de 5 a 200 mg NH₃-N/L (Koottatep *et al.*, 2005a).



Figura 10.4 Cultivos regados con el efluente de un tanque de sedimentación de lodos fecales en Yaoundé, Camerún (foto: Linda Strande).

La salinidad puede interferir en el crecimiento de las plantas, además de impactar el suelo a largo plazo. La conductividad eléctrica es una medida de la salinidad (aunque también le afecta la concentración de amoníaco). El efluente de un tanque de sedimentación en Ghana tenía una conductividad de 8 a 10 mS/cm y los lixiviados de unos lechos de secado con plantas en Tailandia tenían de 2 a 5 mS/cm, mientras que el máximo valor que pueden tolerar las plantas es de 3 mS/cm (Koné *et al.*, 2007). El uso de efluentes en el riego incrementa la salinidad del suelo a largo plazo y, por esta razón, se recomienda aplicar prácticas para controlarla, como el lavado del suelo, drenaje adecuado y monitoreo de la cantidad de sal en las aguas de riego (OMS, 2006).

Estándares de calidad para los efluentes tratados existen en la mayoría de países, pero no se exige siempre su cumplimiento en los países de ingresos medios y bajos debido a las limitaciones económicas. Por ejemplo, en la China se debe reducir la abundancia de los huevos de helmintos en un 95 % para poder usar aguas servidas tratadas y en Ghana se estipula una disminución del 90 % del DBO (Heinss *et al.*, 1998). Igual que para el uso de los lodos secados como enmienda del suelo, la OMS recomienda aplicar un enfoque de barreras múltiples en el riego con efluentes. Según el grado de tratamiento necesario, se debe aplicar una variedad de medidas para proteger la salud humana, como técnicas de riego, periodos de cosecha, maneras de preparar la comida, control de la exposición y restricciones en los tipos de cultivos que pueden recibir los efluentes (Figura 10.5; OMS, 2006).

Koottatep *et al.* (2005b) analizaron durante seis años el efecto de regar plantaciones de girasoles con los lixiviados de lechos de secado con plantas, bajo diferentes condiciones de riego en Tailandia. Varias parcelas fueron regadas con agua que contenía diferentes cantidades de lixiviados y observaron los resultados. El crecimiento de los girasoles aumentó, produjeron más semillas, e incrementó el porcentaje de aceite en las semillas. Las proporciones que dieron los mejores resultados fueron las del 20 % y del 50 % de lixiviados (Figura 10.6). El rendimiento fue menor con el riego de lixiviados puros sin dilución probablemente debido a su salinidad.



Figura 10.5 Riego de cultivos con aguas residuales no tratadas todavía se practica en muchos países de bajos y medianos ingresos, como en este caso de Yaoundé, Camerún (photo: Linda Strande).

10.6 OTRAS MANERAS DE RECUPERAR RECURSOS

Además de los productos finales del MLF que sirven para enmendar el suelo o reutilizar el agua, existen muchas otras oportunidades para recuperar recursos, según los tipos de tratamiento y las tecnologías de procesamiento. Estos incluyen productos para usos agropecuarios (proteína, forraje, peces) y el aprovechamiento de la energía en biocombustibles.

10.6.1 Proteína

Las larvas de *Hermetia illucens*, también llamada la Mosca Soldada Negra, sirven como fuente de proteína y grasa para pollos y peces, que podría reemplazar directamente la harina de pescado en la alimentación animal (St-Hilaire *et al.*, 2007). Las larvas se alimentan de materia orgánica, como LF y desechos orgánicos. Al final de su etapa larval, antes de realizar la metamorfosis, tiene un alto contenido de proteína y grasa. El riesgo de transmisión de enfermedades con *Hermetia* es muy bajo, ya que no se alimenta en su etapa de adulto,

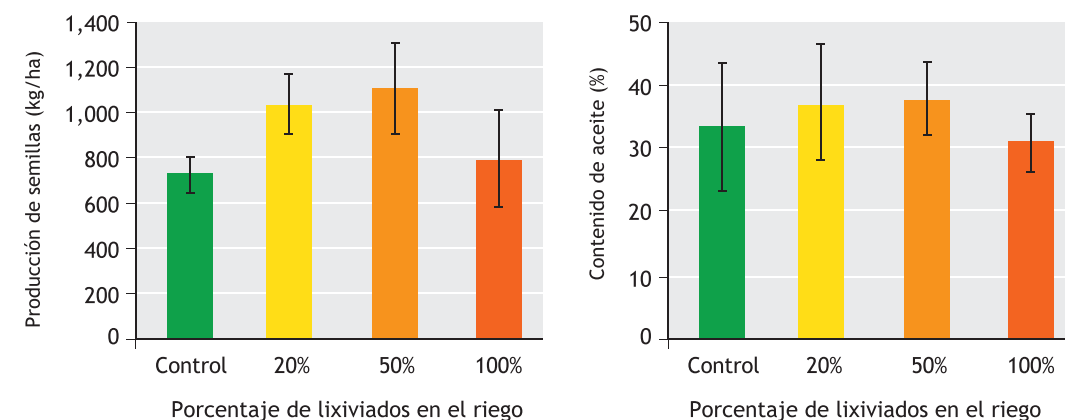


Figura 10.6 Promedios de la producción de semillas de girasol, junto con su contenido de aceite, luego de riego con diferentes porcentajes de lixiviados de lechos de secado con plantas que procesan lodos fecales (Koottatep *et al.*, 2005b).

cuando puede volar (Sheppard *et al.*, 1994). El uso de LF como alimento de *Hermetia* ha sido demostrado exitosamente (Nguyen, 2010). Sin embargo, producen más biomasa, más rápidamente, con una mezcla de LF y otros desechos orgánicos (Diener *et al.*, 2009). Estas larvas reducen el volumen de desechos orgánicos en un 55 % y el material restante puede destinarse al compostaje o a la digestión anaeróbica para generar una enmienda del suelo (que tiene un menor contenido de nitrógeno y fósforo que los desechos orgánicos crudos; Diener *et al.*, 2009). Las larvas de *Hermetia*, criados netamente a partir de LF con un contenido de materia seca de un 40 %, pueden convertir una tonelada de LF en 20 kg de larvas secas, con un contenido proteínico de un 35 a un 44 % (Nguyen, 2010). Esta alternativa está todavía en su fase de desarrollo y se tendrá que determinar caso por caso si este tratamiento es apropiado, si existe demanda en el mercado para el producto, si el clima es propicio y si la disponibilidad de materia orgánica es adecuada para el crecimiento de *Hermetia*.

10.6.2 Forraje animal y otras plantas

Las plantas sembradas en los lechos de secado son cortadas periódicamente, justo antes de la extracción de los lodos procesados, pero pueden ser cosechadas más frecuentemente, para aprovechar su valor comercial. Puede usarse para arreglos ornamentales, como materia prima para compostaje o como alimento para vacas y otros animales (Caso de Estudio 10.1). La selección de la especie a sembrar debe realizarse tomando en cuenta las condiciones locales y la demanda del mercado. De esta manera, es factible sembrar plantas que se adaptan a crecer en estos lechos y que generan un ingreso económico (Capítulo 8). Se ha demostrado que las plantas suelen ser más productivas en los lechos de secado en comparación con los métodos convencionales de cultivo. Por ejemplo, se ha reportado más de 900 tallos/m² para *Echinochloa pyramidalis* en lechos de secado con plantas en Dakar, después de 21 semanas de crecimiento (Tine *et al.*, 2009) y en Camerún esta especie produjo hasta 750 toneladas frescas/ha/año (lo que equivale 150 toneladas secas; Kengne *et al.*, 2008).

10.6.3 Peces y plantas acuáticas

Los nutrientes presentes en los LF pueden ser aprovechados en la acuicultura, al criar peces en lagunas de estabilización llenadas con el efluente de las ETLF. Estos nutrientes incrementan el crecimiento de algas, otros tipos de plancton y plantas acuáticas, como Lentejas de Agua (Lemnoideae), ‘Espinaca de Agua’ (*Ipomoea aquatica*) y Mimosa Acuática (*Neptunia oleracea*). Algunas de estas podrán ser consumidas por peces, otros animales o seres humanos. Los peces criados en lagunas con LF pueden ser usados para alimentar a otros animales, aunque a veces son consumidos directamente por las personas. En este caso, se deben tomar algunas precauciones para prevenir la transmisión de patógenos y otros efectos nocivos para la salud.

Aunque los peces no son susceptibles a los patógenos humanos, pueden ser portadores de ellos. Las bacterias fecales pueden acumularse en los órganos internos y las branquias de los peces. Las barreras para prevenir la transmisión a los humanos incluyen: cocinar bien el pescado antes de consumirlo; reubicar los peces a lagunas con agua limpia durante 2 o 3 semanas antes de su consumo; o mantener la abundancia de bacterias coliformes fecales por debajo de 1.000 FC/100 mL (OMS, 1998). Los peces también pueden servir de hospederos intermediarios para ciertos helmintos que existen en LF. En zonas donde existe esquistosomiasis (bilharzia), se debe evitar el contacto directo entre las personas y el agua de estas piscinas. Otras medidas de prevención frente a esta enfermedad incluyen el tratamiento de los LF o efluente antes de su uso en las piscinas, vestir ropa y calzado de protección (botas) y cortar la vegetación en los diques a fin de reducir el crecimiento de los caracoles (que son hospederos intermediarios de esta enfermedad; Cairncross y Feachem, 1983).

Otra consideración es la falta de conocimiento sobre los aspectos técnicos del uso de LF o aguas servidas en la acuicultura, lo cual dificulta la definición de los parámetros operativos y podría conducir a posibles problemas, como una rápida eutrofización de las lagunas debido a un exceso de nutrientes.

10.6.4 Materiales de construcción

Los LF secados pueden ser usados en la fabricación de cemento y ladrillos y en la producción de artículos basados en la arcilla. Esta opción de recuperación de recursos aprovecha las propiedades materiales y químicas de los LF, pero desperdicia sus nutrientes. La posible presencia de patógenos es de menor preocupación, ya que el contacto es menor y las altas temperaturas los destruirían.

Caso de Estudio 10.1: El valor en el mercado de forraje cultivado en lechos de secado en Camerún

Un estudio socioeconómico en tres ciudades de Camerún (Douala, Yaoundé y Garoua) para evaluar la demanda en el mercado para *E. pyramidalis* demostró que se vende actualmente 5 toneladas frescas de esta planta cada día durante la época seca y 8 toneladas cada día en la época lluviosa. Es alimento para vacas lecheras, caballos, cabras, ovejas, conejos, Ratas de Cañaveral (Greater Cane Rat, *Thryonomys swinderianus*) y cuyes (en orden de mayor a menor consumo; Figura 10.8).



Figura 10.7 *E. pyramidalis* es muy cotizado para forraje animal en sectores urbanos y periurbanos de África (foto: Ives Kengne).

E. pyramidalis es vendido en las ciudades y los sectores aledaños y el precio varía durante el año, según su calidad (fresco o seco) y disponibilidad. Los precios variaban según las épocas del año desde 0,10 hasta 0,30 dólares estadounidenses por kilogramo fresco, generando así un ingreso de entre 500 y 1.000 dólares por día en época seca y entre 1.600 y 2.400 dólares por día en la época lluviosa.

Animales alimentados con *E. pyramidalis*

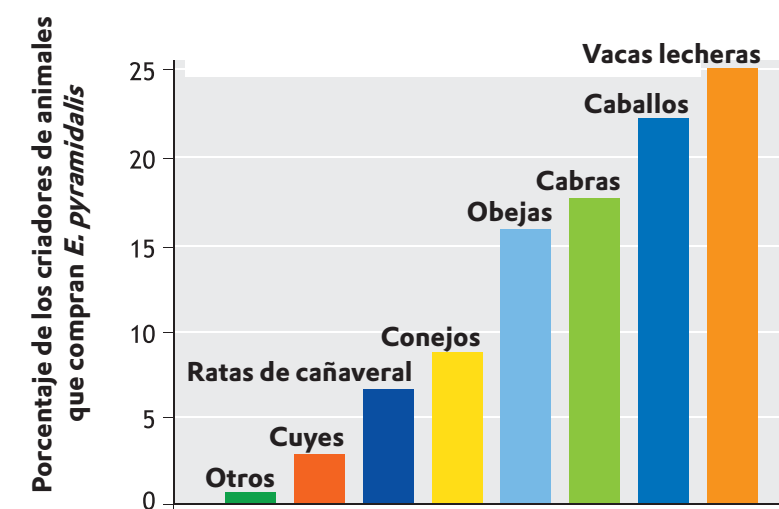


Figura 10.8 La variedad de animales alimentados con el pasto *Echinochloa pyramidalis* comprado en el mercado de Yaoundé, Camerún.

Ha sido demostrado que los lodos secados de aguas servidas o LF tienen cualidades similares a ciertos materiales tradicionales de construcción, como la roca calcárea y la arcilla (Jordán *et al.*, 2005; Lin *et al.*, 2012). En Japón, es común quemar LF secos en los hornos de cemento y luego mezclar las cenizas generadas en el mismo cemento (Taruya *et al.*, 2002).

Otro posible método para integrar los LF en la fabricación de cemento es estabilizarlos con cal. Rodríguez *et al.* (2011) describen un proceso en el cual un 20 o 30 % de cal viva (CaO) es agregada a los lodos de aguas servidas, lo que desencadena una degradación de la materia orgánica y la hidratación de la cal. Esta reacción es exotérmica (es decir, produce calor) y favorece el secado de los lodos, con temperaturas hasta los 100 °C. El producto de este tratamiento tiene la textura de un polvo, con partículas menores a 40 µm y puede reemplazar la roca calcárea en la fabricación de cemento (Rodríguez *et al.*, 2011). Los autores indican que la evaporación generada con estas temperaturas es una forma de secar los lodos que es muy eficiente energéticamente, sin el uso directo de combustibles fósiles, aunque una cierta cantidad es utilizada en la producción de la cal.

Los LF también pueden ser usados en la fabricación de cerámicas. Jordán *et al.* (2005) realizaron experimentos con resultados alentadores acerca de la inclusión de LF en la arcilla para hacer cerámicas. Mezclaron del 1 al 10 %, en peso, de lodos secos de aguas servidas y esto aumentó la permeabilidad de la arcilla y redujo su resistencia a la flexión.

10.6.5 Biocombustibles

Existen varias opciones biológicas y térmicas para la generación de energía basada en los LF. Estas tecnologías han estado recibiendo cada vez más atención, debido a la gran demanda de biocombustibles sostenibles. Las tecnologías incluyen: la digestión anaeróbica, que produce biogás, calor y digestato (lodos); la pirólisis o gasificación, que genera biocarbón, aceites y gases; la fabricación de biodiésel mediante fermentación o reacciones químicas sucesivas; y la incineración de los LF secos. Esta recuperación de energía aprovecha el potencial energético de la materia orgánica presente en los LF, pero se desperdician generalmente los nutrientes.

Biogás

La digestión anaeróbica de los LF genera una mezcla de compuestos gaseosos, llamada biogás (Tabla 10.4). La cantidad y composición del biogás depende de algunos parámetros operativos, como la estabilización de los LF, la DQO de los LF y la temperatura. Tiene un alto contenido de energía debido al alto valor calorífico de metano y, por lo tanto, puede ser usado como combustible. Puede ser aprovechado directamente en la cocina, pero se debe retirar el sulfuro de hidrógeno antes de su combustión en motores, para prevenir la corrosión. La Tabla 10.5 compara el valor energético del biogás al de otros combustibles comunes. Las instalaciones de digestión anaeróbica de gran y pequeña escala tienen los mismos requisitos de equipamiento, lo cual puede resultar demasiado costoso para aplicaciones pequeñas. Las instalaciones pequeñas también suelen ser más sensibles a cambios bruscos en las cargas y alteraciones en el proceso, comparadas con instalaciones grandes, que son más fáciles de manejar. La generación de electricidad a partir de biogás no es siempre práctica a pequeña escala. Por ejemplo, la digestión anaeróbica de una tonelada de desechos orgánicos municipales genera de 100 a 200 m³ de biogás (Claassen *et al.*, 1999). Con una eficiencia de conversión de un 25 %, 1 m³ puede producir 1,51 kWh de electricidad (Cuéllar y Webber, 2008). Por lo tanto, la digestión anaeróbica de una tonelada de desechos orgánicos puede producir un máximo de 320 kWh, suficiente para iluminar un foco de 100 W durante 132 días o 3.200 de estos focos durante una hora. En este caso, sería más factible quemar el biogás en la cocina que producir electricidad para la iluminación.

La fracción sólida restante de la digestión anaeróbica (digestato) también puede destinarse a cualquier de los usos finales de los LF, pero puede requerir un tratamiento adicional, según la opción elegida. El grado de destrucción de patógenos durante este proceso depende de la temperatura operativa: una digestión termofílica (>50 °C) reduciría ampliamente la abundancia de estos microbios perjudiciales, pero una de temperatura mesofílica (de 30 a 38 °C) no garantiza su inactivación. Al mantener el reactor bien mezclado también se contribuye a la mortandad de estos microorganismos, puesto que así se evita la formación de zonas inactivas en el reactor (Smith *et al.*, 2005).

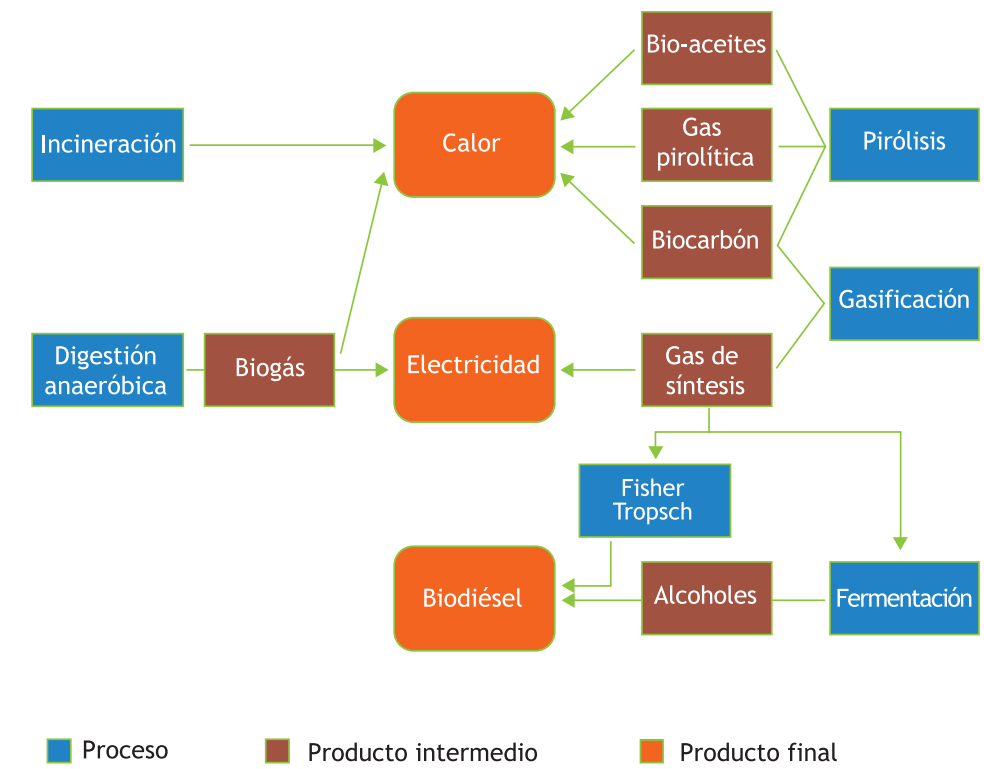


Figura 10.9 Alternativas para la recuperación de energía de los lodos fecales.

Incineración y co-combustión

La incineración es la combustión completa de la materia orgánica a altas temperaturas y puede servir como mecanismo de disposición o para la generación de calor o electricidad. La incineración de los lodos de aguas servidas es una práctica relativamente común en Europa y los EE.UU. Al quemar los lodos, se los convierte en cenizas que ocupan la décima parte del volumen, están compuestas principalmente de materia inorgánica y ya no contienen patógenos debido a las altas temperaturas (Werther y Ogada, 1999). Varios métodos existen para la incineración de LF y su co-combustión (Figura 10.10). Las cenizas restantes pueden desecharse en un lugar adecuado o pueden aprovecharse en la fabricación de materiales de construcción.

El valor calorífico de los lodos de aguas servidas varía generalmente entre 10 y 29 MJ/kg y existe un reporte de 17 MJ/kg para LF, similares al valor promedio para el carbón de 26 MJ/kg (Murray Muspratt *et al.*, 2014). Los LF pueden ser co-quemados con el carbón en estaciones generadoras de electricidad o en otras industrias, como hornos de cemento (Figura 10.11; Rulkens, 2008). La inyección directa de LF desaguados puede reducir las emisiones de NO_x de un horno de cemento en un 40 % (y del CO₂ en un 30 %), en comparación con la incineración de los lodos (Taruya *et al.*, 2002). El uso de los LF como combustible solo será económicamente sostenible si los beneficios financieros superan los costos monetarios y ambientales del secado previo.

Tabla 10.4 Los gases que se producen durante la digestión anaeróbica para formar el biogás (adaptado de Yadava y Hesse, 1981)

Gas	Fórmula	Porcentaje (%)
Metano	CH ₄	50 a 70
Dióxido de carbono	CO ₂	30 a 40
Hidrógeno	H ₂	5 a 10
Nitrógeno	N ₂	1 a 2
Vapor de agua	H ₂ O	0,3
Sulfuro de hidrógeno	H ₂ S	Mínimas cantidades

Tabla 10.5 Equivalencias en otros combustibles, de 1 m³ de biogás (a 15°C y presión atmosférica; adaptado de Bates, 2007)

Combustible	Equivalencia a 1 m³ de biogás
Gasolina	0,53 – 0,75 L
Diésel	0,48 – 0,68 L
Leña	1,50 kg
Electricidad	1,51 kW/h
Gas licuado del petróleo	0,46 kg

La incineración emite gases contaminantes a la atmósfera y un sistema de limpieza del humo antes de su liberación en la atmósfera es generalmente muy caro (Rulkens, 2008). A pesar del alto contenido de nitrógeno en los LF, se ha demostrado que la emisión de óxidos nitrosos en su incineración es menor que con la del carbón. Las emisiones de dioxinas y furanos es menor en la incineración de LF que en la de desechos sólidos municipales (Werther y Ogada, 1999).

Pirólisis y gasificación

La pirólisis se basa en el calentamiento de un material orgánico en un ambiente sin oxígeno. La ausencia del oxígeno impide la combustión y así se generan algunos productos basados en el carbono que son diferentes a los que producen la incineración. Estos productos incluyen el biocarbón (también llamado biochar), ciertos aceites y algunos gases, cuyas cantidades dependen de la temperatura del proceso y la presencia de agentes gasificantes. A temperaturas mayores a 700 °C, se produce la gasificación, lo cual favorece la producción de ‘gas de síntesis’ (H₂ y CO), mientras que en las temperaturas entre 350 y 500 °C la pirólisis ocurre, con una mayor producción de biocarbón y otros gases (p.ej., CO₂ y CH₄). Tanto el biocarbón como el ‘gas de síntesis’ pueden ser utilizados como combustibles y los gases emitidos pueden ser recuperados (Rulkens, 2008). Se han reportado valores caloríficos del ‘gas de síntesis’ producido a partir de lodos de aguas servidas que son similares a los del gas producido con carbón mineral (7 a 9,5 MJ/m³; Domínguez *et al.*, 2006).

El biocarbón puede quemarse en hornos de igual manera que el carbón, pero se debe analizar si hay una producción neta de energía después de convertir los LF mojados en biocarbón. El biocarbón también puede aprovecharse como enmienda del suelo, aunque todavía existe algo de debate sobre sus beneficios. Como es altamente poroso, se considera que aumenta la extensión de superficie en los suelos, mejorando así la retención del agua y la capacidad de aeración (Chan *et al.*, 2007). Esta técnica se compara con la técnica de ciertos indígenas ancestrales en la Amazonía de crear suelos fértiles antropogénicos llamados ‘terra preta’ (‘tierra negra’ en portugués). Sin embargo, el biocarbón no aporta los nutrientes o materia orgánica de un compost, ya que estos se pierden en el proceso de pirólisis o gasificación. Pruebas de campo con biocarbón integrado en el suelo han generado tanto aumentos como disminuciones en la producción de las plantas, ya que puede absorber los nutrientes hasta casi agotarlos (Brown, 2011). Parece que su uso más benéfico es el de combustible, pero es necesario investigarlo más para entender sus propiedades, la influencia de diferentes condiciones de proceso y sus efectos sobre el suelo (Manyà, 2012). Hasta la fecha, se dispone únicamente de información sobre el biocarbón que se realiza con lodos de aguas servidas, no de LF, aunque se está actualmente analizando esto con el apoyo del programa ‘El Desafío de Reinventar el Inodoro’ (RTTC) de la Fundación Bill y Melinda Gates.

La pirólisis convencional es realizada con materiales relativamente secos (Figura 10.12), pero también existe la ‘carbonización hidrotérmica’ (HTC), otro tipo de pirólisis que permite tratar materiales húmedos. También llamada ‘pirólisis hidratada’, este proceso consiste en la degradación térmica de la biomasa, en la presencia de agua caliente a presión y la ausencia de oxígeno (Libra, 2011). El producto sólido de este proceso se llama ‘hidrocarbón’ (para distinguirlo del biocarbón que proviene de la pirólisis seca) y se ha reportado que su nanoestructura es altamente porosa, siendo excelente para fijar iones, retener el agua, absorber contaminantes

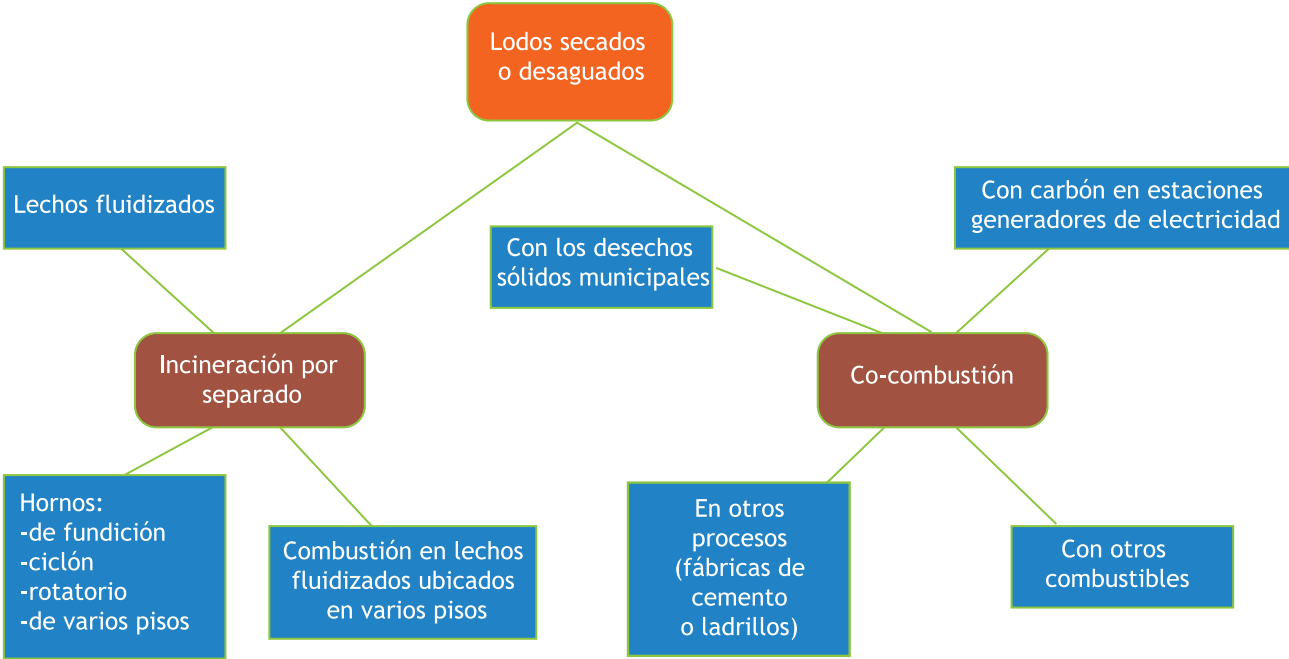


Figura 10.10 Diferentes alternativas para la combustión de los lodos fecales (adaptado de Werther y Ogada, 1999).

y para servir de ‘andamio’ para la fijación de partículas por parte de catalizadores (Titirici *et al.*, 2007). Berge *et al.* (2011) hicieron hidrocarbón a partir de digestato de lodos de aguas servidas y hallaron que su contenido carbónico era menor que el de la materia prima, lo que indica que la carbonización no fue plenamente efectiva. Posibles explicaciones de este resultado incluyen un paso hidrolítico inicial incompleto, el pH ligeramente alcalino del digestato, su estabilización, su menor vulnerabilidad a cambios en el contenido carbónico (Berge *et al.*, 2011). Se requiere más investigación acerca de HTC y sus aplicaciones en la degradación de la biomasa. Hasta ahora, se ha enfocado más atención en la pirólisis seca y el biocarbón, posiblemente debido al descubrimiento de los suelos de ‘terra preta’ (Berge *et al.*, 2011), pero también porque la HTC requiere temperaturas elevadas y alta presión.

La gasificación consiste en una serie de pasos térmicos y químicos: secado, pirólisis, oxidación y reducción (Dogru *et al.*, 2002), que genera ‘gas de síntesis’ con los siguientes constituyentes: monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), hidrógeno (H₂) y otros gases en menores concentraciones. Posee un alto contenido energético y puede destinarse a la generación eléctrica o la producción de un combustible líquido mediante otros procesos. Se ha reportado que la gasificación rinde un 37 % más energía que la pirólisis (Nipattummakul *et al.*, 2010). Dogru *et al.* (2002) obtuvieron un gas con un valor calorífico de 4 MJ/m³ en un experimento de laboratorio, con un gasificador de lecho fijo y flujo descendiente, que es difícil de aplicar en gran escala. Existen planes para la gasificación de lodos de aguas servidas, a escala industrial, con configuraciones de lechos fluidizados circulantes, que ya son comunes en aplicaciones con el carbón mineral (Ferrasse *et al.*, 2003).

El gas de hidrógeno puede convertirse en un combustible renovable valioso, con el potencial para operar motores o ‘pilas de combustible’, sin emisiones de gases de efecto invernadero. Bajo las condiciones operativas correctas, el hidrógeno constituye una gran parte del ‘gas de síntesis’ y se está investigando la optimización de estas condiciones. Se obtienen mayores volúmenes de hidrógeno en reactores con mayores temperaturas y se produce tres veces más de este elemento con la gasificación de lodos de aguas servidas con vapor de agua que con gasificación con aire normal (Nipattummakul *et al.*, 2010).



Figura 10.11 Un horno a escala piloto para quemar lodos fecales y calentar un aceite para fines industriales. Es un proyecto de FaME (Faecal Management Enterprises) y la Universidad Politécnica Thies en Senegal (foto: Linda Strande).

Otras alternativas para la producción de biocombustibles incluyen la conversión de ‘gas de síntesis’ en combustible para transporte. También se puede fermentar el gas de síntesis para producir alcoholes, como etanol. En fermentación con otros microorganismos, es factible convertirlo en hidrocarburos. Estos microorganismos son mesofílicos y, por lo tanto, los gases tienen que enfriarse antes de la fermentación. Además, es viable recuperar el calor durante el proceso de enfriamiento (Henstra *et al.*, 2007). Otra opción es aplicar el proceso Fischer-Tropsch para convertir el ‘gas de síntesis’ en biodiésel, mediante una cadena de reacciones químicas catalizadas por metales (cobalto, hierro, rutenio). Este proceso es complejo y sus aplicaciones están en las primeras etapas de comercialización (Srinivas *et al.*, 2007).

Biodiésel

El biodiésel es producido a partir de grasas y aceites, entonces es necesario extraer estos lípidos de los LF mediante varios procesos de extracción. Una vez aislados, los lípidos son sometidos a un proceso de transesterificación con alcohol catalizado por ácidos o bases. Los compuestos generados son ésteres alquílicos de ácidos grasos (es decir, metilo, propilo o etilo), que constituyen el biodiésel. Las principales barreras para la producción de biodiésel de los LF son la dificultad de extraer los lípidos de los lodos y el costo asociado (Kargbo, 2010).

El biodiésel puede utilizarse de manera similar al diésel convencional basado en combustibles fósiles. La temperatura de combustión de biodiésel es un poco menor a la del diésel hecho de petróleo, por lo tanto la potencia del vehículo disminuye en un 10 % cuando se usa biodiésel. Por otra parte, tiene grandes ventajas sobre el uso de diésel convencional, como una mayor vida útil del motor y menor contaminación del aire (Demirbas, 2009).

10.7 ¿QUÉ HACER CON LO QUE QUEDA EN LOS TAMICES?

Los tamices en el punto de entrada de los LF en la ETLF son primordiales para prevenir la obstrucción de las bombas y maquinarias, también para reducir la presencia de basura en los productos finales (Figura 10.13). Por desgracia, no hay muchas alternativas para la recuperación de recursos de estos sólidos que son hediondos, húmedos y pesados, además de albergar muchos patógenos. La mayor parte de ellos son biodegradables, pero en los países de bajos ingresos también suele haber una gran cantidad de basura (Troschinetz y Mihelcic, 2009). Asimismo, aparecen piedras, arena, hierro, madera y telas en diferentes proporciones.

La principal manera de deshacerse de estos sólidos es su disposición en rellenos sanitarios. Su incineración no es generalmente viable por la presencia de materiales inorgánicos, como piedras y arena. Una opción es su compostaje para tratar la parte orgánica, quizás en conjunto con desechos orgánicos domésticos para proveer suficiente material biodegradable (Koné *et al.*, 2007; Niwagaba, 2009). El compost final puede ser cernido para retirar la mayor parte los desechos inorgánicos.



Figura 10.12 El proyecto liribogo de gasificación a partir de hojas de choclo y aserrín, ubicado en el subcantón Muduuma, distrito Mpigi, Uganda (foto: Linda Strande).

10.8 BIBLIOGRAFÍA

- Adamtey, N., Cofie, O., Ofosu-Budu, K.G., Ofosu-Anim, J., Laryea, K.B., Forester, D. (2010). Effect of N-enriched co-compost on transpiration efficiency and water-use efficiency of maize (*zea mays* L.) under controlled irrigation. *Agricultural Water Management* 97, p. 995-1005.
- Alidadi, H., Parvaresh, A.R., Shamansouri, M.R., Pourmoghadas, H., Najafpoor, A.A. (2005). Combined compost and vermicomposting process in the bioconversion of sludge. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering* 2, p.251-254.
- Asare, I., Kranjac - Berisavljevic, G., Cofie, O. (2003). Faecal Sludge Application for Agriculture in Tamale. *Urban Agricultural Magazine* 10, p.32-33.
- Banegas, V., Moreno, J. L., Garcia, C., Leon, G., Hernandez, T. (2007). Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management* 27, p.1317-1327.
- Bates, L. (2007). Technologies that really work. *Boiling Point* 53. Available from <http://stoves.bioenergylists.org/taxonomy/term/790>.
- Berge, N. D., Ro, K. S., Mao, J., Flora, J. R.V., Chappell, M. A., Bae, S. (2011). Hydrothermal carbonization of municipal waste streams. *Environmental Science & Technology* 45(13), p.5696-5703.
- Brown, S.L. (2011). Climate change connections: Real Solutions Fill The Vacuum. *Biocycle* 52(1), p.51-56.
- Cairncross, S., Feachem, R. (1983). Health aspects of waste re-use. *Environmental Health Engineering in the Tropics*, Second edition. p.205-213.
- Chan, K.Y., van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., Joseph, S. (2007). Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Soil Research* 45(8), p.629-634.
- Claassen, P.A. M., van Lier, J.B., Lopez Contreras, A.M., van Niel, E. W. J., Sijtsma, L., Stams, A.J.M., de Vries, S.S., Weusthuis, R.A. (1999). Utilisation of biomass for the supply of energy carriers. Springer Berlin/Heidelberg, Alemania.
- Cuéllar, A. D., Webber, M.E. (2008). Cow power: the energy and emissions benefits of converting manure to biogas. *Environmental Research Letters* 3.3.



Figura 10.13 Ejemplo del material que los tamices separan de los lodos fecales afluentes en la Estación de Tratamiento de Lodos Fecales Niayes, en Dakar, Senegal (foto: Linda Strande).

- Cofie, O.O., Agbottah, S., Strauss, M., Esseku, H., Montangero, A., Awuah, E., Koné, D. (2006). Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture. *Water Research* 40(1), p.75-82.
- Cofie, O.O., Kranjac-Berisavljevic, G., Drechsel, P. (2005). The use of human waste for peri-urban agriculture in Northern Ghana. *Renewable Agriculture and Food Systems* 20(2), p.73.
- Danso, G., Fialor, S.C., Drechsel, P. (2002). Farmers' perception and willingness-to-pay for urban waste compost in Ghana. In: Almorza, D., Brebbia, C., Sales, D., Popov, V., eds, *Waste Management and the Environment*. Southampton, Gran Bretaña: WIT Press, p.231-241.
- Demirbas, A. (2009). Progress and recent trends in biodiesel fuels. *Energy Conversion and Management* 50(1), p.14-34.
- Diener, S., Semiyaga, S., Niwagaba, C., Muspratt, A., Gning, J.B., Mbéguéré, M., Ennin, J.E., Zurbrugg, C., Strande, L. (2014). A value proposition: resource recovery from faecal sludge – can it be the driver for improved sanitation? *Resources Conservation & Recycling* 88: 32–38. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.resconrec.2014.04.005>
- Diener, S., Zurbrugg, C., Tockner, K. (2009). Conversion of organic material by black soldier fly larvae: establishing optimal feeding rates. *Waste Management & Research* 27(6), p.603-610.
- Domínguez, A., Menéndez, J.A., Inganzo, M., Pís, J.J. (2006). Production of bio-fuels by high temperature pyrolysis of sewage sludge using conventional and microwave heating. *Bioresource technology* 97(10), p.1185-1193.
- Dogru, M., Midilli, A., Howarth, C.R. (2002). Gasification of sewage sludge using a throated downdraft gasifier and uncertainty analysis, *Fuel Processing Technology* 75, p.55–82.
- Drangert, J-O. (1998). Fighting the urine blindness to provide more sanitation options. *Water SA* 24(2) p.157-164.
- Dreschel, P., Scott, C., Raschid-Sally, L., Redwood, M., Bahri, A. (2000). *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-income Countries*. Earthscan, IWMI e IDRC.
- Ferrasse, J.-H., Seyssiecq, I., Roche, N. (2003) Thermal gasification: a feasible solution for sewage sludge valorisation? *Chemical Engineering and Technology* 23 (9), p.941-945.
- Harrison, J., Wilson, D. (2011). Towards Sustainable Pit Latrine Management Through LaDePa, WISA 2012, 2011.
- Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics*.05/98. Dubendorf, Switzerland: EAWAG/SANDEC.
- Henry, C., Sullivan, D., Rynk, R., Dorsey, K., Cogger, C. (1999). *Managing nitrogen from biosolids*. Seattle, Washington, EE.UU.: Washington State Department of Ecology.
- Henstra, A.M., Sipma, J., Rinzema, A., Stams, A.J. (2007). Microbiology of synthesis gas fermentation for biofuel production. *Current Opinion in Biotechnology* 18(3), p.200-206.
- Hogg, D., Barth, J., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., S. Antler, S. (2002). Comparison of compost standards within the EU, North America and Australasia. *The Waste and Resources Action Programme*, Oxon, Gran Bretaña, p.1-97.
- Jimenez, B., Chavez, A., Barrios, J. E., Perez, R. (2000). Impact and potential of reused water in the Mezquital Valley, *Water* 21, p.34-36
- Jordán, M. M., Almendro-Candel, M. B., Romero, M., Rincón, J. M. (2005). Application of sewage sludge in the manufacturing of ceramic tile bodies. *Applied Clay Science* 30(3–4), p.219-224.
- Kargbo, D.M. (2010). Biodiesel Production from Municipal Sewage Sludges. *Energy and Fuels* 5, p.2791-2794.
- Kays, J.S., Flamino, E.J., Felton, G., Flamino, P.D. (2000). Use of deep-row biosolids applications to grow forest trees: a case study. In C.L. Henry, R.B. Harrison, R.K. Bastian (Eds.). *The Forest Alternative: Principles and Practice of Residuals Use*, p.105-110. Seattle, Washington, EE.UU.: University of Washington, College of Forest Resources.
- Kengne, I.M., Kengne, E.S., Akoa, A., Bemmo, N., Dodane, P.-H., 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), p.13-19.
- Kengne, I.M., Akoa, A.A., Soh, E.K., Tsama, V., Ngoutane, M.M., Dodane, P.H., Koné, D. (2008). Effects of faecal

- sludge application on growth characteristics and chemical composition of *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitch. and Chase and *Cyperus papyrus* L. *Ecological Engineering* 34(3), p.233-242.
- Kengne, I.M., Akoa, A., Koné, D. (2009). Recovery of biosolids from constructed wetlands used for faecal sludge dewatering in tropical regions. *Environmental Science and Technology* 43(17), p.6816-6821.
- Keraita, B., Konradsen, F., Drechsel, P. (2010). Farm-based measures for reducing microbiological health risks for consumers from informal wastewater-irrigated agriculture. In: Drechsel, P., Scott, C., Raschid-Sally, L., Redwood, M., Bahri, A. *Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-income Countries*. Londres, Gran Bretaña: Earthscan. p. 189-208.
- Koné, D., Cofie, O., Zurbrugg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research* 41(19), p.4397-4402.
- Koottatep, T., Polprasert, C., Hadsoi, S. (2005a). Nutrient Recycling and Treatment of Faecal Sludge through Constructed Wetlands and Sunflower Plant Irrigation, *Proceedings of the International Forum on Sustainable Techniques for Wastewater Management between Thailand and Taiwan ROC*, p.26-29.
- Koottatep, T., Surinkul, N., Polprasert, C., Kamal, A.S.M., Koné, D., Montangero, A., Heinss, U., Strauss, M. (2005b). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. *Water Science and Technology* 51(9), p.119-126.
- Libra, J.A., Kyoung, S.R., Kammann, C., Funke, A., Berge, N.D., Neubauer, Y., Titirici, M.M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K.-H. (2011). Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis, *Biofuels* 2(1), p.89-124.
- Lin, Y., Zhou, S., Li, F., Lin, Y. (2012). Utilization of municipal sewage sludge as additives for the production of ecocement. *Journal of Hazardous Materials*, 213-214, p.457-465.
- Manyà, J. J. (2012). Pyrolysis for Biochar Purposes: A Review to Establish Current Knowledge Gaps and Research Needs. *Environmental Science and Technology* 46 (15), p.7939-7954.
- Montresor, A., Crompton, D.W.T., Hall, A., Bundy, D.A.P., Savioli, L. (1998). Guidelines for the evaluation of soil-transmitted helminthiasis and schistosomiasis at community level. Organización Mundial de la Salud. Disponible en: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/63821/1/WHO_CTD_SIP_98.1.pdf?ua=1
- Murray Muspratt, A., Nakato, T., Niwagaba, C., Dione, H., Kang, J., Stupin, L., Regulinski, J., Mbéguéré, M., 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): 223-230. Resumen disponible en: <http://www.iwaponline.com/washdev/004/washdev0040223.htm>
- Ndegwa, P.M., Thompson, S.A. (2000). Effects of C-to-N ratio on vermicomposting of biosolids, *Bioresource Technology* 75(1), p.7-12.
- Nguyen, H.D. (2010). Decomposition of organic wastes and fecal sludge by black soldier fly larvae. *School of Environment, Resources and Development*. Asian Institute of Technology, Thailand, p.75.
- Nikiema, J., Cofie, O., Impraim, R., Dreschel, P. (2012). Fortified Excreta Pellets for Agriculture. *Conference Proceedings – 2nd International Faecal Sludge Management Conference*, Durban, Sudáfrica, 29-31 de octubre, 2012.
- Nipattummakula, N., Ahmeda, I., Kerdsuwan, S., Gupta, A. K. (2010). High temperature steam gasification of wastewater sludge. *Applied Energy* 87(12), p.3729-3734.
- Niwagaba, C. (2009). Treatment technologies for human faeces and urine. PhD Thesis, Doctoral Thesis No. 2009: 70. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Suecia. ISBN 978-91-576-7417-3.
- OMS. (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4. Excreta and greywater use in agriculture. Organización Mundial de la Salud (OMS), Ginebra, Suiza. ISBN 92 4 154685 9.
- Rulkens, W. (2008). Sewage Sludge as a Biomass Resource for the Production of Energy: Overview and Assessment of the Various Options. *Energy & Fuels* 22(1), p.9-15.
- Rodríguez, N.H., Granados, R.J., Blanco-Varela, M.T., Cortina, J.L., Martínez-Ramírez, S., Marsal, M., Guillem, M., Puig, J., Fos, C., Larrotcha, E., Flores, J. (2011). Evaluation of a lime-mediated sewage sludge stabilisation process. Product characterisation and technological validation for its use in the cement industry. *Waste Management* 32(3), p.550-60.
- Sheppard, C.D., Newton, L.G., Thompson, S.A., Savage, S. (1994). A value added manure management system using the black soldier fly. *Bioresource Technology* 50(3), p.275-279.
- Smith, S.R., Lang, N.L., Cheung, K.H.M., Spanoudaki, K. (2005). Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes. *Waste Management* 25(4), p.417-425.
- Srinivas, S., Malik, R.K., Mahajani, S.M. (2007). Fischer-Tropsch synthesis using bio-syngas and CO₂. *Energy for Sustainable Development* 11(4), p.66-71.
- St-Hilaire, S., Sheppard, C., Tomberlin, J.K., Irving, S., Newton, L., McGuire, M.A., Mosley, E.E., Hardy, R.W., Sealey, W. (2007). Fly Prepupae as a Feedstuff for Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Journal of the World Aquaculture Society* 38(1), p.59-67.
- Still, D., Taylor, C. (2011). Simple sludge disposal with benefits? Deep-row entrenchment with agroforestry. What happens when the pit is full? FSM Seminar report, 14-15 March 2011, WINSA, p.29-30.
- Strauss, M. (2000). Human Waste (Excreta and Wastewater) Reuse. ETC/SIDA Bibliography on Urban Agriculture. EAWAG/SANDEC: Duebendorf, Suiza.
- Taruya, T., Okuno, N., Kanaya, K. (2002). Reuse of sewage sludge as raw material of Portland cement in Japan. *Water Science and Technology* 46(10), p.255-258.
- Tine D., 2009. Traitement de boues de vidange de systèmes d'assainissement autonome à Dakar (Sénégal): Etude d'une phase d'acclimatation de deux espèces utilisées pour le traitement des boues de vidange domestiques. Mémoire de DEA en Sciences de l'environnement. Institut des Sciences de l'Environnement, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Senegal.
- Titirici, M.M., Thomas, A., Antonietti, M. (2007). Back in the black: hydrothermal carbonization of plant material as an efficient chemical process to treat the CO₂ problem? *New Journal of Chemistry* 31(6), p.787-789.
- Troschinetz, A.M., Mihelcic, J.R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management* 29(2), p.915-931.
- US EPA (1999). Biosolids Generation, Use, and Disposal in The United States. U.S. Environmental Protection Agency, Municipal and Industrial Solid Waste Division Office of Solid Waste EPA 530-R-99-009. Disponible en <http://www.epa.gov/compost/pubs/biosolid.pdf>.
- Werther, J., Ogada, T. (1999). Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science* 25(1), p.55-116.
- Yadava, L.S., Hesse, P.R. (1981): The Development and Use of Biogas Technology in Rural Areas of Asia (A Status Report 1981). Improving Soil Fertility through Organic Recycling. Food and Agriculture Organization (FAO) and United Nations Development Program (UNEP).

Preguntas para el Estudio de este Capítulo

1. Identifique, al menos, seis alternativas para la recuperación de recursos de los LF, las tecnologías de tratamiento asociadas y sus ventajas y desventajas.
2. Describa diferentes maneras de realizar el compostaje, junto con sus ventajas y desventajas.
3. Compare los beneficios y limitaciones de utilizar el biocarbón como enmienda del suelo con los de su uso como combustible.



Operación, Mantenimiento y Monitoreo de una Estación de Tratamiento de Lodos Fecales

Magalie Bassan y David M. Robbins

Objetivos de aprendizaje

- Comprender la importancia y el papel de operaciones y mantenimiento en las estaciones de tratamiento de lodos fecales (ETLF).
- Comprender los factores críticos de operaciones y mantenimiento que deben tomarse en cuenta a partir de las fases de diseño y planificación.
- Poder diseñar un plan eficaz de monitoreo, operación y mantenimiento, para asegurar un rendimiento adecuado en el tratamiento.
- Comprender la función de la gestión administrativa en la operación a largo plazo de las ETLF.

11.1 INTRODUCCIÓN

Las estaciones de tratamiento de lodos fecales requieren actividades de operación y mantenimiento (OyM) continuas y apropiadas para asegurar su funcionalidad a largo plazo. Las actividades de OyM ocurren en los puntos de contacto entre los marcos técnico, administrativo e institucional que permiten la función sostenida de las ETLF. “Operación” se refiere a todas las actividades requeridas para asegurar que una ETLF preste los servicios de tratamiento para los que fue diseñada y “mantenimiento” se refiere a todas las actividades que aseguran la operación a largo plazo del equipo y la infraestructura (Bräustetter, 2007). La OyM adecuada de las ETLF requiere que se realice una serie de tareas cruciales que deben llevarse a cabo independientemente del tamaño de la estación y su complejidad tecnológica (Figura 11.1). Contar con personal calificado para realizar estas tareas oportunamente y en conformidad con las mejores prácticas maximizará el valor de la ETLF y asegurará su rendimiento a largo plazo.

Muchas ETLF colapsan luego de su construcción, sin importar la elección de su tecnología o la calidad de su infraestructura. Las razones del colapso no se investigan siempre, pero las explicaciones que suelen darse tienen que ver con su baja capacidad operativa (Fernandes *et al.*, 2005; Lennartsson *et al.*, 2009; Koné, 2010; HPCIDBC, 2011) y la falta de los recursos financieros para poder realizar las tareas de OyM (Koné, 2002). De estos colapsos, se aprende que la OyM debe considerarse como un componente integral de todos los costos