



ALTERNATIVAS PARA LA GESTIÓN DE LODOS DE FOSA SÉPTICA EN MICROPUEBLOS

Laura Lara Martín (laura.lara.martin@gmail.com)

Luis Del Romero Renau (luis.romero@uv.es)

En España hay actualmente 3801 municipios con menos de 500 habitantes censados, un 46'8% del total de municipios representando apenas un 1,58% de la población pero una superficie muy considerable. Solo en el caso de Catalunya se trata de 327 municipios que representan el 35% de la superficie del Principado. Con esta dispersión territorial y muy débil estructura demográfica, políticas públicas esenciales para la conservación del medio ambiente como la depuración y tratamiento de agua y lodos se convierte en todo un desafío.

Los recursos económicos para la gestión de micropueblos no han dejado de disminuir en los últimos años. Hoy más que nunca los alcaldes de pequeños municipios demandan soluciones baratas y eficientes a la hora de gestionar el día a día en sus municipios por la escasez de recursos, incluyendo la gestión de aguas residuales.

La realidad de la gestión de este efluente en cientos de municipios aun hoy en día pasa por las fosas sépticas municipales. Un problema central en su gestión es el de los lodos que acaban colmatando con los años las instalaciones de tratamiento. En el mejor de los casos estos lodos son retirados y tratados por empresas externas, con el consiguiente gasto para las arcas municipales. En el peor son depositados en diversos lugares prácticamente sin control. El objetivo de esta comunicación es proponer una serie de alternativas asequibles y eficientes para el tratamiento y valorización de lodos de fosas sépticas municipales en pequeños municipios, de manera que éstos sean capaces de autogestionar sus propios residuos, convirtiéndolos en un recurso susceptible de ser aprovechado por sus habitantes. A partir de un estudio realizado sobre estabilización de lodos de una fosa municipal se propone un abanico de posibles alternativas para su correcta gestión.



1. Introducción

En el III Foro de Sostenibilidad del Pirineo, celebrado en octubre de 2016 en una turística localidad pirenaica en la que se encuentra una de las principales estaciones de esquí de este macizo montañoso, se abordó uno de los temas pendientes en la gestión del ciclo del agua: la construcción de una depuradora. Tal y como confesó el propio ayuntamiento, en la actualidad la totalidad de las aguas residuales de las casas, hoteles, spas, comercios e industrias de este municipio de 1440 habitantes, 2500 viviendas secundarias y 30 hoteles y hostales (IAEST, 2015) se vierten directamente al río sin ningún tipo de tratamiento, incumpliendo la Directiva 91/271/CEE de depuración de aguas residuales y tratamiento de lodos, por lo menos durante los meses de temporada alta de la nieve y en verano. El problema no es solamente la carga de contaminación que diariamente se vierte a la cabecera de un importante río pirenaico con los consecuentes impactos ambientales, sino que ésta no parece ser una práctica aislada y son muchos los núcleos rurales del Pirineo sin ningún tipo de depuración de sus aguas. No obstante la actividad económica principal gira en torno al turismo de naturaleza y deportivo, lo que no parece muy compatible con las políticas de gestión de aguas residuales existentes en municipios como éste. Hace años que se viene anunciando un ambicioso plan de construcción de depuradoras en numerosos municipios, sin embargo ese plan nunca llegó por falta de fondos y ahora mismo existe una batalla legal para dirimir qué administración ha de hacerse cargo de este importante problema.

El objetivo de esta comunicación es por un lado reflexionar sobre la validez del paradigma estructuralista para la gestión del agua y de sus efluentes en municipios rurales de escasa población, y por otro lado ofrecer una serie de alternativas potenciales de gestión. Se trata de un tema enormemente complejo de abordar en una comunicación científica. Por esta razón, aunque se abordará el problema desde una perspectiva global de gestión del ciclo del agua y de las aguas residuales, en esta comunicación nos centraremos concretamente en el tratamiento de lodos de fosa séptica en pequeños municipios, un tema sobre el que apenas existen datos ni experiencias en nuestro país.

2. La crisis del paradigma hidráulico estructuralista y de la economía expansionista de los recursos naturales

Para Aguilera (2006), asistimos a un fin de época de expansionismo de la economía del agua y de las infraestructuras asociadas al ciclo del agua, incluyendo en ellas a las depuradoras. Uno de los argumentos principales de este autor de referencia en el movimiento social y académico “Nueva Cultura del Agua”, es que “la gestión del agua (y sus efluentes), no es exclusivamente un problema de carácter ingenieril o técnico, sino de política social” (Aguilera, 2006: 2), con lo que los instrumentos de gestión de aguas residuales como elemento esencial para la planificación de los recursos hídricos debería poner más el acento en las políticas de gestión de la demanda más que en simplemente en la construcción de infraestructuras. En efecto, según se defiende desde el Manifiesto por una nueva Cultura del Agua, la política del ciclo del agua ha sido gestionada durante todo el siglo XX desde el paradigma del estructuralismo hidráulico y de las estrategias de



oferta tanto para la provisión como depuración de aguas, después de un proceso histórico de despatrimonialización o privatización de tierras, bosques y recursos naturales incluyendo el agua (FNCA, 2005). Este modelo estructuralista hidráulico ha convertido el país en uno de los territorios con más agua embalsada del mundo y ha conseguido extender las redes de abastecimiento y alcantarillado de aguas a buena parte de las áreas urbanas en un largo proceso de modernización que ha sido descrito como una auténtica “producción de naturalezas hidrosociales” (Swyngedouw, 2014) a partir de una ideología, el “regeneracionismo hidráulico” de Joaquín Costa, que hunde sus raíces en la crisis de 1898 (Íbid.: 719). Los regeneracionistas encabezados por Joaquín Costa construyen un proyecto político de modernización económica del país a partir de la construcción de todo un complejo sistema de embalses y canales con un triple propósito: el abastecimiento generalizado para la población urbana y rural, el desarrollo de los regadíos frente a las escasamente rentables agriculturas de secano y el despliegue de un ambicioso programa de expansión de la energía hidroeléctrica (Aguilera, 2006). Este programa sigue plenamente vigente un siglo después, ya que la política del agua, desde el punto de vista presupuestario, sigue estando básicamente dedicada a la construcción de nuevas infraestructuras hidráulicas, como por ejemplo la nueva presa de regadío de San Salvador inaugurada en Huesca en 2015 en plena crisis económica.

La ideología subyacente en estas políticas es que a través de la ingeniería hidráulica y sanitaria se conseguirá más pronto que tarde satisfacer todas las demandas de agua y gestionar correctamente todos los efluentes del ciclo, básicamente aguas residuales y lodos de depuradora. Sin embargo la realidad es aún bastante distinta, por lo menos en lo que se refiere a la depuración y gestión de lodos de depuradora en municipios pequeños. Sirva como ejemplo que aún en 2010, el grado de cumplimiento de la Directiva 91/271/CE de depuración de aguas residuales urbanas no llegaba al 80%, con un gran contraste entre comunidades autónomas (Galicia, Extremadura, Andalucía o Canarias no llegaban al 60%) y con una gran parte de áreas rurales sin ningún tipo de tratamiento de sus aguas residuales (Olcina y Moltó, 2010: 137). En el caso de la gestión de lodos de depuradora la situación es aún menos halagüeña, ya que comunidades autónomas como Canarias simplemente depositan los lodos en vertederos y Ceuta y Melilla los incineran, lo que según la Directiva 2008/98/CE sería la última opción deseable. Dicha directiva establece una jerarquía que prioriza en primer lugar la prevención, la reutilización, el reciclado, la recuperación con otros fines (como la valorización energética) y, por último, la eliminación, que es lo que ocurre en numerosas comunidades autónomas (Lara, 2016). La situación de gestión de aguas residuales se ha visto además agravada en los últimos años por la moderación presupuestaria en materia de aguas, de manera que solo en la Comunidad de Castilla-La Mancha son 136 los proyectos de construcción de depuradoras que han quedado paralizados, abandonados y muchos de ellos vandalizados, debido a los recortes presupuestarios (Aunión, 2014). Más allá del contexto de crisis económica, la gran cuestión de debate sobre la gestión del agua y de sus efluentes, es la crisis cada vez más palpable del enfoque estructuralista en la gestión del agua. Debido a que la producción de lodos de depuradora está incrementándose continuamente, el procesamiento y vertido de tal cantidad de residuos supone uno de los retos más importantes desde el punto de vista ambiental relacionados con la depuración de aguas residuales (Colomer et al, 2010). La aplicación como solución única la construcción de



más y más EDAR, lo que conlleva una serie de problemas serios en su gestión, en especial en áreas rurales.

Debido a que la producción de lodos de depuradora está incrementándose continuamente, el procesamiento y vertido de tal cantidad de residuos supone uno de los retos más importantes desde el punto de vista ambiental relacionados con la depuración de aguas residuales

3. La realidad de la gestión de lodos en municipios pequeños

En España hay actualmente 3801 municipios con menos de 500 habitantes censados, un 46'8% del total de municipios representando apenas un 1,58% de la población pero una superficie muy considerable. Solo en el caso de Catalunya se trata de 327 municipios que representan el 35% de la superficie del Principado. Con esta dispersión territorial y muy débil estructura demográfica, políticas públicas esenciales para la conservación del medio ambiente como la depuración y tratamiento de agua y lodos se convierte en todo un desafío. De hecho la propia Directiva 91/271/CE de depuración de aguas residuales sitúa como umbral mínimo 2000 habitantes equivalentes, excluyendo a gran parte del territorio rural de la obligación de depurar y tratar sus aguas residuales. Ante este panorama, la mayor parte de los municipios pequeños en el mejor de los casos disponen de fosas sépticas que almacenan las aguas residuales antes de su vertido a ríos, mares o acuíferos, generando así importantes problemas de contaminación difusa. Si apenas hay datos sobre el tratamiento de aguas residuales en municipios pequeños, más escasa es aún la información disponible sobre el tratamiento de lodos.

El enorme problema aún pendiente de resolver es que tanto la depuración como el tratamiento de lodos tienen unos enormes costes de mantenimiento. En total se calcula que el coste de explotación de una depuradora a lo largo de una vida útil de 25 años duplica al de construcción, y para sufragar este coste no existen ayudas de la Unión Europea, al contrario que para la construcción (Chamorro, 2014). De esta manera, el paradigma estructuralista ha infundido una falsa creencia que con la simple construcción de una depuradora ya se resuelven los problemas de gestión de aguas y lodos. Los costes no hacen sino multiplicarse cuanto más pequeñas son las plantas. De hecho, para una EDAR de 1000 habitantes equivalentes, que son las que darían servicio a los cientos de municipios rurales sin depuración, los costes por año y habitante equivalente se sitúa entre los 25 y 45 euros al año (Chamorro, 2014), siendo una parte importante de estos costes el tratamiento de lodos de depuradora, que en muchos casos son externalizados a empresas especializadas. Si a esta realidad se añade la situación de penuria económica de cientos de municipios sin apenas ingresos municipales, es fácil explicarse el por qué de la falta de políticas eficaces de depuración en municipios pequeños.

En primer lugar una gestión eficiente de aguas residuales y de lodos pasa por una gestión de la demanda, como se demanda en el Manifiesto por una Nueva Cultura del Agua (FNCA, 2005), que ponga el acento en la prevención y en el ahorro, más que en la ampliación de la infraestructura de depuración. En segundo lugar, para el tratamiento de



aguas residuales y lodos en municipios de menos de 2000 habitantes son numerosas las voces, incluyendo el propio CEDEX del Ministerio de Fomento, que abogan por la depuración extensiva, con tecnologías de filtrado de agua a través de vegetación y oxígeno, que es hasta diez veces más barata, aunque necesita mucho más espacio (Aunión, 2014). Sin embargo la depuración extensiva no resuelve el problema de tratamiento de lodos ni en municipios que aún no depuran mediante estas técnicas, ni en aquellos que simplemente realizan una depuración primaria o realizan vertidos directos sin depurar ni tratar aguas ni lodos.

Se hace necesario ir más allá del paradigma estructuralista hidráulico y buscar desde la ingeniería ambiental métodos biológicos y naturales que ayuden a descontaminar lodos de depuradora, de cara a valorizarlos como abono agrícola. En la actualidad se da la paradoja de que numerosos municipios rurales pagan a empresas externas por el tratamiento de lodos de fosa séptica, cuando un buen tratamiento in situ podría resultar en una materia de abono excelente para la propia agricultura de esos pueblos, tal y como por otra parte se ha venido haciendo de manera tradicional y más o menos controlada en áreas rurales de ganadería ovina extensiva. En la siguiente sección se abordan una serie de alternativas potenciales para la gestión de lodos de fosa séptica, que tienen en común que se trata de técnicas que o requieren de la construcción e grandes infraestructuras ni de grandes costes de mantenimiento.

4. Alternativas potenciales para la gestión de lodos de fosa séptica

Históricamente, los lodos fecales se han aprovechado como enmiendas y fertilizantes orgánicos del suelo, puesto que en su composición, la mayor parte de la materia existente es materia orgánica, suponiendo alrededor de un 75% (Herrero, 2013) y además presentan elementos como fósforo, calcio, nitrógeno, potasio o hierro. No obstante, los lodos también pueden contener metales pesados y organismos patógenos, como *Salmonella*, *Escherichia coli*, coliformes totales y coliformes fecales (CEDEX, 2009) que pueden suponer un impacto negativo, produciendo graves consecuencias, no solo en el medio en el que se aplique, sino también afectar a las poblaciones cercanas. Con el paso del tiempo, otras alternativas han ido apareciendo gracias a la investigación y a las nuevas tecnologías existentes, poniéndose de manifiesto tratamientos como el compostaje, el vermicompostaje o la digestión anaeróbica para la producción de biogás, entre otros (Lara et al., 2016).

El reciclado de lodos y su valorización energética son procesos que, desde el punto de vista ambiental, son preferibles al depósito en vertedero. Sin embargo, existen multitud de métodos para la eliminación segura de los lodos, entre ellos el vertedero controlado, solidificación-vitrificación, incineración, lagunaje, inyección en profundidad, vertido al mar o aplicación en agricultura. Entre los anteriores, la solidificación-vitrificación y la inyección en profundidad suelen ser procesos muy costosos que se limitan a lodos con sustancias tóxicas y peligrosas. Por otro lado, el contenido en nutrientes de los lodos es destacable, ya que pueden contener materia biodegradable, nitrógeno, fósforo y otros micronutrientes como B, Mn, Cu, Mb y Zn que lo convierten en una interesante enmienda



agrícola. Además, también mejora la estructura de los suelos. En España, el 65% en peso de los lodos generados es utilizado como fertilizante agrícola (Colomer et al., 2010). La empresa FACSA, presente en siete comunidades autónomas, utiliza las evacuaciones de lodos, o bien a vertederos, o bien aplicación directa al terreno (utilización agrícola de fangos), según las circunstancias y las posibilidades de la zona donde se produce el lodo, para el mantenimiento de las depuradoras de los pequeños municipios (Marcos, 1999).

En general, las líneas de tratamiento de lodos residuales se encuentran enfocadas a dos aspectos fundamentales, que son, por un lado, la reducción de su volumen y, por otro, la reducción del poder de degradación o estabilización, que consiste en reducir su actividad biológica (tendencia a la putrefacción) y su contenido de microorganismos causantes de enfermedades (Dégremont, 1980). Existen diferentes tratamientos para llevar a cabo la estabilización de los lodos: oxidación con cloro, tratamiento con cal, tratamiento con calor, digestión aerobia y digestión anaerobia (Hachec, 1984). En esta sección se presentan como posibles tecnologías para lodos de fosas sépticas la digestión aerobia, la digestión anaerobia y el vermicompostaje.

La digestión aerobia se define como un proceso de aireación prolongada (dotando al sistema de O_2) para provocar el desarrollo de microorganismos aerobios hasta sobrepasar el periodo de síntesis de las células y llevar a cabo su propia auto-oxidación, reduciendo así su material celular (Oropeza, 2006). Para que los procesos permanezcan aeróbicos, dependen generalmente de la aireación o el mezclado físico, los cuales requieren de mucha energía y recursos (Bassan et al, 2014). Esta digestión aerobia, en función del rango al que se opere, puede ser psicrófila (5-20°C), mesófila (20-40°C) o termófila (50-70°C). Según esta definición, el proceso podría ser equiparable al compostaje, pero existen diferencias suficientes que justifican la existencia de una nomenclatura propia para los dos procesos. Así por ejemplo, en los procesos de digestión aerobia termófila el manejo del lodo es en forma líquida, con un contenido en sólidos entre el 3% y el 5% (Haubry, 1992; Tchobanoglous et al., 1991) mientras que para las operaciones de compostaje es preciso llevar a cabo una deshidratación previa del lodo hasta alcanzar contenidos en sólidos del 30-35% como mínimo (Cadenas, 1993). El producto final obtenido en el proceso de compostaje se puede utilizar como enmienda orgánica en el suelo, con el fin de mejorar la estructura del suelo, aumentar la capacidad de intercambio catiónico, eliminar patógenos y así, aumentar el crecimiento de las plantas (Chefetz et al., 1996, citado por Avendaño, 2003). Cuando los lodos a tratar provienen de la depuración de aguas residuales urbanas y de aguas de origen industrial, se considera que una buena alternativa para conseguir un producto con suficiente estabilidad química y un nivel suficientemente bajo de patógenos consiste en acoplar un proceso de digestión aerobia termófila con una digestión anaerobia (Haubry, 1992). Otros trabajos (Fuchs, 1993, citado por Mahamud et al, 1996), indican que es posible conseguir mediante digestión aerobia termófila una garantía simultánea de estabilización y desinfección. La digestión aerobia, en comparación con la digestión anaerobia, presenta una serie de ventajas y desventajas que se presentan a continuación (Tabla 1):



Tabla 1. Ventajas y desventajas del proceso de digestión aerobia. Fuente: Elaboración propia.

DIGESTIÓN AEROBIA	
VENTAJAS	DESVENTAJAS
Bajo coste inicial, sobre todo para pequeñas instalaciones (Mahamud et al, 1996).	Aplicable generalmente a EDAR de tamaño reducido con una capacidad de tratamiento por debajo de 17.000 m ³ /día (Tchobanoglous et al., 1991) aunque se ha utilizado con éxito en plantas mayores. Instalaciones típicas pueden tratar caudales de agua del orden de 3.000-6.000 m ³ /día (Mahamud et al, 1996).
Control de operación simple (Hachec, 1984).	Pueden producirse espumas (Mahamud et al, 1996).
El sobrenadante es menos problemático que en el caso de los procesos anaerobios, ya que tiene un contenido de DBO más bajo (Mahamud et al, 1996)	Generalmente menor reducción de sólidos volátiles que el proceso de digestión anaerobia (Mahamud et al, 1996). Además la eficiencia de disminución de sólidos varía con las fluctuaciones de temperatura (Hachec, 1984).
Adecuadamente diseñado, no emite olores desagradables (Limón, 2013), además de ser un producto biológicamente estable, que puede ser fácilmente eliminado (Gutiérrez, 1986)	Algunos lodos aparentemente no se deshidratan fácilmente por filtración al vacío después de la digestión aerobia (Hachec, 1984).
Amplio intervalo de aplicación (Mahamud et al, 1996).	Potencial de dispersión de patógenos a través de los aerosoles (Limón, 2013).
Los lodos digeridos aerobíamente tienen un valor fertilizante más alto que los digeridos anaerobíamente (Hachec, 1984).	Elevados costes de mantenimiento debido a la gran incidencia del gasto energético (Trapote, 2011).
Buena desinfección del lodo (en el caso de procesos termófilos) (Mahamud et al, 1996)	Puede precisar la adición de álcali para reducir la bajada del pH (Mahamud et al, 1996).
Reduce la masa total de lodo (Limón, 2013).	Las bajas temperaturas afectan negativamente su rendimiento (Mahamud et al, 1996).

Por su parte, la digestión anaerobia consiste en la descomposición biológica de la materia orgánica en ausencia de oxígeno. Tras esta digestión, se obtienen dos productos. Por un lado, un producto líquido o sólido que contiene los componentes difíciles de degradar junto con el nitrógeno, fósforo, azufre y otros elementos minerales presentes inicialmente en la biomasa (López, 2015). Por otro lado, un producto gaseoso, denominado “biogás”, constituido mayoritariamente por metano y dióxido de carbono, que



se puede emplear como combustible para la producción de calor y electricidad. La composición del biogás (Tabla 2) dependerá de la composición del sustrato biodegradado. En un sistema anaerobio, la DQO (Demanda Química de Oxígeno) puede considerarse un parámetro conservativo (Elías, 2005). Esto es:

$$DQO_{\text{influyente}} = DQO_{\text{efluente}} + DQO_{\text{biogás}}$$

Si se considera un biogás formado exclusivamente por CH_4 y CO_2 , y teniendo en cuenta que la DQO del CO_2 es nula, la DQO eliminada en el residuo se correspondería con la DQO obtenida en forma de metano, lo cual significa 2,857 kg DQO por $m^3 CH_4$, o $0,35m^3$ de CH_4 por kg de DQO eliminada, a $P=1atm$ t $T=0^\circ C$. En concreto, para el caso de municipios con poca población, se llevó a cabo un estudio en un pequeño núcleo rural de la provincia de Teruel en el que se analizaba, entre otras cosas, el potencial para que los lodos sépticos generados se degradaran mediante una digestión anaerobia, obteniéndose valores de producción de biogás semejantes a los de otros lodos de EDAR y superiores a los generados por otros residuos orgánicos, como las deyecciones de vaca o gallinas (Lara et al., 2016).

El sistema de digestión anaerobia presenta una serie de ventajas e inconvenientes inherentes que se resumen en la tabla 2.

Tabla 2: Componentes del biogás en función del sustrato utilizado. (*)Terpenos, ésteres... Fuente: Elías, 2005.

Componente	Residuos ganaderos	Residuos agrícolas	Fangos de depuradora	Residuos municipales	Gas de vertedero
Metano	50-80%	50-80%	50-80%	50-70%	45-60%
Dióxido de carbono	30-50%	30-50%	20-50%	30-50%	40-60%
Agua	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado	Saturado
Hidrógeno	0-2%	0-2%	0-5%	0-2%	0-0,2%
Sulfuro de hidrógeno	0-1%	100-700ppm	0-1%	0-8%	0-1%
Amoniaco	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas	0,1-1%
Monóxido de carbono	0-1%	0-1%	0-1%	0-1%	0-0,2%
Nitrógeno	0-1%	0-1%	0-3%	0-1%	2-5%
Oxígeno	0-1%	0-1%	0-1%	0-1%	0,1-1%
Constituyentes en cantidades trazas, compuestos orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas	0,01-0,6% (*)



Tabla 3: Ventajas y desventajas del proceso de digestión anaerobia. Fuente: Elaboración propia.

DIGESTIÓN ANAEROBIA	
VENTAJAS	DESVENTAJAS
Importante reducción de sólidos volátiles (entre un 40 y un 60%) (WEF, 1992; Amorena, 1994)	Elevado volumen de inversión preciso para llevar a cabo su instalación (Mahamud et al., 1996).
Bajos costes de operación si se recupera el metano producido. (Mahamud et al., 1996).	Los microorganismos presentes en el proceso de digestión son muy sensibles a los cambios que se producen en él (Trapote, 2011).
Reducción de la materia sólida (Trapote, 2011)	Posibilidad de depósitos minerales en el equipo, dificultades de limpieza y posible formación de espumas (Mahamud et al., 1996).
Es el método más rentable económicamente para plantas que tratan por encima de 7.500 m ³ /día y se puede aplicar a plantas cuyo intervalo de tamaños abarca más de dos órdenes de magnitud (WEF, 1992).	Se necesitan elevados tiempos de retención para estabilizar la materia orgánica: de 15 a 30 días. Esto limita grandemente la velocidad con que el proceso puede ajustarse a las variaciones de carga, temperatura, etc. (Trapote, 2011).
Eliminación de organismos patógenos, si se utiliza una digestión termofílica (Elías, 2005).	Potencial producción de olores (Mahamud et al., 1996).
Reducción de gases de efecto invernadero (Campos et al., 2012).	La fracción sólida requiere un compostaje o tratamiento adicional (Flotats y Solé, 2008).
Reducción de olores (Flotats y Solé, 2008).	Peligrosidad de los gases inflamables producidos (Mahamud et al., 1996).
Proceso excedentario en energía (Mahamud et al., 1996).	Se necesita desarrollar y mantener un mercado para el fertilizante líquido (Flotats y Solé, 2008).
Durante el proceso de digestión se eliminan los elementos patógenos y ciertos organismos parasitarios (Trapote, 2011).	Presenta sobrenadantes con elevadas DBO, DQO, sólidos en suspensión y NH ₃ (Mahamud et al., 1996).
Lodos utilizables para agricultura, pudiendo aplicarse generalmente en mayor cantidad que los correspondientes biosólidos obtenidos mediante digestión aerobia (Crohn, 1995). Además, el producto final es rico en ciertos nutrientes (Trapote, 2011).	Si el residuo contiene alto porcentaje en metales pesados, ni la digestión anaerobia ni el compostaje pueden obtener un producto de calidad para agricultura (Elías, 2012)
	Puede presentar problemas de "digestión ácida" ya que los microorganismos productores de metano son de crecimiento lento (Mahamud et al., 1996).



Por último el vermicompostaje es un proceso de biooxidación, degradación y estabilización de la materia orgánica mediada por la acción combinada de lombrices y microorganismos en un régimen de temperaturas mesofílico, mediante el cual se obtiene un producto final estabilizado, homogéneo y de granulometrías fina, denominado vermicompost, lumbricompost, compost de lombriz o humos de lombriz, diferenciándose de la “vermicultura o lombricultura”, que se centra en el crecimiento de las lombrices en residuos orgánicos para la obtención de cebo para pesca, proteína animal, etc. (Nogales et al., 2008). En este último caso, se ha demostrado en algunos casos la necesidad de fermentación aeróbica previa en productos que serán tratados por vermicultura (Delgado et al., 1995). El vermicompostaje se considera una ecotecnología limpia, sin impacto ambiental y cuyos costes de inversión, energéticos y de mantenimiento son moderadamente bajos, además de aportar beneficios como la eliminación de residuos orgánicos nocivos, insalubres, molestos y de difícil gestión; la generación de un producto final útil, de gran valor como enmienda orgánica del suelo de alta calidad, que puede funcionar como un abono orgánico químico; producción de una gran biomasa de lombriz, de alto contenido proteico y de alta calidad para alimentación animal (avícola, porcino y piscícola, fundamentalmente) (Nogales et al, 2008). Este proceso se ha llevado a cabo para tratar diversos residuos orgánicos, entre ellos, los lodos de depuradoras urbanas (Benítez et al., 1999; Domínguez et al., 2000). Además, si el proceso de vermicompostaje se combina con un compostaje, no solo se acorta el tiempo de estabilización, sino también la calidad del producto final, más homogéneo y estable, alcanzándose la reducción de patógenos requerida para su uso (Alidadi et al., 2005).

Cabe destacar y mencionar que esta práctica puede usarse directamente en el tratamiento de aguas residuales, evitando la generación de lodos, obteniéndose un abono natural (humus), como puso de manifiesto el proyecto piloto que se llevó a cabo en el municipio de Alkiza, en Gipuzkoa, que, con una población de 350 habitantes, decidió construir una EDAR con tecnología Bidatek, caracterizada por utilizar lombrices de tierra en el proceso de depuración y desarrollada para satisfacer las necesidades de los pequeños municipios, al contar con una alta eficiencia (superior al 95%), costes de operación bajos y un manejo sencillo desde el punto de vista técnico, que además asegurara la sostenibilidad no solo económica, sino también técnica y ambiental (Ayuntamiento de Alkiza, 2010).

5. Hacia un protocolo de autogestión de lodos

Si bien es cierto que existe abundante literatura científica general sobre tratamiento y valorización de aguas residuales, también lo es que los trabajos sobre experiencias aplicadas para municipios pequeños son limitadas, teniendo en cuenta la realidad socioeconómica de los territorios rurales.

Un protocolo de tratamiento de lodos debería conseguir reunir tres cualidades básicas: eficacia, bajo coste y posibilidad de manejo sencillo. Evidentemente y como se ha visto en el punto anterior, el abanico de tecnologías disponibles presenta



diferentes ventajas y desventajas que dificultan una elección determinada, entre otras cosas porque depende mucho del tipo de lodo que se haya de tratar.

Desde un punto de vista económico, un estudio comparativo entre la digestión aerobia y la anaerobia, contemplando los gastos de primera instalación y los gastos de mantenimiento y explotación, permite establecer que (Trapote, 2011):

- Para poblaciones superiores a 25.000h-e, el proceso anaerobio es más económico.
- Para poblaciones inferiores a 15.000h-e, es más económica la digestión aerobia.
- Entre los 15.000 y 25.000 h-e, la elección entre una y otra solución no vendrá determinada por condiciones económicas.

En todo caso un primer paso ineludible para escoger la mejor tecnología sería la realización de una caracterización previa de los lodos a partir de una serie de muestras de la propia fosa séptica en un laboratorio profesional. De esta manera se podría tener más información para escoger la tecnología más adecuada de tratamiento, así como para ver las posibilidades de valorización del lodo. Una de las tecnologías por las que se podría apostar por su bajo coste, su relativo fácil manejo y su bajo impacto ambiental es el vermicompostaje, que pese a ello ha sido escasamente desarrollada en nuestro país. Anteriormente se han expuesto las ventajas de esta metodología natural de tratamiento de aguas residuales, que además ya ha tenido eco en alguna experiencia práctica exitosa como ha sido el municipio de Alkiza, en Guipúzcoa. Sobre todo cabe destacar que se trata de un método que no requiere de grandes infraestructuras ni de procedimientos artificiales, con lo que podría ser un buen ejemplo de política del ciclo del agua más allá del paradigma estructuralista analizado al principio de esta comunicación. Sin embargo sería necesario realizar una experiencia piloto de vermicompostaje con lodos de fosas sépticas de diferentes procedencias, antes de establecer un protocolo definitivo, ya que en algunos casos quizás habría que introducir digestión aerobia o anaerobia para tratar adecuadamente los lodos.

En segundo lugar, el protocolo de gestión de lodos debería establecer la valorización o aplicación preferente al lodo tratado previamente. En el caso de municipios pequeños el uso más extendido, como se ha comentado anteriormente, es el de la utilización del lodo ya tratado como abono para determinados cultivos. Esta solución puede ser interesante desde el punto de vista económico: el coste en la compra de abonos disminuiría, y si se consigue generar un lodo aplicable a esta actividad mediante vermicompostaje, se conseguiría evitar el coste añadido de pagar un tratamiento. En definitiva la utilización de lodos en agricultura debería ser una práctica conveniente, tanto desde el punto de vista medioambiental, como del enriquecimiento de los terrenos agrícolas, siempre y cuando se respete la legislación vigente (Marcos, 1999).



No obstante, hay que mencionar que hay otras posibilidades de valorización más allá de la aplicación agrícola. Existen alternativas innovadoras, que convierten al residuo generado tras el proceso de tratamiento de las aguas residuales en un recurso con valor añadido. Un ejemplo sería el caso de la utilización del fango residual como material de construcción (Rodríguez y col., 2011), estudiando por ejemplo su viabilidad técnica para ser utilizado en este tipo de materiales, demostrándose que posee una aceptable viabilidad técnica sobre todo para fabricar morteros de mampostería y concretos de relleno (Cerón et al., 2007).

Otro ejemplo serían los estudios que se están llevando a cabo con la larva de la mosca soldado negra. La larva de *Hermetia illucens* L. se trata de una tecnología emergente para transformar los residuos orgánicos (entre ellos, lodos fecales deshidratados) en pienso animal con alto valor añadido, pensado como opción de tratamiento para los países de bajos o medios ingresos. Las limitaciones que existen, en especial en cuanto a la presencia de metales pesados del residuo inicial a tratar, que influyen negativamente las características del ciclo de vida de la población de moscas y puede acumularse en las prepupas (Diener et al., 2011). Cuando las largas distancias entre el productor de lodo y los potenciales usuarios son un inconveniente para usar el lodo tratado en la agricultura, o los complejos tratamientos para el lodo reducen la viabilidad económica de su gestión adecuada, el uso de esta larva puede convertirse en una opción muy interesante para reducir el volumen de residuo a la vez que se produce biomasa de prepupas, ofreciendo a pequeños empresarios la posibilidad de reducir el impacto ambiente, sin altos costos de inversión. (Diener et al., 2011).

Una última posibilidad de valorización y reutilización del lodo es la generación de biogás, que puede ser igualmente interesante para atender a dos problemas muy comunes en el medio rural: por un lado la generación de energía de manera autosuficiente y por otro lado la eliminación de un residuo sin tratar como son los lodos, que puede ser peligroso para el medio ambiente. Existe abundante literatura sobre la generación de biogás a partir de residuos de diferente clase, con lo que se podría tomar una decisión en cada municipio sobre la idoneidad de esta tecnología, a partir del tipo de residuos que se generen, tal y como se puede observar en la tabla 4. En todo caso, antes de tomar la decisión sobre qué valorización otorgar a los lodos, se hace necesario de nuevo insistir sobre la importancia de realizar una caracterización previa del origen y tipo de aguas residuales a tratar en cada municipio:



Tabla 4. Valores de producción de biogás y metano para diferentes residuos. Fuente: Elaboración propia. ^cEn continuo; ^d En discontinuo; Ent: entrada al sistema; Degr:degradados;¹modificado a partir de Sánchez et al., 2014; ²modificado a partir de Cucurull et al., 2008; ³modificado a partir de Hobson, 1990; ⁴modificado de Flotats, 2000. Fuente: Lara (2016).

Residuo	Producción de biogás	CH ₄ (%)	Referencia
Lodo	116 l CH ₄ / kg SV degr ^d		Kim et al., 2003 ¹
Lodo	318 l CH ₄ / kg SV degr ^c		Sosnowskiet al., 2008 ¹
Lodo	269 l CH ₄ / kg SV degr ^c		La CourJansenet al., 2004 ¹
Lodo	390 l CH ₄ / kg SV ^c		Zupancicet al., 2008 ¹
Lodo	322 l CH ₄ / kg SV ^d		Silvestre et al., 2011 ¹
Lodo	322 l CH ₄ / kg SV ent ^c		Kabouriset al., 2009 ¹
Lodo	267 l CH ₄ /kg DQO ^c		Parryet al., 2009 ¹
Lodo	900 mL/h ^c		Sutoet al., 2006 ¹
Lodo	325 l CH ₄ /kg SV ^d		Davidssonet al., 2008 ¹
Lodo	271 l CH ₄ /kg SV ent ^c		Davidssonet al., 2008 ¹
Lodo	278 l CH ₄ /kg SV ent ^c		Luostarinet al., 2009 ¹
Lodo	500 l CH ₄ /kg SV ^d		Buendíaet al., 2009 ¹
Lodo EDAR en rango mesofílico	320 l biogás /kg SV	65	Rimkuset al., 1982 ²
Lodo EDAR en rango mesofílico	390 l biogás /kg SV		Oleset al., 1997 ²
Lodo EDAR en rango mesofílico	540 l biogás /kg SV	66-67	Dohanyoset al., 2004 ²
Lodo EDAR en rango termofílico	400 l biogás /kg SV	65	Rimkuset al., 1982 ²
Lodo EDAR en rango termofílico	710 l biogás /kg SV	66-67	Dohanyoset al., 2004 ²
Deyección Terneros	220-300 l biogás /kg SV	55-60	Elías, 2005 ³
Deyección Vacas	220-400 l biogás /kg SV	55-60	Elías, 2005 ³
Deyección Porcino engorde	300-400 l biogás /kgSV	68-70	Elías, 2005 ³
Deyección Gallinas ponedoras	350-450 l biogás /kg SV	65-70	Elías, 2005 ³
Residuos de fruta	250-500 l biogás /kg SV	ND	AINIA, 2012
Restos alimentos	500-600 l biogás /kg SV	70-80	AINIA, 2012
Paja	350-450 l biogás /kg SV	ND	AINIA, 2012
Aceite usado	970,6 l biogás /kg SV	77,1	DAM, 2009
Residuos de cocinas, restaurantes	600-790 l CH ₄ /kg SV		Kübler et al, 1999 ⁴
FORM separado en origen	240-280 l CH ₄ /kg SV		Kübler et al, 1999 ⁴
FORM separada en origen	200-300 l CH ₄ /kg SV		Ahring et al, 1992 ⁴
FORM recogida selectiva	477 l CH ₄ /kg SV		Mata et al, 1991 ⁴
FORM separación mecánica	117-254 l CH ₄ /kg SV		Cecchi et al, 1990 ⁴
Papel periódico	84-100 l CH ₄ /kg SV		Clarkson, 1999 ⁴



5. Conclusiones

La aplicación de tecnologías costosas y complejas para el tratamiento de aguas residuales puede ser útil y necesaria para grandes aglomeraciones urbanas, pero de escasa utilidad para el mundo rural, con población dispersa y baja densidad. Es en este tipo de territorios donde se observan las debilidades del paradigma estructuralista que ha dominado durante todo un siglo las políticas de gestión del agua en España. Desde el punto de vista legislativo, si bien es cierto que el corpus jurídico sobre tratamiento de aguas residuales es cada vez más estricto y variado, también lo es que hoy en día apenas existen instrumentos que legislen sobre el tratamiento de lodos o aguas residuales en pequeñas poblaciones. Sin embargo una parte importante de los miles de aldeas, pueblos y barrios rurales siguen vertiendo sus aguas negras a ramblas, ríos, lagos o al mar sin ningún tipo de tratamiento, lo que constituye una fuente de contaminación difusa de primer orden.

La realidad socioeconómica de estos territorios, con muy bajos recursos económicos en la mayoría de los casos y falta de personal cualificado, exige buscar alternativas baratas, eficientes y de fácil uso para el tratamiento de aguas fecales y de lodos. En este trabajo se han apuntado algunas ideas para el tratamiento y valorización de lodos de fosa séptica de municipios pequeños, que es uno de los métodos más extendidos de gestión de aguas residuales en el mundo rural. Se ha observado que existen diferentes tecnologías con diferentes ventajas y desventajas para el tratamiento de lodos, así como para su valorización. Una de ellas que puede constituir una buena alternativa a la gestión clásica a partir de EDAR que tienen un alto coste de mantenimiento es el vermicompostaje, o su combinación con procesos de digestión aerobia o anaerobia. En este sentido una futura línea de trabajo sería la realización de una experiencia piloto de tratamiento de lodos a partir de esta metodología, y después de una caracterización previa del efluente.

Asimismo es posible hoy en día no solo tratar el lodo sin necesidad de grandes instalaciones ni procedimientos complejos, sino además su valorización con un variado abanico de posibilidades: pienso, material de construcción, abono o biogás. En un contexto territorial en el que el medio rural cada vez tiene menos población fija y más flotante, las administraciones locales poseen escasos recursos económicos pero la competencia de depuración de aguas y en el que el tratamiento de aguas y lodos es aun más bien escaso incluso en áreas de gran interés turístico y natural, se hace necesario mirar más allá de las políticas y tecnologías clásicas de tratamiento de aguas para buscar otras alternativas baratas y eficientes que consigan convertir un residuo en un recurso valiosos para pequeñas comunidades rurales.



BIBLIOGRAFIA

Aguilera, F. (2006). Hacia una nueva cultura del agua. Cuestiones fundamentales. En: Polis, nº 14, pp. 2-14.

Alidadi, H. et al. (2005). Combined compost and vermicomposting process in the treatment and bioconversion of sludge. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 2(4), 251-254.

Amorena, A. (1994). Valorización Agrícola de los Fangos de Depuradora en la Comarca de Pamplona. Jornadas Técnicas: Biosólidos y Aguas Depuradas Como Recursos. R. Mujeriego y L. Sala (Eds.). Pag. 53-66. Sant Feliu de Guíxols, Gerona.

Aunón, J.J. (2014). Queda abandonada esta depuradora. Reportaje, El País, 16 de junio de 2014. En línea: http://sociedad.elpais.com/sociedad/2014/06/15/actualidad/1402842483_369528.html Consulta: [22-oct-2016].

Avendaño, D. A. (2003). *El proceso de compostaje*. Tesis Doctoral, Pontificia Universidad Católica de Chile.

Ayuntamiento de Alkiza. (2010). Memoria Anexa. Premios CONAMA 2010. En línea: http://www.premioconama.org/bo/bancorecursos/banco_imagenes/premios10/inscripciones/298_Memoria%20Alkiza.pdf Consulta: [30-oct-2016]

Bassan, M., Dodane, P.H. y Strande, L. (2014). Mecanismos de tratamiento. En: Strande et al. (ed): *Manejo de lodos fecales. Un enfoque sistémico para su implementación y operación*. Londres: IWA Publishing.

Benítez, E. et al. (1999^a). Enzymes activities as indicators of the stabilization of sewage sludges composting by *Eisenia Andrei*. *Biores.Technol.*, 67: 297-303.

Benítez, E. et al. (1999^b). Enzyme and earthworms activities during vermicomposting or carbaryl treated sewage sludge. *J.Environ.Qual.*, 28(4): 1099-1104.

Cadenas, A., Cañellas, N., Amengual, A. y Calafat, J. (1993). Planta Experimental de Compostaje de Lodos. *Ingeniería Química*, 291: 104-106.

Campos, E., Elías, X. y Flotats, X. (2012). *Procesos biológicos: la digestión anaerobia y el compostaje*. Madrid: Ediciones Díaz de Santos.

CEDEX. (2009). *Caracterización de los Lodos de Depuradoras Generados en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.



Cerón, O. et al. (2007). Aplicación de lodos de plantas potabilizadoras para elaborar materiales de construcción. Instituto de Ingeniería, UNAM. Trabajo de Universidad. En línea: http://web.uaemex.mx/Red_Ambientales/docs/memorias/Extenso/TA/EO/TAO-05.pdf
Consulta: [28-oct-2016]

Chamorro, J. (2014). La depuración de aguas en España. En: *Iagua*. En línea: <http://www.iagua.es/blogs/jorge-chamorro/la-depuracion-en-espana> Consulta: [25-oct-2016].

Colomer, F.J. et al. (2010). Opciones de valorización de distintas estaciones depuradoras de aguas residuales. *Ingeniería*, 14-3. Pp.177-190.

Crohn, D.M. (1995). Sustainability of Sewage Sludge Land Application to Northern Hardwood Forests. *Ecological Applications*, 5(1), 53-62.

Dégremont. (1980). *Manual técnico del agua*. Bilbao. Pp 105-473, 749-781.

Delgado, M. B., Walter, M., y Calvo, R. (1995). Aplicación de la lombriz roja de California en la transformación de lodos de depuradoras urbanas. *Turrialba (IICA) v. 45 (1-2) p. 33-41*.

Diener, S., Zurbrügg, C., Gutiérrez, F. R., Nguyen, D. H., Morel, A., Koottatep, T., y Tockner, K. (2011). Black soldier fly larvae for organic waste treatment—prospects and constraints. En: Acta del WasteSafe—2nd International Conference on Solid Waste Management in the Developing Countries. 13-15 febrero de 2011. Khulna, Bangladesh. En línea: http://www-eawaq.emp-eaw.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/CORS/Diener_2011.pdf Consulta [10-sept-2016]

Domínguez, J. et al. (2000). Vermicomposting of sewage sludge: Effect of bulking material on the growth and reproduction of the earthworm *Eisenia andrei*. *Pedobiología*, 44(1), 24-32.

Elías, X. (2005). *Tratamiento y valorización energética de residuos*. Madrid: Ediciones Díaz de Santos.

FNCA (2005). Declaración europea por una nueva cultura del agua. En línea: <http://www.fnca.eu/euwater/index2.php?idioma=es> Consulta: [22-octubre-2016].

Flotats, X. y Solé, F. (2008). Situación actual en el tratamiento de los residuos orgánicos: aspectos científicos, económicos y legislativos. En: Moreno, J. *Compostaje*. Madrid: Mundi-Prensa Libros. Pp: 44-74.

Gutiérrez Ortega, B.E (1986). Estudio sobre digestión aerobia de lodos en reactores de laboratorio semicontinuos. Monterrey: Universidad Autónoma de Nueva León.



Hachec R. (1984). Digestión aerobia de lodos activados de desecho. Tesis profesional. México D.F.: Instituto Politécnico Nacional.

Haubry, A., Bonnin, C. y Prévot, C. (1992). Aerobic and Anaerobic Sludge Treatment Disinfection Techniques. *Sludge 2000 Conference*, Paper 8, Cambridge.

Herrero, O. (2013). Gestión de Lodos, normativa y destino final: aplicación agrícola. En: *La gestión de lodos de depuradoras urbanas (EDARs 2013)*. Cátedra Mariano López Navarro. Zaragoza: Universidad de Zaragoza.

IAEST (2015): Estadística local de Aragón. Fichas territoriales. En línea: www.aragon.es/iaest Consulta: [11-oct-2016]

Lara, L. et al. (2016). Gestión sostenible de lodos de aguas residuales en municipios de tamaño reducido: San Agustín (Teruel) caso de estudio. Comunicación en Congreso de la Red Estatal de Compostaje, 16-18 de noviembre, Sevilla (España).

Lara, L. (2016). Alternativas a la gestión actual de lodos de fosas sépticas en pequeñas poblaciones rurales: el caso de San Agustín (Teruel). Trabajo final de máster. Universidad Miguel Hernández.

Limón, J. G. (2013). Los Lodos de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales, ¿Problema o Recurso?. Trabajo de ingreso. Guadalajara (México). Academia de Ingeniería de México, UNAM.

López, J.V. (2015). *La gestión de residuos municipales*. Madrid: Fundación Conde Del Valle De Salazar y UPM.

Mahamud, M., Gutiérrez, A. y Sastre, H. (1996). Biosólidos generados en la depuración de aguas: (II). Métodos de tratamiento. *Ingeniería del agua* 3.3 (1996): 45-54

Marcos Sanz, F. (1999). La gestión de las aguas residuales en los municipios pequeños de la provincia de Castellón Turismo y medio ambiente: II conferencias sobre el medio ambiente. 141-180. En línea: <http://www.ces.gva.es/pdf/conferencias/02/8.pdf> Consulta [15-oct-2016]

Nogales, R. et al. (2008). Vermicompostaje. En: Moreno, J. *Compostaje*. Madrid: Mundi-Prensa Libros. Pp: 186-207.

Olcina, J. y Moltó, E. (2010). Recursos de agua no convencionales en España: Estado de la cuestión, 2010. *Investigaciones geográficas*, 2010, pp. 131-163.

Oropeza, N. (2006). Lodos residuales: estabilización y manejo. *Caos conciencia*, 1, 51-58.

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), 550-60.

Swyngedouw, E. (2014). Not a drop of wáter: State, modernity and the production of natura in Spain, 1898-2010. *Environment and history*, 20, pp.67-92. DOI: 10.3197/096734014X13851121443445

Tchobanoglous G. et al. (1991). *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal. and Reuse*. 3a Edición. Nueva York: McGraw-Hill.

Trapote, A. (2011). *Depuración de aguas residuales urbanas*. Publicaciones de la Universidad de Alicante. Alicante.

Water Environment Federation-WEF. (1992). Design of Municipal Wastewater Treatment Plañís. WEF Manual of Practice No. 8. ASCE Manual and Report on Engineering Practice No. 76. Water Environment Federation, Alexandria.