

CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA DE LODOS DE PTAR Y BES BAJO UN ENFOQUE DE REAPROVECHAMIENTO AGRONÓMICO

PHYSICOCHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL CHARACTERIZATION OF WWTP AND DT SLUDGE UNDER AGRONOMIC RE-USE APPROACH

Gianella M. Candela Levano^{1,2}, Rosa Miglio Toledo^{1,3}, Rosemary Vela Cardich^{1,4} y Erika A. Cadillo La Torre^{1,5}

Resumen

El objetivo del estudio fue evaluar el potencial agronómico de los lodos de PTAR y BES producidos en Perú. Para ello, se seleccionaron diferentes tecnologías de tratamientos aerobios y anaerobios de aguas residuales, así como de sistemas de saneamiento *in situ* en las ciudades de Lima, Ayacucho, Arequipa y Cusco. Las tecnologías aerobias evaluadas fueron: lodos activados de aireación convencional, aireación extendida, ICEAS y laguna aireada. En el caso de las tecnologías anaerobias, se seleccionaron: laguna anaerobia, digestor anaerobio y tanque Imhoff. Los sistemas de saneamiento *in situ* elegidos, fueron aquellos con cámaras de almacenamiento semanal, mensual y anual. Los lodos muestreados fueron caracterizados físicoquímica y microbiológicamente según el DS-N°015-2017-VIVIENDA, que determina si un lodo puede ser reaprovechado y clasificado como biosólido tipo A o B. Los biosólidos tipo A son aplicables al suelo sin restricciones sanitarias, mientras que los de tipo B tienen restricciones según la localización del suelo y/o tipo de cultivo. Se analizaron las concentraciones de C, N, P y K en los lodos para evaluar su posible reaprovechamiento agronómico. Se encontró que los lodos de aireación extendida, laguna aireada, laguna anaerobia, digestor anaerobio y tanque Imhoff poseen características similares a las de biosólidos tipo B y tienen un adecuado potencial agronómico debido a su contenido de materia orgánica y nutrientes. Por otro lado, los lodos de aireación convencional, ICEAS y BES, requieren de procesos de estabilización para poder ser reaprovechados.

Palabras clave: lodos residuales, lodos fecales, potencial agronómico.

Abstract

The objective of the study was to evaluate the agronomic potential of WWTP and DT sludge produced in Peru. For this, different aerobic and anaerobic wastewater treatment technologies were selected, as well as on-site sanitation systems in the cities of Lima, Ayacucho, Arequipa and Cusco. The aerobic technologies evaluated were: conventional aeration activated sludge, extended aeration, ICEAS and aerated lagoon. Regarding the anaerobic technologies, the following were selected: anaerobic lagoon, anaerobic digester and Imhoff tank. The on-site sanitation systems chosen were those with weekly, monthly and annual storage chambers. The sampled sludge was characterized physicochemically and microbiologically according to DS-N°015-2017-VIVIENDA, which determines whether a sludge can be reused and classified as type A or B biosolids. Type A biosolids are applicable to the soil without sanitary restrictions, while those of type B have restrictions depending on the location of the soil and/or type of crop. The concentrations of C, N, P and K in the sludge were analyzed to evaluate their possible agronomic reuse. It was found that extended aeration sludge, aerated lagoon, anaerobic lagoon, anaerobic digester and Imhoff tank have characteristics similar to those of type B biosolids and have adequate agronomic potential due to their content of organic matter and nutrients. On the other hand, conventional aeration sludge, ICEAS and BES require stabilization processes to be reused.

Key words: sewage sludge, faecal sludge, agronomical potential.

Introducción

Las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) juegan un papel fundamental en la recuperación de recursos como agua, lodo y nutrientes (nitrógeno y fósforo) (Mannina *et al.*, 2023), convirtiéndose en un ejemplo destacado de la economía circular. Los lodos generados por las PTAR, así como los provenientes de baños ecológicos secos (BES), poseen un alto valor agronómico debido a su contenido en materia orgánica y nutrientes esenciales, lo que los

convierte en recursos valiosos para la recuperación de suelos (Iglesias-Jimenez & Alvarez, 1993; El Fels *et al.*, 2014; Vilakazi *et al.*, 2023). Por lo menos hasta el 2012, en España, el 80% de los lodos generados se reutilizan con fines agrícolas (Pérez *et al.*, 2013). En São Paulo, los lodos de las ciudades de Franca y Jundiá, al menos hasta el 2008, eran vendidos a los agricultores para su aplicación en los cultivos de caña y café (Benetti & Peláez, 2008). Sin embargo, en Perú, la reutilización de lodos es limitada, de acuerdo con el

Registro Nacional de Productores y/o Comercializadores de Biosólidos (RENAPROB) solo se tienen inscritas 6 Empresas Prestadoras de Servicios de Saneamiento (EPS) a nivel nacional, VIVIENDA (2024).

Los lodos de PTAR y BES no solo incrementan el rendimiento y biomasa de los cultivos agrícolas sino que, también, mejoran la estabilidad de los agregados del suelo, su porosidad, capacidad de retención de agua y densidad aparente (Du *et al.*, 2012; Singh & Agrawal, 2008). La utilización de lodos de PTAR tratados puede representar un ahorro significativo en la producción de fertilizantes (Aleisa *et al.*, 2021), sin embargo, su reutilización en la agricultura está limitada por las concentraciones de contaminantes químicos y microbiológicos presentes (Gantzer *et al.*, 2001; Barrios *et al.*, 2004; Campos *et al.*, 2018; An-Nori *et al.*, 2021), lo que hace esencial evaluar sus características (Nascimento *et al.*, 2020).

La composición de los lodos es muy variable (Werle & Wilk, 2010; Strande, 2014). En los lodos de PTAR, esta variabilidad depende de las características fisicoquímicas y microbiológicas del agua residual influente (Uggetti *et al.*, 2012), de los agentes de floculación y coagulación empleados (Fonts *et al.*, 2009), de la tecnología de tratamiento del agua residual y del tipo de tratamiento aplicado para su estabilización (Silva *et al.*, 2016). Los lodos de BES, por su parte, están sujetos al modo de uso de los baños, la temperatura ambiental, el tiempo de almacenamiento en las cámaras de acumulación (Niwagaba *et al.*, 2014), el estado de salud poblacional (Mendes *et al.*, 2011) y el material secante o estabilizador utilizado. Como resultado, los lodos de PTAR y BES pueden contener altas concentraciones de nutrientes, materia orgánica, microorganismos, metales pesados y materia inorgánica (Liu, 2016; Samal *et al.*, 2022). Dependiendo de su origen, es posible encontrar en los lodos de PTAR sustancias como proteínas, enzimas, aceites, biopesticidas (Fijalkowski *et al.*, 2017), fármacos y dioxinas (Naqvi *et al.*, 2018).

La cantidad de lodos generados en las PTAR es considerable (Wang *et al.*, 2017), aunque representen solo entre el 1% y el 2% del volumen del influente tratado (Von Sperling & Andreoli, 2007). En Lima, capital del Perú, una PTAR puede generar aproximadamente hasta 2,513.2 toneladas de lodo por día (Espinoza, 2022). Por ejemplo, en plantas de tratamiento como Manchay (Sistema de Aireación Extendida de Ciclo Intermitente, ICEAS) y Santa Clara (Sistema de Aireación extendida), se pueden producir mensualmente hasta 517.1 t y 1 745.8 t de lodos centrifugados, respectivamente (Tabla 1). De manera similar, la cantidad de lodos fecales producidos en BES es significativa. En baños con cámaras diseñadas para una semana de almacenamiento, se pueden generar hasta 40 kg de lodos al mes (Tabla 2). Estos lodos, sumados a los producidos por otras PTAR y sistemas

de saneamiento en el país, necesitan ser reaprovechados y/o dispuestos adecuadamente.

Tabla 1. Sistemas de PTAR seleccionados.

	Sistema de tratamiento: Línea de aguas	Sistema de tratamiento: Línea de lodos	Nombre de la PTAR	Producción mensual máxima de lodos (t)
Aerobio	Aireación extendida.	Espesador, centrífuga y lecho de secado (o secador solar).	La Escalerilla (Arequipa)	51
	Aireación convencional.	Concentrador de lodos y lecho de secado.	Cieneguilla (Lima)	167.4
	Aireación extendida.	Espesador y centrífuga.	Santa Clara (Lima)	1 745.8
	Aireación extendida de ciclo intermitente (ICEAS).	Espesador, tanque aireado y centrífuga.	Manchay (Lima)	517.1
	Laguna aireada de mezcla parcial.	Lecho de secado.	San Bartolo (Lima)	811.9
Anaerobio	Laguna anaerobia.	Lecho de secado.	Huáscar (Lima)	---
	Filtro biológico.	Biodigestor anaerobio.	San Jerónimo (Cusco)	900
	Tanque Imhoff.	Lecho de secado.	Totora (Ayacucho)	116.7

Tabla 2. Sistemas de BES seleccionados.

Sistema	Empresa	Producción anual máxima de lodos (t) ^a
Baños móviles con aplicación de material secante con retiro semanal de lodos.	X-Runner (Lima)	480
Baños fijos con aplicación de material secante con retiro mensual de lodos.	Arrebol (Lima)	---
Baños fijos con aplicación de material secante con retiro anual de lodos.		250

^aCalculado en base a producción familiar de 5 integrantes.

Actualmente, el 42% de las PTAR en Perú disponen sus lodos en las mismas plantas, el 31% los conducen a rellenos sanitarios o a botaderos debido a la insuficiente cantidad de rellenos sanitarios autorizados en el país, y solo el 6% los entregan a terceros para fines agrícolas (SUNASS, 2022). De igual modo, gran porcentaje de lodos fecales son enviados directamente a los rellenos

sanitarios. La escasa caracterización fisicoquímica y microbiológica de los lodos de PTAR y BES limita sus posibilidades de reutilización en la agricultura (SUNASS, 2022).

Mediante el DS-N°015-2017-VIVIENDA (VIVIENDA, 2017) se aprobó el Reglamento para el reaprovechamiento de lodos generados en PTAR de Perú. Este decreto promueve el reaprovechamiento de lodos que, luego de ser transformados en biosólidos, pueden ser utilizados en actividades agrícolas, forestales, fabricación de ladrillos, entre otras, teniendo en cuenta los riesgos que su uso puede representar para el ambiente y para la salud humana. De acuerdo con la norma referida, se considera biosólido al subproducto resultante de la estabilización de la fracción orgánica de los lodos, con características físicas, químicas y microbiológicas que hacen viable su reaprovechamiento. El Decreto Supremo establece los criterios de clasificación para biosólidos clase A y clase B; los primeros son aplicables al suelo, sin restricción sanitaria, mientras que, los segundos, poseen restricciones según localización de los suelos y/o tipo de cultivo.

El objetivo de esta investigación fue evaluar las características fisicoquímicas y microbiológicas de los lodos de PTAR y BES en Perú con la finalidad de determinar su potencial agrícola como un medio viable y sostenible para su valorización; así como determinar aquellas características que limitan su reúso bajo un enfoque agronómico.

Materiales y métodos

Muestreo de lodos

Las muestras de lodos se obtuvieron de diferentes sistemas de tratamiento y saneamiento *in situ*, en total ocho PTAR y dos servicios de BES, ubicados en las ciudades de Lima, Arequipa, Cusco y Ayacucho (Tablas 1 y 2).

Siguiendo lo establecido en el Protocolo de monitoreo de biosólidos aprobado según R.M. N°093-2018-VIVIENDA (VIVIENDA, 2018), los lodos de las PTAR de Lima fueron muestreados a la salida de cada unidad de tratamiento tres veces en un mes. Los lodos residuales de otros lugares del país se muestrearon una vez.

El muestreo de los lodos fecales se llevó a cabo mediante la formación de muestras compuestas de lodos de distintos usuarios de cada sistema seleccionado. La cantidad de muestras extraídas de las cámaras de almacenamiento semanal de la empresa X-Runner fueron tres. En el caso de las cámaras de almacenamiento mensual y anual de la empresa Arrebol, el número de muestras de lodos fueron dos y tres respectivamente.

Análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos

La caracterización fisicoquímica de los lodos residuales y fecales se realizó usando los métodos que se detallan en la Tabla 3.

Resultados y discusión

Parámetro de estabilización

En la Tabla 4 se muestran los resultados promedio del parámetro % de sólidos volátiles (%SV), en base seca, de los lodos obtenidos en los sistemas de tratamiento estudiados. De acuerdo con el DS-N°015-2017-VIVIENDA (VIVIENDA, 2017), un lodo solo puede ser reaprovechado y denominado biosólido tipo A o B, cuando su grado de estabilización refleje una concentración de SV menor o igual a 60%. No obstante, hay autores, tales como Von Sperling & Gonçalves (2007) y Zhang *et al.* (2015) que señalan que un lodo estable o digerido puede contener hasta 65% y 70% de SV, respectivamente.

Tabla 3. Parámetros y métodos de análisis de lodos.

Parámetro	Método	Laboratorio
C (%)	–Método A del	Laboratorio de
N (%)	ASTM D5373 (ASTM International, 2016)	Energías Renovables de la UNALM
Metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Hg, Hg y Zn) (mg/kg)	–Método 3051A (EPA, 2007) –Método 6020B (SW-846) (EPA, 2014)	SGS
Nutrientes (P y K) (mg/kg)	–Método 3051A (EPA, 2007) –Método 6020B (SW-846) (EPA, 2014)	
SV (%)	–Método 2540G	Laboratorio de
SF (%)	(APHA <i>et al.</i> , 1999)	Ingeniería Ambiental de la UNALM
ST (%)		Laboratorio de Saneamiento y Medio Ambiente de la UNALM
<i>Escherichia coli</i> (NMP/1gST)	–Muestreo, preparación y acondicionamiento de la muestra: NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2003) –Procesamiento de la muestra: Método 9222B (APHA <i>et al.</i> , 1999)	
Huevos de Helminto	–NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMARNAT, 2003)	

Los lodos que excedieron el estándar de estabilización fueron los lodos finales de aireación convencional (PTAR Cieneguilla) (Figura 1), ICEAS (PTAR Manchay) (Figura 2) y baños secos (X-Runner y Arrebol). Si bien los lodos procedentes de las

tecnologías de aireación extendida también superan el estándar en cuestión, el excedente es mínimo (< 1%), por lo cual, en este estudio, dichos lodos se han considerado como lodos estables.

Tabla 4. Resultados promedio del parámetro de estabilización.

Tipo de lodo	Procedencia	Tratamiento de aguas residuales	Unidad de muestreo	Parámetros				
				%Humedad	%ST	%SV		
							Promedio	Desv. Est.
DS-N°015-2017-VIVIENDA – Biosólido clase A y B							≤60%	
Aerobios	PTAR Lima	Cieneguilla	Aireación convencional	Lecho de secado	90.6	9.4	65.2	2.8
		Manchay	ICEAS	Centrífuga	83.9	16.1	73.7	0.1
		Santa Clara	Aireación extendida	Centrífuga	84.4	15.6	60.7	3.7
		San Bartolo	Laguna aireada	Laguna aireada	94.7	5.3	44.9	2.8
Anaerobios	PTAR Provincia	La Escalerilla	Aireación extendida	Lecho de secado	10.6	88.8	59.8	---
		Huáscar	Laguna anaerobia	Secador solar	4.18	95.9	60.4	---
	PTAR Lima	San Jerónimo	Filtro biológico	Laguna anaerobia	90.2	9.8	54.2	3.5
		San Jerónimo	Filtro biológico	Centrífuga (posterior al digestor anaerobio)	67.2	29.4	50.2	---
Fecales	BES Lima	Totora	Tanques Imhoff	Lecho de secado	18.8	81.2	21.2	---
		Baños móviles	Aplicación de material secante	Cámaras semanales	64.4	35.6	94.4	1.5
		Baños fijos	Aplicación de material secante	Cámaras mensuales	60.2	39.8	89.5	0.6
		Baños fijos	Aplicación de material secante	Cámaras anuales	36.4	63.6	81.2	2.7

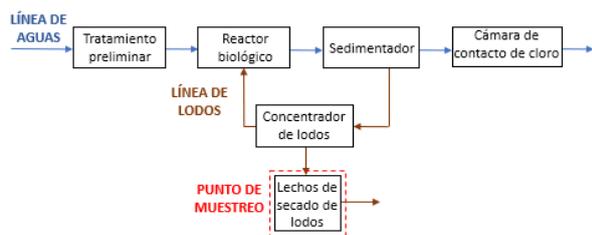


Figura 1. Esquema de PTAR Cieneguilla.

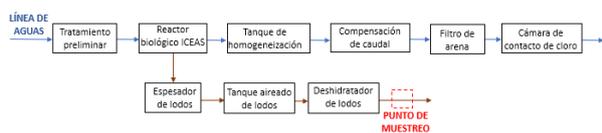


Figura 2. Esquema de PTAR Manchay.

Aunque la concentración promedio de SV en los lodos finales del proceso de aireación convencional fue superior al 60% (Tabla 4), esta cifra es menor a la reportada por Von Sperling & Gonçalves (2007) y Luduvic (2007), quienes indican que los lodos crudos de este tipo suelen tener concentraciones de SV entre el

75% y el 80%. Estos resultados pueden estar relacionados con la forma en que se realizan los procesos dentro de la línea de lodos. Durante el estudio, la PTAR Cieneguilla operaba con un caudal de afluente inferior al 50% de su capacidad de diseño, lo que resultó en un tiempo de retención prolongado de los lodos (40 a 60 días) en el concentrador (Figura 1) antes de ser enviados al lecho de secado.

La muestra de lodo de sistema con aireación convencional se extrajo solo tres semanas después de que fuera vertido en el lecho de secado. Como se observa en la Tabla 4, el contenido de sólidos es menor al 10% y, de acuerdo con Gonçalves *et al.*, (2007), los lodos pueden ser retirados de los lechos de secado cuando alcanzan una concentración de sólidos del 30%. De aquí, se estima que estos lodos alcanzarían el parámetro de estabilización establecido por la normativa peruana al término de su estancia en el lecho de secado. Santos *et al.* (2017), afirman que el secado en lechos posee efectos sobre las características fisicoquímicas de los lodos al observar que luego de 90 días de secado, la concentración de sólidos volátiles en dos muestras de lodos se redujo de $56 \pm 3.37\%$ SV a

34.11 ± 1.66% SV y de 64.38 ± 7.15% SV a 35.99 ± 1.92% SV.

Los lodos finales de la tecnología ICEAS mostraron una concentración promedio de sólidos volátiles de 74% (Tabla 4), mayor a la referida por Von Sperling & Gonçalves (2007) para aireación extendida (de 65% - 70% SV). Este resultado se puede atribuir a diferentes factores, entre ellos, sobrecarga orgánica en el afluente, deficiencias en la línea de aguas y/o línea de lodos.

Los lodos fecales, por otro lado, presentaron altas concentraciones de sólidos volátiles, superiores al 80% (Tabla 4), por lo que será necesaria su estabilización. Los resultados obtenidos fueron mayores a los descritos por Ahmed *et al.* (2019) y Semiyaga *et al.* (2017) quienes encontraron concentraciones de 78.73% SV y 63.5 ± 11.5% SV, respectivamente. La variabilidad de los resultados refleja la influencia del modo de uso de los baños, tecnologías y condiciones climáticas, en las características de los lodos.

En la Tabla 4 también se puede observar que la PTAR Santa Clara (Figura 3) y la PTAR La Escalerilla (Figura 4), ambas de aireación extendida, producen lodos finales con concentraciones de sólidos volátiles semejantes. Se esperaba que los lodos de la PTAR La Escalerilla, tras pasar por procesos de secado, mostrarán una reducción notable en el porcentaje de SV, ya que el secado de lodos generalmente resulta en una disminución adicional de estos sólidos (Santos *et al.*, 2017). Se presume que en la PTAR La Escalerilla existen sobrecargas orgánicas, limitada capacidad de aireación o cortas edades de lodo, puesto que solo luego del secado se alcanza un 60% SV, aproximadamente. Por su lado, los lodos de la PTAR Santa Clara, se mostraron estables. Estos resultados ratifican la afirmación de Fonts *et al.* (2009), quienes sostienen que los tratamientos de aguas residuales no se encuentran estandarizados, lo que implica un cambio en la composición de los lodos generados.

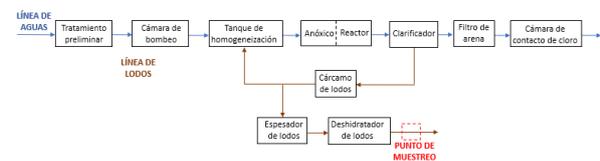


Figura 3. Esquema de PTAR Santa Clara.

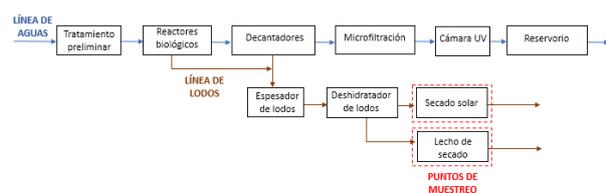


Figura 4. Esquema de PTAR La Escalerilla.

Los lodos de la laguna aireada de mezcla parcial de la PTAR San Bartolo (Figura 5), mostraron el mayor nivel de estabilización entre las tecnologías de

tratamiento aerobio evaluadas, alcanzando una concentración de 45% SV, aproximadamente (Tabla 4). Esto puede ser explicado por lo expuesto por Ramírez & Pozo (2015) quienes sostienen que, en este tipo de lagunas, los niveles de aireación solo están regulados para mantener suspendidos a una parte de los sólidos. El resto sedimenta en el fondo de la laguna, donde se degradan anaeróbicamente, favoreciendo su estabilización. Además, estos autores afirman que, en situaciones donde la carga orgánica supera a la cantidad de oxígeno suministrado, puede presentarse condiciones anaerobias en toda la laguna.

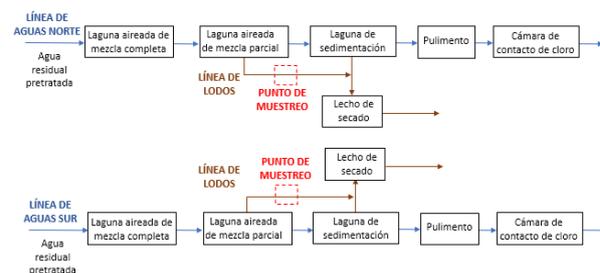


Figura 5. Esquema de PTAR San Bartolo.

Torres (2012) y Zielinski *et al.* (2023) detallan que los tratamientos anaerobios de aguas residuales producen lodos estabilizados. Esta afirmación se refleja en la concentración de sólidos volátiles de los lodos de la laguna anaerobia de la PTAR Huáscar, con menos del 60% de SV (Figura 6 y Tabla 4). En el caso del biodigestor de la PTAR San Jerónimo (Figura 7), al que ingresan lodos de sedimentador primario y secundario, se obtuvo un lodo estable, cuya concentración de sólidos volátiles fue menor a la descrita por Luduvic (2007), quien indica que los lodos mixtos digeridos se caracterizan por tener de 60% SV a 65% SV. En el caso de los lodos del tanque Imhoff de la PTAR Totora (Figura 8), estos poseen la más baja concentración de sólidos volátiles como resultado de un secado en lecho de 3 a 4 meses.

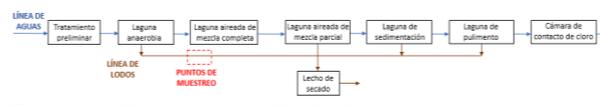


Figura 6. Esquema de PTAR Huáscar.

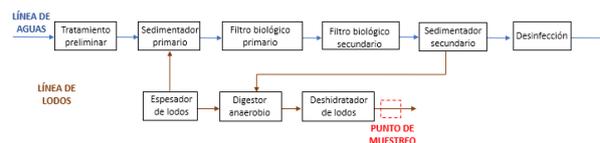


Figura 7. Esquema de PTAR San Jerónimo.

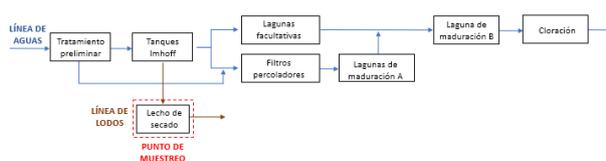


Figura 8. Esquema de PTAR Totora.

Parámetros de toxicidad química

En la Tabla 5 se observa que las concentraciones promedio de metales pesados en todas las muestras resultaron menores a los límites máximos del DS-N°015-2017-VIVIENDA (VIVIENDA, 2017), por lo cual, los lodos procedentes de aireación extendida, laguna aireada, laguna anaerobia, digestor anaerobio y tanque Imhoff pueden ser considerados como biosólidos de clase A o B. La clasificación final de las muestras se estableció en función de los resultados de los parámetros microbiológicos como se explicará más adelante.

Los lodos con mayor concentración de metales fueron los provenientes de la laguna aireada; no obstante, la concentración de Cr y Ni fue más alta en los lodos de las tecnologías de lodos activados con aireación extendida y laguna anaerobia, respectivamente. La presencia de metales pesados en los lodos es consecuencia de la composición del agua residual y de la eficiencia de remoción metálica de cada sistema de tratamiento. Da Silva *et al.* (2007) y Liu (2016) señalan que la contaminación de las aguas residuales por metales pesados se debe principalmente a las descargas de efluentes industriales pertenecientes a industrias químicas (fabricación de compuestos orgánicos o inorgánicos, curtido, industrias farmacéuticas, lavanderías, etc.) o procesamiento de metales (fundiciones). Respecto a las eficiencias de remoción, las tecnologías de lagunas aireadas y lodos activados pueden eliminar, del agua residual, hasta el 99% de metales, tales como, As, Cd, Pb, Cu, Hg, Cr, Ni y Zn (Da Silva *et al.*, 2007).

Las concentraciones de metales pesados en las muestras de lodos analizadas mostraron una secuencia descendente de Zn>Cu>Cr>Pb>Ni>As>Cd >Hg, similar a las reportadas por Nascimento *et al.* (2020) para lodos aerobios, anaerobios y mixtos; por Jones *et al.* (2014), para lodos de filtros biológicos, lodos activados y sistemas de eliminación biológica de nutrientes, y por Yakameran *et al.* (2021), para lodos activados convencionales, lodos activados de aireación extendida y sistemas biológicos de eliminación de N y P.

En esta investigación, la concentración máxima de Zn fue 1 660 mg/kg, aproximadamente, resultado que se encuentra dentro del rango obtenido por Yakameran *et al.* (2021). Este autor reportó que en lodos aerobios y anaerobios la concentración de Zn varía entre 342 mg/kg y 2 421 mg/kg. Adicionalmente, comparó sus resultados con los límites regulatorios de Turquía (2 500 mg/kg) y de Estados Unidos (2 800

mg/kg) y sostuvo que, aunque sus muestras no superaban los valores de dichos límites, la aplicación agronómica de lodos con gran contenido de Zn podía representar un riesgo para las plantas y el medio ambiente. A pesar de ello, es necesario tener en cuenta que el Zn es un micronutriente importante para las plantas (Latare *et al.* 2014) y que existen suelos que carecen de este elemento, por ejemplo, los suelos áridos de la costa y los altoandinos en Perú (Manrique, 2013).

En los lodos fecales se observó que estos cumplen con los límites máximos de los parámetros de toxicidad química regulados por el Estado peruano y que, además, es el Zn quien posee las más altas concentraciones. De igual manera, Ahmed *et al.* (2019) reportaron que el Zn es el metal con mayor presencia en muestras de lodos fecales, alcanzando un valor de 694 mg/kg en base húmeda (15.8% humedad). Este resultado es mayor al encontrado en la presente investigación y estaría influenciado por descargas de efluentes comerciales o industriales. El protagonismo y la amplia variabilidad, del Zn en los lodos fecales se atribuye a que la ingesta de este metal se da a través de distintos alimentos tales como carnes rojas, mariscos, derivados de lácteos, huevos, nueces, semillas, legumbres y cereales sin refinar (Rubio *et al.*, 2007; López de Romaña *et al.*, 2010); mientras que, la excreción ocurre mediante las heces y orina, aunque mediante la última solo se excreta menos del 2% (Rubio *et al.* 2007).

Con relación a los niveles de biodisponibilidad y ecotoxicidad de los metales pesados en los lodos, se conoce que depende de diversos factores. La biodisponibilidad está sujeta a la concentración de las fracciones móviles y movilizables, pH del suelo, concentración de materia orgánica del suelo, tipo de plantas a cultivar y fase de crecimiento de estas (Fijalkowski *et al.*, 2017; Warman & Termeer 2005; Alvarenga *et al.*, 2015). Por su parte, la ecotoxicidad de los lodos está más influenciada por el grado de estabilización y el contenido de compuestos fenólicos que por la presencia de contaminantes inorgánicos como los metales pesados (Fuentes *et al.*, 2006; Roig *et al.*, 2012a). Para realizar un reciclaje de lodos seguro, Wang *et al.* (2008) considera que, en lugar de emplear estos materiales en cultivos comestibles, es más adecuado utilizarlos en viveros, pastizales o tierras forestales puesto que, en estos destinos, la cadena alimentaria no constituye una preocupación. En esta misma línea, el D.S. N° 015-2017-VIVIENDA (VIVIENDA, 2017) establece que el biosólido de clase A puede ser reaprovechado como acondicionador del suelo en agricultura, con excepción de aplicaciones directas a cultivos de vegetales y frutas rastreras de consumo crudo, y/o mejoramiento de suelos. Del mismo modo, el biosólido de clase B debe ser reaprovechado en fines agrícolas y/o forestales para plantas de tallo alto y que son procesadas para su comercialización, material de cobertura final de

estructuras de disposición final (residuos sólidos o relaves), entre otras que excluyan el contacto directo con la población y actividades ganaderas.

Parámetros de higienización

En la Tabla 6 se observa que todos los lodos analizados exceden la concentración máxima de *E. coli*

permitida para la clasificación tipo A. Por lo tanto, solo los lodos procedentes de lodos activados de aireación extendida, laguna aireada, laguna anaerobia, digestor anaerobio y tanque Imhoff se pueden clasificar como biosólido tipo B.

Tabla 5. Resultados promedios de los parámetros de toxicidad química.

Tipo de lodos	Procedencia	Tratamiento de aguas residuales	Unidad de muestreo	Parámetros								
				As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	
DS-N°015-2017-VIVIENDA – Biosólido clase A y B				40	40	1200	1 500	400	17	400	2 400	
Aerobios	PTAR Lima	Cieneguilla	Lodos activados convencional	Lecho de secado	7.2	1.3	307.8	431.8	32	0.5	8	582
		Santa Clara	Lodos activados de aireación extendida	Centrífuga	6.7	4.2	508.6	169.5	55	0.6	9	674.8
		Manchay	ICEAS	Centrífuga	4.6	2.3	14.5	112.8	53	0.5	0	588.6
		San Bartolo	Laguna aireada	Laguna aireada	20.8	5.4	276.1	453.8	126	5.5	3	1 658.5
	PTAR Provincia	La Escalerilla	Lodos activados de aireación extendida	Lecho de secado	4.6	1.4	334.3	145	52	0.6	8	674.3
				Secador solar	4	1.3	265.8	135.9	56	0.7	5	629.3
Anaerobios	PTAR Lima	Huáscar	Laguna anaerobia	Laguna anaerobia	10.3	3.8	78.3	237	38	1	6	1 509.4
	PTAR Provincia	San Jerónimo	Digestión anaerobia	Centrífuga	7.3	1	22	135.9	23	0.6	2	791.1
		Totorá	Tanques Imhoff	Lecho de secado	7.4	1	36.7	70	36	0.8	3	447.5
Fecales	BES Lima	Baños móviles	Aplicación de material secante	Cámaras semanales	< 2.857	0.2	1.1	4.8	< 0.6	< 0.262	1	90.9
		Baños fijos	Aplicación de material secante	Cámaras mensuales	< 2.857	0.8	1.8	24.6	8	< 0.262	9	145.4
			Aplicación de material secante	Cámaras anuales	< 2.857	0.6	1.9	26.7	8	0.3	9	336.8

Tabla 6. Resultados promedios de los parámetros de toxicidad química.

Tipo de lodos	Procedencia	Tratamiento de aguas residuales	Unidad de muestreo	Parámetros								
				As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	
DS-N°015-2017-VIVIENDA – Biosólido clase A y B				40	40	1 200	1 500	400	17	400	2 400	
Aerobios	PTAR Lima	Cieneguilla	Lodos activados convencional	Lecho de secado	7.2	1.3	307.8	431.8	36.2	0.5	143	582
		Santa Clara	Lodos activados de aireación extendida	Centrífuga	6.7	4.2	508.6	169.5	56.5	0.6	316	674.8
	PTAR Provincia	Manchay	ICEAS	Centrífuga	4.6	2.3	14.5	112.8	57.3	0.5	101	588.6
		San Bartolo	Laguna aireada	Laguna aireada	20.8	5.4	276.1	453.8	120.6	5.5	288	1 658.5
		La Escalerilla	Lodos activados de aireación extendida	Lecho de secado	4.6	1.4	334.3	145	52	0.6	148	674.3
Anaerobios	PTAR Lima	Huáscar	Laguna anaerobia	Laguna anaerobia	10.3	3.8	78.3	237	38	1	627	1 509.4
		San Jerónimo	Digestión anaerobia	Centrífuga	7.3	1	22	135.9	27.3	0.6	132	791.1
	BES Lima	Totora	Tanques Imhoff	Lecho de secado	7.4	1	36.7	70	37.6	0.8	247	447.5
		Baños móviles	Aplicación de material secante	Cámaras semanales	< 2.857	0.2	1.1	4.8	< 0.346	< 0.262	2	90.9
Fecales	BES Lima	Baños fijos	Aplicación de material secante	Cámaras mensuales	< 2.857	0.8	1.8	24.6	1.8	< 0.262	9	145.4
			Aplicación de material secante	Cámaras anuales	< 2.857	0.6	1.9	26.7	5.8	0.3	9	336.8

Tabla 7. Resultados promedios de los parámetros de higienización.

Tipo de lodos	Procedencia	Tratamiento de aguas residuales	Unidad de muestreo	Parámetros				
				Coliformes Totales (UFC/g ST)	<i>Escherichia coli</i> (UFC/g ST)	Coliformes Termotolerantes (UFC/g ST)	H.H. / 4g ST	
DS-N°015-2017-VIVIENDA Biosólidos Tipo A				< 10³ NMP/1gST		< 1 (viable)		
Aerobios	PTAR Lima	Cieneguilla	Lodos activados convencional	Lecho de secado	1.51x10 ¹⁰	5.28x10 ⁹	8.93x10 ⁹	24
		Santa Clara	Lodos activados de aireación extendida	Centrífuga	5.81x10 ⁹	8.38x10 ⁸	2.26x10 ⁹	14
		Manchay	ICEAS	Centrífuga	1.29x10 ¹⁰	3.17x10 ⁹	4.40x10 ⁹	< 1
		San Bartolo	Laguna aireada	Laguna aireada	7.07x10 ⁹	1.10x10 ⁹	4.47x10 ⁹	35
		La Escalerilla	Lodos activados de aireación extendida	Lecho de secado	1.29x10 ¹⁰	5.00x10 ⁸	N. C	10
Anaerobios	PTAR Provincias	Huáscar	Laguna anaerobia	Laguna anaerobia	9.35x10 ⁹	1.65x10 ⁹	3.00x10 ⁹	20
		San Jerónimo	Digestión anaerobia	Centrífuga	2.22x10 ⁸	7.50x10 ⁶	1.26x10 ⁸	15
		Totora	Tanques Imhoff	Lecho de secado	2.16x10 ⁹	9.60x10 ⁸	1.35x10 ⁹	7
		X-Runner	Aplicación de material secante	Cámaras semanales	1.87x10 ⁸	1.03x10 ⁸	1.40x10 ⁸	9 917
Fecal	BES Lima	Arrebol	Aplicación de material secante	Cámaras mensuales	3.99x10 ⁷	1.58x10 ⁷	2.53x10 ⁷	933
				Cámaras anuales	2.86x10 ⁵	1.25x10 ⁵	N. C	817

Contrario a lo esperado, los lodos aerobios estabilizados mediante secado solar no mostraron un descenso en su concentración de *E. coli*. Esto se atribuye a que el rango de temperatura, bajo el cual opera el secador, es compatible con las condiciones de desarrollo de la bacteria. Dicho rango varía entre los 30°C y 40°C (T° máx: 50 °C) y conforme a Rípodas *et al.* (2017) *E. coli* puede desarrollarse desde los 7°C hasta los 50 °C, con una temperatura óptima de 37°C. Pinto (2007) detalla que, a escala de laboratorio, la *E. coli* muere a 60 °C y 70 °C con tiempos de exposición de 60 y 5 minutos, respectivamente.

En el caso de los lodos del digestor anaerobio, la higienización de los lodos podría alcanzarse si la digestión se realizara de manera termofílica. Cheunbarn & Pagilla (2000) reportaron, bajo un sistema termofílico-mesofílico, una reducción de *E. coli* de 8 log₁₀ a 2 log₁₀. Asimismo, Rojas & Cabirol (2000), alcanzaron una disminución de 4.99 log₁₀ en un arreglo mesofílico-termofílico con un tiempo de retención hidráulico de 15 y 20 días, respectivamente.

La higienización de los lodos del digestor anaerobio podría alcanzarse si la digestión se realizara de manera termofílica. Cheunbarn & Pagilla (2000) reportaron, bajo un sistema termofílico-mesofílico, una reducción de *E. coli* de 8 a 2 unidades logarítmicas. Asimismo, Rojas & Cabirol (2000) alcanzaron una disminución de 4.99 unidades logarítmicas en un arreglo mesofílico-termofílico con un tiempo de retención hidráulico de 15 y 20 días, respectivamente.

El incremento del tiempo de almacenamiento de los lodos fecales disminuye la concentración de *E. coli*. No obstante, aún en las cámaras de recolección anual, se tienen lodos que incumplen el DS-N°015-2017-VIVIENDA (VIVIENDA, 2017). Niwagaba (2009) sugiere que, cuando las temperaturas ambientales sean cercanas a 20°C, los lodos deberán permanecer almacenados 2 años para asegurar la reducción de patógenos.

La viabilidad de los huevos de helminto no fue determinada en este estudio, la Tabla 6 expone los resultados del conteo de dichos microorganismos. La diferencia entre el número de huevos en los lodos residuales y fecales confirma lo expuesto por Montangero & Strauss, citados por Niwagaba *et al.* (2014) quienes afirman que la concentración de helmintos en los lodos fecales es generalmente de 10 a 100 veces mayor que en los lodos de PTAR.

El efecto de los lodos sobre la actividad microbiana del suelo ha sido estudiado, y se ha encontrado que, el uso agrícola de lodos anaerobios, no provoca efectos negativos en las vías bioquímicas relacionadas con la mineralización de nutrientes (N, P y S) (Banerjee *et al.*, 1997). Natividad *et al.* (2020) realizaron experimentos a nivel piloto donde encontraron que la enmienda con lodos digeridos aeróbicamente no disminuye la calidad microbiológica de los suelos y que la concentración

bacteriana, luego de la fase de cosecha de cultivos, se reduce a niveles más bajos que los identificados antes de la enmienda. Por ejemplo, en el caso de *E. coli*, la concentración final fue 10¹-10² UFC/g con concentraciones iniciales de 6.34 ± 0.4 x 10⁵ UFC/g, 2.0 ± 1.1 x 10³ UFC/g y 4.8 ± 0.6 x 10⁴ UFC/g en el lodo, suelo arcilloso y suelo arenoso empleados.

La supervivencia de los patógenos depende de un importante número de variables: capacidad de supervivencia del propio organismo, tipo de suelo, incidencia de la luz solar, climatología, método de aplicación del lodo, capacidad de retención de agua y microorganismos del suelo (Da Silva, 2007; Natividad *et al.*, 2020). Por lo tanto, se recomienda realizar pruebas a nivel piloto, previos al empleo de los lodos tipo A o B, en cultivos o suelos degradados.

Parámetros agronómicos

Los lodos procedentes de aguas residuales que mostraron las mayores concentraciones de C y N fueron los lodos aerobios (Tabla 7). Estos resultados son concordantes con los vistos en la Tabla 4, donde los lodos en mención también exhibieron mayor concentración de sólidos volátiles que los anaerobios. Los lodos fecales superaron las concentraciones de C y N de los lodos de PTAR, como consecuencia de su alto grado de inestabilidad (%SV > 80%).

Respecto a las concentraciones de P, se encontró que estas son más elevadas en los lodos de PTAR, especialmente en los aerobios. Esto ocurre debido a que las aguas residuales, además de orina, heces y residuos orgánicos, poseen restos de detergentes y jabones cuya composición puede estar vinculada a fosfatos (Andreoli *et al.*, 2007). En el caso del K, se observa mayor porcentaje en los lodos fecales mensuales y anuales. Niwagaba *et al.* (2014) señala que entre el 10 y 20% del total del K consumido por una persona es excretado a través de las heces y entre el 50 y 80% en la orina. Se presume que, en las PTAR, parte del K del afluente se elimina junto al efluente, quedando bajas concentraciones en los lodos. Como consecuencia de la naturaleza variante de los lodos, otras investigaciones han obtenido diversos resultados para las concentraciones de P y K. Andreoli *et al.* (2007), rescatan que los porcentajes de P y K en lodos activados varían de 1.48 a 3.7 y de 0.01 a 0.36, respectivamente. Alvarenga *et al.* (2015) señala que los lodos activados de aireación extendida poseen concentraciones de P de 2.6% a 5.7% y de K de 0.58% a 1.16%. Roig *et al.* (2012b), por su parte, indica que los lodos digeridos anaeróbicamente contienen P entre 2.2% y 2.6% y K entre 0.4% y 0.5%. Por debajo de estos resultados, otros autores han señalado que algunos lodos anaerobios tienen solo 0.2%-0.4% de P y K (Andreoli *et al.*, 2007). En lodos fecales, Ahmed *et al.* (2019) expone que la concentración de P es 2.5% y la concentración de K 0.2%.

Tabla 8. Resultados promedios de parámetros agronómicos.

Tipo de lodos	Procedencia	Sistema de tratamiento	Unidad de tratamiento	Parámetros					
				C (%)	N (%)	C/N	P (%)	K (%)	
Aerobios	PTAR Lima	Cieneguilla	Lodos activados convencional	Lecho de secado	29.7	4.6	7	1.1	0.2
		Santa Clara	Lodos activados de aireación extendida	Centrífuga	30.5	4.9	6	0.9	0.3
	PTAR Provincia	Manchay	ICEAS	Centrífuga	35.3	6.1	6	1.6	0.5
		San Bartolo	Laguna aireada	Laguna aireada	-	-	-	1.5	0.1
		La Escalerilla	Lodos activados de aireación extendida	Lecho de secado Secador solar	29 30.9	5.2 5.5	6 6	1.6 1.4	0.6 0.6
Anaerobios	PTAR Lima	Huáscar	Laguna anaerobia	Laguna anaerobia	31	2.6	12	0.8	0.1
	PTAR Provincia	San Jerónimo	Digestión anaerobia	Centrífuga	29.2	3.1	9	1.2	0.2
		Totora	Tanques Imhoff	Lecho de secado	9.3	1.2	8	0.8	0.4
Fecal	BES Lima	X-Runner	Baños móviles	Cámaras semanales	47.4	1.9	25	0.5	0.5
		Arrebol	Baños fijos	Cámaras mensuales	45.9	2.8	16	0.9	1.5
				Cámaras anuales	36.5	3.3	11	0.8	1.5

Los lodos poseen potenciales aptitudes agronómicas para su reaprovechamiento. No obstante, es necesario aplicar adecuados procesos de estabilización e higienización que aseguren el uso seguro de estos semisólidos. Singh & Agrawal (2008) manifiestan que “la enmienda de lodos mejora las propiedades del suelo, como la porosidad, densidad aparente, estabilidad de los agregados y capacidad de retención de agua”. Por su parte, Melo *et al.* (2018), expresan que la aplicación continua por 10 años de lodos residuales en campos de maíz puede suplir completamente a la fertilización mineral con P y micronutrientes y parcialmente a la fertilización con N, sin menoscabar la productividad del cultivo. Además, Du *et al.* (2012) destaca que, gracias a su elevado contenido de nutrientes, los lodos pueden contribuir al incremento del rendimiento y biomasa de los cultivos agrícolas.

Como método de estabilización o higienización enfocado en la agricultura puede considerarse como alternativa al compostaje. Van Oorschot *et al.* (2000) señalan que para iniciar este proceso se requieren de valores de C/N entre 26 y 31. No obstante, las relaciones C/N de los lodos aerobios y anaerobios estudiados son bajas, con valores de 6-7 y 8-12, respectivamente. Estos resultados son similares a los reportados por Alvarenga *et al.* (2015) y Roig *et al.* (2012b) quienes encontraron relaciones C/N que oscilaban entre los rangos 5.4-5.9 y 8-12 para lodos activados de aireación convencional y digestión anaerobia, respectivamente. En el caso de los lodos fecales, las relaciones C/N son mayores a las de los lodos residuales como consecuencia de su alta concentración de C y baja concentración de N, sin

embargo, sus valores solo oscilan entre 11 y 25. Por consiguiente, para ser compostados, los lodos de PTAR y fecales necesitan materiales de co-compostaje ricos en C y con adecuados tamaños de partícula, que favorezcan a la aireación y estructura de las pilas de compostaje. Torres *et al.* (2008) afirman que una de las desventajas de los lodos es su fina estructura. Esta puede conducir a la formación de grumos, problemas de aireación, deficiencias en la degradación y disminución de la temperatura del proceso.

Conclusiones

Los lodos provenientes de los sistemas de lodos activados de aireación extendida y laguna aireada poseen características fisicoquímicas similares a las características de los biosólidos tipo B del DS-N°015-2017-VIVIENDA (VIVIENDA, 2017). La categoría A no fue alcanzada debido a que los lodos excedieron el parámetro de higienización de *Escherichia coli* (UFC/g ST < 10³ NMP/1gST). Por tanto, si bien estos lodos pueden ser reaprovechados, su aplicación es limitada para evitar el riesgo de contacto con la población y actividades ganaderas. Respecto al potencial agrícola, se prevé que los lodos aerobios son apropiados para este fin por su alto contenido de materia orgánica y nutrientes.

Los lodos procedentes de la laguna anaerobia, tanque Imhoff y digestor anaerobio, obtuvieron la clasificación de biosólidos tipo B. La categoría A no fue alcanzada por exceder la concentración máxima de *Escherichia coli* (UFC/g ST < 10³ NMP/1gST). Si bien estos lodos poseen menores concentraciones de nutrientes, comparados con los generados en los

sistemas aerobios de tratamiento de aguas residuales, mantienen un adecuado potencial agrícola.

Los lodos fecales resultaron altamente inestables, por lo que se necesita la aplicación de procesos de estabilización que permitan la reducción de la concentración de sólidos volátiles para su reaprovechamiento como biosólido. Respecto al potencial agrícola, estos lodos contienen significativas concentraciones de nutrientes y mejores relaciones C/N que los lodos de PTAR comprendidos en este estudio, lo que les brinda mejores aptitudes para ingresar a un proceso de compostaje.

Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por el CONCYTEC-FONDECYT en el marco de la convocatoria para Proyectos de Investigación aplicada en Construcción y Saneamiento, E041-2017-01 SENCICO [Convenio N° 107-2017-FONDECYT].

Literatura citada

- Ahmed I., Ofori-Amanfo D., Awuah E. & Cobbold F. 2019. A Comprehensive Study on the Physicochemical Characteristics of Faecal Sludge in Greater Accra Region and Analysis of Its Potential Use as Feedstock for Green Energy. *Journal of Renewable Energy*, 2019: 8696058. DOI: 10.1155/2019/8696058.
- Aleisa E., Alsulaili A. & Almuzaini Y. 2021. Recirculating Treated Sewage Sludge for Agricultural Use: Life Cycle Assessment for a Circular Economy. *Waste Management*, 135: 79-89. DOI: 10.1016/j.wasman.2021.08.035.
- Alvarenga P., Mourinha C., Farto M., Santos T., Palma P., Sengo J., Morais M.-C. & Cunha-Queda C. 2015. Sewage Sludge, Compost and Other Representative Organic Wastes as Agricultural Soil Amendments: Benefits Versus Limiting Factors. *Waste Management*, 40: 44-52. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.01.027.
- Andreoli C.V., Pegorini E.S., Fernandes F. & dos Santos H.F. 2007. Land application of sewage sludge (8). *En: Andreoli C.V., von Sperling M. & Fernandes F. (Eds.). Sludge treatment and disposal, Volume 6: 162-206. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing. London, UK. DOI: 10.2166/9781780402130.*
- An-Nori A., El Fels L., Ezzariai A., El Hayani B., El Mejahed K., El Gharous M. & Hafidi M. 2021. Effectiveness of helminth egg reduction by solar drying and liming of sewage sludge. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(11): 14080-14091. DOI: 10.1007/s11356-020-11619-w.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) & WEF (Water Environment Federation). 1999. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th edition. Washington, D.C. <https://www.standardmethods.org/doi/book/10.2105/SMWW.2882>. <https://bit.ly/rEA-UNALM-26>.
- ASTM International. 2016. *ASTM D5373-16: Standard Test Methods for Determination of Carbon, Hydrogen, and Nitrogen in Analysis Samples of Coal and Carbon in Analysis Samples of Coal and Coke*. Revisión 2016. West Conshohocken, Pennsylvania. DOI: 10.1520/D5373-16.
- Banerjee M.R., Burton D.L. & Depoe S. 1997. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 66(3): 241-249. DOI: 10.1016/s0167-8809(97)00129-1.
- Barrios J.A., Jiménez B.E. & Maya C. 2004. Treatment of Sludge with Peracetic Acid to Reduce the Microbial Content. *Journal of Residuals Science and Technology*, 1(1): 69-74. https://www.researchgate.net/publication/312378615_Treatment_of_sludge_with_Peracetic_acid_to_reduce_the_microbial_content.
- Benetti A.D. & Peláez M.L. 2008. Panorama de la utilización de aguas residuales, aguas grises y lodos en la agricultura, acuicultura, industrias y edificaciones en el Brasil. *REGA: Revista de Gestão del Água de América Latina*, 5(1): 13-24. <https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PU B=2&ID=71&SUMARIO=853>. <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/241538/00723232.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- Campos M.C., Beltrán M., Fuentes N. & Moreno G. 2018. Huevos de helmintos como indicadores de contaminación de origen fecal en aguas de riego Agrícola, biosólidos, suelos y pastos. *Biomédica*, 38(1): 42-53. DOI: 10.7705/biomedica.v38i0.3352.
- Cheunbarn T. & Pagilla K. 2000. Anaerobic Thermophilic/Mesophilic Dual-Stage Sludge Treatment. *Journal of Environmental Engineering*, 126(9): 796-801. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:9(796).
- Da Silva S.M.C.P., Fernandes F., Soccol V.T. & Morita D.M. 2007. Main Contaminants in Sludge. *En: Andreoli C.V., von Sperling M. & Fernandes F. (Eds) Sludge treatment and disposal. Volume 6. 31-47. Biological Treatment Series. IWA Publishing. London, UK. DOI: 10.2166/9781780402130.*
- Du W., Jiang J. & Gong C. 2012. Primary Research on Agricultural Effect of Sludge-Impact of Sludge Application on Crop Seeds Germination and Seedling Growth. *Procedia Environmental Sciences*, 16: 340-345. DOI: 10.1016/j.proenv.2012.10.048.
- El Fels L., Zamama M., El Asli A. & Hafidi M. 2014. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 87: 128-137. DOI: 10.1016/j.ibiod.2013.09.024.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2007. *Method 3051A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils*. Revision 1. Washington, D.C. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3051a.pdf>.
- EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 2014. *Method 6020B (SW-846 Update V): Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry*. Revision 2. Washington, D.C. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/6020b.pdf>.
- Espinoza J. 2022. *Innovación en la gestión de lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales de origen doméstico en Lima-Perú*. Tesis doctoral para obtener el grado académico de Doctor en Gestión de Empresas. Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM). <https://hdl.handle.net/20.500.12672/18947>.

- Fijalkowski K., Rorat A., Grobelak A. & Kacprzak M.J. 2017. The presence of contaminations in sewage sludge – The current situation. *Journal of Environmental Management*, 203(3): 1126–1136. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.05.068.
- Fonts I., Azuara M., Gea G. & Murillo M.B. 2009. Study of the Pyrolysis Liquids Obtained From Different Sewage Sludge. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 85(1-2): 184–191. DOI: 10.1016/j.jaap.2008.11.003.
- Fuentes A., Lloréns M., Sáez J., Aguilar M.I., Pérez-Marín A.B., Ortuño J.F. & Meseguer V.F. 2006. Ecotoxicity, Phytotoxicity and Extractability of Heavy Metals from Different Stabilised Sewage Sludges. *Environmental Pollution*, 143(2): 355–360. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.11.035.
- Gantzer C., Gaspard P., Galvez L., Huyard A., Dumouthier N. & Schwartzbrod J. 2001. Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Research*, 35(16): 3763-3770. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00105-1.
- Gonçalves R.F., Ludovice M. & von Sperling M. 2007. Sludge thickening and dewatering. *En: Andreoli C.V., von Sperling M. & Fernandes F. (Eds). Sludge treatment and disposal. Volume 6. 76-119. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing. London, UK. DOI: 10.2166/9781780402130.*
- Iglesias-Jimenez E. & Alvarez C.E. 1993. Apparent availability of nitrogen in composted municipal refuse. *Biology and Fertility of Soils*, 16(4): 313-318. DOI: 10.1007/BF00369312.
- Jones V., Gardner M. & Ellor B. 2014. Concentrations of trace substances in sewage sludge from 28 wastewater treatment works in the UK. *Chemosphere*, 111: 478-484. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.04.025.
- Latara A.M., Kumar O., Singh S.K. & Gupta A. 2014. Direct and residual effect of sewage sludge on yield, heavy metals content and soil fertility under rice–wheat system. *Ecological Engineering*, 69: 17-24. 0925-8574. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.03.066.
- Liu, H.-t. 2016. Achilles heel of environmental risk from recycling of sludge to soil as amendment: A summary in recent ten years (2007–2016). *Waste Management*, 56: 575–583. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.05.028.
- López de Romaña D., Castillo C. & Diazgranados D. 2010. El zinc en la salud humana – I. *Revista Chilena de Nutrición*, 37(2): 234-239. DOI: 10.4067/S0717-75182010000200013.
- Ludovice M. 2007. Sludge stabilisation. *En: Andreoli C. V., Von Sperling M. & Fernandes F. (Eds.). Sludge treatment and disposal. Volume 6: 48-67. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Publishing. London, UK. DOI: 10.2166/9781780402130.*
- Mannina G., Barbara L., Cosenza A. & Wang Z. 2023. Treatment and Disposal of Sewage Sludge from Wastewater in a Circular Economy Perspective (Chapter 2). *En: Mannina G., Pandey A. & Sirohi R. Current Developments in Biotechnology and Bioengineering*. 11-30. DOI: 10.1016/B978-0-323-99920-5.00011-1.
- Manrique K. 2013. Aplicación de sulfato de zinc en el cultivo de papa: posibilidad de mayor productividad y rentabilidad. *Agro Enfoque*, 28(188): 30-35. http://repebis.upch.edu.pe/articulos/agro_enfoque/v28n188/a3.pdf.
- Melo W., Delarica D., Guedes A., Lavezzo L., Donha R., de Araújo A., de Melo G. & Macedo F. 2018. Ten years of application of sewage sludge on tropical soil. A balance sheet on agricultural crops and environmental quality. *Science of The Total Environment*, 643: 1493–1501. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.254.
- Mendes M., Gama G. E. & Fernandes J. 2011. Características químicas de lodos de esgotos produzidos no Brasil. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, 4(2): 35–47. <https://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/4>.
- Naqvi S., Tariq R., Hameed Z., Ali I., Taqvi S., Naqvi M., Niazi M.B.K., Noor T & Farooq W. 2018. Pyrolysis of high-ash sewage sludge: Thermo-kinetic study using TGA and artificial neural networks. *Fuel*, 233: 529–538. DOI: 10.1016/j.fuel.2018.06.089.
- Nascimento A.L., de Souza A.J., Oliveira F.C., Coscione A.R., Viana D.G. & Regitano J.B. 2020. Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. *Journal of Cleaner Production*, 258: 120746. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.120746.
- Natividad M., Sarasa J., López A., Gómez J., Mosteo R., & Ormad M. P. 2020. Study of Evolution of Microbiological Properties in Sewage Sludge-Amended Soils: A Pilot Experience. *International journal of environmental research and public health*, 17(18): 6696. 1660-4601. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17186696>.
- Niwagaba C.B. 2009. Treatment Technologies for Human faeces and Urine. Doctoral Thesis Swedish University of Agricultural Sciences (SLU: Sveriges lantbruksuniversitet). Published in *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*. <https://res.slu.se/id/publ/27019>.
- Niwagaba C., Mbéguéré M. & Strande L. 2014. Faecal Sludge Quantification, Characterisation and Treatment Objectives (Chapter 2). *En: Strande L., Ronteltap M. & Brdjanovic D. (Eds.). Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*. 19-44. IWA Publishing. Londres, Reino Unido. https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Book/FSM_Book_LowRes.pdf.
- Pérez M.T., Baeza F., Garcés P., Galao O. & Payá J. 2013. Uso potencial de ceniza de lodo de depuradora como sustitución de árido fino en bloques de hormigón prefabricados. *DYNA*, 80(179): 142-150. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/dyna/article/view/36270/40659>. http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0012-73532013000300016&script=sci_arttext.
- Pinto M. 2007. Pathogen removal from sludge. *En: Andreoli C.V., von Sperling M. & Fernandes F. (Eds) Sludge treatment and disposal. Volume 6. 120-148. Biological Wastewater Series. IWA Publishing. London, UK. DOI: 10.2166/9781780402130.*

- Ramírez G. & Pozo F. 2015. Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: Lagunas aireadas. SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) & CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). México. <https://files.conagua.gob.mx/conagua/mapas/SGAPDS-1-15-Libro48.pdf>.
- Rípodas A., Fernández D. & Macho M. 2017. Investigación de Escherichia Coli productor de toxinas Shiga (STEC) en carnes y derivados cárnicos. Sanidad Militar, 73(3): 147-152. https://publicaciones.defensa.gob.es/media/downloadable/files/links/r/s/rsm73-3_1.pdf.
- Roig N., Sierra J., Nadal M., Martí E., Navalón-Madrigal P., Schuhmacher M. & Domingo J. L. 2012a. Relationship Between Pollutant Content and Ecotoxicity of Sewage Sludges from Spanish Wastewater Treatment Plants. Science of The Total Environment, 425: 99–109. 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.03.018.
- Roig N., Sierra J., Martí E., Nadal M., Schuhmacher M. & Domingo J.L. 2012b. Long-term Amendment of Spanish Soils With Sewage Sludge: Effects on soil functioning. Agriculture, Ecosystems & Environment, 158: 41-48. DOI: 10.1016/j.agee.2012.05.016.
- Rojas O. & Cabirol N. 2000. Remoción de indicadores patógenos y parásitos (coliformes fecales y huevos de helminto) en lodos municipales de tipo biológico por digestión anaerobia mesofílica y termofílica. En: Foresti E., Lemos C. A., Takayuki M., Florencio L. & Santos E. (Eds) VI Taller y Seminario Latinoamericano de Digestión Anaerobia. 5-9 de noviembre de 2000. Universidad Federal de Pernambuco. Editorial Universitaria de UFPE. Pernambuco, Brasil.
- Rubio C., González D., Martín-Izquierdo R.E., Revert C., Rodríguez I. & Hardisson A. 2007. El zinc: oligoelemento esencial. Nutrición Hospitalaria, 22(1): 101-107. https://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0212-16112007000100012. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=309226714012>.
- Santos D., Teshima E., Furiam D., Araújo R. & Rodrigues da Silva C. 2017. Efeito da secagem em leito nas características físico-químicas e microbiológicas de lodo de reator anaeróbico de fluxo ascendente usado no tratamento de esgoto sanitário. Engenharia Sanitária e Ambiental, 22(2): 341-349. DOI: 10.1590/S1413-41522016100531.
- Samal K., Moullick S., Mohapatra B.G., Samanta S., Sasidharan S., Prakash B. & Sarangi S. 2022. Design of Faecal Sludge Treatment Plant (FSTP) and availability of its Treatment Technologies. Energy Nexus, 7: 100091. DOI: 10.1016/j.nexus.2022.100091.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2003. Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002. Protección ambiental.- Lodos y biosólidos.-Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. SEGOB Diario oficial de la Federación. DOF: 15/08/2003. México. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=691939&fecha=15/08/2003#gsc.tab=0.
- Semiayaga S., Okure M.A.E., Niwagaba C.B., Nyenje P.M. & Kansime F. 2017. Dewaterability of faecal sludge and its implications on faecal sludge management in urban slums. International Journal of Environmental Science and Technology, 14(1): 151-164. DOI: 10.1007/s13762-016-1134-9.
- Silva C., Saldanha J. & Rosa M. J. 2016. Performance indicators and indices of sludge management in urban wastewater treatment plants. Journal of Environmental Management, 184-2: 307–317. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.09.056.
- Singh R.P. & Agrawal M. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. Waste Management, 28(2): 347-358. DOI: 10.1016/j.wasman.2006.12.010.
- Strande L. 2014. The Global Situation. En: Strande L., Ronteltap M. & Brdjanovic D. (Eds). Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation. 1-14. First published. IWA Publishing. London, UK. DOI: 10.2166/9781780404738.
- SUNASS. 2022. Diagnóstico de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales en el Ámbito de Operaciones de las Empresas Prestadoras. Primera edición. https://www.sunass.gob.pe/wp-content/uploads/2022/06/Informe-de-diagnostico-de-las-Plantas-de-Tratamiento-de-Aguas-Residuales-PTAR_VdigitalConcomentario.pdf.
- Torres P. 2012. Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. Revista EIA (Escuela de Ingeniería de Antioquía), 9(18): 115-129. <https://revistas.eia.edu.co/index.php/reveia/article/view/264>. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=149225098009>.
- Torres P., Madera C.A. & Martínez G.V. 2008. Estabilización alcalina de biosólidos compostados de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas para aprovechamiento agrícola. Revista Facultad Nacional de Agronomía – Medellín, 61(1): 4432-4444. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=179914077019>.
- Uggetti E., Ferrer I., Nielsen S., Arias C., Brix H. & García J. 2012. Characteristics of biosolids from sludge treatment wetlands for agricultural reuse. Ecological Engineering, 40: 210-216. 0925-8574. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.12.030.
- Van Oorschot R., de Waal D. & Semple L. 2000. Options for Beneficial Reuse of Biosolids in Victoria. Water Science & Technology, 41(8): 115–122. DOI: 10.2166/wst.2000.0150.
- Vilakazi S., Onyari E., Nkwonta O. & Bwapwa J.K. 2023. Reuse of domestic sewage sludge to achieve a zero waste strategy & improve concrete strength & durability - A review. South African Journal of Chemical Engineering, 43: 122–127. DOI: 10.1016/j.sajce.2022.10.012.
- VIVIENDA. 2017. DECRETO SUPREMO N° 015-2017-VIVIENDA Decreto Supremo que aprueba el Reglamento para el Reaprovechamiento de los Lodos generados en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales. El Peruano, 34(14117): 32-40. Jueves 22 de junio de 2017. <https://nike.vivienda.gob.pe/dgaa/Archivos/DS-015-2017-VIVIENDA-norma%20legales.pdf>. <https://busquedas.elperuano.pe/cuadernillo/NL/20170622>.

- VIVIENDA. 2018. RESOLUCIÓN MINISTERIAL N° 093-2018-VIVIENDA Aprueban el Protocolo de Monitoreo de Biosólidos. *El Peruano*, 35(14438): 25-25. Miércoles 14 de marzo de 2018. <https://nike.vivienda.gob.pe/dgaa/Archivos/RM-093-2018-VIVIENDA.pdf>.
<https://busquedas.elperuano.pe/dispositivo/NL/1625694-1>.
<https://busquedas.elperuano.pe/cuadernillo/NL/20180314>.
- VIVIENDA. 2024. Registro Nacional de Productores y Comercializadores de Biosólidos. Vivienda (Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento) / Perú. Consultado en Setiembre 2024 de: <https://nike.vivienda.gob.pe/sica/MODULOS/STabRENAPROB.aspx>.
- Von Sperling M. & Andreoli C.V. 2007. Introduction to Sludge Management. *En*: Andreoli C. V., von Sperling M. & Fernandes F. (Eds.). *Sludge treatment and disposal. Volume 6. 1-3. Biological Wastewater Treatment Series.* IWA Publishing. London, UK. DOI: 10.2166/9781780402130.
- Von Sperling M. & Gonçalves R. 2007. Sludge characteristics and production. *En*: Andreoli C. V., Von Sperling M. & Fernandes F. (Eds.). *Sludge treatment and disposal. Volume 6. 4-30. Biological Wastewater Series.* IWA Publishing. London, UK. DOI: 10.2166/9781780402130.
- Wang Q., Wei W., Gong Y., Yu Q., Li Q., Sun J. & Yuan Z. 2017. Technologies for reducing sludge production in wastewater treatment plants: State of the art. *Science of The Total Environment*, 587-588: 510–521. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.203.
- Wang X., Chen T., Ge Y. & Jia Y. 2008. Studies on Land Application of Sewage Sludge and its Limiting Factors. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2-3): 554–558. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.03.046.
- Warman P.R. & Termeer W.C. 2005. Evaluation of Sewage Sludge, Septic Waste and Sludge Compost Applications to Corn and Forage: Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn and B Content of Crops and Soils. *Bioresource Technology*, 96(9): 1029–1038. DOI: 10.1016/j.biortech.2004.09.014.
- Werle S. & Wilk R.K. 2010. A Review of Methods for the Thermal Utilization of Sewage Sludge: The Polish Perspective. *Renewable Energy*, 35(9): 1914–1919. DOI: 10.1016/j.renene.2010.01.019.
- Yakameran E., Ari A. & Aygün A. 2021. Land application of municipal sewage sludge: Human health risk assessment of heavy metals. *Journal of Cleaner Production*, 319: 128568. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.128568.
- Zhang Z., Le Velly M., Rhind S.M., Kyle C. E., Hough R.L., Duff E.I. & McKenzie C. 2015. A Study on Temporal Trends and Estimates of Fate of Bisphenol a in Agricultural Soils After Sewage Sludge Amendment. *Science of the Total Environment*, 515-516: 1–11. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.01.053.
- Zieliński M., Kazimierowicz J. & Dębowski M. 2023. Advantages and Limitations of Anaerobic Wastewater Treatment—Technological Basics, Development Directions, and Technological Innovations. *Energies*, 16(1): 83. DOI: 10.3390/en16010083.

¹ Universidad Nacional Agraria La Molina. Av. La Universidad s/n / La Molina / Lima / Perú.

² gandelalevano@gmail.com, ORCID: 0009-0001-2057-8948.

³ rmiglio@lamolina.edu.pe, ORCID: 0000-0002-2214-2187.

⁴ rvela@lamolina.edu.pe, ORCID: 0000-0002-7632-8729.

⁵ alecadillo@gmail.com, ORCID: 0009-0006-6237-910X.