



Análisis del uso de los coagulantes naturales Bewat sobre la línea de fangos en EDAR y su proceso de compostaje

El uso de sales inorgánicas como el cloruro férrico o policloruro de aluminio es habitual para el tratamiento primario o eliminación de fósforo en las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). No obstante, en la actualidad se están analizando otro conjunto de coagulantes naturales más respetuosos con el medio ambiente y más seguros para su uso. En este contexto, la eficacia de los productos Bewat ya ha sido demostrada para la precipitación química de fósforo con resultados satisfactorios. En este artículo se analizan todas las posibles mejoras obtenidas en la línea de fangos derivadas del uso de los productos Bewat tales como mayores velocidades de sedimentación de los lodos en exceso, mejor porcentaje de sequedad del fango deshidratado o mejoras en el compost derivado de estos lodos.

Palabras clave

Coagulantes, compostaje, sequedad, polielectrolito, índice volumétrico de fangos, ecotoxicidad.

ANALYSIS OF BEWAT NATURAL COAGULANTS USE ON THE SLUDGE LINE IN THE WWTP AND ITS COMPOSTING PROCESS

Inorganic salts use such as ferric chloride or aluminium polychloride is common for the primary treatment or removal of phosphorus in wastewater treatment plants (WWTP). However, another set of natural coagulants that are more environmentally friendly and safer to use are currently being analysed. In this context, Bewat products efficiency have already been analysed for the phosphorus chemical precipitation with satisfactory results. In this article, all the possible improvements obtained in sludge line from Bewat products use were analysed, such as higher sedimentation rates of excess sludge, better percentage of sludge dryness or improvements in composts derived from these sludges.

Keywords

Coagulants, composting, dryness, polyelectrolyte, sludge volumetric index, ecotoxicity.

Sergio Lloret Salinas

licenciado en Ciencias Biológicas,
técnico de I+D+i de Global Omnium

Rafael Gómez Jiménez

técnico en electricidad y electrónica
de Egevasa

Gloria Fayos Miñana

doctora en Farmacia, directora
de Aguas Residuales de Egevasa

Pedro Rojo Jarabo

ingeniero agrónomo, técnico
del Departamento de Explotaciones
de Egevasa

Vicente Fajardo Montañana

licenciado en Farmacia, director
general de Global Omnium

Remedios Albiach Vila

doctora en Ciencias Biológicas,
técnica de I+D+i de Global Omnium



1. INTRODUCCIÓN

La mayor parte de las EDAR emplean la precipitación química en el tratamiento de las aguas residuales. Dicha precipitación química puede acontecer en el tratamiento primario, generalmente como tratamiento físicoquímico, o en el tratamiento secundario para la precipitación del fósforo. Las sales metálicas más empleadas son el cloruro férrico, el sulfato férrico, el cloruro ferroso y el policloruro de aluminio. Cuando se adicionan estas sales al agua se producen una serie de procesos de coagulación que permite la precipitación de determinados compuestos (metales, fósforo, sólidos suspendidos, etc.), que pasarán de la matriz agua a la matriz fango.

Los coagulantes inorgánicos son productos ampliamente estudiados y, por lo tanto, fuertemente optimizados en su producción y uso existiendo una extensa normativa sobre su utilización de manera segura. Al ser productos coagulantes no específicos, permiten la precipitación de diversos contaminantes y, debido a su amplia distribución sus costes de adquisición son relativamente bajos. No obstante, su uso lleva implícito las siguientes desventajas:

- Incrementan la conductividad del agua tratada. Este aumento puede afectar a la calidad del efluente tratado y reducir el tiempo de vida medio de las instalaciones.
- Son sustancias tóxicas y corrosivas que presentan un riesgo para los operarios durante su manipulación.
- Aportan sales, incrementando los valores de cloruros y sulfatos en el agua tratada.
- En ocasiones el aporte de hierro puede provocar coloración en las aguas tratadas.

- Incrementan la generación de fangos, afectando a la eficiencia y caudal de trabajo.

- Su producción requiere de grandes procesos industriales a nivel mundial lo que, debido a la situación actual de mercado, conlleva constantes subidas de precio.

En el proyecto Neweast se demostró a escala real el uso del coagulante natural, derivado de *Acanthina mearnsii*, para la coagulación del fósforo en EDAR (Lloret *et al.*, 2022). Este polímero orgánico de origen natural presenta las siguientes ventajas técnicas, económicas y medioambientales:

- Presenta un fuerte carácter catiónico, lo que da lugar a una acción coagulante mejorada.
- No modifica el pH del medio acuoso, poseyendo un rango óptimo de pH muy elevado.
- No es dependiente de los valores de alcalinidad del medio.
- No produce corrosión de las partes metálicas y no aumenta la conductividad del medio.

Una de las características más importantes del coagulante natural de estudio es que favorece el incremento de la velocidad de decantación por encima de las sales inorgánicas comunes. La capacidad de coagulación de Bewat NW3 y Bewat MA permite que las velocidades de sedimentación del fango sean mayores, siendo de gran interés analizar:

- El índice volumétrico de fangos (IVF) en el reactor biológico, ya que a menor IVF mejor calidad tendrá el efluente de la EDAR y es posible incrementar la concentración de sólidos suspendidos en el licor mezclado (SSLM) en el reactor biológico.

(adaptar la instalación a aumentos de caudal, recepción de vertidos, cambios de temperatura, etc.).

- El porcentaje de materia seca en el proceso de deshidratación mecánica, ya que todo el proceso de espesamiento de fangos ha sido favorecido por las mejoras de sedimentación del coagulante natural Bewat NW3 y Bewat MA.

- El consumo de reactivos químicos como el polielectrolito debido a que los procesos de deshidratación son más eficientes por un mejor espesamiento del fango.

Uno de los procesos de mayor importancia en el tratamiento biológico de una EDAR es el proceso de concentración de fangos en exceso que empieza en las unidades de decantación, dado que parte de este fango será recirculado al reactor biológico para conseguir una cantidad de biomasa activa suficiente para el tratamiento. Esta concentración ha de ser elevada para aumentar el rendimiento en las siguientes etapas de espesado y, además, por un doble motivo:

- Es necesario bombear a través de la recirculación un caudal bajo, pero con elevada concentración de SSLM para evitar reducir los tiempos de retención hidráulico en el reactor biológico.
- Es de interés para el explotador reducir la cantidad de horas de estos bombeos para reducir los costes energéticos de la instalación.

Además, en la línea de fango del tratamiento de una EDAR, parte de los fangos concentrados en las unidades de decantación secundaria han de ser eliminados del tratamiento para la correcta gestión de la instalación. Estos fangos son conocidos

como fangos en exceso y sobre los mismos se realiza una serie de tratamientos encaminados a incrementar su concentración, eliminando el exceso de agua para reducir al máximo el volumen de fango a evacuar.

El polielectrolito es un producto floculante empleado en el proceso de deshidratación mecánica. Este producto mejora el proceso químicamente, incrementando los valores de sequedad del fango tratado, resultante del proceso de deshidratación. El lodo es una suspensión coloidal estable, por lo que el objetivo del acondicionamiento es ajustar las condiciones físicas y químicas hasta reducir la carga de la partícula, lo cual resulta en la liberación del agua y la agregación de las mismas.

Los lodos contienen abundante materia orgánica y algunos nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio que hacen que puedan ser usados como fertilizantes para mejorar la productividad de los cultivos (Wu *et al.*, 2010), pero también pueden contener componentes tóxicos como los metales pesados y organismos patógenos (Kosobucki *et al.*, 2000). Dentro de este contexto, el uso de sales inorgánicas, como cloruro férrico o policloruro de aluminio, puede afectar a la posterior liberación del fosfato en el suelo. Estas sales inorgánicas forman complejos insolubles (Moore *et al.*, 1999) para permitir su precipitación. Kalbasie y Karthieyan (2004) determinaron que enmiendas tratadas con aluminio o hierro daban

como resultado una disminución del fósforo disponible para las plantas. Sin embargo, la dinámica del fósforo dentro del suelo depende en gran medida de las condiciones ambientales locales, y de las propiedades del suelo (Gueçaimburu *et al.*, 2019).

Con las nuevas tendencias legislativas europeas, los lodos deberán ser tratados previamente antes de su aplicación en el suelo (EU, 2010). Dentro de los posibles tratamientos, el compostaje aparece como una vía muy atractiva para la gestión y reciclaje de los lodos producidos, tanto por su facilidad de gestión como por su menor coste frente a otros tratamientos.

El compostaje es un tratamiento biológico aerobio, en el que los

TABLA 1

PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE LOS LODOS GENERADOS. Nota: H = humedad; CE = conductividad eléctrica; MOT = materia orgánica total; COO = carbono orgánico oxidable; y N = nitrógeno.

Parámetro	Lloc Nou d'en Fenollet Bewat NW3	Ontinyent-Agullent Bewat NW3	Benigànim Bewat NW3	Lloc Nou d'en Fenollet sin coagulante	Benigànim con Cl ₃ Fe	Ontinyent-Agullent con Cl ₃ Fe
H (%)	57,6	76,5	83,4	61,2	84,1	76,8
pH	6,7	7,2	6,3	6,6	6,7	7,3
CE (dS/m)	3,69	2,77	10,8	8,97	7,56	2,26
MOT (%)	62,13	57,3	83,3	49,5	66,3	55,8
COO (%)	13,04	25,6	37,3	22,2	38,5	25,0
N total (%)	2,38	3,85	8,05	4,2	5,39	3,33
P ₂ O ₅ (%)	1,81	3,83	3,76	2,57	3,39	4,02
K ₂ O (%)	0,285	0,274	0,838	0,396	0,445	0,270
Zn (mg/kg)	400	2.141	607	375	292	1.092
Cu (mg/kg)	102	170	170	83,7	231	157
Ni (mg/kg)	8,08	19,8	11,6	10	30,8	17,6
Pb (mg/kg)	19,8	26,8	17,6	14,1	37,3	26,8
Cd (mg/kg)	< 1	< 0,5	0,52	0,51	< 0,5	< 0,5
Cr (mg/kg)	16,4	78,1	13,7	13,1	93,5	49,9
Hg (mg/kg)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Salmonella (aus/pres/25g)	ausencia	presencia	presencia	ausencia	ausencia	ausencia
E. coli (ufc/g)	70	14 x 10 ³	> 1.100	1.100	13 x 10 ³	> 1.100



microorganismos autóctonos utilizan la materia orgánica de los residuos como sustrato, obteniéndose un material orgánico estabilizado, desodorizado, libre de patógenos y semillas de plantas, y rico en sustancias húmicas (Chefetz *et al.*, 1996; Bustamante *et al.*, 2009). El alto contenido de humedad de los lodos hace que no puedan ser compostados solos, por lo que necesitan ser mezclados con materiales más secos, utilizados como agentes estructurantes, absorbiendo la humedad, mejorando la aireación y la calidad del compost final (Eftoda y McCartney, 2004; Yañez *et al.*, 2009). Los compost así generados poseen una composición que los hace muy adecuados para su uso como enmienda orgánica en la mejora de las propiedades de los suelos (Giusquiani *et al.*, 1995; Albiach *et al.*, 2001; Glab *et al.*, 2020), ya que actúan como

abono de liberación lenta de nutrientes (Moral y Muro, 2008).

Un proceso de compostaje que no esté bien realizado da como resultado compost inmaduros o no estabilizados que pueden afectar al ambiente del suelo y al crecimiento de las plantas y ser una fuente de enfermedad, causando daños a los cultivos por fitotoxica (Cui *et al.*, 2017). Por ello, antes de su uso en el suelo es razonable realizar una evaluación fitotóxica y ecotoxicológica de los compost. Uno de los test fitotóxicos más empleados es la determinación del índice de germinación (IG) (Zucconi *et al.*, 1981), utilizado ampliamente para validar la calidad del compost final (Barral y Paradelo, 2011). La evaluación ecotoxicológica es un aspecto importante si consideramos que en la composición de las enmiendas orgánicas pueden existir sustancias que pudieran tener

algún efecto aditivo o sinérgico con sustancias presentes en el suelo, por lo que se pueden utilizar bioensayos con plantas e invertebrados del suelo para conocer la calidad del compost (Domene *et al.*, 2011). Además, como se ha comentado anteriormente, el uso de sales inorgánicas puede afectar a la liberación posterior de fósforo en el suelo.

El objetivo del estudio fue analizar el efecto de los productos Bewat para la precipitación de fósforo en la línea de fangos de la EDAR y el posterior tratamiento de los mismos mediante compostaje. Así se evaluaron el porcentaje de materia seca y volátil en el fango espesado/flotado y deshidratado, el IVF y los consumos de polielectrolito durante los procesos de deshidratación mecánica, diferenciando el fango generado con cloruro férrico, Bewat NW3 y Bewat MA. Respecto a los compost generados, se evaluaron tanto desde el punto de vista fitotóxico como ecotoxicológico y en cuanto a su calidad nutricional.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El uso de los productos Bewat para la precipitación química de fósforo, y su influencia sobre la línea de fangos, se ha analizado en tres EDAR de la Comunidad Valenciana: EDAR Lloc nou d'en Fenollet, EDAR Benigànim y EDAR Ontinyent-Agullent.

Se ha procedido al análisis de las distintas unidades de la línea de fangos que están relacionadas con el uso de Bewat NW3 y Bewat MA:

- IVF en los reactores biológicos de las EDAR de estudio según Jenkins *et al.* (1993).

- Sequedad del fango espesado y deshidratado según APHA (2012).

- Consumo de polielectrolito en el proceso de deshidratación del fango.

TABLA 2

PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS FISCOQUÍMICAS DE LOS RESTOS DE JARDINERÍA UTILIZADOS EN LAS PILAS DE COMPOSTAJE. Nota: H = humedad; CE = conductividad eléctrica; MOT = materia orgánica total; COO = carbono orgánico oxidable; y N = nitrógeno.

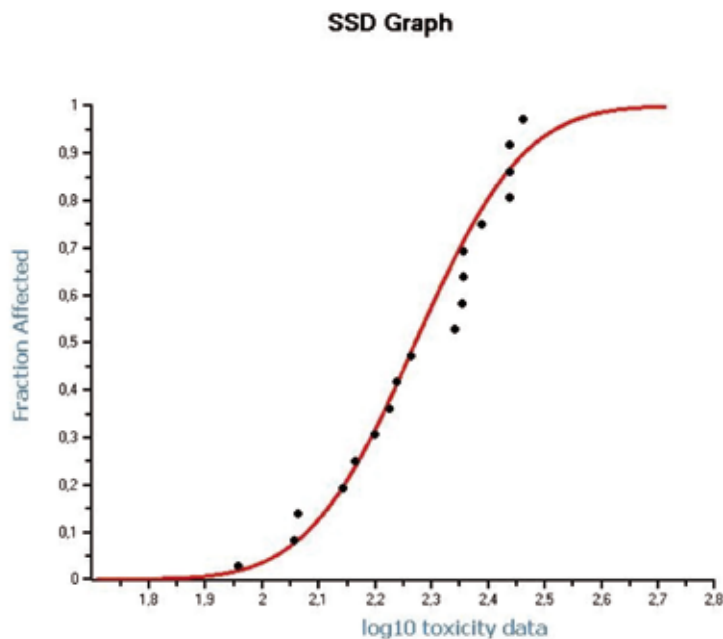
Parámetro	Media	Desvest	Rango
H (%)	30,0	6,65	18,8 - 35,5
pH	6,87	0,33	6,6 - 7,4
CE (dS/m)	4,96	1,17	3,41 - 6,41
MOT (%)	60,40	15,96	44,1 - 78,6
COO (%)	28,12	6,74	19,7 - 35,1
N total (%)	1,12	0,14	0,91 - 1,3
P ₂ O ₅ (%)	0,314	0,036	0,260 - 0,363
K ₂ O (%)	1,04	0,18	0,783 - 1,27
Zn (mg/kg)	75,60	28,56	53,1 - 121
Cu (mg/kg)	21,75	7,19	14,9 - 32,8
Ni (mg/kg)	4,69	1,18	2,74 - 5,95
Pb (mg/kg)	21,18	27,14	5,38 - 75,7
Cd (mg/kg)	< 0,5	-	-
Cr (mg/kg)	15,54	7,92	26,5
Hg (mg/kg)	< 0,5	-	-

El tratamiento posterior de los fangos producidos se realizó mediante compostaje. Para poder conocer si el uso de los coagulantes naturales utilizados en la precipitación del fósforo en las EDAR tuvo efecto sobre el proceso de compostaje, se tomaron fangos producidos con y sin la adición de Bewat. Los procesos se desarrollaron escalonados en el tiempo, debido a la cronología de aplicación de los coagulantes en las distintas EDAR (Lloret *et al.*, 2022). Como residuo complementario se eligieron restos de poda de jardinería y los procesos de compostaje se llevaron a cabo en la planta de compostaje propiedad de la Diputación de Valencia que gestiona Egevasa en Calles (Valencia).

Las principales características de los lodos obtenidos se muestran en la **Tabla 1** y las de los restos de poda utilizados se muestran en la **Tabla 2**. Una vez conocidas las características de los residuos se establecieron las mezclas más favorables para cada una de las pilas de acuerdo a su contenido de nutrientes. Así, en conjunto y a diferentes tiempos, se establecieron seis pilas de compostaje de unos 8.000 kg cada una, en las que se alternaron las capas de ambos materiales, mezclándolas y formando una pila de forma piramidal con cada una de ellas.

A lo largo del proceso se realizaron entre 8 y 10 muestreos, según la duración del mismo, determinándose en cada una de las muestras los siguientes parámetros: humedad, pH, conductividad eléctrica, materia orgánica total, carbono orgánico oxidable, nitrógeno total, fósforo, potasio, magnesio, manganeso, sodio, hierro, calcio, cadmio, cromo, níquel, plomo, mercurio, cinc y cobre, y, además, en las muestras iniciales y finales *Salmonella* y *Escherichia*

FIGURA 1. Ejemplo de gráfico de distribución de especies con uno de los compost testados.



coli. Las propiedades fisicoquímicas y químicas fueron analizadas según los Métodos Oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 1986), la determinación de *Salmonella* según el método UNE EN-ISO 6579:2003 y la de *E. coli* según el método de filtración por membrana de APHA (2012).

Los test de fitotoxicidad de los compost fueron realizados según lo descrito por Tiquia y Tam (1998) con dos especies de plantas, *Lepidium sativum* (berro de jardín) y *Lactuca sativa* (lechuga). Se prepararon extractos acuosos (1:10 p:v) de los compost, realizándose los test por quintuplicado para cada una de las especies, así como para los controles (agua destilada). El tiempo de incubación fue de 3 días para berro y 5 días para lechuga, calculándose posteriormente el IG (Zucconi *et al.*, 1981).

Los test ecotoxicológicos de los compost fueron realizados según Domene *et al.* (2008), estudiando el efecto de los compost sobre la emergencia y crecimiento de las

semillas de *Brassica rapa*, *Lolium perenne* y *Trifolium repens*, y sobre el crecimiento, reproducción y supervivencia de colémbolos (*Folsomia candida*), enquitreidos (*Enchytraeus crypticus*) y lombrices (*Eisenia sp.*). Los bioensayos se realizaron por triplicado con concentraciones crecientes de cada uno de los compost a estudiar (0-1.000 g de compost/kg de suelo). Con los datos obtenidos se calcularon los valores de EC10 que es la concentración efectiva que inhibe un 10% el parámetro de estudio. Las determinaciones realizadas deben cumplir los test de distribución normal de datos de Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov y Cramer von Mises. Una vez obtenidos los valores de EC10 se procesaron con el software ETX 2.0 (Van Vlaardingen *et al.*, 2004; Domene *et al.*, 2008) para obtener las curvas de distribución de especies (**Figura 1**) y, con ellas, el valor de la concentración de compost, que no tiene efecto perjudicial para el 95% de las especies (PNEC).



TABLA 3

VALORES PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO.

Riesgo	RQ (PEC/PNEC)
Alto	> 10
Moderado	De 1 a 10
Bajo	< 1

A continuación, se calculó el valor de la concentración ambiental prevista (PEC) que fue de 7,2 g de compost/kg de suelo, asumiendo que los suelos tienen una capa arable de 25 cm y una densidad media de 2.500 kg/m³, y que la dosis habitual de aplicación es de 45 t/ha. Los valores PNEC fueron entonces comparados con los PEC en el suelo para calcular el cociente de riesgo (RQ) ($RQ = PEC/PNEC$), el cual fue usado para determinar el riesgo ecotoxicológico de cada compost según la **Tabla 3**. Los materiales de partida para el desarrollo de los ensayos de ecotoxicidad, así como las concentraciones de estudio, especies utilizadas y número de repeticiones se resumen en la **Tabla 4**.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. DECANTACIÓN DEL FANGO EN EL DECANTADOR SECUNDARIO DE LAS EDAR DE ESTUDIO

En la **Figura 2** se muestran los valores de IVF obtenidos en el reactor biológico de la EDAR de Lloc nou d'en Fenollet. Como se puede observar, hay una reducción significativa en el IVF obtenido tras la aplicación de Bewat NW3 pasando de un valor promedio de IVF de 317 mL/g SSLM a 180 mL/g SSLM. En esta EDAR no se dosificaba ningún coagulante con anterioridad, de ahí que el incremento en la velocidad de sedimentación sea especialmente notable.

TABLA 4

ENSAYOS REALIZADOS PARA VALORAR EL EFECTO ECOTOXICOLÓGICO.

Compost de estudio	Ensayo	Concentración de trabajo (g de lodo/kg de suelo)	Réplicas
Lloc nou d'en Fenollet sin coagulante	<i>Trifolium repens</i>	0	3
Lloc nou d'en Fenollet con Bewat NW3	<i>Brassica rapa</i>	1	
		10	
Benigànim con FeCl ₃	<i>Lolium perenne</i>	100	3
Beniganim con Bewat NW3	<i>Folsomia candida</i>	1.000	3
Ontinyent-Agullent con FeCl ₃	<i>Enchytraeus crypticus</i>	0	3
		2,5	
		5	
		10	
		25,1	
Ontinyent-Agullent con Bewat NW3	<i>Eisenia sp.</i>	63,1	3
		158,4	
		398,1	
		700	
		1.000	

En la **Figura 3** se muestran los valores de IVF obtenidos en el reactor biológico de la EDAR de Benigànim marcándose con una área roja el periodo de uso de cloruro férrico, una elipse azul el periodo de uso de Bewat NW3 y una elipse amarilla el periodo de uso de Bewat MA. Los resultados promedio obtenidos

fueron muy semejantes: 125 mL/g SSLM con FeCl₃, 117 mL/g SSLM con BEWAT NW3 y 128 mL/g SSLM con BEWAT MA. Los resultados obtenidos muestran que los coagulantes naturales Bewat pueden mejorar la velocidad de sedimentación del fango de igual modo que el FeCl₃ en las unidades de decantación secundaria.

FIGURA 2. Valores de IVF de la EDAR de Lloc nou d'en Fenollet.

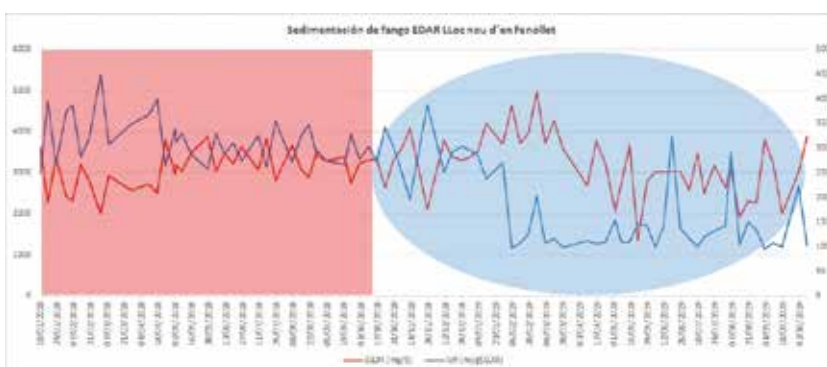


FIGURA 3. Valores de IVF de la EDAR de Benigànim.



TABLA 5

PROMEDIOS DE IVF OBTENIDOS DURANTE LA FASE DE IMPLEMENTACIÓN EN LA EDAR DE ONTINYENT-AGULLENT.

IVF R1 (FeCl ₃) (nov18-ago19)	IVF R1 (Bewat NW3) (oct19-nov19)	IVF R2 (FeCl ₃) (nov18-ago19)	IVF R2 (Bewat NW3) (oct19-nov19)	IVF R3 (FeCl ₃) (nov18-ago19)	IVF R3 (Bewat NW3) (oct19-nov19)
183	202	194	210	187	196

TABLA 6

PROMEDIOS DE %MS DEL FANGO ESPESADO Y DESHIDRATADO PARA LA EDAR DE BENIGÀNIM.

%MS fango espesado (FeCl ₃) (ene19-oct19)	%MS fango espesado (Bewat NW3) (nov20-ago20)	%MS fango espesado (BEWAT MA) (sep20-nov20)	%MS fango deshidratado (FeCl ₃) (ene19-oct19)	%MS fango deshidratado (Bewat NW3) (nov20-ago20)	%MS fango deshidratado (Bewat MA) (sep20-nov20)
2,36	1,12	2,51	18,06	18,48	18,55

TABLA 7

PROMEDIOS DE %MS DEL FANGO FLOTADO Y DESHIDRATADO PARA LA EDAR DE ONTINYENT-AGULLENT.

%MS fango flotado (FeCl ₃) (nov18-ago19)	%MS fango flotado (Bewat NW3) (oct19-nov19)	%MS fango deshidratado (FeCl ₃) (nov18-ago19)	%MS fango deshidratado (Bewat NW3) (oct19-nov19)
3,03	3,49	24,46	25,63

TABLA 8

CONSUMO MEDIO DE POLIELECTROLITO EN LA EDAR DE BENIGÀNIM.

Consumo polielectrolito (FeCl ₃) (ene19-oct19)	Consumo polielectrolito (Bewat NW3) (nov20-ago20)	Consumo polielectrolito (Bewat MA) (sep20-nov20)
31,36 kg/mes	22,56 kg/mes	25 kg/mes

Por lo que respecta a la EDAR de Ontinyent-Agullent (EDAR con aporte industrial), esta caracterización se ha realizado sobre la etapa B del tratamiento biológico de la EDAR. Esta etapa corresponde a la segunda fase del tratamiento biológico de la EDAR, donde se produce la eliminación de la materia carbonosa lentamente biodegradable y los procesos de nitrificación-desnitrificación.

En la **Tabla 5** se muestran los resultados obtenidos para los distintos reactores de la etapa B de la EDAR de Ontinyent-Agullent. En ella se observa que no hay diferencias significativas para los valores de IVF durante el periodo de estudio, por lo que el reactivo BEewat NW3 mejora la velocidad de sedimentación de igual modo que el cloruro férrico.

3.2. SEQUEDAD DEL FANGO ESPESADO, FLOTADO Y DESHIDRATADO EN LAS DISTINTAS EDAR DE ESTUDIO

En la **Tabla 6** se muestran los promedios de materia seca del fango espesado y deshidratado para la EDAR de Benigànim, observándose que los valores más elevados en el porcentaje de materia seca se obtienen con el uso de los coagulantes naturales Bewat.

En la **Tabla 7** se muestran los promedios de materia seca obtenidos para el fango flotado y deshidratado de la EDAR de Ontinyent-Agullent observándose que los coagulantes naturales Bewat mejoran notablemente el proceso de deshidratación de los lodos en dicha EDAR.

Las mejoras obtenidas en el por-

centaje de materia seca (**Tablas 6 y 7**) son de suma importancia para el incremento de la eficacia de la EDAR, ya que permite reducir de forma significativa el transporte de retirada de lodos en exceso.

3.3. CONSUMO DE POLIELECTROLITO EN EL PROCESO DE DESHIDRATACIÓN DEL FANGO DE LAS EDAR DE ESTUDIO

Se han determinado los consumos de polielectrolito durante los procesos de deshidratación mecánica para las EDAR de estudio, diferenciando el fango generado con cloruro férrico, Bewat NW3 y Bewat MA. En la **Tabla 8** se resumen los consumos medios obtenidos durante la fase de implementación, observándose una



importante reducción en el consumo de polielectrolito durante los periodos de uso de los productos de estudio frente al uso del cloruro férrico para la EDAR de Benigànim.

3.4. ENSAYOS DE COMPOSTAJE

Desde el punto de vista de sus características físico-químicas, los lodos producidos con y sin Bewat NW3 en cada una de las EDAR son bastante similares entre sí (**Tabla 1**), observándose algunas diferencias en el contenido de materia orgánica total (MOT) y en cuanto al contenido de cinc. Así, en los lodos procedentes del uso de Bewat NW3 se observa un mayor contenido medio de MOT que en los que no utilizan ningún coagulante (EDAR Lloc Nou) o los que utilizan FeCl_3 (EDAR Benigànim y EDAR Ontinyent), lo que era de esperar, ya que el coagulante Bewat NW3 es de origen vegetal y, por tanto, aportará materia orgánica al conjunto.

3.4.1. Evolución del proceso de compostaje

Tras el montaje de cada una de las pilas, la temperatura se monitorizó en continuo, y, en función de ella, se realizaron volteos periódicos y riegos para que el proceso se desarrollara adecuadamente. En la **Figura 4** se muestra la evolución de la temperatura en las pilas de compostaje.

El proceso de compostaje fue diferente según la pila considerada, teniendo una duración de entre 160 y 240 días. Durante todo el proceso la temperatura evolucionó de forma adecuada como puede verse en la gráfica, apreciándose claramente la fase termófila, que se inició entre 16 y 56 días después del montaje según la pila, y se mantuvo por encima de 50 °C entre 6 y 120 días, lo que garantizó su higienización, ya

que para ello la temperatura debe permanecer alrededor de 50-55 °C durante 5-7 días o alrededor de 55 °C durante 3 días (Liu *et al.*, 2017).

Al inicio, las pilas presentaron unos valores de pH (**Figura 5a**) adecuados para el desarrollo de la actividad microbiana en el proceso (Bernal *et al.*, 2009). A lo largo del mismo, el pH se mantuvo más o menos estable en valores cercanos a la neutralidad o ligeramente básicos.

En el caso de la conductividad eléctrica (CE) (**Figura 5b**), los valores oscilaron bastante a lo largo del tiempo en la mayoría de los casos, dando lugar a valores ligeramente superiores al finalizar el proceso, observándose el incremento típico al final por el efecto de la pérdida de peso (Paredes *et al.*, 2001), excepto para la pila de ONT-Bewat NW3 que fue inferior.

El contenido de materia orgánica (**Figura 5c**) disminuyó entre un 20 y un 33% a lo largo del proceso en las pilas con lodos procedentes de las EDAR de Lloc Nou d'en Fenollet y Benigànim, debido a la degradación de la misma. En las pilas con lodos procedentes de la EDAR de Ontinyent se observó un menor descenso en el contenido de MO, ya que los lodos están más estabilizados (digestión anaerobia), siendo de alrededor del 12% en el caso de la pila con lodos con Bewat y, en el caso de la pila con lodos con cloruro férrico, el contenido se mantuvo en un valor igual al inicial con ciertas oscilaciones a lo largo del proceso.

El contenido de nitrógeno total se incrementó durante el ensayo en casi todas las pilas (**Figura 5d**), debido al efecto de concentración causado por la pérdida de peso asociada a la mineralización de la materia orgánica (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001), mientras que en la pila de Lloc Nou-

Bewat NW3 se produjo un descenso, quizás debido a pérdidas por volatilización de amonio (Paredes *et al.*, 2001).

El contenido de fósforo (**Figura 5e**) aumentó con altibajos en casi todos los casos con respecto al contenido inicial, excepto en la pila ONT-Bewat NW3 que disminuyó a lo largo del proceso. Del mismo modo, el contenido de potasio de los compost (**Figura 5f**) se comportó de forma similar a lo ocurrido con el fósforo.

3.4.2. Caracterización de los compost obtenidos

Tras la finalización del proceso de compostaje, se tomaron muestras para el análisis completo de los compost, cuyos resultados se muestran en la **Tabla 9**. El análisis microbiológico confirmó que las temperaturas alcanzadas durante el proceso fueron suficientes para higienizar los productos, ya que no se detectó *Salmonella* en ninguno de los compost y la cantidad de *E. coli* se redujo hasta casi desaparecer en la mayoría de los casos, estando todos los compost muy por debajo de los valores exigidos para ser considerados como producto fertilizante (RD 999/2017).

El contenido de materia orgánica de los compost obtenidos fue similar a los mostrados por Pérez-Murcia y Moreno (2008) para compost de lodos. El contenido de nitrógeno total de los compost estuvo ligeramente por debajo a los encontrados por estos mismos autores, igual que en el caso del contenido de fósforo y bastante superiores en cuanto al contenido de potasio. La relación C/N de los compost obtenidos estuvo en todos los casos por debajo de 20, que es indicativo de madurez, aunque son preferibles aquellos que

FIGURA 4. Evolución de la temperatura en las pilas de compostaje.

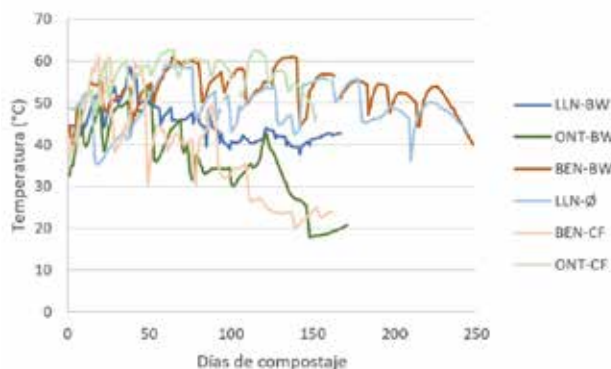


FIGURA 6. Evolución del índice de germinación a lo largo del proceso de compostaje.

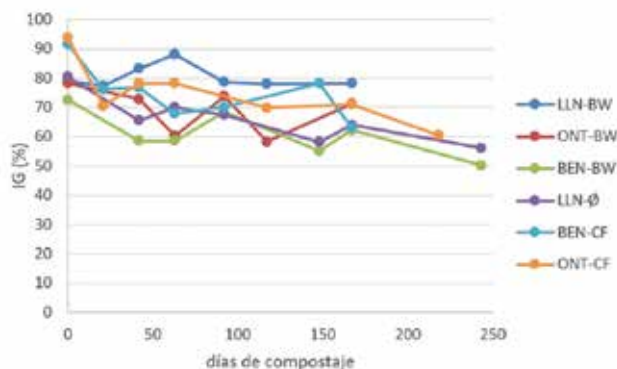
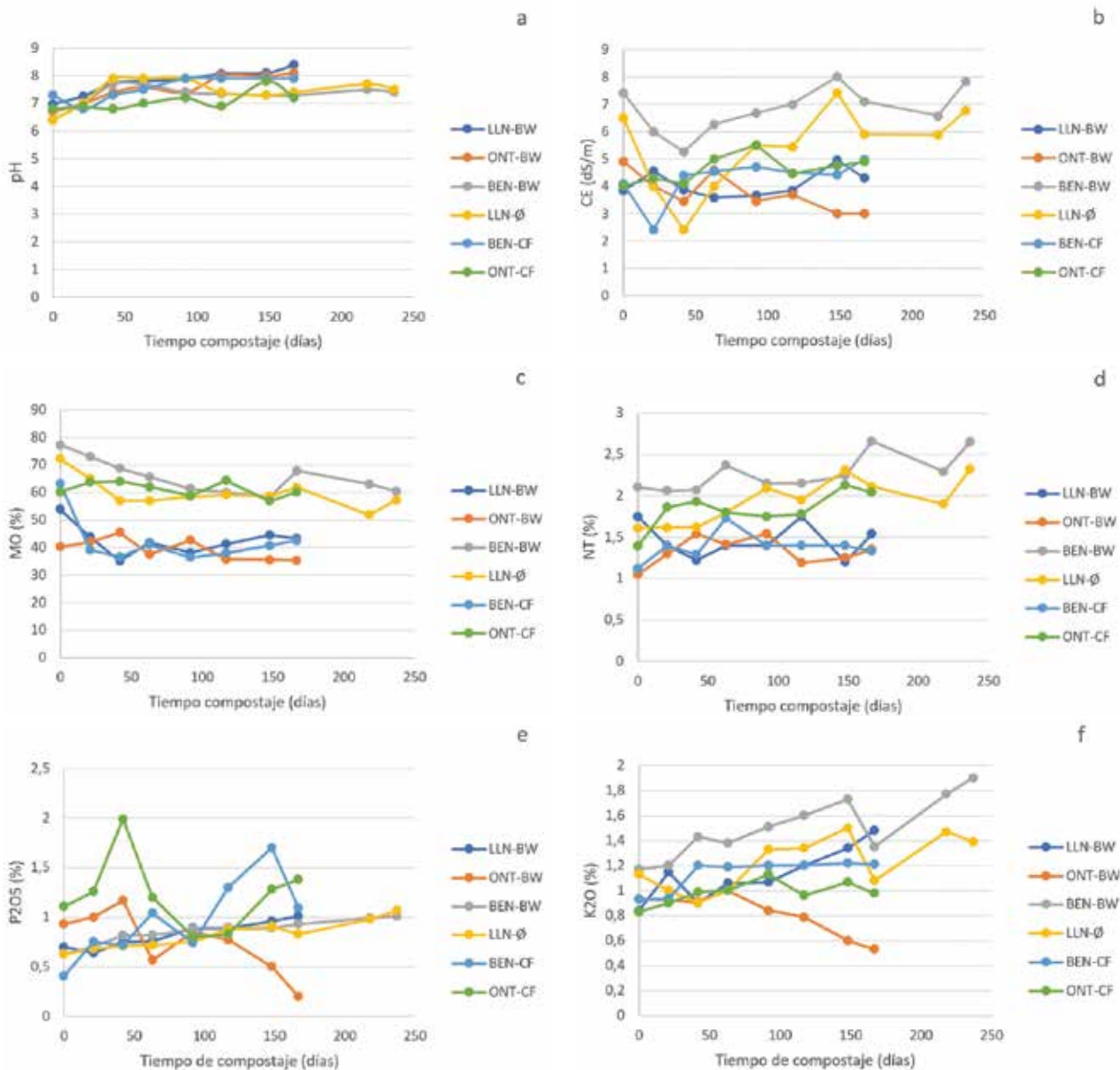


FIGURA 5. Evolución de los principales parámetros (a) pH, (b) conductividad eléctrica (dS/m), (c) contenido de materia orgánica (%), (d) contenido de nitrógeno total (%), (e) contenido de fósforo (%) y (f) contenido de potasio (%).





poseen una relación de 15 o menos (Bernal *et al.*, 1998).

En cuanto al contenido de hierro, se ha visto que los compost obtenidos a partir de lodos con Bewat de las EDAR de Ontinyent-Agullent y Benigànim han mostrado tener un menor contenido de hierro, como cabría esperar, al ser sustituidos los coagulantes químicos (Cl_3Fe) por los nuevos coagulantes naturales, lo que podría ser beneficioso de cara a su uso como enmiendas, ya que un exceso de Fe puede dar problemas de toxicidad, bien por absorción directa por las plantas, o de forma indirecta, debido a que altos niveles de Fe en la solución del suelo pue-

den provocar su precipitación sobre las raíces, alterando la absorción de nutrientes, tales como el P, K y Zn (Krohling *et al.*, 2016).

Todos los compost cumplen claramente con los niveles de metales pesados exigidos por el RD 1310/1990 para poder ser aplicados al suelo y, además, podrían ser considerados como productos fertilizantes 'enmienda orgánica compost' clase B según el RD 999/2017 que lo regula.

3.5. EVALUACIÓN FITOTÓXICA Y ECOTOXICOLÓGICA DE LOS COMPOST OBTENIDOS

Se han realizado dos tipos de evaluación en laboratorio, una fitotóxi-

ca, mediante el test de germinación con extractos de compost, y otra ecotoxicológica con suelo y compost a dosis crecientes sobre plantas y pequeños organismos terrestres.

El IG es considerado como un parámetro sensible para conocer la fitotoxicidad de los compost y valorar su idoneidad para su uso como enmienda del suelo o medio de crecimiento. Los test de germinación se realizaron en las muestras recogidas a lo largo del proceso de compostaje de cada uno de las pilas. En la **Figura 6** se muestra la variación del índice de germinación a lo largo de los procesos. Los valores del IG fueron anormalmente altos en la etapa

TABLA 9

PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS DE LOS COMPOST FINALIZADOS. Nota: H = humedad; CE = conductividad eléctrica; MOT = materia orgánica total; COO = carbono orgánico oxidable; y N = nitrógeno.

Parámetro	Lloc Nou d'en Fenollet Bewat NW3	Ontinyent-Agullent Bewat NW3	Benigànim Bewat NW3	Lloc Nou d'en Fenollet sin coagulante	Benigànim con Cl_3Fe	Ontinyent-Agullent con Cl_3Fe
H (%)	50,7	51,4	35,8	39,2	42,4	36,9
pH	8,40	8,10	7,40	7,50	7,90	7,20
CE (dS/m)	4,32	3,70	7,83	6,77	4,97	4,90
MOT (%)	43,2	35,3	60,4	57,2	42,5	60,2
COO (%)	25,1	15,8	27,03	25,6	19	26,9
C/N	16,2	11,7	10,2	11,0	14,3	13,1
N total (%)	1,54	1,35	2,65	2,32	1,33	2,04
P_2O_5 (%)	1,01	0,2	1,01	1,07	1,09	1,38
K_2O (%)	1,48	0,53	1,9	1,39	1,21	0,98
Fe (mg/kg)	4.800	2.000	4.300	4.400	11.900	9.300
Zn (mg/kg)	196	200	203	174	238	320
Cu (mg/kg)	55,7	63	45,8	39,5	70,3	75
Ni (mg/kg)	7,64	9,31	7,01	7,6	13,1	9,56
Pb (mg/kg)	17,5	31,4	19,03	17,5	20,3	14,6
Cd (mg/kg)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Cr (mg/kg)	22,1	17,1	17,4	25,5	31,9	30,1
Hg (mg/kg)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
<i>Salmonella</i> (aus/pres/25g)	ausencia	ausencia	ausencia	ausencia	ausencia	ausencia
<i>E. coli</i> (ufc/g)	< 10	93	< 3,6	< 3,6	460	< 3,6

inicial al tratarse de mezclas inmaduras. Por ello, no se ha apreciado el aumento del IG que se suele observar a lo largo del tiempo de compostaje. Al finalizar, los compost han alcanzado valores que pueden considerarse sin riesgos de fitotoxicidad, ya que todos son superiores al 50% (Bernal *et al.*, 2009), siendo dos de los compost con Bewat (Lloc Nou y Ontinyent) los que alcanzaron los mayores porcentajes de IG (Tabla 10).

Con respecto a los ensayos de evaluación ecotoxicológica, estos se realizaron con los compost con y sin coagulantes naturales de las diferentes EDAR dando lugar a los resultados que se muestran en la Tabla 11. Como se puede observar, los RQ de los compost estudiados fueron muy bajos (>1), lo que indica que todos ellos son adecuados para su uso en agricultura puesto que no suponen un riesgo para el medio receptor. Las dosis a las que se utilizan los compost son totalmente seguras, puesto que los valores de PNEC son mucho más elevados que los PEC utilizados.

4. CONCLUSIONES

En el presente estudio se ha valorado el uso de los productos naturales Bewat NW3 y Bewat MA centrándose en su incidencia sobre la línea de fangos de la EDAR y posterior proceso de compostaje de los lodos en exceso generados. Las conclusiones que se obtienen son las siguientes:

- Los productos Bewat NW3 y Bewat MA mejoran la sedimentabilidad del fango en las unidades de decantación secundaria permitiendo obtener distintas mejoras: mayor concentración de fango recirculado con el consiguiente ahorro en las horas de bombeo, mejora de la calidad del efluente al reducir la con-

TABLA 10

ÍNDICE DE GERMINACIÓN DE LOS COMPOST FINALES.

Compost	IG (%)
Lloc Nou d'en Fenollet sin coagulante	56,2 bc
Lloc Nou d'en Fenollet Bewat NW3	78,3 a
Ontinyent-Agullent Cl ₃ Fe	60,5 b
Ontinyent-Agullent Bewat NW3	71,3 a
Benigànim Cl ₃ Fe	63,1 b
Benigànim Bewat NW3	50,3 c
<i>p-value</i>	0,000

TABLA 11

COCIENTES DE RIESGO OBTENIDOS PARA LOS ENSAYOS DE ECOTOXICIDAD.

Tipo de compost	PEC (g/kg)	PNEC (g/kg)	RQ	Apto para agricultura
Lloc Nou d'en Fenollet sin coagulante	7,2	104,8	0,07	Apto
Lloc Nou d'en Fenollet Bewat NW3	7,2	86,73	0,08	Apto
Benigànim FeCl ₃	7,2	153,2	0,05	Apto
Benigànim Bewat NW3	7,2	149,2	0,05	Apto
Ontinyent-Agullent FeCl ₃	7,2	111,2	0,06	Apto
Ontinyent-Agullent Bewat NW3	7,2	158,5	0,05	Apto

centración de sólidos en el sobrenadante e incremento de la capacidad de carga de fangos a las unidades de decantación secundaria.

- Bewat NW3 y Bewat MA mejoran notablemente la línea de fangos de la EDAR al incrementar el porcentaje de materia seca en las unidades de espesamiento, flotación y deshidratación de lodos. Al mismo tiempo mejora el clarificado de estas unidades reduciendo el aporte de sólidos suspendidos a cabecera de planta.

- Los productos analizados permiten un ahorro significativo en el consumo de reactivos (polielectrolito) debido a la mejora en la sequedad del fango de alimentación (fango procedente de las unidades de espesamiento y flotación) al equipo de deshidratación.

- Los procesos de compostaje de las mezclas de lodos con y sin Bewat NW3 se han desarrollado con normalidad, obteniéndose compost que han mostrado características similares, pero con un menor contenido de Fe en los derivados de Bewat, lo que puede ser beneficioso de cara a su uso como enmiendas orgánicas. Además, podrían ser considerados como productos fertilizantes 'enmienda orgánica compost' clase B (RD 999/2017).

- Los compost obtenidos han mostrado unos valores de índice de germinación superiores al 50%, con lo que se consideran maduros y exentos de efectos fitotóxicos.

- En todos los compost analizados, tanto aquellos que han estado en contacto con cloruro férrico como con Bewat NW3, el cociente de



» Los coagulantes naturales Bewat mejoran notablemente la línea de fangos de la EDAR al incrementar el porcentaje de materia seca en las unidades de espesamiento, flotación y deshidratación de lodos

riesgo es inferior a 1. Estos valores indican que todos los compost de estudio son aptos para la agricultura desde el punto de vista ecotoxicológico.

- Los valores de RQ obtenidos para todos los compost de estudio son notablemente bajos, lo que indica que, preservando en todo momento las buenas prácticas agronómicas, se podrían utilizar concentraciones de compost más elevadas que las actuales.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación de la Comisión Europea a través del programa Life (LIFE16 ENV/ES/000156 Newest), así como la colaboración de la EPSAR, adscrita a la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica, y de la Diputación de Valencia.

Bibliografía

[1] Albiach, R.; Canet, R.; Pomares, F.; Ingelmo, F. (2001). Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresour. Technol.*, núm. 76, págs.: 125-129.

[2] APHA (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association (APHA), the American Water Works Association (AWWA), and the Water Environment Federation (WEF). 22th Edition.

[3] Barral, M.T.; Paradelo, R. (2011). A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. In: *Compost III. Dynamic Soil, Dynamic Plant 5 (Special Issue 2)*, ed. A. Sanchez Ferrer, págs. 36-44.

[4] Bernal, M.P.; Paredes, C.; Sánchez-Monedero, M.A.; Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.*, núm. 63, págs. 91-99.

[5] Bernal, M.P.; Alburquerque, J.A.; Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.*, núm. 100, págs. 5.444-5.453.

[6] Bustamante, M.A.; Paredes, C.; Morales, J.; Mayoral, A.M.; Moral R. (2009). Study of the composting process of winery and distillery

wastes using multivariate techniques. *Bioresour. Technol.*, núm. 100, págs. 4.766-4.772.

[7] Chefetz, B.; Hatcher, P.G.; Hadar, Y.; Chen Y. (1996). Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, núm. 25, págs. 510-517.

[8] Cui, H.Y.; Zhao, Y.; Chen, Y.N.; Zhang, X.; Wang, X.Q.; Lu, Q.; Jia, L.M.; Wei, Z.M. (2017). Assessment of phytotoxicity grade during composting based on EEM/PARAFAC combined with projection pursuit regression. *J. Hazard. Mater.*, núm. 326, págs. 10-17.

[9] Domene, X.; Ramírez, W.; Mattana, S.; Alcañiz, J.M.; Andrés, P. (2008). Ecological risk assessment of organic waste amendments using the species sensitivity distribution from a soil organisms test battery. *Environ. Pollut.*, núm. 155, págs. 227-236.

[10] Domene, X.; Solà, L.; Ramírez, W.; Alcañiz, J.M.; Andrés, P. (2011). Soil bioassays as tools for sludge compost quality assessment. *Waste Manag.*, núm. 31, págs. 512-522.

[11] Eftoda, G.; McCartney, D. (2004). Determining the critical bulking agent requirement for municipal biosolids composting. *Compost Sci. Util.*, núm. 12, págs. 208-218.

[12] EU (2010). *Working Document on Sludge and Biowaste*. European Commission. Brussels, 21 septiembre 2010.

[13] Giusquiani, P.L.; Pagliari, M.; Gigliotti, G.; Businelli, D.; Benetti, A. (1995). Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.*, núm. 24 (1), págs. 175-182.

[14] Glab, T.; Zabinski, A.; Sadowska, U.; Gondek, K.; Kopec, M.; Mierzwa-Hersztek, M.; Tabor, S.; Stanek-Tarkowska, J. (2020). Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties. *Soil Till. Res.*, núm. 197, 104493.

[15] Gueçaiburur, J.M.; Vázquez, J.M.; Tancredi, F.; Reposo, G.P.; Rojo, V.; Martínez, M.; Introcaso, R.M. (2019). Evolución del fósforo disponible a distintos niveles de compactación por tráfico agrícola en un arjudol típico. *Chilean J. Agric. Anim. Sci., ex Agro-Ciencia*, núm. 35(1), págs. 81-89.

[16] Jenkins, D.; Richard G.M.; Daigger, G.T. (1993). *Manual on the causes and control of activated sludgebulking and foaming 2nd edn*. Lewis Publishers. Chelsea, Michigan.

[17] Kalbasi, M.; Karthikeyan, K.G. (2004). Phosphorus dynamics in soils receiving chemically treated dairy manure. *J. Environ. Qual.*, núm. 33, págs. 2.296-2.305.

[18] Kosobucki, P.; Chmarzynski, A.; Buszewski, B. (2000). Sewage sludge composting Pol. *J. Environ. Stud.*, núm. 9, págs. 243-248.

[19] Krohling, C.A.; Eutròpia, F.J.; Bertolzi, A.A.; Dobbss, L.B.; Campostri, E.; Dias, T.; Ramos, A.C. (2016). Ecophysiology of iron homeostasis in plants. *Soil Science and Plant Nutrition*, núm. 62(1), págs. 39-47.

[20] Liu, W.; Huo, R.; Xu, J.; Liang, S.; Li, J.; Zhao, T.; Wang, S. (2017). Effects of biochar on nitrogen transformation and heavy metals in

sludge composting. *Bioresour. Technol.*, núm. 235, págs 43-49.

[21] Lloret, S.; Boluda, A.; Vidal, V.; Mondragón, V.; Navalón, M.; Albelda, V.; Fayos, G. (2022). Uso de coagulantes naturales Bewat para la precipitación química de fósforo en EDAR. *Tecnoaqua*, núm. 54, págs. 40-49.

[22] MAPA (1986). *Métodos Oficiales de Análisis del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación*.

[23] Moral, R.; Muro, J. (2008). Manejo, dosificación y gestión agronómica del compost. En: *Compostaje*. J. Moreno, R. Moral (eds.). Editorial Mundi Prensa, Madrid, págs 351-78.

[24] Moore, P.A.; Daniel, T.C.; Edwards, D.R. (1999). Reducing phosphorus runoff and improving poultry production with alum. *Poultry Science*, vol.78, núm 5, págs. 692-698.

[25] Paredes, C.; Bernal, M.P.; Roig, A.; Cegarra, J. (2001). Effects of olive mill wastewater addition in composting of agroindustrial and urban wastes. *Biodegradation*, núm. 12, págs. 225-234.

[26] Pérez-Murcia, M.D.; Moreno, J. (2008). Residuos urbanos. En: *Compostaje*. J. Moreno, R. Moral (eds.). Editorial Mundi Prensa, Madrid, págs. 467-488.

[27] Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario.

[28] Real Decreto 999/2017, de 24 de noviembre, por el que se modifica el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

[29] Sánchez-Monedero, M.A.; Roig, A.; Paredes, C.; Bernal, M.P. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresour. Technol.*, núm. 78(3), págs. 301-308.

[30] Tiquia, S.M.; Tam, F.N.Y. (1998). Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. *Bioresour. Technol.*, núm. 65, págs 43-49.

[31] UNE EN-ISO 6579:2003. Microbiología de los alimentos para consumo humano y alimentación animal. Método horizontal para la detección de *Salmonella spp.*

[32] Van Vlaardingen, P.; Traas, T.P.; Wintersen, A.M.; Aldenberg, T. (2004). ETX 2.0. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity data. RIVM Rept no. 601501028/2004. Risksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, The Netherlands, pag. 68.

[33] Wu, D.L.; Liu, P.; Luo, Y.Z.; Tian, G.M.; Mahmood, Q. (2010). Nitrogen transformations during co-composting of herbal residues, spent mushrooms, and sludge. *J. Zhejiang Univ. Sci. B.*, núm 11(7), págs. 497-505.

[34] Yáñez, R.; Alonso, J.L.; Díaz, M.J. (2009). Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. *Bioresour. Technol.*, núm. 100, págs. 5.827-5.833.

[35] Zucconi, F.; Pera, A.; Forte, M.; De Bertoli, M. (1981). Evaluating toxicity in immature compost. *Biocycle*. núm. 22, págs. 54-57.