

Evaluación de la calidad y usos del compost como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos

J. Ansorena, E. Batalla y D. Merino

Laboratorio Agroambiental Fraisoro. Fraisoro Etxaldea. 20159 Zizurkil Gipuzkoa

Palabras clave: biorresiduos, criterios de calidad, evaluación legal, evaluación agronómica, métodos de caracterización CEN, salinidad, autocompostaje

Resumen

En el marco de la legislación del compost, los sustratos, las enmiendas y los abonos orgánicos, se valora la calidad del compost para sus diferentes usos posibles, desde la doble perspectiva legal y agronómica, en función de la naturaleza y origen de los biorresiduos de partida y del proceso de compostaje. Desde la perspectiva de la legislación medioambiental de fin de la condición de residuo, se evalúa el concepto legal de compost y sus implicaciones, tanto en compost industrial como en autocompostaje. Como consecuencia de las interacciones físicas, químicas y biológicas que pueden darse entre los componentes de una mezcla, se destaca la importancia de caracterizar las mezclas en las que interviene el compost. Se describen los métodos oficiales de la Unión Europea para la caracterización de sustratos y enmiendas, con sus correspondientes limitaciones y oportunidades para la interpretación de los resultados analíticos. Se proponen unos criterios de interpretación de los análisis de sustratos y enmiendas por dichos métodos, que son especialmente relevantes cuando el compost es uno de los componentes de la mezcla. Finalmente, se analizan las posibles aplicaciones del compost en el sector profesional de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos, destacándose las limitaciones que presenta su empleo como componente de sustratos (por la elevada salinidad del compost de biorresiduos) y como abono orgánico (por la baja disponibilidad de nitrógeno).

INTRODUCCIÓN

Con la reciente implantación de sistemas avanzados de recogida selectiva de biorresiduos en entornos urbanos de alta densidad, tanto puerta a puerta como en contenedores inteligentes (Ansorena et al., 2011) y la promoción del autocompostaje (doméstico y comunitario), emerge un nuevo tipo de compost, obtenido a partir de residuos de alimentos de elevada pureza. Las propiedades del compost, que condicionan en gran medida sus posibles aplicaciones, dependen tanto de los materiales de partida como del proceso de compostaje. Esta dependencia es particularmente importante en el caso del compost de biorresiduos, que puede obtenerse a partir de distintas corrientes de residuos de diversa naturaleza y origen (de parques y jardines, de restos de alimentos, domiciliarios, comerciales, etc.) y por diferentes procesos (industrial o autocompostaje).

En consecuencia, hemos adoptado el compost de biorresiduos como referencia en la evaluación de la calidad del compost para cada aplicación particular, lo que puede

acometerse tanto desde un punto de vista legal como agronómico. Sin embargo, el marco legal de comercialización del compost presenta importantes carencias, que pueden inducir a errores de apreciación, especialmente si se aplican criterios legales en la evaluación de compost de autocompostaje. Por otro lado, los métodos oficiales de caracterización del compost también adolecen de ciertas limitaciones para la interpretación de los resultados. Todo ello pone de manifiesto la necesidad de estandarizar los procedimientos analíticos empleados para determinar la eventual calidad del compost y sus características, previamente a su aplicación, así como de establecer una clara metodología en relación a las dosis requeridas de compost (Martínez-Blanco et al., 2008).

El objetivo del presente trabajo es analizar el marco legal y los métodos de caracterización para la evaluación de la calidad y usos del compost, con sus respectivas limitaciones, así como las propiedades del compost de biorresiduos que condicionan sus posibles usos como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos. Para ello, se ha procedido a realizar una exhaustiva revisión bibliográfica, que ha sido actualizada a fecha de julio de 2014, incorporando las aportaciones de las XI Jornadas del Grupo de Sustratos de la SECH (en adelante, XI Jornadas), celebradas en la Escuela Agraria de Fraisoro en Zizurkil entre los días 25 y 27 de junio de 2014.

CONCEPTO DE COMPOST

Como ya se ha indicado, todos los aspectos relativos a la calidad del compost pueden abordarse desde una doble perspectiva: legal o agronómica. La evaluación de la calidad dependerá en gran medida del criterio o punto de vista de partida, desde el propio concepto de compost, que admite diferentes definiciones:

- Agronómica: material sólido particulado, que ha sido higienizado y estabilizado por un proceso de tratamiento biológico, del que la última etapa es una etapa de compostaje aeróbico. El compostaje es un proceso de descomposición controlada de materiales biodegradables bajo condiciones dirigidas, que son predominantemente aerobias y que permiten el desarrollo de temperaturas adecuadas para las bacterias termofílicas, como resultado del calor producido biológicamente (European Commission and Joint Research Centre, 2014).
- Legal, que a su vez comprende tres definiciones distintas, dependiendo del documento legal considerado: enmienda orgánica obtenida a partir del tratamiento biológico aerobio y termófilo de residuos biodegradables recogidos separadamente (Ley 22/2011 de residuos); producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), bajo condiciones controladas, de materiales orgánicos biodegradables del Anexo IV, recogidos separadamente (Grupo 6: Enmiendas orgánicas, del Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes); producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), de materiales orgánicos biodegradables del Anexo V, bajo condiciones controladas (Real Decreto 865/2010 sobre sustratos de cultivo, modificado por el Real Decreto 1039/2012).

Al margen de la discutible tipificación del compost como enmienda orgánica y no como fertilizante orgánico, tanto en el Real Decreto sobre fertilizantes como en la Ley de residuos, esta última definición no hace referencia a la estabilidad o a la madurez del compost, por lo que ya plantea la primera controversia: ¿puede considerarse como compost el material resultante del tratamiento biológico aerobio y termófilo, durante un corto periodo de tiempo, de los biorresiduos recogidos separadamente, sin una posterior fase de maduración? ¿Debe gestionarse dicho material como un producto, subproducto o residuo? Este hecho ha sido el origen de múltiples conflictos y perjuicios económicos, derivados de la comercialización de determinados equipos de compostaje *in situ* que operan en sistemas cerrados y que, supuestamente, producen “compost grado x”, “precompost”, “compost inmaduro” etc., en tan solo dos o tres semanas, en contraste con el compost obtenido en plantas industriales, que requiere períodos de maduración de varios meses, hasta conseguir una estabilización biológica efectiva.

En la práctica, los compost a menudo se comercializan relativamente inmaduros, por la necesidad de minimizar los costes de proceso, reduciendo el tiempo de tratamiento en la planta de compostaje. Esto ocurre no solamente con los compost de biorresiduos, sino también con los obtenidos en el sector profesional de sustratos y enmiendas a partir de residuos verdes de jardín, de residuos agropecuarios, forestales, de la industria agroalimentaria o de mezclas de los mismos. Además de las razones económicas, también se ha justificado desde una perspectiva medioambiental el empleo de compost inmaduros como enmienda de suelos agrícolas, ya que su aplicación en el suelo reduce las emisiones de amoníaco y óxidos de nitrógeno que se producen en los volteos de las pilas durante el proceso de maduración y contribuyen al calentamiento global (Enviros Consulting Limited, 2009), por lo que estaría más en consonancia con las exigencias de la Directiva Marco.

Otro aspecto controvertido de la legislación española en relación al concepto de compost es el hecho de que, mientras en el Real Decreto sobre fertilizantes y en la Ley de residuos se exige que los biorresiduos sean recogidos separadamente, ni en el Real Decreto sobre sustratos de cultivo ni en su posterior modificación por el Real Decreto 1039/2012 se impone dicha exigencia. Con lo cual se da la contradicción de que el material bioestabilizado procedente de las plantas de tratamiento mecánico biológico de residuos mezclados no podría ser utilizado como enmienda o abono orgánico, pero sí como componente de otros productos de características más exigentes, como son los sustratos de cultivo. A no ser que prevalezca la definición de compost de la Ley de residuos sobre la del Real Decreto sobre sustratos (por ser la Ley de rango superior al Real Decreto, aunque anterior en el tiempo a la modificación de este último), según la cual dicho material bioestabilizado no es un producto, sino un residuo.

Del mismo modo, se da la paradoja de que el material inmaduro procedente de los citados equipos de compostaje *in situ*, o de plantas de compostaje industrial, que operan con tiempos de residencia inferiores a los requeridos para obtener un compost estable, sería un compost (según la Ley 22/2011), pero no comercializable (según los reales decretos 865/2010 y 506/2013). Así quedó patente tras el debate sobre el marco legal del compost, en la Mesa Redonda que siguió a las correspondientes presentaciones de las XI Jornadas.

En este confuso marco legal, adoptaremos como más avanzado el concepto de compost definido en el Real Decreto 506/2013 sobre fertilizantes, ya que incluye las condiciones esenciales de higienización, estabilización y recogida selectiva, independientemente de que pueda usarse además como enmienda o sustrato de cultivo.

CRITERIOS DE CALIDAD

La calidad del compost no es un concepto absoluto, sino que depende de los usos a que se destine. Podríamos definirla como “la capacidad o aptitud del compost para satisfacer las necesidades de las plantas, con un mínimo impacto ambiental y sin riesgo para la salud pública”. Así, un compost de clase B según la legislación española por su contenido en metales pesados, resultaría inaceptable para su empleo como componente de sustratos en cultivos hortícolas comestibles, pero no presentaría ninguna limitación para el sellado de vertederos o la recuperación de suelos degradados por actividades industriales o mineras. Lo mismo podríamos decir de la calidad del compost por su grado de madurez, la carga bacteriológica o las propiedades físicas y químicas en función de sus diferentes usos posibles, que describimos a continuación.

La calidad del compost para un uso dado suele determinarse, entre otras, por dos vías diferentes:

- mediante experimentos de campo, en los que se mide la respuesta de las plantas en condiciones reales de cultivo a diferentes dosis de compost, en términos de producción de biomasa, crecimiento radicular, número de hojas o de flores, etc.
- midiendo un conjunto de propiedades, algunas de las cuales, como las organolépticas (olor, color, tamaño de partícula, presencia de elementos impropios tales como plásticos, vidrio, etc.) pueden evaluarse sensorialmente, mientras que las propiedades físicas, químicas y biológicas (densidad, porosidad, aireación, pH, conductividad eléctrica, nutrientes, metales pesados, contaminación bacteriológica, etc.), normalmente se determinan en el laboratorio.

Como ya se ha indicado, la valoración de las propiedades medidas en el compost puede llevarse a cabo atendiendo a criterios de calidad de dos tipos: agronómicos y legales. Para la interpretación de las propiedades del compost según criterios de calidad agronómicos, es necesario que los correspondientes ensayos de laboratorio estén calibrados; es decir, que se haya determinado la respuesta de las plantas en términos de producción y calidad para diferentes valores de cada propiedad, mediante experimentos de campo. En contraste, los criterios legales están orientados a la comercialización del compost y, por tanto, al cumplimiento de unos requisitos mínimos establecidos para determinados parámetros del compost comercial obtenido en plantas industriales: porcentajes de impurezas, humedad, materia orgánica, metales pesados, carga bacteriológica, etc. Por lo tanto, los criterios de interpretación agronómicos son válidos para todo tipo de compost, independientemente del proceso de compostaje, mientras que los criterios legales son válidos para el compost industrial, y no tanto para el de autocompostaje (compost doméstico y comunitario), a no ser que este último se ponga en el mercado o se distribuya entre terceros.

Por otro lado, el compost suele emplearse como componente de sustratos y enmiendas orgánicas en mezclas con otros ingredientes, con los que puede presentar interacciones tanto físicas como químicas y biológicas, dependiendo de la naturaleza de dichos ingredientes. Así, en una mezcla de compost con un material más denso pero químicamente y biológicamente inerte, como una arena silíceo, las interacciones serán solamente físicas. Si la arena es caliza, podrán presentarse además interacciones químicas, derivadas del elevado pH de la arena. Y si el compost se mezcla con una turba, podrán manifestarse además interacciones biológicas que conduzcan a la inmovilización del nitrógeno mineral. Esto hace que las propiedades de la mezcla que constituye un sustrato no coincidan necesariamente con la suma ponderada de las propiedades de sus componentes.

En consecuencia, para determinar el posible uso de un compost o de cualquier otro material en sus diversas aplicaciones como componente de sustratos, enmiendas o abonos orgánicos, no es suficiente conocer sus propiedades, sino que es necesario determinarlas en mezclas de diferentes proporciones del mismo con otros componentes (sustratos) o con el medio receptor (enmiendas y abonos), seleccionando la combinación que presente las mejores propiedades.

TIPOS DE COMPOST DE BIORRESIDUOS

En principio, las propiedades del compost dependen tanto de las materias primas, subproductos o residuos de partida como del proceso de compostaje, variables que difieren notablemente de unas regiones a otras. Así, el compost de biorresiduos puede proceder de proporciones variables de residuos de jardín y de cocina, entendiendo los biorresiduos según la definición legal como “residuo biodegradable de jardines y parques, residuos alimenticios y de cocina procedentes de hogares, restaurantes, servicios de restauración colectiva y establecimientos de consumo al por menor; así como, residuos comparables procedentes de plantas de procesado de alimentos” (Ley 22/2011 de residuos).

Este nuevo concepto de “compost de biorresiduos” no está exento de limitaciones, ya que bajo la definición legal de biorresiduo se incluye una amplia y variada gama de residuos urbanos, que pueden englobarse en dos corrientes de características muy diferenciadas:

- restos de alimentos procedentes de cocinas, restaurantes, empresas, etc., que genéricamente suelen denominarse como residuos de cocina o residuos de alimentos (RA).
- residuos de jardines y parques, tanto públicos como privados, que habitualmente se conocen como residuos verdes o residuos de jardín (RV).

Ambas corrientes presentan una gran variabilidad en su composición y propiedades en función de su origen, la época del año, las condiciones climatológicas, el carácter rural o urbano de los lugares de recogida, su densidad de población, el sistema de recogida, etc. Por ejemplo, los residuos preconsumo de cocinas domésticas o de origen comercial habitualmente contienen menores cantidades de determinados residuos (cáscaras de frutos secos o de huevos y mariscos, pan y bollería, huesos y espinas, corchos, papel sucio, infusiones, etc.) que los residuos post consumo de comedores, por

lo que en los primeros suele ser mayor la proporción de frutas y verduras, que aportan mayor salinidad al compost. A su vez, la proporción de estos últimos en el conjunto de los biorresiduos suele ser superior en los países del sur de Europa, donde los hábitos de alimentación están basados en la dieta mediterránea, caracterizada por un menor consumo de alimentos precocinados y de cuarta gama, y una proporción inferior de residuos de jardín (los cuales, a su vez, presentan la variabilidad inherente a la estacionalidad en la producción de recortes de hierba, hojas, ramas, etc. entre el periodo invernal y el resto del año).

De hecho, no solamente cada país produce diferentes residuos biodegradables y los recoge de distintas formas, sino que cada ciudad genera un residuo diferente (Brigliadori, 2013). En consecuencia, la composición, las propiedades y las aplicaciones del compost de biorresiduos resultante dependerán en gran medida de la proporción relativa de cada una de las citadas fracciones en el biorresiduo de partida. Por lo tanto, la definición de biorresiduo de la Ley de residuos se presta a confusión, dado el amplio rango de residuos incluidos en dicho concepto, que da lugar a diferentes tipos de compost: desde compost de residuos verdes de elevada estacionalidad en su composición hasta compost de residuos de alimentos de orígenes muy diversos, pasando por compost obtenido a partir de proporciones variables de ambos tipos de biorresiduos.

En muchas regiones europeas, caracterizadas por desarrollos urbanísticos de baja densidad, con abundancia de parques y viviendas unifamiliares ajardinadas, suelen predominar los residuos verdes, mientras que en entornos urbanos de alta densidad el biorresiduo recogido está constituido esencialmente por residuos de cocina. Por ejemplo, en Austria el 82,5% de los biorresiduos recogidos son residuos de jardín, en contraste con Grecia, donde los residuos de cocina suponen más del 80% del conjunto de los biorresiduos (ACR+, 2009); Italia ocupa una posición intermedia, con porcentajes muy variables de cada fracción, pero con valores medios comprendidos entre el 40% y el 60% (Hogg et al., 2007).

Por otro lado, en algunos países, regiones y ciudades centroeuropeas, destacadas por su máximo desarrollo del potencial de compostaje, como Holanda, Flandes, Viena, etc., no se recogen y compostan todos los biorresiduos de cocina, sino solamente los residuos no cocinados de origen vegetal (biorresiduos VFG de verduras, frutas y jardín), que presentan menor putrescibilidad y contenido en sales (ACR+, 2005). A pesar de ello, a menudo se hace referencia a las propiedades del compost de biorresiduos sin especificar claramente la proporción y el tipo de biorresiduos de partida (RV, RA, VFG), lo que puede inducir a errores de interpretación, como veremos posteriormente.

INFLUENCIA DEL PROCESO DE COMPOSTAJE

En el más amplio estudio llevado a cabo para determinar el efecto en las propiedades y aplicaciones del compost de biorresiduos de las diferentes fuentes de materia orgánica y de las tecnologías de tratamiento (Barth, 2005), se concluyó que la influencia de estas últimas no es importante en comparación con la del tipo de biorresiduo compostado. Sin embargo, al comparar la calidad del compost de biorresiduos con la del compost de biosólidos, otros autores encuentran que la calidad del compost depende más de la eficiencia del proceso de compostaje que de los

materiales de partida (López-López y López-Fabal, 2013). En este sentido, el compost comercial o industrial y el de autocompostaje presentan diferencias sustanciales.

Como los criterios de calidad del compost han sido desarrollados para el producto comercial, a la hora de evaluar la calidad del compost doméstico y comunitario se presentan importantes limitaciones, dadas sus propiedades específicas. En contraste con las características del proceso de compostaje industrial, que se lleva a cabo en sistemas dinámicos y con predominio de la descomposición por microorganismos, tanto en la fase intensiva termófila como en la de maduración, el autocompostaje se desarrolla frecuentemente a bajas temperaturas en sistemas estáticos en los que, junto a los microorganismos, intervienen lombrices, hormigas, insectos y otros organismos habituales en la descomposición de la materia orgánica del suelo.

Por otro lado, la ausencia de los volteos intensivos y de otros mecanismos de aireación y de maduración propios del compostaje industrial se compensa con mayores tiempos de tratamiento en el autocompostaje. Finalmente, en el autocompostaje a menudo no se criba el contenido del compostador, a diferencia del proceso industrial, en el que la fase de cribado de la mezcla de las pilas de maduración y posterior recirculación del material acondicionador es una etapa esencial del proceso para obtener un compost de la máxima calidad, que pueda ser comercializado.

Todas las razones citadas explican que la calidad de las muestras de compost obtenidas mediante autocompostaje resulte a menudo inferior a la del compost comercial, ya que “suelen tender a ser demasiado húmedos, insuficientemente aireados y rara vez respetan las normas de fitotoxicidad” (ACR+, 2005). Por todo ello, y a falta de unos criterios de calidad específicos del compost doméstico y comunitario (en particular de los parámetros físicoquímicos y de sus correspondientes valores recomendados), habitualmente es necesario recurrir a los estándares empleados para el compost comercial obtenido en plantas centralizadas. Este criterio de valoración presenta importantes limitaciones, ya que normalmente el compost industrial está destinado a su comercialización en diferentes mercados, mientras que el de autocompostaje se aplica *in situ*. Los inconvenientes de este tipo de evaluación se manifiestan especialmente cuando la misma se basa en criterios legales, más que agronómicos. Sirvan como ejemplo de esto último la contaminación por metales pesados y las propiedades biológicas, que detallamos a continuación.

Así, el contenido en metales pesados suele ser el parámetro normalmente empleado en la legislación estatal y europea para medir la calidad del compost, ya que ésta depende en gran medida de la calidad del biorresiduo y del material acondicionador o estructurante, que a su vez está ligada a su origen (domiciliario, grandes generadores, etc.) y al sistema de recogida (puerta a puerta, en contenedores abiertos o personalizados, etc.). En algunas ocasiones se aprecian niveles moderados de contaminación por metales pesados en muestras de compost doméstico y comunitario de diversos orígenes (adición de cenizas de maderas tratadas, suelos contaminados, etc.). Pero la elevada pureza del biorresiduo y del estructurante aportados por las familias en el autocompostaje, que es la clave para evitar este tipo de contaminación, hace que este parámetro no presente la misma relevancia en el compost doméstico que en el

comercial, a no ser que existan otros focos de contaminación externa (Aguirre et al., 2010).

Las propiedades biológicas más importantes, como la carga microbiana (principalmente la contaminación bacteriológica debida a gérmenes patógenos tipo salmonella, estreptococos, etc.) y la ausencia de propágulos y semillas de malas hierbas, pueden garantizarse en el compost comercial. En las plantas de compostaje centralizado deben alcanzarse las estrictas condiciones de higienización (por ejemplo, mínimo de 5 días a 65°C) impuestas al proceso de compostaje de residuos de cocina por la exigente legislación europea SANDACH de subproductos animales no destinados al consumo humano (Ansorena, 2010). Sin embargo, en el compostaje doméstico y comunitario, dado que habitualmente no se alcanzan las citadas condiciones de higienización, deben tomarse precauciones adicionales (Harrison, 2004).

CALIDAD DEL COMPOST EN AUTOCOMPOSTAJE

En 2012 se presentaron los resultados del proyecto europeo de investigación denominado Miniwaste, relativo a la calidad del compost obtenido en autocompostaje: http://www.miniwaste.eu/mediastore/fckEditor/file/Report_Compost%20Quality.pdf. En dicho proyecto, llevado a cabo en la región francesa de Rennes durante tres años y financiado por la Comisión Europea, participaron, entre otros, el Instituto francés de investigación Irstea. En línea con las investigaciones llevadas a cabo en nuestro entorno, Irstea detectó algunos casos de niveles elevados de Cu y Zn, que pueden ser explicados por causas naturales o por la aplicación de productos que contienen dichos metales a la vegetación de jardín. Igualmente se manifestaba algún caso de contaminación por arsénico en compost que contenía serrín, el cual podría haber sido tratado con conservantes de la madera incluyendo dicho elemento. Además, se detectaron concentraciones elevadas de hidrocarburos aromáticos policíclicos en muestras de compost doméstico, como consecuencia de la adición de cenizas.

La calidad bacteriológica de las muestras analizadas por Irstea resultó ser buena, a pesar de las bajas temperaturas alcanzadas en el compostaje doméstico, y la proporción de huevos de helmintos en el compost era baja, de lo que se deduce que la temperatura no es el único factor determinante de la calidad sanitaria del compost.

Finalmente, Irstea evaluó la fitotoxicidad de las muestras de compost a través de la determinación del índice de germinación, que mide el porcentaje de semillas de un cultivo patrón (berro o ray-grass) que germinan y crecen en un extracto acuoso del compost, en comparación con las semillas que lo hacen en agua. Este parámetro integra los diferentes aspectos que pueden influir negativamente en el crecimiento vegetal, a consecuencia de la inmadurez del compost o de la presencia de elementos tóxicos, tanto los inorgánicos (nitrógeno amoniacal, metales pesados) como los contaminantes orgánicos (ácidos grasos volátiles).

De la investigación del Instituto Irstea se deduce que los mejores indicadores para la evaluación sensorial del compost doméstico y comunitario son los siguientes:

- la presencia de organismos vivos (lombrices, moscas, hormigas, hongos, etc.), que está ligada a la fitotoxicidad potencial del compost, ya que el número de formas vivas observadas se correlaciona con el índice de germinación.

- el olor (tipo e intensidad), relacionado con el nivel de descomposición, y por tanto con el grado de avance del proceso de compostaje: cuanto más biodegradado se encuentra el compost, menor es la intensidad de olor.

Sin embargo, Irstea concluye que el color y la humedad, dos parámetros sencillos de evaluar y que permiten determinar el aspecto agradable del compost y las condiciones del proceso, no sirven para discriminar el compost desde un punto de vista de calidad, ya que no se correlacionan con el índice de germinación.

En la Tabla 1 se resumen los valores de los principales parámetros fisicoquímicos que se vienen determinando en Gipuzkoa para valorar la calidad del compost. Los resultados se refieren tanto a muestras aleatorias de control tomadas al azar entre los miembros de la Red de Compostaje doméstico de Gipuzkoa como a las de los participantes en las sucesivas ediciones del Premio de compostaje (Aguirre et al., 2010), que se comparan con los resultados de las regiones de Flandes (VLACO, 2006) y de Rennes.

Tabla 1. Resumen de las principales propiedades de muestras de compost de autocompostaje de diversos orígenes.

Parámetro	Unidad	Muestras de control (n= 100, *n= 34)		Premio (n= 237)		Flandes	Rennes
		Media	Rango	Media	Rango		
pH		8,19	(5,5-9,9)	8,30	(6,2-10,0)	8,20	8,1
CE	μS/cm	2150	(349-8800)	2350	(270-9840)	2065	-
Humedad	%	62,1	(20,0-81,2)	63,1	(25,1-82,4)	64,2	65,7
M. O.	% s.m.s.	44,5	(11,2-93,8)	43,8	(9,54-85,3)	44,8	46,8
N. total	% s.m.s.	2,25	(0,56-9,1)	1,60	(0,14-4,13)	1,85	2,02
C/N		14,2	(3,2-46,1)	14,0	(8,6-42,9)	12,1	13,7
N-NH ₄ ⁺	mg/L	129*	(0,7-1360)*	23,5	(1,4-601)	8,0	-
N-NO ₃ ⁻	mg/L	248*	(0,2-872)*	227	(2,21-1210)	320	-

Aunque todos los parámetros están sujetos a una amplia variabilidad, se aprecia que los valores medios obtenidos por Irstea en Rennes coinciden básicamente con los resultados de Gipuzkoa y de Flandes. Respecto de las restantes propiedades fisicoquímicas y biológicas determinadas en el laboratorio, de la investigación de Irstea se deduce que, salvo en muy contadas excepciones, los niveles de metales pesados, parásitos y patógenos se hallan muy por debajo de los límites normativos, lo que a su juicio demuestra que el compost doméstico y comunitario puede usarse de forma segura como enmienda del suelo.

Irstea también concluye que, como las muestras de compost analizadas no cumplen con los requerimientos exigidos por la legislación francesa de fertilizantes para ser catalogadas como tales (mínimo del 1% para cada nutriente), el compost doméstico y comunitario no puede ser considerado como fertilizante, por lo que ha de tipificarse como enmienda del suelo o como sustrato. Esta afirmación, muy cuestionable, está basada exclusivamente en los límites de la legislación francesa, y no tiene en cuenta las

características del compost de Rennes que, como veremos, son muy diferentes de las del compost de otras regiones europeas.

Llama la atención el hecho de que, aún reconociendo que la salinidad puede afectar a la germinación, Irstea no aporte los valores de conductividad eléctrica (CE) del compost, un parámetro esencial para conocer la concentración de sales solubles que están disponibles a corto plazo en la solución acuosa del medio de cultivo para su absorción por la planta a través de las raíces. En la ausencia de dicho parámetro se encuentra el origen de una de las conclusiones más controvertidas del estudio de Irstea: que el compost doméstico no es un fertilizante, sino un sustrato, lo que contrasta con la experiencia y con los resultados de las investigaciones llevadas a cabo durante los últimos años en nuestro entorno. Y puede inducir a error en el uso cotidiano del compost, llevando a superar ampliamente los límites recomendados de inclusión del compost como componente de sustratos, con graves consecuencias para el cultivo de las plantas, por lo que a continuación pasamos a profundizar en los criterios legales y agronómicos de evaluación del compost.

EVALUACIÓN LEGAL

Antes de valorar la calidad del compost de biorresiduos, el primer aspecto legal a considerar es si el material obtenido mediante compostaje ha pasado a ser un producto o continúa siendo un residuo. Esta cuestión es irrelevante cuando el compost no es distribuido a terceros; por ejemplo, si el compost doméstico se aplica *in situ*, en terrenos de la propia vivienda. Pero cuando se destina a su comercialización (compost industrial) o a su reparto entre ciudadanos y entidades (compost comunitario distribuido por algunos entes locales entre la ciudadanía o por los centros escolares entre los alumnos), el material resultante ha de perder la condición de residuo del biorresiduo de partida y pasar a ser un producto, ya que de lo contrario estaría sometido a la correspondiente legislación medioambiental, que regula la gestión de los residuos.

En línea con la Directiva Marco de residuos, la Ley 22/2011 de residuos establece que, para que el residuo deje de ser considerado como tal, deberá cumplir las siguientes condiciones:

- a) que las sustancias u objetos resultantes se usen habitualmente para finalidades específicas;
- b) que exista un mercado o una demanda para dichas sustancias u objetos;
- c) que las sustancias u objetos resultantes cumplan los requisitos técnicos para finalidades específicas, la legislación existente y las normas aplicables a los productos; y
- d) que el uso de la sustancia u objeto resultante no genere impactos adversos para el medio ambiente o la salud.

Además, la Ley de residuos determina que, mediante orden ministerial, se podrán establecer los criterios específicos que determinados tipos de residuos, que hayan sido sometidos a una operación de valorización, deberán cumplir para que puedan dejar de ser considerados como tales, siempre que cumplan las condiciones anteriores. En el caso del compost de biorresiduos, el establecimiento de los criterios para el fin de la condición de residuo a nivel de la Unión Europea ha resultado una tarea difícil, como

lo prueba el hecho de que la entidad responsable de elaborar el informe técnico correspondiente al compost haya redactado hasta 3 borradores (ITPS and JRC, 2012), que han sido objeto de amplio debate (Brigliadori, 2013). Los requerimientos del informe final (European Commission and Joint Research Centre, 2014) son los siguientes:

1. Calidad del producto: contenido mínimo en materia orgánica, un mínimo de estabilidad, ausencia de riesgos por patógenos, contenido limitado de malas hierbas y propágulos, impurezas, metales pesados, etc.
2. Ensayos del producto que garanticen la calidad, con una frecuencia mínima y de acuerdo con los métodos oficiales del Comité Europeo de Normalización CEN.
3. Materiales de entrada, sustituyéndose la “lista positiva” de residuos biodegradables a partir de los cuales puede obtenerse compost del tercer borrador por una descripción detallada del ámbito. El anexo 9 del tercer borrador incluía los residuos sólidos urbanos no procedentes de la recogida selectiva, lo que ha constituido uno de los aspectos más controvertidos del documento, duramente criticado por asociaciones europeas del máximo prestigio. El informe final ha optado por excluir los lodos de depuradora y el material resultante del tratamiento mecánico biológico del ámbito de la futura legislación europea sobre fin de la condición de residuo, limitándolo a materiales procedentes de la separación en origen.
4. Técnicas y procesos de tratamiento, con tres perfiles temperatura/tiempo mínimo: 65°C/5 días, 60°C/7 días y 55°C/14 días.
5. Suministro de información: cuando el compost se pone en el mercado, se necesita una declaración de parámetros específica: la función fertilizante o mejoradora del suelo, así como las propiedades biológicas y generales del material (contenido en materia orgánica y en nutrientes, pH, CE, etc.) e instrucciones para su uso seguro y recomendaciones de aplicación.
6. Sistemas de gestión de calidad: deben incluir el control de aceptación de los materiales de entrada basados en una estricta definición del ámbito, la supervisión de los procesos y la calidad del producto, la vigilancia periódica de los análisis, etc.

Según estos requerimientos (que, al parecer, tendrán carácter de Recomendaciones), el compost solamente dejará de ser un residuo cuando cumpla todos los citados criterios de fin de la condición de residuo. El producto resultante podrá así ser almacenado y comercializado libremente en el mercado como un material que no es residuo, y por tanto podrá promoverse su uso beneficioso. De acuerdo con estos requisitos, el material resultante del compostaje comunitario no podría ser distribuido entre la ciudadanía por los entes locales, ni entre los alumnos de los centros escolares, ya que, aún en el hipotético caso de que cumpliera todos los requisitos técnicos de calidad (especialmente los relativos a la carga bacteriológica y contenido en malas hierbas), resulta prácticamente imposible que satisfaga las condiciones de temperatura/tiempo establecidas para el proceso de compostaje.

Este aspecto fue objeto de un amplio e intenso debate entre los participantes en las XI Jornadas, en las que se evidenció la necesidad de una regulación legal del

autocompostaje, que garantice la salud pública y delimite las responsabilidades que pudieran derivarse, ya que, independientemente de la técnica de compostaje aplicada y de la naturaleza de los materiales tratados, el compostaje presenta una serie de interferencias ambientales y problemas de salud asociados al mismo (European Commission and Joint Research Centre, 2014). Por lo tanto, parece razonable que, como mínimo, se defina la figura de un responsable de control del proceso (Maestro compostador, jardinero, profesor del centro escolar...) y un control de calidad bacteriológica del compost.

El informe final eleva sustancialmente los valores límite para Cu y Zn (de 100 a 200 ppm y de 400 a 600 ppm, respectivamente) y corrige algunos aspectos muy controvertidos del tercer borrador, tales como la exclusión del grado de estabilización del compost como requisito para el fin de la condición de residuo y la inclusión del compost obtenido a partir de lodos de depuradora y de residuos urbanos procedentes de la recogida en masa. Con respecto a estos últimos, entidades tan relevantes como la Red Europea de Compost (ECN) y la Asociación italiana de Compostaje habían mostrado su frontal oposición a la tipificación como compost del biorresiduo estabilizado resultante del tratamiento mecánico biológico.

Así, la ECN, en la que están integrados unos 1000 expertos y plantas de 23 países europeos con una capacidad de tratamiento de 20 millones de toneladas anuales, apuesta por la combinación de la recogida selectiva y la implantación de un Sistema de garantía de calidad como condición para que el biorresiduo pase de ser un residuo a un producto, facilitando la apertura de los mercados del compost. El sistema de calidad desarrollado por ECN contempla el control por una Organización Nacional de Garantía de Calidad de los materiales de entrada, el proceso (55°C durante 14 días en pilas al aire libre, 65°C/60°C durante 3 días en pilas al aire libre o en sistemas cerrados, respectivamente), la calidad del producto y la declaración del compost (recomendaciones de aplicación).

Sin embargo, en el Estado español otras entidades influyentes, críticas con la exclusión del material bioestabilizado en la Ley de 22/2011 de residuos, han expresado su apoyo a la consideración del biorresiduo estabilizado como producto, ya que muchas plantas españolas procesan mediante tratamiento mecánico biológico la basura mezclada, y necesitan disponer de mercados para el mismo. Por este motivo, la comercialización del producto es todavía un problema en España, principalmente a causa de la baja calidad o la mala imagen del compost en el sector agrícola. De hecho, solamente el 1,8% del biorresiduo generado era recogido selectivamente y procesado en las plantas de compostaje en 2006, frente al 38% de biorresiduos mezclados tratados en plantas de tratamiento mecánico biológico (Arcadis, 2009).

Una vez adquirida la condición de producto, los límites entre la consideración del compost como sustrato, enmienda o abono orgánico vienen regulados tanto por criterios legales como agronómicos. En cuanto a los aspectos legales, a nivel de la Unión Europea el Reglamento 2003/2003 (modificado por el Reglamento 223/2012) regula exclusivamente los abonos inorgánicos. El Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes desarrolla el citado Reglamento, juntamente con el Reglamento 1069/2009 (SANDACH), y amplía el ámbito de aplicación a abonos y enmiendas

orgánicas, pero excluye expresamente los sustratos, regulados en el Real Decreto 865/2010 sobre sustratos de cultivo. El Real Decreto 506/2013 tipifica el compost de residuos orgánicos biodegradables como enmienda orgánica, incluyéndolo en el Grupo 6 del Anexo I, en el que se fijan diversas especificaciones de humedad, relación C/N, límites para contenidos en piedras, gravas e impurezas (metales, vidrios y plásticos) y un mínimo del 35% de materia orgánica total. En el mismo grupo se incluyen el compost de estiércol y el compost vegetal de residuos de jardín. Este último sí presenta una composición propia de las enmiendas orgánicas, mientras que la composición de los compost de estiércol y de biorresiduos se corresponde con la de los abonos orgánicos NPK de origen animal y vegetal establecida en el Grupo 2: N+ P₂O₅+ K₂O superior al 4% y contenido mínimo en cada nutriente superior al 1%, así como una relación C/N inferior a 15.

En la Tabla 2 se comparan los valores de materia seca, materia orgánica y de los principales nutrientes minerales disponibles a largo plazo para las plantas, a medida que avanza la descomposición y mineralización de la materia orgánica (contenidos totales en N, P y K) para el compost doméstico de Rennes con los correspondientes a muestras de compost industrial obtenido a partir de biorresiduos recogidos selectivamente en la región alemana de North Rhine-Westphalia (ORBIT/ECN, 2008), en Cataluña (Muñoz, 2010), en el País Vasco y en el Estado español (Huerta et al., 2005). Se observa que, en general, estos últimos cumplen holgadamente con los citados requerimientos del Real Decreto 506/2013 para abonos orgánicos NPK de origen animal y vegetal, mientras que el compost de Rennes no los cumple, y el de la región alemana (a base de una mezcla de biorresiduos de cocina y de jardín) se encuentra en el límite. Por lo tanto, si nos atenemos estrictamente a los requerimientos de la legislación española, el compost de biorresiduos con un contenido de residuos de cocina del 50% o superior debería ser tipificado como un abono orgánico, tal y como lo hace la legislación de otros países europeos (European Commission and Joint Research Centre, 2014).

Tabla 2. Comparación entre los contenidos de materia seca (MS), materia orgánica (MO) y nutrientes totales en muestras de compost de diversos orígenes. Entre paréntesis, valores referidos a materia seca.

Compost	MS, %	MO, %	N (%)	P ₂ O ₅ (%)	K ₂ O (%)
Rennes	34,3	15,0 (43,7)	0,6 (1,75)	0,4 (1,17)	0,7 (2,04)
North Rhine-Westphalia	-	-	1,40	1,37	1,23
Cataluña	72,0	34,0 (48,0)	2,16 (3,00)	1,49 (2,07)	1,41 (1,96)
País Vasco, RV	71,5	40,4 (56,6)	2,18 (3,05)	1,23 (1,72)	1,43 (2,00)
País Vasco, VFG	71,6	46,9 (65,5)	2,15 (3,00)	0,79 (1,12)	1,99 (2,83)
País Vasco, RA	70,4	32,0 (45,5)	1,57 (2,23)	1,40 (1,99)	1,30 (1,85)
España	-	-	2,10	1,63	1,62

Como se aprecia en la Tabla 2, el compost de biorresiduos de Rennes presenta unos contenidos totales de nutrientes sensiblemente inferiores a los del compost de

North Rhine-Westphalia, que a su vez son inferiores a los de Cataluña, del País Vasco y del Estado español, lo que en principio podría explicarse en parte por la elevada humedad del compost de Rennes, propia del compost doméstico, que duplica la del compost industrial. Pero incluso expresando los resultados en base a materia seca se mantienen los valores inferiores del compost doméstico de Rennes en comparación con los restantes. Estas diferencias entre regiones europeas se justifican por las distintas proporciones de residuos de cocina y de jardín en el biorresiduo de partida, ya que las concentraciones de nutrientes son muy superiores en los residuos de alimentos que en los de jardín (Hogg et al., 2007).

Con fines de comparación, en la Tabla 3 se dan los contenidos medios de los anteriores parámetros para diferentes tipos de estiércoles del País Vasco (Lekuona et al., 2002). Se concluye que el compost doméstico de Rennes presenta unos contenidos en nutrientes intermedios entre los del estiércol de vacuno y el de ovino-caprino, y muy inferiores a los contenidos de los estiércoles de aves y conejos. Los restantes compost, por su menor humedad y por el mayor contenido en biorresiduos de alimentos, poseen unas concentraciones de nutrientes superiores a las de los estiércoles, especialmente en nitrógeno y potasio. Aunque al referirlos a materia seca, a fin de eliminar el efecto de la humedad, los contenidos de nutrientes de los estiércoles tienden a ser superiores a los de los compost.

Tabla 3. Comparación entre los contenidos de materia seca (MS), materia orgánica (MO) y nutrientes totales en diferentes tipos de estiércoles del País Vasco.

Especie	MS, %	MO, %	N (%)	P ₂ O ₅ (%)	K ₂ O (%)
Vacuno	22	15 (68)	0,5 (2,3)	0,3 (1,4)	0,6 (2,7)
Ovino-caprino	28	16 (57)	0,75 (2,7)	0,5 (1,8)	1,0 (3,6)
Avícola	18,7	-	1,27 (6,79)	0,98 (5,2)	0,61 (3,3)
Cunícola	44	37 (84)	1,28 (2,91)	1,62 (3,68)	0,77 (1,8)

Por su parte, el Real Decreto 865/2010 sobre sustratos de cultivo (modificado por el Real Decreto 1039/2012), que completa el citado marco legal de aplicaciones del compost, no fija ninguna especificación relativa a la composición del compost. Se limita a establecer unos requisitos de contenido mínimo en materia orgánica, ausencia de plagas, patógenos, semillas y propágulos de malas hierbas y, con el fin de garantizar la protección de la salud pública y el medio ambiente, unos límites máximos de microorganismos y metales pesados que, como veremos a continuación, resultan muy limitados para establecer la calidad del compost. En función del contenido en estos últimos, los dos reales decretos que regulan la comercialización del compost establecen diferentes clases (A, B y C).

La asignación de clases del compost para diferentes niveles de metales pesados hace que, frecuentemente, los esfuerzos de los gestores de las plantas de compostaje se concentren en la reducción de los niveles de dichos metales hasta alcanzar la clase A del producto (reales decretos 506/2013 y 865/2010). Y se hace con vistas a conseguir su inscripción como tal en el registro de productos fertilizantes del Ministerio de

Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en Agricultura ecológica (Reglamento 889/2008) o en Etiqueta ecológica (Decisiones de la Comisión 2006/799/CE y 2007/64/CE para enmiendas del suelo y sustratos de cultivo) (Tabla 4), que se asimilan a sinónimo de calidad (máxime cuando, por ejemplo, los sustratos de la clase B no pueden aplicarse en cultivos hortícolas comestibles).

Tabla 4. Límites para el contenido en metales pesados del compost en las legislaciones española y europea.

Metal, mg/kg MS	Clase A España, Agricultura ecológica, Austria A+	Etiqueta ecológica	Grecia
Cd	0,7	1	10
Cr	70	100	510
Cu	70	100	500
Hg	0,4	1	5
Ni	25	50	200
Pb	45	100	500
Zn	200	300	2000

A menudo no se tiene en cuenta el valor relativo de los niveles de metales pesados, ni las discrepancias entre los límites adoptados por los diferentes países de la Unión Europea. Como se aprecia en la Tabla 4, se da la paradoja de que los límites establecidos para la clase A en la legislación española coinciden con los de la máxima exigencia de la Agricultura ecológica y de los países del centro y norte de Europa, que responden al mayor grado de desarrollo en la implantación de sistemas de recogida selectiva de biorresiduos y a las menores necesidades en materia orgánica de sus suelos, en comparación con los países mediterráneos (Hogg et al., 2002).

También merece destacarse el contraste entre los niveles de exigencia de la legislación europea y la española respecto del contenido máximo de metales pesados permitido en el compost y en los lodos de depuradora, mucho más permisivo para estos últimos. Aunque, a nivel autonómico, dichos límites para los lodos pueden endurecerse notablemente. Así, el Decreto 453/2013 sobre aplicación de lodos en suelos agrarios de la Comunidad Autónoma del País Vasco equipara los límites máximos permitidos en los lodos a los de la clase C del Real Decreto sobre fertilizantes. En esta línea, en las XI Jornadas el representante de la Asociación Española de Fabricantes de abonos organominerales y orgánicos expresó la conveniencia de que la legislación española del compost incluyera un cuadro de aporte máximo de metales pesados, como lo hace la legislación de otros países europeos (Francia, Bélgica, Finlandia, Suecia, Portugal, Italia, Reino Unido, etc.). Esta opción de considerar la carga total de aporte de metales al suelo, más que su concentración en el compost, ha sido descartada a nivel de la Unión Europea, ya que el control de las cantidades de compost aplicadas queda fuera de las competencias comunitarias de la legislación de fin de la condición de residuo (European Commission and Joint Research Centre, 2014).

Con respecto al contenido en microorganismos patógenos del compost, la atención suele centrarse en la ausencia de *Salmonella* y en el cumplimiento de los límites máximos de enterobacterias, cuando es sabido que en el compost es frecuente la presencia de bacterias formadoras de esporas en elevadas concentraciones (superiores a 10^6 UFC). Algunas de estas bacterias pueden causar graves problemas epidemiológicos, como *Staphylococcus aureus* o *Clostridium perfringens*, que han sido detectadas en el 17% y el 96% respectivamente de las muestras analizadas en el mercado griego del compost (Lasaridi et al., 2006).

Con todo ello se olvidan las restantes propiedades del compost, que son las que le confieren su valor agronómico para sus diferentes aplicaciones en los ámbitos de la agricultura, la jardinería y la restauración paisajística. A pesar de que, para su inclusión en la relación de productos fertilizantes o de sustratos de cultivo y componentes de los mismos, ambos reales decretos imponen en su Anexo VII la condición de presentar un expediente técnico que incluya, entre otros aspectos, toda la información agronómica necesaria para la correcta y eficaz utilización del producto (cultivos, dosis de empleo, método de aplicación, eficacia).

Por todo lo anteriormente expuesto, resulta evidente que la legislación española del compost de biorresiduos es muy limitada, ya que presenta importantes carencias y contradicciones, por lo que debería abordarse la actualización o, en su caso, derogación de los dos reales decretos que regulan el empleo del compost, y su sustitución por una única norma, válida para las aplicaciones del compost como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos, que responda a los criterios agronómicos y de comercialización empleados en los diferentes sectores potenciales de utilización (Ansorena, 2011). Dichas aplicaciones están contempladas en los borradores de los Grupos de Trabajo de la Comisión Europea que actualmente proceden a la revisión del Reglamento 2003/2003, por lo que la aprobación del nuevo Reglamento (cuya entrada en vigor está prevista, como muy pronto, para 2017, según la representante del MAGRAMA en las XI Jornadas) supondrá una excelente oportunidad para afrontar la actualización del marco legal del compost.

EVALUACIÓN AGRONÓMICA

Una vez expuestos los inconvenientes de los criterios legales para la tipificación del compost, basados en los contenidos totales de elementos, nos centraremos en las propiedades fisicoquímicas de valor agronómico que pueden ser determinadas por métodos de laboratorio para conocer las fracciones de dichos elementos que se hallan realmente disponibles para las plantas durante el ciclo de cultivo. Como ya se ha indicado anteriormente, para ello es necesario que dichos métodos estén debidamente calibrados frente a la respuesta de las plantas en condiciones reales de cultivo.

Hasta finales del siglo pasado, en la Unión Europea convivían una amplia diversidad de métodos, implantados en distintos países, para la caracterización de sustratos. Todavía en la actualidad se vienen empleando en los diferentes laboratorios diversas relaciones de extracción acuosa del sustrato, desde el extracto de saturación hasta suspensiones acuosas de relación sustrato:agua comprendidas entre 1:1,5 y 1:25, en unos casos referidas a volumen y en otros a peso de sustrato.

En relación al compost de biorresiduos, se dispone de una completa recopilación de los métodos de caracterización implantados en la Escola Superior d'Agricultura de Barcelona, centro de referencia en el Estado español (Huerta et al., 2010). Dichos métodos se hallan adaptados a los medios disponibles en su laboratorio en tareas de investigación, experimentación y docencia, y la continuidad de su empleo se justifica por la importante base de datos acumulada a lo largo de los años.

Sin embargo, el uso de métodos de caracterización diferentes para compost, sustratos y enmiendas (con el agravante del empleo de distintas unidades) dificulta en gran medida la interpretación de los resultados analíticos y la comercialización de dichos productos. Esto es debido a que, en muchos casos, no existen relaciones directas que permitan transformar los resultados obtenidos por un método en los valores correspondientes a otro método diferente. Con ello se limita enormemente la aplicabilidad del conocimiento adquirido en las investigaciones llevadas a cabo por diferentes grupos de investigación, lo que supone un claro despilfarro de recursos.

En este contexto, en 1989 el Comité Europeo de Normalización (CEN) inició el complejo proceso de estandarización o normalización de los métodos de caracterización de sustratos de cultivo y enmiendas del suelo, a través del Comité Técnico TC 223 (Sustratos y mejoradores de suelo) y sus respectivos Grupos de Trabajo. En contraste con otros Comités Técnicos, como el TC 217 (Superficies deportivas de hierba natural), que no consiguieron unificar los criterios de los diferentes Estados Miembros de la Unión Europea, el proceso prácticamente ha concluido con la aprobación de 19 normas técnicas europeas (EN) para el muestreo, la determinación de cantidad, volumen, densidad, granulometría y la caracterización física, química y biológica y 2 informes técnicos (CR) sobre seguridad y medio ambiente y etiquetado, especificaciones y clasificación de productos.

También se dispone de 2 especificaciones técnicas (TS) relativas a las determinaciones de impurezas y piedras y semillas de malas hierbas y propágulos, que han sido elaboradas por el Comité Técnico TC 400 (Normas horizontales en el campo de los lodos, los biorresiduos y los suelos), y no han sido traducidas al español e incorporadas como normas UNE, sino como CEN TS en inglés (Tabla 5).

Los métodos de caracterización de CEN, tras su validación a través de los correspondientes ensayos interlaboratorios, han sido transpuestos a las normas técnicas de los respectivos países (en nuestro caso, a las normas UNE EN de AENOR). En principio, las normas técnicas son de uso voluntario, pero con el paso del tiempo la Unión Europea y los Estados Miembros las han ido incorporando a su ordenamiento jurídico, con lo que han pasado a tener carácter obligatorio en el marco legal de comercialización del compost, los sustratos, las enmiendas y los abonos orgánicos.

Aunque el uso de las normas técnicas no es preceptivo con fines exclusivamente agronómicos, en la práctica no resulta eficiente el que los laboratorios mantengan permanentemente validadas y acreditadas dos tipos de metodologías diferentes para el ámbito legal y el agronómico, por lo que las normas técnicas de CEN han acabado por imponerse como métodos de caracterización de sustratos, enmiendas del suelo y abonos orgánicos.

Tabla 5. Métodos de caracterización de sustratos y enmiendas aprobados por CEN y AENOR.

Norma	Título
EN 12579:2000	Toma de muestras
EN 12580:2000	Determinación de cantidad
EN 13037:2012	Determinación del pH
EN 13038:2012	Determinación de la conductividad eléctrica
EN 13039:2012	Determinación del contenido en materia orgánica y cenizas
EN 13041:2012	Determinación de las propiedades físicas. Densidad aparente seca, volumen de aire, volumen de agua, valor de contracción y porosidad total
CR 13455	Guía para la seguridad de los usuarios, el medio ambiente y las plantas
EN 13650:2002	Extracción de elementos solubles en agua regia
EN 13651:2002	Extracción de nutrientes solubles en cloruro cálcico/DTPA (CAT)
EN 13652:2002	Extracción de nutrientes y elementos solubles en agua
EN 13654-1:2002	Determinación de nitrógeno. Parte 1: Método Kjeldahl modificado
EN 13654-2:2002	Determinación de nitrógeno. Parte 2: Método Dumas
CR 13456:2003	Etiquetado, especificaciones y clasificación de productos
EN 15238:2007	Determinación de la cantidad para materiales con tamaños de partícula mayores de 60 mm
EN 16086-1:2012	Determinación de la respuesta de las plantas. Parte 1: Ensayo de crecimiento en macetas de la col china
EN 16086-2:2012	Determinación de la respuesta de las plantas. Parte 2: Ensayo en placa Petri utilizando berro
EN 16087-1:2012	Determinación de la actividad biológica aerobia. Parte 1: Grado de absorción de oxígeno (GAO)
EN 16087-2:2012	Determinación de la actividad biológica aerobia. Parte 2: Ensayo de autocalentamiento para compost
EN 15428: 2008	Determinación de la granulometría de las partículas
EN 13040:2008	Determinación del contenido de materia seca, del contenido de humedad y de la densidad aparente compactada en laboratorio
EN 15671:2010	Sustratos de cultivo preformados. Determinación de longitud, anchura, altura, volumen y densidad aparente
TS 16201:2013 ¹	Sludge, treated biowaste and soil-Determination of viable plant seeds and propagules
TS 16202:2013 ¹	Sludge, treated biowaste and soil-Determination of impurities and stones

¹Especificaciones técnicas de adopción voluntaria aprobadas por CEN, pero no traducidas por AENOR.

El problema que se plantea es que el proceso de normalización europea se limitó a aprobar y validar los métodos de caracterización con fines comerciales, sin proporcionar la interpretación agronómica de los resultados de los mismos, por lo que la información disponible sobre la calibración de los métodos CEN es muy limitada. Por otro lado, dicha información se refiere a los sustratos de cultivo, que son los productos más exigentes, por lo que su aplicación al caso de enmiendas y abonos orgánicos ha de hacerse con precaución, especialmente en términos de propiedades físicas, ya que son mucho menos relevantes en enmiendas y, sobre todo, en abonos que en sustratos.

Propiedades físicas

Habitualmente, en un abono orgánico no se valoran sus propiedades físicas, sino su contenido en materia orgánica y en nutrientes esenciales en sus diferentes formas (ácidos húmico y fúlvico, nitrógeno orgánico y mineral, etc.). Sin embargo, en las enmiendas orgánicas y, especialmente, en los sustratos, las propiedades físicas son más importantes que las propiedades químicas, ya que estas últimas son más fáciles de modificar. Pero ya se ha indicado que dichas propiedades de las mezclas de componentes de los sustratos y de las mezclas de las enmiendas orgánicas con el suelo no son estrictamente aditivas, sino que están sometidas a interacciones físicas, químicas y biológicas. Por lo tanto, no es suficiente determinar las propiedades de un componente de sustratos o las de una enmienda orgánica, sino que es necesario hacerlo para las mezclas en diferentes proporciones con turba, suelo, arena u otros materiales a los que se incorpora, seleccionándose la mezcla que presenta las mejores características.

Las propiedades físicas más importantes de un sustrato son la densidad, la porosidad y su reparto entre las fases sólida y líquida, es decir, la porosidad de aire y la capacidad de retención de agua. La curva de desorción o de liberación de agua representa las proporciones de agua y aire en el sustrato a diferentes tensiones comprendidas en el intervalo entre 10 y 100 cm, simulando la succión por la planta del agua retenida por el sustrato. La curva de desorción permite calcular la porosidad de aire del sustrato y las diferentes fracciones de agua retenida: agua disponible o fácilmente asimilable, agua de reserva y agua difícilmente asimilable. En principio, los criterios de interpretación de las propiedades físicas tradicionalmente empleados son válidos para los nuevos métodos desarrollados en las normas técnicas europeas, aunque en ciertos casos puede requerirse de alguna adecuación (Masaguer et al., 2013).

Existe cierta confusión sobre las propiedades físicas y químicas del compost de biorresiduos, derivada de los diferentes valores que pueden presentar en función de los biorresiduos de partida y de las condiciones del proceso de compostaje. En la bibliografía se menciona a menudo que el compost de biorresiduos adolece de insuficiente capacidad de retención de agua para su empleo como componente de sustratos. Dicha limitación se cumple en el caso del compost obtenido a partir de una proporción mayoritaria de residuos verdes de parques y jardines (Benito et al., 2005), que habitualmente se compostan en los países del centro y norte de Europa. Cuando el compost procede de biorresiduos de alimentos, su capacidad de retención de agua aumenta de forma considerable, y puede ser empleado satisfactoriamente como componente de sustratos en mezclas con turba (Ansorena et al., 2012) (Tabla 6).

Tabla 6. Propiedades físicas de turba de esfagno y de sus mezclas con compost de biorresiduos de cocina, y comparación con un sustrato comercial de control.

Parámetro	Sustrato							Valor recomendado
	Control	Turba	10%	20%	40%	60%	100%	
Densidad aparente seca, g/L	134	99,4	119	131	189	214	300	
Porosidad total, %	92,0	93,7	92,7	92,3	89,4	88,2	84,0	>85
Porosidad de aire, %	10,3	22,7	17,7	21,9	18,3	20,7	28,2	10-30
Agua fácilmente disponible, %	35,1	33,7	37,8	32,5	31,6	25,3	17,1	20-30
Agua de reserva, %	8,3	6,4	5,3	3,2	0,9	2,3	1,3	4-10
Agua disponible, %	43,4	40,1	43,1	35,7	32,5	27,6	18,4	24-40

También influye considerablemente en las propiedades físicas del compost el proceso de compostaje y, en particular, las proporciones de biorresiduo y estructurante y todas las operaciones que condicionan la distribución del tamaño de partículas. Así, el lavado de las pilas de compostaje por el agua de riego o de lluvia arrastra las partículas más finas, que son las que le confieren la capacidad de retención de agua. Igualmente influye el tamaño de cribado: cuanto menor sea la luz de malla de la criba, mayor será la proporción de partículas de pequeño tamaño y, en consecuencia, más elevada su capacidad de retención de agua (Tabla 7).

Tabla 7. Propiedades físicas de compost de residuos verdes (RV) y de residuos de alimentos (RA) con diferentes tamaños de partícula y comparación con los valores recomendados en sustratos.

Parámetro	RV		RA no lavado		RA lavado	Valor recomendado
	0-10 mm	0-5 mm	0-10 mm	0-5 mm	0-10 mm	
Densidad aparente, g/cm ³	0,615	0,811	0,491	0,539	0,552	< 0,4
Porosidad total, %	86,8	83,0	81,1	79,2	84,0	>85
Porosidad de aire, %	30,9	9,4	19,8	10,0	28,2	10-30
Agua fácilmente disponible, %	12,5	16,2	22,9	26,6	17,1	20-30
Agua de reserva, %	0,6	3,1	0,9	3,1	1,3	4-10
Agua disponible, %	13,1	19,3	23,8	29,4	18,4	24-40

Propiedades químicas

Las propiedades químicas de los sustratos, enmiendas y abonos orgánicos pueden clasificarse en dos tipos: las que permiten conocer el contenido total de un elemento o sustancia, tales como humedad, materia orgánica, nutrientes (nitrógeno, fósforo, potasio, etc.), metales pesados, etc., y las que determinan solamente la fracción disponible o asimilable para las plantas. Las primeras se determinan principalmente con fines legales o comerciales y no requieren una calibración específica, por lo que su interpretación es relativamente independiente del método de análisis empleado, a diferencia de las restantes determinaciones, que se llevan a cabo con fines agronómicos.

Mediante la determinación de elementos totales en el biorresiduo de partida, en el material acondicionador empleado como estructurante y en el compost, se pueden efectuar balances de masas del proceso, lo que a menudo permite averiguar el origen de la contaminación del compost por metales pesados. En este sentido, es esencial que los laboratorios empleen el mismo método de digestión para la determinación de elementos totales en el compost, ya que los distintos métodos de digestión conducen a resultados diferentes (Hseu, 2004). Además del método de digestión, también influye en los resultados la técnica de medida empleada (AA, ICP-OES, ICP-MS, etc.). Hasta el punto de que la combinación de diferentes métodos de digestión y de análisis puede resultar determinante en que un compost dado cumpla o incumpla los límites máximos de metales de la clase A, como veremos a continuación.

En el curso de una investigación en una planta de compostaje de biorresiduos para averiguar el origen de la contaminación por metales pesados del compost, que impedía su asignación a la clase A, se tomaron muestras de 2 pilas de compost en fase de maduración (pilas 9 y 10, tanto en la superficie exterior como en el interior de las mismas), de 2 estructurantes y de 3 partidas de compost acabado. Dichas muestras fueron analizadas por dos laboratorios diferentes, juntamente con un material de referencia certificado. El laboratorio A empleó la digestión con agua regia del método CEN, mientras que el laboratorio B lo hizo con una mezcla de ácidos nítrico y perclórico. Ambos laboratorios emplearon la técnica de ICP-OES para la medida de los metales en los respectivos digeridos.

La Tabla 8 muestra claramente las diferencias entre los resultados de ambos laboratorios y la mayor concordancia del laboratorio A con los valores certificados. Destacan las diferencias para el cadmio en el entorno del valor límite de 0,70 mg/kg de la clase A, que hacen que, a excepción de la muestra de la pila 9 interior, las restantes muestras de compost puedan asignarse a dicha clase en base a los resultados del laboratorio A, mientras que lo harían a la clase B según los resultados del laboratorio B. Por otro lado, los elevados valores de cadmio en la pila 9 interior con respecto a la muestra tomada en el exterior de dicha pila, así como las importantes desviaciones entre ambos laboratorios, también evidencian la elevada heterogeneidad de las muestras.

Tabla 8. Comparación de los resultados de la determinación de metales pesados por dos laboratorios diferentes

Laboratorio	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
	Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
Referencia	mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg		mg/kg	
Pila nº 9 ext.	0,52	0,69	23,7	30,4	44,4	45,8	17,8	18,2	21,4	22,8	168	169
Pila nº 9 int.	1,24	2,93	21,2	25,2	42,4	41,0	14,7	14,3	20,7	20,7	177	164
Pila nº 10 ext.	0,60	0,75	15,5	19,4	45,4	40,3	10,5	11,0	35,1	28,0	164	163
Pila nº 10 int.	0,60	0,80	18,2	26,0	43,8	41,4	12,3	14,8	20,1	22,3	154	164
Estructurante 1	0,23	0,22	6,13	4,02	10,0	8,44	3,95	3,36	4,83	3,96	40,0	34,4
Estructurante 2	0,20	0,20	6,09	4,78	9,65	7,96	4,30	3,23	3,95	3,14	35,5	30,1
Compost 8-3	0,56	0,76	19,1	24,8	50,1	46,0	13,6	14,1	22,8	24,7	173	186
Compost 2-3	0,56	0,75	16,6	21,6	40,0	37,2	10,2	11,3	27,9	35,8	148	163
Compost 6-3	0,63	0,79	47,8	48,9	50,3	43,4	29,1	28,2	72,4	76,2	173	164
Lectura MR072	1,15	1,41	35,5	37,1	263	195	28,4	27,3	27,7	27,1	215	209
Valor ref. MR072	1,16		34,7		245		29,5		30,2		224	
Intervalo confianza	1,10-1,23		33,5-36		235-255		28,2-30,8		28,6-31,8		216-232	
Intervalo predicción	0,73-1,60		26,3-43,1		176-313		20,7-38,2		20,2-40,2		168-280	

A fin de determinar si las desviaciones entre los dos laboratorios eran debidas exclusivamente al método de digestión empleado, el laboratorio A analizó nuevamente las mismas muestras, pero empleando ambos métodos de digestión. Los resultados de la Tabla 9 indican que, con carácter general, no pueden atribuirse exclusivamente al método de digestión los valores más elevados de metales obtenidos por el laboratorio B, ya que para algunos metales la mezcla nítrico-perclórico disuelve mayor cantidad del elemento (caso del plomo), mientras que para otros metales ocurre lo contrario. De las diferencias obtenidas para el cadmio por ambos métodos, nuevamente se evidencia la heterogeneidad de las muestras para los contenidos en dicho metal. Con todo ello se pone de manifiesto la importancia de emplear los métodos oficiales de muestreo y caracterización, aunque para algunos parámetros puedan presentar ciertas limitaciones operativas y de interpretación de resultados.

Los contenidos totales de nutrientes (como los de metales pesados) proporcionan una medida del potencial de fertilización (o de contaminación) del compost, con sus importantes implicaciones en el medio ambiente y en la biología del suelo. Pero no permiten determinar la biodisponibilidad de dichos elementos, para lo que es necesario efectuar un fraccionamiento de los mismos, midiendo la fracción soluble en diferentes soluciones extractantes.

Tabla 9. Comparación de los resultados de la determinación de metales pesados por dos métodos de digestión diferentes: mezcla nítrico-perclórico (A) y agua regia (B).

Método de extracción	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Referencia	Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	mg/kg											
Pila nº9 ext.	0,59	0,55	26,9	24,2	47,0	45,4	15,0	18,3	24,5	22,5	180	172
Pila nº9 int.	1,63	2,27	24,6	22,9	42,7	44,3	13,4	15,9	21,1	22,1	165	175
Pila nº10 ext.	0,61	0,63	22,4	16,1	45,0	47,0	12,5	11,1	26,4	36,6	168	172
Pila nº10 int.	0,62	0,63	21,3	18,4	46,4	44,1	11,3	12,8	21,9	20,9	168	157
Estruc.1	0,26	0,24	6,58	6,33	11,1	10,2	4,22	4,09	5,00	5,08	43,3	41,3
Estruc.2	0,23	0,22	7,43	6,34	10,1	9,88	4,70	4,50	4,21	4,13	39,7	36,9
Compost 8-3	0,57	0,59	20,0	19,6	50,2	51,5	12,5	13,9	26,3	23,3	174	178
Compost 2-3	0,55	0,58	17,7	17,1	38,8	41,2	10,0	10,5	28,3	28,5	161	153
Compost 6-3	0,55	0,63	35,2	47,8	45,2	50,3	23,6	29,1	65,2	72,4	152	173
MR072	1,10	1,14	54,2	29,4	208	266	26,2	21,9	26,1	60,2	214	204

Las medidas del pH, la CE y los nutrientes solubles en agua por los métodos CEN se basan en una extracción acuosa del sustrato, en una relación sustrato:agua 1:5 en volumen. Los resultados que proporciona son muy semejantes a los obtenidos por el método de extracción acuosa 1:6 en volumen del ADAS inglés, por lo que pueden emplearse con suficiente precisión los mismos criterios de interpretación para los valores de pH, CE y las concentraciones de nutrientes asimilables a corto plazo para las plantas. También pueden utilizarse las correlaciones existentes para transformar los resultados del método CEN en los correspondientes a otros métodos de extracción acuosa, como la 1:1,5 en volumen del método holandés (Verhagen, 2011), lo que permite emplear sus directrices de fertilización (Weber et al., 2005).

Sin embargo, los métodos de extracción acuosa fueron desarrollados para los primeros sustratos, obtenidos en base a turba fertilizada con abonos minerales muy solubles, por lo que dan buenos resultados para la determinación de pH, CE, nutrientes presentes mayoritariamente en formas solubles en agua (como nitrógeno nítrico y amoniacal) y otros elementos como calcio, azufre y cloruro, cuya proporción relativa en la fase acuosa del medio de cultivo es elevada. En los sustratos con proporciones importantes de compost, las formas de reserva no disueltas en la solución acuosa del medio de cultivo juegan un papel nutricional muy importante, dada la elevada capacidad de intercambio catiónico del compost, como resultado de su elevado pH y contenido en humus, que le confieren una elevada carga variable (Ansorena, 1994).

Para los nutrientes presentes en proporciones importantes en formas de reserva intercambiables, de óxidos hidratados y sales insolubles o ligadas a la materia orgánica en formas quelatadas como complejos de coordinación, la extracción acuosa proporciona valores bajos, muy inferiores a las concentraciones de nutrientes disponibles para las plantas. Este es el caso del magnesio, que presenta valores sistemáticamente bajos en extracción acuosa, que no se corresponden con su

disponibilidad para la planta, porque una proporción importante del mismo se encuentra retenida como fosfatos insolubles o en formas intercambiables, que no son extraídas por el agua. Tampoco resulta adecuada la extracción acuosa para los elementos traza Fe, Mn, Zn y Cu, ya que las concentraciones en los extractos acuosos se encuentran muy próximas al límite de detección de la técnica analítica, por lo que es preferible determinar estos elementos mediante la extracción CAT (Baumgarten, 2004).

El método CEN de extracción en una solución de cloruro cálcico/DTPA (CAT) en relación volumétrica 1:5 proporciona una medida de la concentración de nutrientes biodisponibles, que se hallan presentes tanto en la solución acuosa del sustrato en formas directamente asimilables por las plantas como en formas de reserva, disponibles a más largo plazo, a lo largo de todo el ciclo de cultivo. Esto es debido a que el cloruro cálcico extrae las fracciones de elementos solubles en agua e intercambiables, mientras que el ácido dietiltriampentaacético (DTPA) extrae además las fracciones adsorbidas y ligadas orgánicamente, así como las ocluidas en óxidos y minerales arcillosos.

Los valores obtenidos son intermedios entre los de la extracción acuosa y los valores “totales” que se obtienen mediante la extracción con agua regia. Los factores de conversión de la extracción acuosa a la extracción CAT para los principales macronutrientes en sustratos en base a turba resultan muy próximos a la unidad (1,13; 1,07 y 1,24 para N, P y K, respectivamente) (Verhagen, 2011).

En sustratos tamponados, de elevada capacidad de intercambio catiónico (como cortezas, fibra de coco y turba negra), se obtienen buenas correlaciones entre la extracción acuosa 1:1,5 y la extracción CAT 1:5 para nitrógeno nítrico y fósforo, pero las correlaciones resultan pobres para los cationes amonio y potasio. Este último catión puede llegar a presentar valores en la extracción CAT que quintuplican las concentraciones de las formas solubles en agua (Prasad, 2001).

Por lo anteriormente expuesto, el método de extracción CAT resulta más adecuado que el de extracción acuosa para nutrientes que se encuentran en proporciones importantes en formas de reserva, tales como magnesio y potasio, pero también fósforo, hierro, cobre, zinc, manganeso, boro y molibdeno. Por lo tanto, se concluye que, excepto para el magnesio, la extracción acuosa puede utilizarse satisfactoriamente en sustratos en base a turba para los restantes macronutrientes. Pero en mezclas que incorporan compost de biorresiduos la capacidad de intercambio catiónico aumenta considerablemente respecto de la que tenía la turba (Moldes et al., 2007), por lo que presentan una elevada proporción de nutrientes en formas de reserva. En consecuencia, en dichas mezclas la extracción acuosa ha de limitarse a pH, CE y los elementos más solubles (nitrógeno nítrico y amoniacal, calcio, azufre y cloruro), siendo aconsejable determinar los restantes elementos mediante la extracción con CAT.

En la tabla 10 se describen los macronutrientes y oligoelementos para los que es recomendable efectuar la extracción con CAT. Se dan asimismo los factores de conversión entre ambas extracciones, procedentes de distintas fuentes, para sustratos con diferentes tipos y proporciones de compost, que pueden utilizarse aproximadamente cuando no se dispone de los resultados de la extracción CAT. Esta última es igualmente válida para determinar la biodisponibilidad de ciertos contaminantes metálicos (cadmio,

plomo, etc.), que tradicionalmente se ha estimado mediante soluciones extractantes a base de sales amoniacaes, cloruro cálcico, EDTA, DTPA, etc.

Tabla 10. Factores para convertir los datos de la extracción acuosa en datos de la extracción CAT.

Elemento	Sustrato con compost RV (33%)		Turba	Sustrato con compost RA (10-20%)
	Sin turba	Con poca turba		
Fósforo (P)	3	1,3	1,3	1,9
Potasio (K)	2	1,5	1,3	2
Magnesio (Mg)	>8	>8	2,5	19
Hierro (Fe)	>4	>6	>100	-
Cobre (Cu)	>3	>5	>100	-
Cinc (Zn)	>4	>4	3	-
Manganeso (Mn)	>50	>50	12	-
Boro (B)	1	1	1,5	-
Molibdeno (Mo)	1	1	3	-

En el caso del compost de biorresiduos, el DTPA extrae cantidades muy superiores de metal que las sales amoniacaes (Marín y Martínez, 1998). Como se aprecia en la Tabla 11, lo mismo ocurre en sustratos en base a turba (Sonneveld and Voogt, 2009a).

Tabla 11. Valores medios de los resultados analíticos de micronutrientes extraíbles en agua, acetato amónico y CAT en sustratos en base a turba.

Extractante	Fe	Mn	Zn	Cu
Agua	4,2	2,1	1,8	0,43
Acetato amónico	6,6	19,1	5,4	0,91
CAT	98,1	24,4	17,5	5,58

Además, en la Tabla 12 se observa que las diferencias entre las fracciones extraídas por agua y por CAT dependen del elemento considerado y de la naturaleza del sustrato (Sonneveld and Voogt, 2009b), resultando mínimas para el nitrógeno nítrico y máximas para el manganeso.

En consecuencia, la combinación cloruro cálcico/DTPA del método CAT parece proporcionar una medida eficiente de la biodisponibilidad de nutrientes y de contaminantes metálicos, al extraer tanto la fracción del elemento presente en formas intercambiables como la ligada a la materia orgánica en forma de quelatos organometálicos. Los resultados de la extracción CAT de metales pesados en el compost proporcionan una información complementaria muy importante en el caso de un producto de elevado pH como el compost, ya que la toxicidad de los metales pesados depende de su biodisponibilidad y lixiviabilidad, más que de su concentración total en

el compost o en el suelo. Y es sabido que el pH es el factor más importante que afecta a la movilidad y lixiviabilidad de los metales durante el proceso de compostaje (Singh and Kalamdhad, 2013).

Tabla 12. Cantidades de nutrientes (mg/L) extraídas con agua o CAT en cuatro sustratos diferentes.

Sustrato	Extracción	NO ₃ ⁻	P	K	Cu	Mn
Corteza compostada	Agua	25	236	1910	1,3	1,3
	CAT	14	290	2727	1,1	10,7
Turba/arcilla fertilizada	Agua	83	31	114	0,0	0,3
	CAT	73	35	148	0,7	9,8
Turba gruesa fertilizada	Agua	57	89	101	0,1	0,2
	CAT	54	93	129	1,1	3,3
Fibra de madera compostada	Agua	67	48	126	0,0	0,4
	CAT	65	55	152	1,0	8,5
Promedio	Agua	58	101	563	0,4	0,6
	CAT	52	118	789	1,0	8,1

Mediante extracción secuencial con diversos extractantes se ha encontrado que menos del 2% de los metales de un compost de lodo de curtido de pieles se encontraba en formas biodisponibles (Ahmed et al., 2007). Los mismos resultados se obtuvieron para un compost de lodos de depuradora (Amir et al., 2005), concluyendo que las fracciones móviles de metal son poco predecibles a partir del contenido total. Por consiguiente, la sola determinación de elementos totales podría penalizar excesivamente la evaluación de la carga contaminante del compost, ya que una proporción importante de los metales podría encontrarse en formas no biodisponibles a esos elevados valores de pH. Así lo considera la legislación de lodos de depuradora (Real Decreto 1310/1990), que establece diferentes límites de metales pesados en función del pH del suelo.

Al comparar el poder extractante de agua destilada, CAT y un ensayo in vitro con un extractante que simula la mezcla gástrica a fin de determinar la disponibilidad de los metales para los mamíferos expuestos vía pastoreo o ingestión accidental (PBET), se concluye que el agua es el extractante más débil y el CAT el más fuerte, proporcionando el PBET resultados intermedios, próximos a los de CAT (Paradelo et al., 2007). Aplicando un procedimiento de extracción secuencial con dichos extractantes y otros de diferente poder extractante a muestras de compost de pH neutro a básico con elevadas concentraciones de metales pesados, se concluyó que las concentraciones de elementos traza son probablemente demasiado bajas para ser el origen de fitotoxicidad del compost. Y que la normativa que regula el mercado del compost debería contemplar alguna medida de la disponibilidad, además de las concentraciones totales de metales (Paradelo et al., 2011).

Por lo tanto, parece razonable complementar la información sobre el potencial de contaminación del compost (que proporciona la determinación de sus contenidos totales en metales pesados, mediante la extracción con agua regia) con el nivel de polución, que expresa el daño real causado al medio de cultivo y a los seres vivos que lo habitan, medido a través de la extracción CAT de los metales pesados. Con ello se podrían relajar algunas restricciones impuestas al contenido total en metales pesados del compost y de los productos de los que forma parte, que a menudo son muy difíciles de cumplir, a pesar de compostar biorresiduos de elevada pureza, por el efecto de concentración de metales en el compost, que inevitablemente se deriva de las pérdidas de humedad y anhídrido carbónico en el proceso de compostaje.

Por ejemplo, la exclusión de la clase B en sustratos para cultivos hortícolas comestibles podría estar condicionada a los valores extraíbles en CAT, ya que la bioacumulación de metales en las plantas está asociada a su biodisponibilidad en el medio de cultivo, y no a los contenidos totales. Y este hecho permite cultivar hortalizas y frutas en suelos con niveles moderados de contaminación por metales pesados, cuya biodisponibilidad se ha reducido a un mínimo elevando el pH del suelo mediante el aporte de cal (Ansorena et al., 1995; Sánchez et al., 1998).

En la Tabla 13 se resume la escasa información disponible para la interpretación de los resultados de los análisis de sustratos en base a turba, con y sin compost, por los métodos CEN de extracción 1:5 en volumen con agua (pH, CE, $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$, Ca) y con CAT (P, K, Mg). En sustratos que contienen compost es conveniente considerar, además de los citados macronutrientes, las concentraciones críticas para los valores de elementos tóxicos como nitrógeno amoniacal, sodio y cloruro extraíbles en agua, que son muy variables en función de la sensibilidad de las plantas. Así, con *Primula* y *Santpaulia* se observó una fuerte inhibición del crecimiento para concentraciones de cloruro en el sustrato superiores a 450-500 mg/L, mientras que *Pelargonium* mostró reducción del crecimiento a valores superiores a 880 mg/L y *Petunia* no se veía afectada hasta valores de 1000 mg/L. Para el sodio los valores críticos fueron los siguientes: 780 mg/L para *Pelargonium*, 550 mg/L para *Begonia*, 540 mg/L para *Petunia* y 140 mg/L para *Primula* (Wehinhold and Scharpf, 1997).

Con carácter general, y siguiendo un criterio muy estricto, se recomienda que las concentraciones de sodio y cloruro en el compost empleado como componente de sustratos no superen los valores de 100 y 500 mg/L respectivamente (con valores máximos de 150 y 1000 mg/L), condición que, como veremos posteriormente, resulta prácticamente imposible de cumplir en el compost de biorresiduos. También se aconseja que la concentración de nitrógeno amoniacal resulte tan baja como sea posible (<40 mg/L) e inferior a la de nitrógeno nítrico (WRAP, 2011a). Si la concentración de nitrógeno amoniacal en el sustrato se halla en torno a 100 mg/l o superior, existe riesgo de toxicidad de las plántulas y plantas jóvenes, particularmente en condiciones de poca luz (siembra a principios de primavera), afectando además a la absorción de otros iones, especialmente calcio, lo que conduce a necrosis apical. A concentraciones de nitrógeno amoniacal en el sustrato superiores a 150 mg/L existe riesgo de toxicidad para las plantas jóvenes (WRAP, 2011b).

Tabla 13. Intervalos óptimos para la extracción acuosa 1:5 v:v en agua¹ y en CAT² en sustratos de transplante y de temporada en base a turba (ST) y turba + compost (STC), y comparación con valores de sustratos comerciales.

Parámetro	Alt and Peters, 1993	Dubský and Srámek, 2009	Meisl et al., 2012	Dubský, 2014	Sustrato A		Sustrato B
		ST	Temp.	STC	STC	Temp.	ST
pH ¹	-	5,5-6,5	5,5-6,5	6,0-7,3	7,0	7,0	8,0
CE, μS/cm ¹	-	200-500	300-400	350-500	600	750	325
N _{min} , mg/L ¹	50-250	80-180	100-180	100-180	100	125	25
Ca, mg/L ¹	>3	40-100	40-120	40-120	100	125	59
P, mg/L ²	9-70	20-40	40-90	40-90	72	90	25
K, mg/L ²	60-250	80-220	120-180	120-300	840	1050	424
Mg, mg/L ²	50-500	50-100	80-160	80-160	172	215	166

A efectos de comparación, en la Tabla 13 se incluyen también los valores de los principales parámetros para dos sustratos comerciales: uno comercializado en el Reino Unido (A), que incluye compost de biorresiduos de alimentos y de jardín como componente, y otro del mercado nacional sin compost (B), a base de una mezcla de turba, perlita y fibra de coco. Se aprecia que, en general, los valores de los parámetros para ambos sustratos comerciales se ajustan razonablemente a los intervalos recomendados, aunque con una cierta tendencia a superar el límite máximo, especialmente los valores de CE y potasio en el sustrato A con compost. Este último elemento se encuentra en concentraciones muy superiores a los valores óptimos, aunque inferiores a los máximos recomendados (500-600 mg/L), incluso en el sustrato B sin compost.

En la Tabla 14 se presentan los contenidos de oligoelementos según la extracción CAT para diferentes tipos de sustratos y componentes de sustratos, que se comparan con los recomendados como óptimos en la bibliografía (Dubský, 2014).

En la Tabla 15 se muestran los resultados de los análisis de rutina llevados a cabo en nuestro laboratorio para la extracción 1:5 en volumen en agua y en CAT, correspondientes a dos muestras de compost de residuos verdes de jardín (RV), a 3 muestras de diferentes lotes de compost de residuos de alimentos vegetales crudos y de jardín (VFG) y a una muestra representativa de compost de residuos de alimentos crudos y cocinados de origen vegetal y animal (RA), producidas en dos plantas industriales de la Comunidad Autónoma Vasca.

Se observa que las concentraciones de fósforo, calcio y magnesio, que son los nutrientes más insolubles, no varían significativamente entre los diferentes tipos de compost. Sin embargo, al pasar del compost RV al RA, tanto los valores de CE como las concentraciones de elementos solubles aumentan progresivamente, como

consecuencia de la mayor presencia de los mismos en los restos de alimentos, en comparación con los de jardín.

Tabla 14. Contenido de elementos traza disponibles, mediante extracción CAT 1:5 (v:v) en sustratos y componentes de sustratos (ST: sustrato en base a turba con 1 g/L de mezcla PG (N:P:K 14:16:18 + oligoelementos); ST-corteza y ST-compost: sin adición de elementos traza; sustratos 1b-4b: mezclas de turba rubia y negra (0, 15, 30 y 45%) con dolomita (5,5; 5,0; 4,5 y 4,0 g/L) con 0,7 g/L de mezcla PG; turbas rubia y negra: componentes de los sustratos 1b-4b.

Muestra	Fe mg/L	Mn mg/L	Zn mg/L	Cu mg/L	B mg/L	Mo mg/L
Turba rubia	12-20	2-3	2-3,5	1,2-1,4	0,15-0,16	0-0,04
Corteza	45-55	45-60	10-17	1,0-2,5	0,7-1	0,003-0,04
Compost	40-50	25-40	13-20	0,8-3,7	0,7-3	0,005-0,13
ST	13-17	2-4	1,5-2,5	2-2,5	0,27-0,30	0,02-0,09
ST - corteza	25-35	18-28	6-6,5	1,6-1,8	0,30	0,002-0,005
ST- compost	25-39	4-10	4-5,5	2-3,5	0,8-0,9	0,007
Turba rubia	23,2	1,67	1,00	0,34	0,11	0,005
Turba negra	324,0	15,99	2,11	0,58	1,04	0,001
1b	20,0	4,58	1,05	0,72	0,17	0,055
2b	75,7	5,28	1,12	0,72	0,26	0,061
3b	121,4	7,51	1,20	1,41	0,40	0,085
4b	151,7	8,97	2,20	2,07	0,77	0,127
ST ¹	0,9	1,6	0,4	1,2	0,3	2
1b-4b ²	0,63	1,12	0,28	0,84	0,21	1,4
Bibliografía	-	2-150	1-70	0,5-40	0,2-1	-
Óptimo ³	10-40	2-30	1-10	1-4	0,2-1	0,002-0,1

Tabla 15. Resultados de la extracción 1:5 v:v en agua¹ y en CAT² para diferentes tipos de compost industrial de biorresiduos de recogida selectiva en el País Vasco.

Parámetro	RV1	RV2	VFG1	VFG2	VFG3	RA
pH ¹	9,1	9,2	8,9	8,8	8,9	9,0
CE, $\mu\text{S}/\text{cm}^1$	2480	2330	2540	3410	4010	4360
N _{min} , mg/L ¹	208	166	176	383	398	318
Ca, mg/L ¹	138	143	183	146	134	161
Cl, mg/L ¹	2457	2280	2415	3288	4069	4328
Na, mg/L ¹	272	310	312	397	413	2480
P, mg/L ²	71	73	72	60	63	49
K, mg/L ²	4615	4670	5270	6755	7830	4385
Mg, mg/L ²	222	202	191	191	165	152

Destacan los elevados valores de cloruro en todos los compost (con valores numéricos que, curiosamente, vienen a coincidir con los de la CE), en consonancia con la correlación obtenida para muestras de compost lavadas por el agua de lluvia, con menores concentraciones de cloruro, del orden de un 20% inferiores (Ansorena et al., 2014). Se han descrito valores elevados de cloruro en suelos tratados con compost de biorresiduos, que conducen a la formación de complejos solubles CdCl^+ , con el consiguiente aumento de la biodisponibilidad del cadmio. A pesar de ello, la concentración de cadmio era inferior en las plantas cultivadas en las parcelas tratadas con el compost que en las abonadas con superfosfato triple, por el conocido aporte de cadmio de este último fertilizante (Bartl et al., 2002).

Cabe señalar el hecho de que en el compost RA la concentración de sodio es muy superior a la de los restantes compost, del orden de 6 veces más elevada, a costa de una menor concentración de potasio. Estas concentraciones de sodio extremadamente elevadas en el compost de biorresiduos de alimentos, en comparación con los compost de biorresiduos vegetales crudos, ya han sido descritas como una indicación de problemas potenciales de sodicidad al aplicar el compost al suelo (Kokkora, 2008).

La información disponible en la bibliografía sobre las concentraciones de elementos solubles del compost, tanto en extractos acuosos como en CAT, es muy limitada. Los análisis de las muestras de compost obtenido a partir de la fracción orgánica de residuos municipales recogidos en masa en Cataluña hasta 1996 indican que tanto los valores de CE como las concentraciones de los iones cloruro y sodio llegan a triplicar los valores del compost de biorresiduos de Alemania (Echevarría, 1996), con concentraciones de sodio que llegan a ser superiores a las de potasio. Para los compost producidos a partir de 1997, tras la implantación de la recogida selectiva de biorresiduos en Cataluña, la proporción de sodio se reduce, pero se mantienen los elevados niveles de dicho elemento (de la Rosa et al., 2000). Este hecho podría explicarse por la menor proporción de biorresiduos de alimentos recogidos en los países del centro y norte de Europa, en comparación con los del área mediterránea, a lo que ya se ha hecho referencia anteriormente. En particular, por la menor cantidad de residuos de frutas y hortalizas, cuyos compost presentan elevadas concentraciones de sales solubles (Carrión et al., 2005), a consecuencia del riego con aguas muy salinas en algunas regiones mediterráneas españolas. Lo que también podría explicar los elevados valores de CE que resultan para los compost españoles (Huerta et al., 2005).

En la Tabla 15 destacan, asimismo, las elevadas concentraciones de potasio en todos los tipos de compost. La comparación de estos valores con los contenidos totales de la Tabla 2 refleja las elevadas tasas de mineralización de este elemento a formas inorgánicas solubles (y, por tanto, biodisponibles), muy superiores a las de fósforo (cuya biodisponibilidad suele encontrarse entre el 10 y el 50%) y, especialmente, de nitrógeno (inferior al 10%). Las concentraciones de nitrógeno mineral del compost de biorresiduos resultan sensiblemente inferiores a las encontradas para el compost de estiércoles (entre 400 y 1600 mg/L de nitrógeno nítrico en mezclas con turba al 75% de compost de estiércol) (Martínez Amorós, 2014), así como para el compost de residuos verdes y lodos de depuradora (Barral et al., 2007).

Mediante ensayos de incubación en laboratorio se observó que tras la adición de compost de biorresiduos a tres diferentes tipos de suelos se producía un aumento inicial en las cantidades disponibles de calcio, magnesio y potasio, pero que las concentraciones de dichos elementos no aumentaban con el tiempo, como cabría esperar a consecuencia de la mineralización del compost. La adición de compost tampoco aumentaba la concentración de fósforo disponible, un efecto que fue atribuido a la inmovilización microbiana y a la capacidad de fijación del fósforo por los suelos (Barral et al., 2011). Los autores concluyen que el efecto fertilizante del compost a corto o medio plazo depende principalmente de su contenido en nutrientes disponibles y, por tanto, para predecir adecuadamente la disponibilidad de los nutrientes del compost en el sistema suelo-planta, es necesario conocer las principales formas de cada elemento en el compost.

A la baja mineralización del nitrógeno en el compost se une su posible fijación por los microorganismos del suelo como consecuencia del elevado aporte de materia orgánica con el compost, lo que promueve la inmovilización del nitrógeno durante el primer año tras la aplicación de compost. Esto hace que, para alcanzar el máximo rendimiento y calidad del cultivo, haya que aportar dosis muy elevadas de compost (Nevens and Reheul, 2003). De hecho, las necesidades de fósforo y potasio en el cultivo de centeno pueden satisfacerse exclusivamente mediante la aplicación de 20 toneladas de compost por hectárea, pero solamente el 10-20% de los requerimientos de nitrógeno (Hartl et al., 2003). Otra opción es complementar el aporte de compost con nitrógeno en forma mineral, y pone de manifiesto la necesidad de profundizar en el conocimiento de las tasas de mineralización del nitrógeno y de los factores clave de que depende (Martínez Blanco, 2012).

Este hecho tiene cierta relevancia, ya que a menudo se aplican a los suelos elevadas dosis de compost de biorresiduos urbanos, superiores a 50 toneladas por hectárea, dada la baja fracción de nitrógeno disponible para las plantas durante el primer año de aplicación. Muchos estudios sugieren que el compost de biorresiduos sólo es efectivo para suministrar nitrógeno al sistema suelo-planta a dosis muy elevadas, superiores a 200 toneladas por hectárea. Y esta práctica conduce a la adición al suelo de un exceso de otros nutrientes y elementos traza, lo que puede ser origen de problemas de eutrofización, de contaminación por metales pesados y de otros impactos en el medio ambiente (Hargreaves et al., 2008).

También se aprecian en la Tabla 15 los elevados valores de pH para todos los compost, que se encuentran fuera del intervalo 6,0-8,5 aceptado por los países europeos que definen límites de pH para asegurar la compatibilidad con la mayoría de los cultivos, y limitan su empleo en plantas acidófilas como Azalea, Camelia, Rhododendron y algunas coníferas. Para el compost VFG, se observa la conocida variabilidad existente entre diferentes partidas en una misma planta de compostaje (Hicklenton et al., 2001) en un corto periodo de tiempo (3 meses), en comparación con las muestras de compost RV de la misma planta, de composición mucho más homogénea (aunque estas últimas presentan valores de CE elevados, más propios de un compost VFG que de un compost RV, cuya CE suele encontrarse en torno a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Una variabilidad semejante se presenta en las muestras de compost RA

producidas en la otra planta (valores de CE entre 2155 y 5245 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en 2013, con una media de 3910 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Esta variabilidad puede explicarse, en ambos casos, por la variación temporal de las proporciones relativas de biorresiduos domiciliarios, comerciales e industriales procesados en las plantas y, en el caso de la segunda, por el lavado de algunas pilas de compost por el agua de lluvia.

Finalmente, en la Tabla 16 se resumen los resultados de la caracterización química de las diferentes mezclas con turba de compost VFG y RA lavado por el agua de lluvia, cuyas propiedades físicas se muestran en la Tabla 6. Dichos valores se comparan con los recomendados para compost y sustratos y con el sustrato comercial tomado como referencia de comparación. De la Tabla 16 puede concluirse que, para porcentajes de dicho compost en la mezcla por encima del 20%, la mayoría de los parámetros se hallan fuera del rango de valores recomendados. A valores del 20% o inferiores, la mayor parte de los parámetros fisicoquímicos presentan valores del mismo orden que los del control y se encuentran dentro del rango recomendado, con la excepción de magnesio y nitrógeno extraíbles en agua. En el caso del magnesio, ya se ha indicado que tiende a dar valores anómalos por defecto en extractos acuosos, por lo que para este nutriente deben considerarse exclusivamente los resultados de la extracción CAT. Los valores de todos los restantes parámetros aumentan a medida que lo hace la proporción de compost en la mezcla, con la excepción del fósforo, cuya fijación puede explicarse por la reducida solubilidad de este nutriente a medida que aumenta el pH.

Tabla 16. Propiedades fisicoquímicas de sustratos en base a mezclas de turba con diferentes proporciones de compost de biorresiduos.

Parámetro	Sustrato							Recomendado
	Control	Turba	10%	20%	40%	60%	100%	
pH	7	4,3	5,6	6,6	7,7	7,9	8,3	6,0-7,3 ¹
CE, $\mu\text{S}/\text{cm}$	261	52	325	594	1274	1812	2595	350-500 ¹
Extraíble en agua, mg/L								
N ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$)	52	5,2	58	84	152	222	220	100-180 ¹
P	35	<1	35	30	17	19	13	29-100 ²
K	123	6	171	364	894	1310	2250	101-650 ²
Mg	<1	<1	2	5	12	19	29	16-150 ²
Na	41	26	98	178	384	534	883	< 100 ³
N (NH_4^+)	50	4	56	82	143	196	28	< 40 ³
Cl	46	<25	250	471	968	1305	2130	< 500 ³
Extraíble en CAT, mg/L								
P	-	<1	59	65	41	33	25	40-90 ¹
K	-	14	374	698	1430	1905	3055	120-300 ¹
Mg	-	58	108	127	137	143	210	80-160 ¹
Na	-	37	172	296	563	724	1125	-

¹ Intervalos recomendados para extracción acuosa y CAT en sustratos (Dubský, 2014).

² Intervalos recomendados para extracción acuosa en sustratos (Ansorena, 1994).

³ Límites para extracción acuosa del compost empleado como componente de sustratos

Propiedades biológicas

Es ampliamente conocida la mejora en las propiedades biológicas del suelo que se deriva de la aportación del compost, particularmente el efecto supresor de enfermedades y el incremento de la biomasa y la actividad microbiana (García-Gil et al., 2000), siempre que el compost sea maduro y esté libre de metales pesados y otros contaminantes tóxicos para los microorganismos del suelo.

Tradicionalmente, la relación C/N ha sido utilizada para determinar el grado de madurez y la estabilidad del compost de forma aproximada, aunque presenta importantes limitaciones. Por este motivo, se han desarrollado otros métodos alternativos basados en la medida de la actividad biológica de los microorganismos presentes en el compost. Esta determinación puede llevarse a cabo midiendo la actividad respiratoria de los microorganismos a través del consumo de oxígeno (método UNE-EN 16087-1:2012. Determinación de la actividad biológica aerobia. Parte 1: Grado de absorción de oxígeno) o el aumento de la temperatura (método UNE-EN 16087-2:2012. Determinación de la actividad biológica aerobia. Parte 2: ensayo de autocalentamiento para compost).

Aparte de los métodos oficiales europeos, resulta muy útil y sencilla la medida del anhídrido carbónico desprendido por los microorganismos mediante el ensayo Solvita®. Este último proporciona además el nivel de nitrógeno amoniacal, como una medida de las condiciones de aireación, pero tiene el inconveniente de su alto coste para ser aplicado rutinariamente a un elevado número de muestras.

Las normas CEN también han incorporado otros métodos biológicos, que permiten determinar directamente la respuesta de las plantas a las condiciones del medio de cultivo: la norma UNE-EN 16086-1:2012 (Determinación de la respuesta de las plantas. Parte 1: Ensayo de crecimiento en macetas de la col china) y la norma UNE-EN 16086-2:2012 (Determinación de la respuesta de las plantas. Parte 2: Ensayo en placa Petri utilizando berro). La normativa europea se completa con la especificación técnica TS 16201 Determinación de semillas y propágulos viables de plantas.

El control de la calidad bacteriológica del compost normalmente se limita a las determinaciones de *Salmonella* (Norma UNE-EN-ISO 6579) y *Escherichia coli* (ISO 7251) establecidas en el Real Decreto sobre productos fertilizantes, si bien el Real Decreto sobre sustratos de cultivo también pone límites a la presencia de *Listeria monocytogenes* (UNE-EN-ISO-11290-1 y 11290-2), *Enterococcaceae* (UNE-EN-ISO-7899-2) y *Clostridium perfringens* (UNE-EN-ISO-7937).

APLICACIONES DEL COMPOST

En el ámbito de la jardinería y de la horticultura doméstica, como en el profesional, el compost puede usarse en diversas aplicaciones, que presentan diferentes niveles de exigencia de calidad, y que globalmente suelen agruparse en las siguientes categorías:

- sustratos o soportes de cultivo, es decir, los materiales distintos de los suelos, que permiten el crecimiento del sistema radicular de las plantas. Normalmente, los sustratos se emplean para el cultivo de plantas en macetas, jardineras o

cualquier otro tipo de contenedor. Pero en algunos sectores de la jardinería profesional, como los jardines públicos y los campos deportivos, se manifiesta una tendencia creciente a la sustitución del suelo natural por sustratos obtenidos a partir de mezclas de diversos materiales (tierra natural, arena, turba, compost, etc.)

- **enmiendas orgánicas:** materia orgánica procedente de materiales carbonados de origen vegetal o animal, utilizada fundamentalmente para mantener o aumentar el contenido en materia orgánica del suelo, mejorar sus propiedades físicas y mejorar también sus propiedades o actividad química o biológica. Las enmiendas añadidas al suelo suelen resultar beneficiosas en todo tipo de texturas, desde suelos arenosos (incremento de la retención de agua y nutrientes) hasta arcillosos (aumento de la porosidad, aireación, permeabilidad, etc.)
- **abonos orgánicos:** productos cuya función principal es aportar nutrientes para las plantas, los cuales proceden de materiales carbonados de origen animal o vegetal. Pueden sustituir total o parcialmente a los fertilizantes minerales, aportando al mismo tiempo al suelo materia orgánica humificada que, como las enmiendas orgánicas, mejora sus propiedades físicas y biológicas (efecto supresor de enfermedades).

Dado que las raíces de las plantas se desarrollan en el limitado volumen ocupado por el sustrato, las máximas restricciones a la calidad del compost corresponden a su uso en el sector de la horticultura profesional como componente de sustratos, en los que puede ejercer una influencia decisiva en las propiedades del medio de cultivo en contenedor. Así, el empleo en un sustrato de un compost de baja calidad y/o en cantidad excesiva puede originar, entre otras consecuencias que afectan negativamente al desarrollo de las plantas cultivadas:

- asfixia radicular, provocada por una excesiva retención de agua
- carencia de nutrientes (como la inmovilización del nitrógeno), por una falta de madurez del compost
- efecto de deshidratación, provocado por un elevado contenido de sales solubles
- crecimiento de semillas y propágulos de malas hierbas, por una higienización incompleta del compost.

Le siguen en exigencia las aplicaciones del compost en jardinería y paisajismo como enmienda del suelo en recebos, acolchados, lechos de plantación, etc. El sector de la jardinería profesional, y en especial el de la jardinería deportiva, es particularmente estricto en sus especificaciones de uso del compost (Merino y Ansorena, 1998), ya que el empleo de turba, compost y otros materiales inadecuados en la construcción y mantenimiento de las modernas superficies deportivas de alto rendimiento a menudo conduce al fracaso de muchos proyectos. Las restricciones son menores en suelos agrícolas, en los que se demanda como abono orgánico un compost con mayor contenido en nutrientes minerales. Las mínimas limitaciones del compost se establecen para su empleo en restauración paisajística, sellado de vertederos y, en general, en la recuperación de suelos degradados o contaminados.

La Ley 22/2011 de residuos establece en su Artículo 24 que las autoridades ambientales promoverán medidas para impulsar “el uso del compost producido a partir de biorresiduos y ambientalmente seguro en el sector agrícola, la jardinería o la regeneración de áreas degradadas, en sustitución de otras enmiendas orgánicas y fertilizantes minerales”. A fin de estudiar las posibles aplicaciones del compost, en 2006 la Diputación Foral de Gipuzkoa constituyó un Grupo de Trabajo interdisciplinar, integrado por científicos y técnicos considerados como los máximos especialistas de la CAPV y de Navarra en los sectores agrícola, ganadero y forestal, así como en las áreas de la edafología, los sustratos y la jardinería. Dicho Grupo concluyó que los únicos destinos posibles para la previsión de unas 11000 toneladas de compost producido en Gipuzkoa en 2016 eran la jardinería, el paisajismo y la recuperación de suelos degradados, con un posible uso ocasional en el sector de sustratos (Aduriz et al., 2006). A partir de entonces, desde el Laboratorio Agroambiental de Fraisoro se han explorado y desarrollado dichos usos potenciales, profundizando en las posibilidades reales de los citados yacimientos, como se describe a continuación.

EL COMPOST COMO SUSTRATO

El uso del compost como sustrato o componente de sustratos ha sido objeto de un excelente trabajo (Abad et al., 2008), en el que se analizan los principales factores limitantes y se efectúan unas recomendaciones genéricas, planteándose alternativas de futuro que permitan obtener compost de calidad, con unas propiedades adecuadas para su empleo como sustrato o componente de sustratos de cultivo. El grado de madurez del compost es, juntamente con la salinidad, una de las características más importantes que condicionan la promoción del compost de biorresiduos, ya que los compost frescos, no suficientemente maduros, presentan fitotoxicidad residual, que puede afectar negativamente a la fisiología de las raíces y las plantas. Por esta razón, en mercados de alto valor como el de los sustratos ornamentales, se recomienda el empleo de compost muy maduro, con valores de 7-8 para el índice de maduración en la escala del ensayo Solvita® (WRAP & Growing Media association, 2004). De esta forma se consigue una elevada estabilidad biológica, que garantice la ausencia de calentamientos y emisiones de olores, en sectores como los de la jardinería profesional o doméstica, en los que el compost se almacena durante largos períodos antes de su aplicación.

No obstante, como analizaremos a continuación, persisten serias discrepancias en la bibliografía sobre las posibilidades reales de uso del compost de biorresiduos como componente de sustratos, a consecuencia de su elevada salinidad.

La salinidad del compost

Al margen de las limitaciones en sus propiedades físicas y del elevado pH del compost, que puede restringir sus aplicaciones para determinadas especies acidófilas, el aspecto clave que condiciona el empleo del compost como componente de sustratos es su contenido en sales solubles, que se determina a través de la CE. En este sentido, algunas experiencias descritas en la bibliografía pueden inducir a confusión, al establecer que el compost de biorresiduos de alimentos puede llegar a sustituir completamente a la turba en sustratos, sin afectar a los rendimientos del cultivo (Farrell

y Jones, 2010). En la misma línea, algunos investigadores concluyen que, a pesar de la inherente variabilidad textural y de composición, el compost de biorresiduos urbanos puede ser un componente útil de un sustrato estandarizado para plantas leñosas de vivero, ya que el sustrato se encuentra muy tamponado y la lixiviación de las sales bajo un riego constante reduce rápidamente las sales solubles a niveles aceptables (Hicklenton et al., 2001).

En sentido contrario, otros autores de prestigio consideran prácticamente imposible el empleo del compost de biorresiduos como componente de sustratos, debido a su elevado contenido en sales, especialmente potasio, que no puede reducirse por lixiviación, dado el problema medioambiental que generaría su transporte a las aguas superficiales y subterráneas (Sonneveld and Voogt, 2009), lo que podría llegar a neutralizar el beneficio medioambiental de todo el ciclo de recogida, transporte y tratamiento de biorresiduos.

Entre ambos extremos, la mayoría de autores coinciden en que el compost de biorresiduos de alimentos debe aplicarse al suelo como enmienda o abono orgánico para mejorar sus propiedades físicas y/o aportar nutrientes minerales, y que solo puede emplearse dentro de ciertos límites como componente de sustratos (máximo 30%), por su elevado contenido en nutrientes y porque no posee la estructura adecuada para el cultivo en contenedor. Así, los criterios para la concesión de la etiqueta ecológica comunitaria a las enmiendas del suelo no fijan ninguna condición para el valor de la CE, mientras que establecen un límite de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para los sustratos de cultivo.

En línea con lo anterior, la Comisión Europea asume que “en sustratos para jardinería amateur puede usarse un 40-50% (en volumen) de compost; en sustratos para uso profesional puede emplearse el 20-30% (en volumen)”, y que “es importante observar que el compost producido con una elevada proporción de residuos condimentados de cocina normalmente solo es adecuado en proporciones más bajas como componente de sustratos, porque tiende a tener una salinidad y un contenido en nutrientes más alto” (IPTS and JRC, 2012). Esto explica que la cuota de mercado del compost como componente de sustratos se encuentre por debajo del 7%: de los 4 millones de metros cúbicos de compost de biorresiduos producidos anualmente en Alemania, solamente unos 250000 m^3 son empleados por los sectores amateur y profesional de sustratos (Schmilewski, 2008).

Junto a otros factores del proceso de compostaje que también pueden incidir en la elevada CE del compost, la proporción relativa de biorresiduos de jardín y de cocina y la composición de estos últimos es la principal variable que condiciona la salinidad del compost. El compost de biorresiduos de jardín presenta valores comparativamente bajos de CE, mientras que el de biorresiduos de cocina alcanza valores muy elevados, especialmente si ha sido cribado. Las sales solubles que contribuyen a la elevada salinidad del compost de biorresiduos de cocina proceden de los propios restos de alimentos, tanto de origen vegetal como animal, y, en su caso, del cloruro sódico añadido al condimentar los alimentos (Centemero et al., 1999), lo que hace que su contenido en sales solubles sea del mismo orden o incluso superior al del compost de estiércol (Lazcano et al., 2009).

De hecho, los compost elaborados a partir de restos de plantas de frutas y hortalizas como melón, pimiento y calabacín llegan a alcanzar concentraciones de 8725, 3409 y 13927 mg/L de potasio, 6483, 997 y 3959 mg/L de cloruro y 7848, 1460 y 2338 mg/L de azufre, respectivamente (Carrión et al., 2005), por lo que incluso el compost VFG puede presentar ocasionalmente elevados niveles de salinidad (Tabla 15). Por su parte, los restos de carne y pescado contribuyen a la salinidad a consecuencia de las concentraciones de nitrógeno nítrico y amoniacal derivadas de la mineralización de las proteínas en el proceso de compostaje.

Así se explica que, mientras que la media de los valores de CE para el compost VFG obtenido en Flandes en 2008 y 2009 fue de 1060 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 2360 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente (Vandenauweele, 2010), el compost RA producido en España a partir de residuos de alimentos que incluyen restos crudos y cocinados de origen vegetal y animal alcanza un valor medio de 7300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con amplias variaciones (entre 2120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 14170 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Huerta et al., 2005).

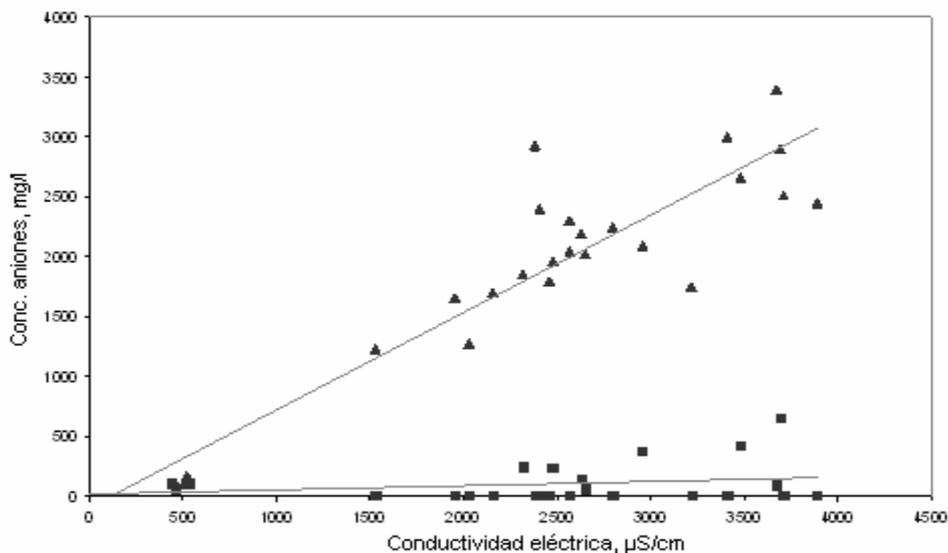
En el estudio alemán anteriormente citado para determinar las propiedades y aplicaciones del compost de biorresiduos (Barth, 2005), se concluyó que, por su elevada salinidad, el compost obtenido a partir de biorresiduos con más de un 25% de residuos de cocina no debe superar el 20% en el sustrato. Otros estudios previos (Wehinhold and Scharpf, 1997) habían llegado a conclusiones semejantes: el 90% de los compost de biorresiduos de jardín producidos en Alemania pueden ser usados como componentes de sustratos (máximo 40% en volumen), pero el 90% de los compost obtenidos a partir de biorresiduos de alimentos presentan concentraciones de cloruro superiores al valor umbral de 1000 mg/L, por lo que solamente pueden ser usados en sustratos (en proporción no superior al 20% en volumen) para el cultivo de especies tolerantes a la salinidad.

En una reciente investigación (Ansorena et al., 2014), hemos concluido que cloruro, potasio y sodio son los iones que más contribuyen a la elevada salinidad del compost de biorresiduos, muy por encima del nitrógeno nítrico y amoniacal (Figs. 1 y 2).

Para el cultivo de plantas sensibles a la salinidad como *Pelargonium zonale* y *Begonia semperflorens* en sustratos a base de las mezclas del compost con turba anteriormente citadas (Tablas 6 y 16), los mejores resultados se obtienen para un porcentaje del 10% de compost (Fig. 3).

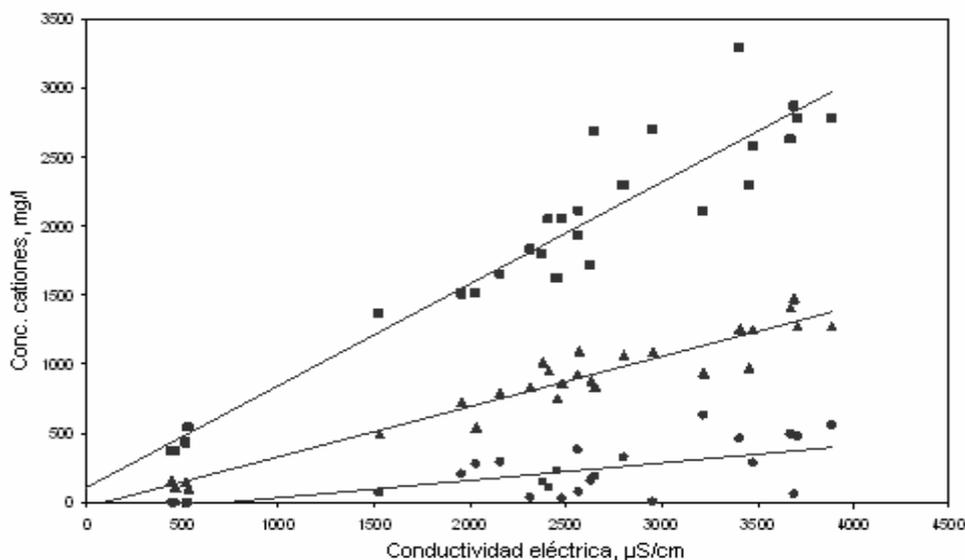
Por encima del 20% de compost, el rendimiento del cultivo decrece rápidamente, tanto en términos de producción de biomasa aérea como del número de hojas y flores (Tablas 17 y 18). Estos porcentajes son válidos para un compost de biorresiduos con un valor de CE = 2595 $\mu\text{S}/\text{cm}$; para valores superiores o inferiores, los límites deben ser proporcionalmente reducidos o aumentados, respectivamente.

Los resultados del análisis foliar (Tablas 19 y 20) indican que los contenidos de nutrientes se encuentran dentro del intervalo de valores de referencia, con la excepción del nitrógeno, que presenta valores próximos al límite de deficiencia, especialmente en *Pelargonium zonale*.



▲ $Cl^- (mg/L) = 0.8121 * CE (\mu S/cm) - 84.27$ ($R^2 = 0.8376$)
 ■ $NO_3^- (mg/L) = 0.0337 * CE (\mu S/cm) + 20.36$ ($R^2 = 0.04556$)

Fig. 1. Concentración de aniones en compost vs. conductividad eléctrica.



■ $K^+ (mg/L) = 0.7329 * CE (\mu S/cm) + 118.88$ ($R^2 = 0.8991$)
 ▲ $Na^+ (mg/L) = 0.3631 * CE (\mu S/cm) - 28.79$ ($R^2 = 0.9219$)
 ● $NH_4^+ (mg/L) = 0.1260 * CE (\mu S/cm) - 90.59$ ($R^2 = 0.4504$)

Fig. 2. Concentración de cationes en compost vs. conductividad eléctrica.

Por todo ello, se acepta que el principal potencial de aplicación del compost como sustituto de la turba en mezclas de sustratos y enmiendas se encuentra en la jardinería doméstica, ya que en el sector profesional la reducción del consumo de turba y su sustitución por otros materiales alternativos que resulten más económicos es muy inferior (DEFRA, 2007). Así lo expresaron los productores de sustratos y enmiendas participantes en las XI Jornadas.



Fig. 3. Crecimiento de *Pelargonium zonale* y *Begonia semperflorens* en mezclas de turba con diferentes proporciones de compost de biorresiduos.

Tabla 17. Influencia del sustrato en el crecimiento de *Pelargonium zonale* (valores medios por planta).

Sustrato	Peso fresco (g)	Peso seco (g)	Número de hojas	Número de flores
Control	93,5 bc	11,6 ab	38,1 bc	204
10-90	121 a	13,5 a	49,1 a	276
20-80	116 ab	13,2 a	41,2 ab	212
40-60	79,0 cd	9,68 b	30,5 cd	105
60-40	68,2 d	8,70 b	28,2 cd	92
100	40,2 e	5,12 c	22,7 d	102

Tabla 18. Influencia del sustrato en el crecimiento de *Begonia semperflorens* (valores medios por planta).

Sustrato	Peso fresco (g)	Peso seco (g)	Número de hojas	Número de inflorescencias
Control	178 b	11,8 a	56,7 a	5,00 a
10-90	242 a	13,8 a	61,7 a	5,33 a
20-80	244 a	13,2 a	59,7 a	3,00 ab
40-60	149 bc	8,33 b	53,0 a	2,67 b
60-40	106 cd	6,08 c	41,0 b	2,67 b
100	62,8 d	3,67 d	38,7 b	2,33 b

Tabla 19. Concentraciones de elementos en tejidos de plantas para *Pelargonium zonale* (% en base a materia seca).

Nutriente	N	P	K	Ca	Mg
Valores sugeridos ¹	3,3-4,8 (2,4)	0,40-0,67 (0,24)	2,5-4,5 (0,7)	0,81-1,2 (0,77)	0,20-0,52 (0,14)
Control	1,87 a	0,52 b	2,82 a	1,74 a	0,20 a
10-90	2,42 b	0,62 a	3,40 b	1,50 ab	0,19 ab
20-80	2,46 b	0,55 b	3,90 c	1,34 bc	0,17 bc
40-60	2,45 b	0,43 c	3,27 b	1,26 bc	0,16 bc
60-40	2,36 b	0,41 cd	3,89 c	1,22 c	0,14 c
100	2,42 b	0,36 d	3,48 bc	1,14 c	0,15 bc

¹Entre paréntesis, valores por debajo de los cuales pueden empezar a presentarse síntomas de deficiencia

Tabla 20. Concentraciones de elementos en tejidos de plantas para *Begonia semperflorens* (% en base a materia seca).

Nutriente	N	P	K	Ca	Mg
Valores de referencia	2,00-6,00	0,29-0,75	2,25-6,00	1,00-3,10	0,30-0,88
Control	1,94 a	0,37 ab	1,93 a	1,48 a	0,48 a
10-90	2,59 b	0,47 c	2,30 a	1,26 a	0,38 a
20-80	2,81 b	0,42 bc	3,28 b	1,24 a	0,47 a
40-60	3,46 c	0,35 ab	3,83 bc	1,23 a	0,63 b
60-40	3,27 c	0,30 a	4,41 c	1,18 a	0,60 b
100	3,30 c	0,36 ab	5,32 d	1,35 a	0,60 b

EL COMPOST COMO ENMIENDA O ABONO ORGÁNICO

Como ya se ha indicado anteriormente, el compost de biorresiduos es, atendiendo a su composición, un abono orgánico semejante al estiércol, que se comporta como tal, tan pronto como se deposita sobre el suelo y sus nutrientes son lixiviados sobre el mismo (Fig. 4). Cuando el compost se emplea como enmienda del suelo o abono orgánico, igualmente habrán de tenerse en cuenta su valor de CE y de elementos solubles para decidir las proporciones en que se aplica, a fin de evitar una excesiva

salinidad de la mezcla final y el consiguiente impacto en el medio ambiente y la salud pública.



Fig.4. Crecimiento vegetal por efecto fertilizante tras la lixiviación del compost depositado sobre el suelo.

A menudo, el compost se aporta a los suelos agrícolas para satisfacer las necesidades de nitrógeno de los cultivos, y esta práctica suele conducir a la aplicación de un exceso de otros nutrientes esenciales y de elementos que no lo son, como sodio y cloruro, y que resultan perjudiciales para el suelo, las plantas y la salud de los consumidores (Hargreaves et al., 2008).

Por ello, en la producción frutícola se recomienda no superar el valor de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la CE del compost usado como enmienda del suelo y lechos de plantación (WRAP, 2014a). El Instituto de Paisajismo británico fija unos valores máximos de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el compost empleado en paisajismo general (lechos de plantación, árboles, plantación de arbustos y herbáceas, establecimiento de césped), 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en recebos y mantenimiento de césped y 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en acolchados y en la fabricación de mezclas (WRAP, 2014b).

Los valores máximos de CE aceptados para cada una de las clases I, II y III definidas en la Norma Tecnológica de Jardinería y Paisajismo NTJ 05C son 2000, 3000 y 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente, siendo los composts clasificados como Clase I y II de calidad alta e intermedia, mientras que los requisitos especificados para la Clase III son los mínimos necesarios para considerarlo un compost apto para el uso en el sector de los espacios verdes (Fundació de l'enginyeria agrícola catalana–Colegio oficial de ingenieros técnicos agrícolas y peritos agrícolas de Cataluña, 2006).

Jardinería urbana

Conviene diversificar en la medida de lo posible las salidas del compost, ampliándolas a otros usos diferentes de los sustratos, que sean menos exigentes en términos de olores, estabilidad, granulometría y propiedades fisicoquímicas. El empleo del compost como acolchado o como componente de enmiendas del suelo en jardinería y restauración paisajística se presenta como una alternativa que permite aumentar los rendimientos de las plantas de compostaje, al utilizar directamente compost con mayor granulometría, menor madurez, mayor salinidad, etc. A las mencionadas ventajas relativas a la mejora de las propiedades físicas, químicas y biológicas que se consiguen por aplicación del compost al suelo, se añaden los beneficios ambientales derivados de la menor lixiviación de nitratos y fosfatos (WRAP, 2004b)

A lo largo de los últimos años, las nuevas obras de jardinería contratadas por los servicios técnicos del Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián se han caracterizado por el incremento del rigor y la exigencia en las especificaciones y los controles analíticos de los materiales empleados. Se ha pasado en poco tiempo de ejecutar las construcciones de la forma tradicional, empleando la tierra natural existente o importada de baja calidad, caracterizada por su carácter arcilloso y pesado, al empleo de tierra vegetal (mezcla de tierra natural con arena y compost, según la definición del Real Decreto 865/2010), consiguiéndose mejorar considerablemente las propiedades físicas del suelo, especialmente su porosidad, aireación y permeabilidad. El resultado ha sido un sensible incremento en el desarrollo y vigor de las especies sembradas y plantadas, con una reducción importante de los costes de mantenimiento.

Sin embargo, la experiencia adquirida en el empleo de compost, tanto en jardinería ornamental como deportiva (Figs. 5-8), se limitaba al compost de residuos verdes de jardín, que era el único disponible en Gipuzkoa hasta la implantación en 2008 de la recogida selectiva de biorresiduos de cocina. Para su uso en jardines urbanos, el nuevo compost obtenido a partir de residuos de alimentos debería presentar, además de unas adecuadas propiedades físicas y químicas, una máxima calidad en cuanto a su contenido en metales pesados (clase A) y a su carga bacteriológica, y un elevado grado de madurez, que garantizase la ausencia de molestias por malos olores (<http://www.diariovasco.com/v/20120214/tolosa-goierri/preparativos-parques-jardines-20120214.html>).



Fig. 5. Empleo de mezclas de arena y compost de residuos verdes en jardinería urbana.



Fig.6. Siembra de jardines sobre mezclas de arena y compost de residuos verdes.



Fig.7. Enmienda de suelos con compost de residuos verdes en calles de golf.



Fig. 8. Construcción de calles y greens de golf con compost de residuos verdes.

A la vista de lo anterior, el Laboratorio Agroambiental de Fraisoro llegó a un acuerdo con el Ayuntamiento donostiarra para la realización de diversos ensayos en jardines públicos. A tal fin, se preparó una mezcla de tierra, arena y compost (2:2:1 en volumen) y otra de tierra y compost (1:0:1 en volumen), que se aplicaron en los terrenos de unos jardines de nueva construcción (Figs. 9-12). En la Tabla 21 se resumen las principales propiedades físicas de las citadas mezclas, observándose que la porosidad, aireación y retención de agua son superiores en la mezcla 1:0:1.

Tabla 21. Propiedades físicas de mezclas de tierra, arena y compost.

Parámetro	Mezcla 2:2:1	Mezcla 1:0:1
Densidad aparente seca, g/cm ³	1,462	1,059
Porosidad total, %	43,4	56,8
Agua fácilmente asimilable, %	13,2	12,3
Agua de reserva, %	0,6	3,2
Agua difícilmente asimilable, %	25,4	34,4
Porosidad de aire, %	4,1	6,9



Fig. 9. Aplicación de compost en hoyos de plantación.



Fig. 10. Aplicación de mezcla de arena, tierra y compost de residuos de alimentos en jardinería urbana.



Fig. 11. Nivelación de la superficie antes de la siembra.



Fig. 12. Estado del jardín a los tres meses de la siembra.

Con respecto a los parámetros químicos, en la Tabla 22 se aprecia que la incorporación de compost a la tierra supone un aporte de materia orgánica y de nutrientes que incrementa el nivel de fertilidad del suelo hasta valores superiores en el caso de la mezcla de tierra y compost. Se concluye que las mejores propiedades físicas y químicas de esta última mezcla, que además resulta bastante más económica al prescindir de la arena, justifican su empleo en céspedes ornamentales y parterres, en los que la enmienda aportada actúa como una reserva de nutrientes. Este no es el caso de los céspedes deportivos ni de los cultivos hortícolas que, como veremos a continuación, están sometidos a unas condiciones mucho más exigentes, que imponen la utilización de elevadas cantidades de arena para mejorar la textura y las propiedades físicas del medio de cultivo.

Tabla 22. Parámetros químicos de mezclas de tierra, arena y compost¹.

Parámetro	Mezcla 2:2:1	Mezcla 1:0:1
pH	8,1	7,9
CE, $\mu\text{S}/\text{cm}$	2093	3779
P, mg/L	54	100
K, mg/L	331	1260
Mg, mg/L	146	266
Materia orgánica, %	2,61	7,22
Relación C/N	11	9

¹Según métodos de análisis de suelos.

Jardinería deportiva

La construcción de las modernas superficies deportivas de alto rendimiento, sometidas a un uso intensivo, está regulada por unas rigurosas especificaciones y normas técnicas de carácter nacional e internacional. Entre estas últimas, destacan las de la Asociación de Golf de Estados Unidos (USGA) y las del Instituto de Investigación en Céspedes Deportivos (STRI) del Reino Unido. En el Estado español se rigen por las normas técnicas UNE 41959-1 (Superficies deportivas de hierba natural. Parte 1: Sistemas de construcción para superficies deportivas de fútbol, rugby y golf. Métodos de ensayo) y UNE 41959-3 (Superficies deportivas de hierba natural. Parte 3: Métodos de ensayo en laboratorio).

Las elevadas prestaciones de cubierta vegetal, aireación, permeabilidad, etc., exigidas a dichas superficies imponen la construcción de la capa de enraizamiento con una base de arena, complementada con otros componentes orgánicos y minerales que, manteniendo las propiedades de la arena, mejoren sus características de retención de agua y nutrientes minerales. Tradicionalmente se han empleado a tal fin tierras arenosas, turbas, compost u otros materiales. En la práctica, resulta cada vez más difícil conseguir un suministro estable de tierras arenosas que cumplan las citadas especificaciones. Las turbas rubias y negras presentan diversos problemas de esponjosidad, exceso de finos, salinidad, etc. (Merino y Ansorena, 1998), por lo que se tiende a su sustitución por compost como componente de dichas mezclas.

Por los citados motivos, en los últimos proyectos en que ha participado nuestro Laboratorio se viene recomendando el empleo de capas de enraizamiento a base de mezclas de arena silíceas y compost que cumplan las especificaciones de las normas técnicas. Así, en el último proyecto de construcción del estadio de un club de la Liga Profesional de Fútbol se prepararon diferentes mezclas de proporciones variables de arena y compost (VFG, por su menor salinidad) (Fig. 13). Dichas mezclas fueron sometidas a los ensayos correspondientes, seleccionándose la mezcla con un 15% de compost (Figs. 14-15), por ser la que mejor se ajustaba a las especificaciones requeridas.



Fig. 13. Arena, compost VFG y mezclas de ambos para capa de enraizamiento de fútbol.



Fig. 14. Capa de enraizamiento para fútbol (mezcla de arena y compost VFG 85:15).



Fig. 15. Desarrollo del césped sobre capa de enraizamiento arena-compost VFG (85:15).

Restauración paisajística

Como consecuencia de los desmontes y rellenos llevados a cabo en las obras de construcción de redes viarias, frecuentemente es necesario proceder a la restauración de vertederos, taludes y parterres, mediante el aporte de materia orgánica a través de hidrosiembras, o de la aplicación directa de tierra vegetal. A menudo, estos terrenos no poseen capa de suelo o, en caso de disponer de la misma, suele ser de muy baja calidad, por la presencia de piedras, cascotes y material arcilloso sin estructura y carente de materia orgánica humificada. En consecuencia, la aportación simultánea de humus y nutrientes minerales al suelo mediante la aplicación de compost presenta un elevado potencial de mejora de las condiciones de crecimiento vegetal, tanto para la siembra de especies cespitosas como para la plantación de especies arbóreas.

Además, la aplicación de compost permite reducir las pérdidas por erosión de suelo, que acaba siendo transportado a regatas, ríos y lagos, donde se acumula como sedimentos. Las partículas sedimentadas pueden contener nutrientes minerales o materiales tóxicos, amenazando la salud de los organismos acuáticos y comprometiendo los valores comerciales, recreativos y estéticos de los recursos hídricos. En consecuencia, la prevención de la erosión es esencial para proteger los cursos de agua y mantener la calidad y productividad del suelo (WRAP, 2011c).

En este contexto, en 2011 se estableció un marco de colaboración con el Departamento de Infraestructuras viarias de la Diputación Foral de Gipuzkoa para llevar a cabo diferentes ensayos de campo, con vistas a determinar el potencial de aplicación del compost en restauración paisajística. A tal fin, se seleccionó la Variante Oeste de Arrasate, que había sido finalizada recientemente, en la que se delimitaron dos zonas:

- Depósito de sobrantes en una vaguada rellena con tierras de excavación, situada junto a la boca Sur del túnel, y caracterizada por la ausencia de tierra vegetal y la elevada pendiente, que hizo necesario el empleo de la técnica de hidrosiembra.
- Parcelas 1 y 2, ubicadas junto a la boca Norte del túnel, a ambos lados de la rotonda, carentes de capa de suelo.

En ambas zonas se procedió a la hidrosiembra de especies cespitosas en octubre de 2010, pero con la diferencia de que en la vaguada se llevó a cabo directamente, incorporándose el compost a la mezcla proyectada sobre la superficie, mientras que en las dos parcelas se aplicó previamente una capa de compost, que en la parcela 2 fue mezclada con la capa inferior de suelo mediante un rotavator. Al cabo de 4-6 meses, a la salida de un invierno muy lluvioso, el crecimiento vegetal observado fue extraordinario, apreciándose el efecto beneficioso del compost tanto en la densidad de cubierta vegetal como en el vigor y el color de la vegetación, consecuencia de la mejora en las propiedades físicas del suelo y del aporte de nutrientes resultante de la aplicación del compost (Figs. 16-21).



Figura 16. Superficie de un relleno de sobrantes de obra.



Fig. 17. Desarrollo de cubierta vegetal tras la hidrosiembra.



Fig. 18. Superficie de la parcela 1 antes de la aplicación de compost.



Fig. 19. Desarrollo de cubierta vegetal en la parcela 1.



Fig. 20. Extensión de compost sobre el suelo en la parcela 2.



Fig. 21. Desarrollo de cubierta vegetal en la parcela 2.

Recuperación de suelos degradados

Kutxa Ekogunea es un eco-parque situado en la periferia de la capital donostiarra, en la finca Zabalegi, que fue durante muchos años la sede de una Granja-Escuela, en la que se cultivaban hortalizas, frutas y forrajes. Los suelos de la finca se vieron muy afectados por la construcción del vial conocido como Segundo Cinturón (Fig. 22). Además del aspecto visual (piedras, cascotes, residuos de obra, etc.), las inadecuadas características de los suelos para los cultivos se manifestaban por su elevado contenido en arcilla y limo, la compactación y el consiguiente encharcamiento, lo que dificultaba la puesta en marcha del proyecto de Parque de Huertos de ocio activo (https://kutxa.kutxabank.es/cs/Satellite/kb/es/que_hacemos_2/medioambiente/parque_de_huertos/generico), destinado a sede principal de la Red de parques hortícolas a crear en toda Gipuzkoa, para el cultivo de hortalizas de manera ecológica.

Se decidió mejorar la aireación, el drenaje y la fertilidad de los suelos mediante la adición de arena silíceo de cantera, de una granulometría adecuada, y compost de Lapatx. De acuerdo con el protocolo de actuación elaborado por Abelur Nekazaritza Zerbitzuak y el Laboratorio Agroambiental de Fraisoro (Figs. 23-26), las labores realizadas para la recuperación de los suelos degradados fueron las siguientes:

1. Pase de subsolador para descompactar en una profundidad de al menos 35 cm y aporte de compost en un espesor de 8 cm.
2. Pase de grada de discos o rotocultivador en la capa superficial de 10 cm de profundidad para desmenuzar los terrones de arcilla y limo (a tempero, cuando el terreno no está ni muy húmedo, ni excesivamente seco).

3. Siembra de la mezcla de semillas seleccionadas, tras la preparación del terreno mediante el pase de grada rotativa.
4. Desbroce de la cubierta vegetal y enterrado como abono verde.
5. Aporte de una capa de arena sílicea en un espesor de 7-10 cm para mezclar con 10 cm de suelo suelto, mediante pase de grada o rotocultivador.

En el momento adecuado para la aplicación del compost, la planta de compostaje no disponía de las cantidades necesarias del producto maduro. En cualquier caso, la madurez del compost no es tan crítica para su empleo como enmienda o abono orgánico que como se ha indicado para sustratos, especialmente si se aplica como tierra vegetal, en forma de mezclas con arena y tierra natural, según la definición del Real Decreto 865/2010, ya que a la dilución del compost en la mezcla se añade la que resulta de su aplicación al suelo. Considerando el entorno periurbano de la finca, se decidió aplicar compost inmaduro, asumiendo las inevitables molestias por olores y los riesgos de fijación de nitrógeno. Finalmente, el resultado fue plenamente satisfactorio, y el Parque de Huertos pudo ser inaugurado el 21 de marzo de 2014 (Figs. 27-28).



Fig. 22. Terrenos del Ekogunea, antes de la recuperación de los suelos degradados.



Fig. 23. Acopio de compost inmaduro en los terrenos del Ekogunea.



Fig. 24. Siembra de la mezcla de semillas.



Fig. 25. Cubierta vegetal empleada como abono verde.



Fig. 26. Terreno del Parque de Huertos, tras el enterrado de la cubierta vegetal, aportación de arena y mezcla con el suelo.



Fig. 27. Parque de Huertos de ocio activo del Ekogunea.



Fig. 28. Inauguración del Parque de Huertos de ocio activo del Ekogunea.

A partir de la puesta en marcha del Parque, se implantó un plan de fertilización de los huertos en base a aportaciones de compost de biorresiduos y al enterrado de los restos de cosechas. En dicho plan las dosis de compost a aplicar se establecen en función de los resultados de los análisis de suelo y de las aportaciones del compost empleado como abono orgánico, tanto en formas solubles y de reserva (nutrientes extraíbles en agua y en CAT) como a largo plazo, a lo largo de todo el ciclo de cultivo (elementos totales). Con ello se plantea el problema de la baja mineralización del nitrógeno del compost, ya que si se realizan todas las aportaciones de este elemento mediante el compost, se hace necesario aplicar dosis muy elevadas del mismo (con los problemas ambientales asociados) o recurrir a otras fuentes complementarias de fertilización nitrogenada.

CONCLUSIONES

De todo lo anteriormente expuesto se deduce que la composición y las propiedades del compost de biorresiduos pueden variar ampliamente entre diferentes regiones (e incluso, dentro de una misma región, o entre distintas partidas de un mismo compost comercial), en función de diversas variables: autocompostaje o compostaje industrial, proporción de residuos de cocina y de jardín compostados, control y duración del proceso, etc. Por lo tanto, también variarán las posibles aplicaciones del compost como sustrato, enmienda o abono orgánico, así como las dosis de empleo, por lo que es esencial establecer un mínimo control de calidad del compost.

En este sentido, el cumplimiento de los requisitos legales para la comercialización del compost, centrado en parámetros como las concentraciones de metales pesados y la carga bacteriológica, resulta muy limitado para conocer su composición y, en consecuencia, sus propiedades y aplicaciones prácticas. En relación al marco legal de comercialización del compost como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos, destaca especialmente la ausencia de una legislación que regule específicamente la distribución del compost obtenido mediante autocompostaje. También se ponen de manifiesto las importantes carencias y contradicciones que presenta, en lo relativo a las condiciones de la recogida de biorresiduos (selectiva o en masa), estabilidad y madurez del compost, condiciones de higienización, contenido en metales pesados y fin de la condición de residuo.

Con fecha 8 de julio de 2014, el MAGRAMA ha abierto un plazo de recepción de solicitudes hasta el 30 de septiembre de 2014 para adaptar el Real Decreto 865/2010 sobre sustratos de cultivo al progreso técnico y la evolución del mercado. Las solicitudes de modificación podrán referirse tanto a nuevos tipos de sustratos o componentes de sustratos a incluir en el anexo I como a variaciones de los existentes, u otras modificaciones de los restantes anexos.

El proceso de unificación de los métodos de caracterización llevado a cabo por el Comité Europeo de Normalización se ha trasladado satisfactoriamente a la legislación de los países europeos. Lamentablemente, dichos métodos no se han implantado en la mayoría de laboratorios del Estado español con fines de investigación y asistencia técnica en el ámbito agronómico, por lo que la interpretación de la información disponible y su comparación con los resultados obtenidos por diferentes métodos y

expresada en distintas unidades resulta muy limitada. En consecuencia, debería afrontarse un proceso entre las diferentes entidades e instituciones implicadas, que permita alcanzar un consenso para el empleo de los métodos de caracterización CEN, tanto en el ámbito legal como en el agronómico, por parte de todos los laboratorios (centros de investigación, docencia, asistencia técnica, etc.). Y debería llevarse a cabo promoviendo los estudios que permitan establecer las correlaciones que, en su caso, pudieran existir, entre los métodos empleados hasta ahora y los nuevos métodos oficiales, a fin de aprovechar todo el conocimiento adquirido a lo largo de décadas de actividad sobre la composición, las propiedades y aplicaciones del compost.

En las XI Jornadas, el Grupo de Sustratos de la SECH acordó iniciar dicho proceso que, además de la calibración de los diferentes métodos empleados, permitirá obtener un mayor conocimiento de las propiedades fisicoquímicas del compost y de otros materiales de diversos orígenes empleados como componentes de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos, ya que se determinará su composición y la distribución de sus elementos constituyentes, en distintas formas de disponibilidad.

La determinación según los métodos CEN de los elementos solubles en agua proporciona una medida de los nutrientes disponibles para las plantas a corto plazo en la solución acuosa del medio de cultivo. La medida de los nutrientes extraíbles en CAT incluye también los elementos presentes en forma de reserva, disponibles durante todo el ciclo de cultivo. Los métodos oficiales en la Unión Europea para ambas extracciones han sido calibrados satisfactoriamente para cultivos en sustrato, por lo que se dispone de las normas de interpretación de resultados. En consecuencia, la combinación de ambas extracciones proporciona una radiografía precisa de los elementos disponibles para las plantas en el sustrato, tanto para los nutrientes como para los oligoelementos y metales pesados.

En el caso de las enmiendas y abonos orgánicos, esta información puede completarse con la determinación de elementos totales mediante digestión con ácidos oxidantes (sulfúrico para nitrógeno, mezcla de ácidos nítrico y perclórico para los restantes nutrientes, mezcla de ácidos clorhídrico y nítrico para metales pesados), a fin de conocer su potencial de suministro de nutrientes y contaminantes a largo plazo. Pero siempre teniendo en cuenta que, al aplicar enmiendas y abonos al suelo, la asimilabilidad de los elementos aportados podrá verse influida en gran medida por las características del medio receptor, del cultivo y de las condiciones de aplicación (tamaño de partícula, época de aplicación, dosis, etc.).

En cuanto a la tipificación del compost como abono, enmienda o componente de sustratos, y al cálculo de las dosis óptimas de aplicación, resulta más adecuado el empleo de criterios agronómicos que el uso de los parámetros legales habitualmente utilizados para medir la calidad del compost industrial, basado en la determinación de los contenidos totales. Con un adecuado control de calidad de los materiales de partida, del proceso y del producto, puede conseguirse que el compost industrial obtenido a partir de biorresiduos de alimentos de alta pureza recogidos selectivamente, presente una reducida carga bacteriológica y bajo contenido en metales pesados. Y de esta forma lograr que no supere los límites máximos correspondientes a la clase A de la legislación española de fertilizantes y de la legislación europea de agricultura ecológica, o a la

menos exigente de la etiqueta ecológica europea. Pero desde el punto de vista agronómico, la salinidad del compost, determinada a través de su contenido en sales solubles, es el parámetro crítico que permite optimizar su empleo como componente de sustratos.

En este sentido, el compost de biorresiduos de jardín puede emplearse como componente de sustratos, sin más restricciones que sus propiedades físicas (especialmente su reducida capacidad de retención de agua), que pueden optimizarse ajustando su granulometría y proporción en la mezcla. Sin embargo, el compost producido a partir de residuos de alimentos, sea en autocompostaje o en compostaje industrial, por su elevado contenido en nutrientes es asimilable a un estiércol, tanto desde el punto de vista legal como agronómico. Y su alta concentración de sales solubles limita su uso como componente de sustratos a la jardinería doméstica, especialmente para el compost de biorresiduos de alimentos crudos y cocinados de origen vegetal y animal, ya que a su elevada salinidad se une el riesgo potencial de sodicidad.

Algunos autores proponen el lavado del compost con agua de calidad, dada la elevada eficiencia de lixiviación de cloruro, sodio y otras sales solubles (Abad et al., 2008; Carrión et al., 2005). Pero, al margen de las dificultades que, en la práctica, presenta el manejo de un compost excesivamente húmedo tras haber sido sometido a lavado (como fue expresado por los productores de compost en las XI Jornadas), debe tenerse en cuenta que al mismo tiempo se arrastran las partículas más finas, que son las que confieren al compost su capacidad de retención de agua, así como el impacto ambiental derivado de la gestión de los efluentes generados por el lavado de los compost.

Cuando se emplea el compost como componente de sustratos y enmiendas, en mezclas con turba, tierra, arena y otros ingredientes, no es suficiente la caracterización individual de cada uno de los componentes, ya que en la mezcla se producen interacciones físicas, químicas y biológicas. Esto hace que las propiedades de la mezcla no coincidan con la media ponderada de las propiedades de sus componentes, por lo que deben de caracterizarse dichas mezclas. Los parámetros más importantes para controlar dichas propiedades en el laboratorio dependen de sus aplicaciones: en sustratos, las propiedades físicas son las más importantes, seguidas de las propiedades químicas, mientras que en enmiendas y, especialmente, en abonos orgánicos, se da prioridad a sus propiedades químicas.

A lo anterior se añade la gran variabilidad temporal en la composición del compost de biorresiduos de alimentos, que debería reducirse al mínimo posible en las plantas de compostaje, mediante la implantación de sistemas internos de control de calidad, que permitan asegurar la trazabilidad a través de un riguroso control e identificación de las materias primas utilizadas y de las diferentes partidas de compost, según lo dispuesto en la legislación de fertilizantes y de sustratos.

En consecuencia, las posibles aplicaciones del compost producido a partir de residuos de alimentos en el sector profesional de abonos y enmiendas orgánicas se enfrentan a la difícil competencia con otros residuos orgánicos producidos en cantidades muy superiores, como los estiércoles animales y, en su caso, los lodos de depuradora

(Lekuona et al., 2002). La baja mineralización del nitrógeno en el compost, en comparación con otros residuos orgánicos, con tasas de mineralización muy superiores, como los compost de estiércoles (Martínez Amorós, 2014), hace que el suministro mediante el compost de nitrógeno disponible para las plantas sea bastante bajo, especialmente a corto plazo, y solo las aplicaciones repetidas durante largos periodos puedan tener un efecto medible (European Commission and Joint Research Centre, 2014), por lo que el compost debe aplicarse a elevadas dosis o mezclarse con otras fuentes de nitrógeno orgánico o mineral. Con el inconveniente de que, al mismo tiempo, se aportan grandes cantidades de otros elementos (como cloruros, sodio, fosfatos, etc.), que pueden resultar perjudiciales para los suelos, las plantas y el medio ambiente en general.

A lo largo de los últimos años, en Gipuzkoa se han explorado todas las aplicaciones potenciales del compost, que habían sido previstas antes de la implantación de la recogida selectiva de biorresiduos y, por tanto, sin conocimiento de las propiedades del compost resultante. Descartado el empleo del compost en la producción industrial de sustratos, sus áreas de aplicación se limitan prácticamente a la jardinería, el paisajismo y la recuperación de suelos degradados. Con la limitación de la baja disponibilidad del nitrógeno del compost y de que, por su elevado potencial de salinidad y sodicidad, incumple las especificaciones y normas técnicas aplicables en las áreas de la fruticultura, la jardinería y el paisajismo.

Además, debe tenerse en cuenta que, a pesar de los resultados aparentemente satisfactorios, no se han valorado los impactos ambientales en los suelos y las aguas que podrían derivarse de dichas restricciones. Por otro lado, y a consecuencia de la crisis económica, la demanda y las necesidades de compost y de otros materiales semejantes empleados en dichos sectores y en la obra pública se han visto drásticamente reducidas en los últimos años, tanto en nuestro territorio como en otras comunidades autónomas, por lo que los citados yacimientos de aplicación del compost muestran claros síntomas de agotamiento.

Referencias

- Abad, M., Fornes, F., Mendoza-Hernández, D. y García de la Fuente, R. 2008. Actas de Horticultura 53:17-31.
- ACR+, 2005. Gestión de residuos domésticos biodegradables: ¿Qué perspectivas tienen las autoridades locales europeas?
- ACR+. 2009. Quantitative Benchmarks for Waste Prevention. A guide for Local & Regional authorities in support of the new Waste Framework Directive.
- Aduriz, J., Ansorena, J., Merino, D., Mondragon, I., Amorena, A. y Camps-Arbestain, M. 2006. Aplicación y destino potenciales del compost producido en Gipuzkoa. Congreso Internacional sobre la Nueva Cultura del Aprovechamiento de la Biomasa y de la Fracción Orgánica de los Residuos Municipales. Vitoria-Gasteiz, 9 y 10 de mayo.
- Aguirre, A., Ansorena, J. y Gundín, A. 2010. La Red de Compostaje Doméstico de Gipuzkoa. Residuos N° 119:10-18.

- Ahmed, M., Idris, A. and Syed Omar, S.R. 2007. Physicochemical characterization of compost of the industrial tannery sludge. *J. of Eng. Sci. and Technology*. Vol 2, N° 1:81-94.
- Alt, D. and Peters, I. 1993. Analysis of macro and trace elements in horticultural substrates by means of the CaCl₂/DTPA-method. *Acta Hort*. 342:287-292.
- Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G. and Revel, J.C. 2005. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. *Chemosphere* 59:801-810.
- Ansorena, J. 1994. *Sustratos. Propiedades y caracterización*. Ed. Mundi-Prensa.
- Ansorena, J., Marino, N., and Legorburu, I. 1995. Agricultural use of metal polluted soil near an old lead-zinc mine in Oiartzun (Basque Country, Spain). *Env. Technology* Vol. 16, 213-222.
- Ansorena, J. 2010. Compostaje de residuos de cocina y legislación europea. *Residuos* N° 120:14-25.
- Ansorena, J. 2011. El compost de biorresiduos en la legislación española: luces y sombras. *Residuos* N° 122:66-70.
- Ansorena, J., González, A. y Moreno, A. 2011. La gestión de los biorresiduos en el marco de la legislación comunitaria (I). Recogida selectiva. *Residuos* N° 121, 16-23.
- Ansorena, J., Batalla, E., Merino, D. y Moreno, A. 2012. El compost de biorresiduos como componente de sustratos. *Horticultura* N° 300: 42-47.
- Ansorena, J., Batalla, E. y Merino, D. 2014. Propiedades físicoquímicas del compost de residuos de alimentos y su empleo como componente de sustratos. XI Jornadas de la SECH. Zizurkil, 25-27 jun.
- Arcadis. 2009. Assessment of the options to improve the management of bio-waste in the European Union. Annex A. Baseline scenarios.
- Barral, M.T., Moldes, A., Cendón, Y. and Díaz-Fierros, F. 2007. Assessment of municipal solid waste compost quality using standardized methods before preparation of plant growth media. *Waste Management & Research* 25: 99-108.
- Barral, M.T., Paradelo, R., Domínguez, M. and Díaz-Fierros, F. 2011. Nutrient Release Dynamics in Soils Amended With Municipal Solid Waste Compost in Laboratory Incubations. 2011. *Compost Science & Utilization* Vol. 19 N° 4, 235-243.
- Barth, J. 2005. Product and Application Differences of Compost and AD-Residues based on Different Raw Materials, Treatment Technologies and Collection Areas, Report ORG0023, Banbury, Oxon: WRAP.
- Bartl, B., Hartl, W and Horak, O. 2002. Long-term application of biowaste compost versus mineral fertilization: Effects on the nutrient and heavy metal contents of soil and plants. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165:161-165.
- Baumgarten, A. 2004. CEN-Methods (European Standards) for Determining Plant Available Nutrients-a Comparison. *Acta Hort* 644, 343-349.
- Benito, M., Masaguer, A., De Antonio, R. and Moliner, A. 2005. Use of pruning waste compost as a component in soilless growing media. *Bioresour. Technol.* 96: 597-603.
- Brigliadori, V. 2013. The third technical report for end-of-waste criteria on biodegradable waste subjected to biological treatment. *Env. Eng. and Manag. J.* 12:19-22.

- Carión, C., Abad, M., Fornes, F., Noguera, V., Maquieira, Á and Puchades, R. 2005. Leaching of Composts from Agricultural Wastes to Prepare Nursery Potting Media. *Acta Hort.* 697:117-124.
- Centemero, M., Ragazzi, R. and Favoino, E. 1999. Label policies, marketing strategies and technical developments of compost marketing in the European Countries. *Proc. Organic Recovery and biological treatment, ORBIT 99, Part 2. Rhombos, Berlin*, pp. 355-362.
- DEFRA. 2007. Monitoring of peat and alternative products for growing media and soil improvers in the UK. Second biennial report by ADAS UK Ltd and Enviros Consulting Ltd.
- Dubský, M., Srámek. 2009. The effect of rockwool on physical properties of growing substrates for perennials. *Hort. Sci.* 36 (1): 38-43.
- Dubský, M. 2014. Comunicación personal.
- Echevarría, S. 1996. Quantificació dels ions més freqüents en extractes aquosos de compost de diferents orígens: relació amb la conductivitat elèctrica. Treball final de carrera. Barcelona: ESAB-UPC 126p.
- Enviros Consulting Limited. 2009. Bioganix Research Limited Defra NTDP Project Manager. Revision 2 DEFRA. Demonstrator Project Final Report.
- European Commission and Joint Research Centre. 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals.
- Farrell, M., Jones, D.L. 2010. Food waste composting: Its use as a peat replacement. *Waste Management* 30:1495-1501.
- Fundació de l'enginyeria agrícola catalana–Colegio oficial de ingenieros técnicos agrícolas y peritos agrícolas de Cataluña. 2006. Normas tecnológicas de jardinería y paisajismo. NTJ 05C. Composts: calidad y aplicación en espacios verdes.
- García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1907-1913.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R. 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 123:1-4.
- Harrison, E.Z. 2004. Hygienic Implications of Small-Scale Composting in New York State. The Cornell Waste Management Institute.
- Hartl, W., Putz, B. and Erhart, E. 2003. Influence of rates and timing of biowaste compost application on rye yield and soil nitrate levels. *European J. of Soil Biol.* 39:129-139.
- Hicklenton, P. R., Rodd, V., Warman, P. R. 2001. The effectiveness and consistency of source-separated municipal solid waste and bark composts as components of container growing media. *Sci. Hort.* 91:365-378.
- Hogg, D., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W. and Antler, S. 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australia. The Waste and Resources Action Programme (WRAP), Oxon.

- Hogg, D., Gibbs, A., Favoino, E. and Ricci, M. 2007. "Managing Biowastes from Households in the UK: Applying Life-cycle Thinking in the Framework of Cost-benefit Analysis. Appendices to the Main Report". Eunomia Research & Consulting Ltd.
- Hseu, Z.Y. 2004. Evaluating heavy metals contents in nine composts using four digestion methods. *Bioresource Technol.*, 95: 53-59.
- Huerta, O., López, M., Soliva, M., Iribarren, I., Fdez-Canteli, P. 2005. Proyecto de caracterización y tipificación del compost producido en España. A: I Internacional Conference on Soil and Compost Eco-Biology. Soil ACE. Conference Book, p. 289-290.
- Huerta, O., López, M., Soliva, M. 2010. Procés de compostatge: Caracterizació de mostres. Diputació de Barcelona. 431 pp.
- IPTS and JRC. 2012. Technical report for End-of-waste criteria on Biodegradable waste subject to biological treatment. Third Working Document.
- Kokkora, M. I. 2008. Biowaste and vegetable waste compost application to agriculture. PhD Thesis. School of Applied Sciences. Cranfield University.
- Laparidi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T. and Kyriacou, A. 2006. Quality assessment of composts in the Greek market: The need for standards and quality assurance. *J. of Env. Management* 80: 58-65.
- Lazcano, C., Arnold, J., Tato, A., Zaller, G. and Domínguez, J. 2009. Compost and vermicompost as nursery pot components: effects on tomato plant growth and morphology. *Spanish J. of Agricultural Res.* 7(4), 944-951.
- Lekuona, A., Pinto, M. y Besga, G. 2002. Inventario de residuos orgánicos de la Comunidad Autónoma del País Vasco Año 2001. Informe Técnico 97. Gobierno Vasco.
- López-López, N. and López-Fabal, A. 2013. Evaluation of Urban Solid Waste and Sewage Sludge Composts as Components of Growing Media. *Acta Hort.* 1013:231-238.
- Marín, M. y Martínez, M.J. 1998. Estudi del contingut en metalls pesants totals y assimilables en compost de residus sòlids urbans. Treball final de carrera. ESAB-UPC. 252p.
- Martínez Amorós, E.M. 2014. Optimización del uso de compost de origen ganadero en semillero de hortícolas: Influencia de la salinidad y tipo de compost. Trabajo Fin de Carrera, Dpto. Agroquímica y Medio Ambiente. Escuela Politécnica Superior de Orihuela, Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Martínez-Blanco, J., Muñoz, P., Antón, A. and Rieradevall, J. 2008. LCA of the application of compost from organic municipal solid waste in horticulture fertilization. 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Zurich, November 12-14.
- Martínez-Blanco, J. 2012. Sustainability assessment of municipal compost use in horticulture using a life cycle approach. Doctoral thesis. Institut de Ciència I Tecnologia Ambientals. Universitat Autònoma de Barcelona.

- Masaguer, A., Vidueira, P., Moliner A. and Zárata, B.H. 2013. Physical Characterization of Growing Media Using Standard Methods (CEN) – Limitations of Applicability for Pine Bark and Vermiculite. *Acta Hort.* 1013:85-88.
- Meisl, T., Dubský, M., Srámek, F. and Necas, T. 2012. The effect of clay amendment on substrate properties and growth of woody plants. *Acta Univ. Agr. et Silv. Mend. Brun.* Vol. LX, 8:163-170.
- Merino, D. y Ansorena, J. 1998. *Césped deportivo. Construcción y mantenimiento.* Ed. Mundi-Prensa.
- Moldes, A., Cendón, Y. and Barral, M.T. 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. *Bior. Tech.* 98:3069-3075.
- Muñoz, J. 2010. El compost de recogida selectiva. Reunión técnica del grupo de residuos de la Conferencia sectorial sobre biorresiduos. *Espluga de Francolí*, 27 abril.
- Nevens, F. and Reheul, D. 2003. The application of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost in addition to cattle slurry in a silage maize monoculture: nitrogen availability and use. *Europ. J. Agronomy* 19:189-203.
- ORBIT/ECN, 2008. Compost production and use in the EU. Final report of ORBIT e.V./European Compost Network ECN to European Commission, Joint Research Centre.
- Paradelo, R., Devesa, R., Moldes, A.B. and Barral, M.T. 2007. Physiologically based extraction of heavy metals in compost: Preliminary results. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 21 S1, 83-85.
- Paradelo, R., Villada, A., Devesa-Rey, R., Moldes, A.B., Domínguez, M., Patiño, J. and Barral, M.T. 2011. Distribution and availability of trace elements in municipal solid waste composts. *J. Environ. Monit.*, 13, 201-211.
- Prasad, M. 2001. Relationship between the 1:1.5 water extract and CaCl₂/DTPA (CAT) extract in various growing substrates. *Acta Hort.* 548, 269-275.
- Rosa, J.A. de la, Centelles, E., Echevarria, S., Paulet, S. and Soliva, M. 2000. Utilització de l'extracte aquós de mostres de sòls i de compost per caracteritzar-los. IV Congrés de la ICEA. Tarragona, octubre.
- Sánchez, J., Marino, N., Vaquero, M.C., Ansorena, J. and Legórburu, I. 1998. Metal pollution by old lead-zinc mines in Urumea river valley (Basque Country, Spain). Soil, biota and sediment. *Water, Air, and Soil Pollution* 107: 303-319.
- Schmilewski, G. 2008. The role of peat in assuring the quality of growing media. *Mires and Peat*, 3:1-8.
- Singh, J. and Kalamdhad, A.S. 2013. Bioavailability and Leaching of Heavy Metals during Composting-A Review. *Int. Res. J. Environment Sci.* Vol. 2(4), 59-64.
- Sonneveld, C. and Voogt, W. 2009a. Substrates: Chemical Characteristics and Preparation. p. 227-256. En: *Plant Nutrition of Greenhouse Crops.*
- Sonneveld, C. and Voogt, W. 2009b. Soil and Substrate Testing to Estimate Nutrient Availability and Salinity Status. p. 53-81. En: *Plant Nutrition of Greenhouse Crops.*
- Vandenauweele, W., 2010. Comunicación personal.

- Weber, G.W., Verhagen, J.B.G.;m, Baas, R. and Straver, N. 2005. Bemestingsadviesbasis Potplanten. WUR-Glastuinbouw, Bleiswijk, 60 p.
- Wehinhold, F., Scharpf, H.C. 1997. Tolerance of ornamental plants to salt, sodium and chloride in potting substrates containing compost made of separately collected organic residues. Acta Hort. 450:221-228.
- Verhagen, j.B.G.M. 2011. Comparison of the EN 1:5 V:V Extraction with the Dutch 1:1.5 VV and the German VDLUFA Method. Acta Hort. 891:273-280.
- VLACO, 2006. “De kwaliteit van thuis’ compost. De resultaten van een onderzoek vitgeboerd door OWS in opdracht vab de OVAM i.s.m.”
- WRAP & Growing Media association. 2004a. Guidelines for the specification of composted green materials used as a growing medium component.
- WRAP. 2004b. To support the development of standards for compost by investigating the benefits and efficacy of compost use in different applications.
- WRAP. 2011a. Guidelines for the Specification of Quality Compost for use in Growing Media.
- WRAP. 2011b. Compost Production for use in Growing Media – a Good Practice Guide.
- WRAP. 2011c. Good practice guide for the use of BSI PAS 100 compost in landscape and regeneration.
- WRAP. 2014a. Compost use in fruit production. Fact Sheet 08. <http://www2.wrap.org.uk/downloads/AgCFS8Fruit.4b9d4559.323.pdf>
- WRAP. 2014b. The Landscape Institute. Compost Specifications for the Landscape Industry. <http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/CompostSpecificationsLandscape1.pdf>
- WRAP. 2014c. Use and benefits of composted green material in growing media. Fact Sheet 10.