



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Compostaxe descentralizada de residuos orgánicos: do ámbito doméstico á granxa



TESE DE DOUTORAMENTO
Marcos A. Vázquez Trillo
2015

Compostaxe descentralizada de residuos orgánicos: do ámbito doméstico á granxa.

Autor: Marcos A. Vázquez Trillo

Tese de doutoramento UDC / 2015

Director: Manuel Soto Castiñeira

Departamento de Química Física e Enxeñaría Química I

Programa de doutoramento¹ en Química Ambiental e Fundamental



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

¹Regulado polo *REAL DECRETO 1393/2007, de 29 de outubro, polo que se establece a ordenación do ensino universitario oficial*



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

DEPARTAMENTO DE QUÍMICA FÍSICA E ENXEÑARÍA QUÍMICA I

Universidade da Coruña

Facultade de Ciencias

Rúa da Fraga, 10 (Campus da Zapateira)

15008 A Coruña

Tfno.: (+34) 981 167 000 ext. 2165

Fax: (+34) 981 167 065

e-mail: dptqfeq@udc.es

MANUEL SOTO CASTIÑEIRA, Catedrático de Universidade, pertencente ao Departamento de Química Física e Enxeñaría Química I da Universidade da Coruña,

AUTORIZA

A Marcos A. Vázquez Trillo a presentar a memoria titulada “**Compostaxe descentralizada de residuos orgánicos: do ámbito doméstico á granxa / Decentralised composting of organic waste: from home composting to the farm scale**”, que foi realizada baixo a súa dirección no Laboratorio de Enxeñaría Química na Facultade de Ciencias, e na Division of Biology and Conservation Ecology, School of Science and the Environment, Manchester Metropolitan University, UK, baixo a supervisión do Dr. Robin Sen, para optar ao grado de Doutor pola Universidade da Coruña.

E para que así conste aos efectos oportunos firman a presente en
A Coruña, a 18 de setembro de 2015.

Fdo. Manuel Soto Castiñeira

Agradecementos

É curioso que unha das últimas cousas que un escribe para a tese de doutouramento, os agradecementos, sexa dos primeiros documentos en incluírse na mesma, e pensándoo ben ten moito sentido. Porque esta tese non sería posíbel nin tería sentido sen todas e cada unha das persoas que se citan a continuación, e espero non esquecerme de ninguén.

En primeiro lugar gustárame agradecer á miña familia e aos meus amigos a paciencia e comprensión nestes últimos anos, por todas esas veces que estaba como ausente mentres traballaba na famosa tese. Aos meus pais, tíos, primos e avós, por crer en min máis que eu mesmo e por darme apoio e ánimos sempre. Nunca é unha decisión fácil ter que marchar da terra, sobre todo por vós, por todo o que se deixa atrás. Pero velaquí está a tese, que de non ter tomado esa decisión seguramente non sería tal como é agora. E quen sabe, espero que máis pronto que tarde sexa hora de volver coller as maletas para regresar.

Aos compañeiros do laboratorio, a todos sen excepción. Moi especialmente aos compañeiros de rutina cos que compartín moitas horas, e que sempre me axudaron e axudan en todo, a David e Tania, moitas grazas. A Haris, grazas por ensinarme un país e unha cultura nova sen saír da Coruña, e grazas pola túa amizade, xenerosidade e humildade. Tamén a Diego e Laura, bolseiros da UDC, moitas grazas por traballar comigo na posta a punto dos sistemas de compostaxe da UDC. Grazas aos compañeiros do laboratorio do lado, porque a verdade é que creo que todos pasamos moi bos anos traballando xuntos e compartindo cafés e conversas... Grazas a todos e todas! A Ana, Andrea, María, Fani, Martín, Eldon, Tania, ás dúas Marta, a Lorena, a Bea e a moitos que, creo, me deixo atrás. Porque isto comezou fai moitos anos e un xa non se acorda. Pero aínda así, todos formades parte desta tese.

A Pablo, Alberto e Juan Carlos. Recordo con moito cariño como me arroupastes o último día que estiven no laboratorio da UDC. Moitas grazas pola vosa axuda en todo, os meus anos de doutouramento foron estupendos. E tamén grazas a Isabel, que sempre estivo disposta a axudarme con todo.

Grazas ao meu amigo Óscar por axudarme coas gráficas que tanto se me resistían e conseguir que quedase unha tese máis bonita do que sería posíbel sen el.

Agradézolle á Universidade da Coruña terme concedido unha bolsa de doutouramento para poder realizar parte desta tese no estranxeiro. A SOGAMA por colaborar connosco nos proxectos de compostaxe doméstica e do Campusteiro, á empresa Fairfield Compost por subministrar mostras de compost durante a estada na MMU, á granxa Excorigal e a Biogea por facilitarnos unha investigación que é un dos piares desta tese, e moitas grazas a Adega, por loitar contra a incineración e contra todos os atentados ambientais que se cometen no meu país, por axudarme sempre coas mostras de compost, cos programas de compostaxe, coas visitas ás plantas e por transmitir eses valores tan nobres de respecto e coidado polo ambiente.

A Antonio Paz e a Rosane. A ambos por deixarnos a mesa de succión para realizar análises, e por suposto por ensinarme a andar con ela, e a ti Rosane tamén moitas grazas pola túa amizade. Por explicarme tantas cousas de Brasil e por axudarme nos principios da tese cos programas de compostaxe doméstica.

A Alcivania e a Carlos, moitas grazas por ofrecervos tan amablemente a facer unha revisión da tese e por ter tanta paciencia e aceptar de bo grado os leves retrasos no envío dos capítulos.

A Manuel Sastre, ao final conseguimos esa publicación! Grazas por dar-me a oportunidade de estar uns meses máis traballando na UDC, foron os últimos, e que pena que non puideramos continuar con todos eses proxectos coas algas. Aí queda o traballo feito, e seguro que a alguén lle será de moita utilidade. Un pracer traballar conxuntamente.

A Mayte. Moitísimas grazas por loitar tanto para que finalmente me concedesen a bolsa para facer a estadía en Mánchester. Nin eu mesmo confiaba en que finalmente puidese facer a investigación na MMU, e ti aí seguías batallando día tras día ata que ao final conseguíchelo. Sen a túa axuda esta tese non sería posíbel tal e como é, e o teu esforzo non só valeu para que puidese facer a estadía, por aquí sigo aínda e non esqueceréi nunca que sen ti non sería posíbel.

A Robin Sen. É destas persoas fabulosas que cando menos o esperas ábrenche unha porta que cambia a túa vida. Fai uns anos alí estaba na Coruña enviando *emails* a descoñecidos para que aceptasen terme 3 meses de bolseiro. Moitos correos nin foron contestados, e outros dicían que non tiñan tempo para min. E este *gentleman* non só aceptou a miña estadía en tempo recorde, senón que me axudou en todo o que puido e pode na miña aventura inglesa. É outra das cousas que non esqueceréi nunca. Moitísimas grazas por todo.

A Andrew Goddard e Chris Ryan. Na actualidade traballamos na mesma empresa, e o primeiro sempre se ofrece moi amablemente a revisar as publicacións. É un grande experto en compostaxe. Moitas grazas por todo, espero que poidamos traballar máis estreitamente no futuro, seguro que aprenderei moito ao teu lado. E a Chris, moitísimas grazas por revisar e corrixir a maior parte do inglés desta tese. Destas persoas que nunca esperas atopar lonxe da casa, que che fan ver que hai xente excelente en todos os lados. Un pouco rosmón ás veces, pero encantador. Outro *gentleman*, que desde fai uns meses está namorado do Albariño e de Galiza.

A Carlos e a Ramón. Así, os vosos nomes pronunciados ao mesmo tempo sempre me fan esbozar un sorriso. Xa pasaron anos desde que nos coñecemos, en Abegondo. Naquela xornada sobre modelos de xestión de residuos urbanos axeitados á dispersión da poboación, fora memorable o sublime repaso que lle derades á subdirectora xeral de calidade ambiental da Xunta de Galiza. Eu ese día decidín intentar asemellarme a vós. A ver se algún día o consigo. Moitas grazas aos dous por todo o apoio co Campusteiro. E a ti, Ramón, grazas pola túa amizade, paciencia, apoio e comprensión con todo o que che pregunto. Foron días inesquecibles traballando xuntos tanto no Campusteiro como na granxa, e esta tese e eu debémosche moito. E xa chegados a este punto, xa sabes... *The show must go on!*

A Alexandra, esta tese sen ti tampouco sería posíbel. Moitas grazas pola túa axuda en todo. Pola túa paciencia, comprensión e cariño. Polos teus ánimos cando non vexo as cousas claras. Por axudarme a conseguir que me concedesen a estadía na MMU, por axudarme a integrarme neste país, por perderte tantas fins de semana ao meu lado, por levantarte cada mañá comigo para despedirte, por revisar o inglés,... Grazas por aguantarme, xa sei que ás veces son un pouco rosmón tamén. Prometo que vai ser a última tese que faga!

A Manolo, o meu director de tese. Máis que iso, un amigo. Esta tese é túa. Recordo aló polo 2006, en Outubro seguramente, cando fora ao teu despacho preguntar como era isto da tesina, do DEA e demais. Ti falábasme de compostaxe e eu non o vía nada claro. Estaba de moda a dixestión anaerobia, e eu creo que poucas veces ouvira falar do compost, non sendo na materia de Tratamento de Residuos. E hoxe en día, que xa sei algo máis, pero tampouco moito, do tema, que feliz me sinto coa decisión que tomara! Nestes anos de doutorado coñecín xente

marabillosa, en Adegas, na UDC, nos congresos,... E evidentemente isto pasou porque aquela mañá do ano 2006 ti falabas de compostaxe e convencéchesme, e eu aceptei o compromiso. Espero por en práctica algún día toda esta experiencia e coñecemento no meu país, para conseguir poder vivir nun sitio un pouco mellor. Isto si que non se esquece! Que paciencia coas revisións, coas miles de dúbidas e de preguntas sobre a tese e sobre o traballo. Que esforzo fixeches sempre para ter aos teus alumnos de doutorado nunhas condicións envexables. Nunca poderei, nunca poderemos agradecerche todo o que fixeches por nós. Grazas de verdade.

E xa por último, ao meu irmán Carlos e a Perfe. Onde queira que esteades. Hoxe meu irmán seguro que estará un pouquiño máis orgulloso de min.

RESUMO

Nos últimos anos tivo lugar a instalación de decenas de miles de compostores domésticos en moitas rexións e países europeos. Estes sistemas moi diversificados e de pequena escala estanse estendendo rapidamente máis aló da esfera doméstica, acadando espazos públicos ou comunitarios e pequenos xeradores, como a escola, as empresas ou os comedores universitarios, e contribúen á sustentabilidade dos programas locais xestión de residuos.

Esta investigación mostra que a compostaxe descentralizada é unha solución axeitada para o tratamento de residuos orgánicos xerados nestes escenarios. Obtense un compost de alta calidade que se pode usar directamente no lugar, evitando así os custos de transporte e reducindo as cargas ambientais. A compostaxe doméstica en Galiza mostrou unha alta eficiencia acadando os 380 kg/compostador·ano. No caso dos xurros, desenvolveuse un novo proceso de co-compostaxe da fracción líquida coa fracción sólida e outros residuos sólidos xerados localmente. Con todo, o alto contido dalgúns metais pesados (principalmente Zn) no compost e as perdas de nitróxeno durante o proceso deben ser debidamente avaliadas. Para estes sistemas a pequena escala foron atopados indicadores de evolución do proceso de compostaxe semellantes aos dos procesos industriais. Os resultados globais apoian a sustentabilidade destes sistemas descentralizados e auto-xestionados de compostaxe.

RESUMEN

En los últimos años ha tenido lugar la instalación de decenas de miles de compostadores domésticos en muchas regiones y países europeos. Estos sistemas diversificados y de muy pequeña escala se están expandiendo rápidamente más allá del ámbito doméstico, alcanzando espacios públicos o comunitarios y pequeños generadores, como por ejemplo la escuela, la empresa y los comedores universitarios, y contribuyen a la sostenibilidad de los programas locales de gestión de residuos.

Esta investigación muestra como el compostaje descentralizado es una solución adecuada para el tratamiento de residuos orgánicos generados en estos escenarios. Se obtiene compost de alta calidad que puede ser utilizado directamente en el sitio, evitando así los costes de transporte y favoreciendo la reducción de las cargas ambientales. Para el compostaje doméstico en Galicia se encontró una elevada eficiencia alcanzando una tasa de 380 kg/compostador·año. Se desarrolló un novedoso proceso de co-compostaje de la fracción líquida de purines con residuos sólidos generados localmente. Sin embargo, el alto contenido de algunos metales pesados (principalmente Zn) en el compost y las pérdidas de nitrógeno deben ser convenientemente evaluados. Para estos sistemas de compostaje a pequeña escala se encontraron indicadores de evolución del proceso similares a los de sistemas industriales.

ABSTRACT

In recent years, a growing demand for decentralised compost production has driven the respective installation of thousands to tens of thousands of domestic composter bins in European regions and countries. These extremely small-scale and diversified production systems are rapidly expanding beyond community areas, such as public spaces, to encompass small generators, e.g. school, company and university canteens as part of local sustainable waste management programmes.

The research carried out proves that decentralised composting is a suitable solution to the treatment of organic waste generated in these scenarios. High quality composts are usually produced which can be directly used on site, thus avoiding transport costs and reducing environmental charges. A high efficiency and a composting rate of 380 kg/composter*year were found for home composting on average in Galiza. In the case of pig manures, a novel process of co-composting of liquid manure fraction with solid manure fraction and other locally generated solid wastes greatly reduces the costs of liquid manure transport to large distances. However, the potential high content of some heavy metals (mainly Zn) in compost and the losses of nitrogen must be conveniently assessed. Similar process evolution indicators to industrial systems were found for the small scale composting systems.

ÍNDICE

Resumo.....	3
1. Introducción: Compostaxe descentralizada de residuos orgánicos	15
2. Materiais e métodos	105
3. O ensaio de DBO como test de estabilidade do compost	159
4. Integración da fraccións líquida do xurro de porcino no proceso de compostaxe	175
5. Perdas de nitróxeno e parámetros químicos na co-compostaxe de residuos sólidos e fracción líquida de xurro porcino	195
6. Humedal construído de fluxo vertical para o tratamento de xurros de porcino	213
7. Características físico-químicas e biolóxicas do compost de programas de compostaxe descentralizada	231
8. A eficiencia e a calidade da compostaxe doméstica en Galiza	257
9. Compostaxe descentralizada de residuos de comedor en centros universitarios	279
10. Conclusións	301

INDEX

Summary	9
1. Introduction: Decentralised composting of organic waste	15
2. Material and methods	105
3. Use of BOD Test to Assess Compost Stability	159
4. Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water re-use	175
5. Nitrogen losses and chemical parameters during co-composting of	

solid wastes and liquid pig manure	195
6. Vertical flow constructed wetland treating high strength wastewater from swine slurry composting	213
7. Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes	231
8. The efficiency and the quality of home composting in Galiza	257
9. Decentralised composting of organic waste from university canteens	279
10. Conclusions	309

Resumo

Nos últimos anos, unha crecente demanda polos sistemas descentralizados de produción de compost levou á instalación de varios miles de composteiros domésticos en varias rexións do estado español, así como doutros países europeos. Estes diversificados sistemas de produción nunha moi pequena escala estanse expandindo rapidamente máis aló dos espazos comunitarios, chegando tamén a espazos públicos para poder abarcar pequenos xeradores de residuos orgánicos, como por exemplo escolas, empresas ou comedores universitarios, como parte de programas locais de xestión sustentábel de residuos.

Esta investigación amosa que os sistemas de compostaxe descentralizada, que abarcan desde a compostaxe doméstica á escala comunitaria e de pequenos xeradores, son unha solución axeitada para o tratamento dos residuos orgánicos xerados nestes escenarios. Xeralmente prodúcese un compost dunha calidade moi alta que pode ser usado directamente no sitio onde se xenera, evitando desta maneira custos no transporte, tanto dos residuos como do produto, e reducindo cargas medioambientais. No caso dos esterco porcinos, a co-compostaxe da fracción líquida do xurro coa fracción sólida e outros residuos orgánicos xerados no ámbito da explotación reduce de forma enorme o custo do transporte do xurro líquido a longas distancias. Emporiso, o contido potencialmente alto dalgúns metais pesados (principalmente Zn) no compost e a perdas de nitróxeno deben ser convenientemente avaliadas. Atopáronse indicadores da evolución similares aos dos procesos industriais para a pequena escala dos sistemas de compostaxe. Os resultados xerais demostran a sustentabilidade destes pequenos sistemas de compostaxe sempre e cando sexan correctamente autoxestionados polos usuarios.

Este informe está estruturado nos Capítulos seguintes:

1. Introducción: Compostaxe descentralizada de residuos orgánicos
2. Materiais e métodos
3. O ensaio de DBO como test de estabilidade do compost
4. Integración da fracción líquida do esterco de porco no proceso de compostaxe para a recuperación de nutrientes e a reutilización da auga
5. Perdas de nitróxeno e parámetros químicos durante a co-compostaxe de residuos sólidos e xurros porcinos
6. Humidal construído de fluxo vertical para o tratamento das augas residuais de alta carga producidas na compostaxe de xurro porcino
7. Características fisicoquímicas e biolóxicas de mostras de compost procedentes de programas descentralizados de compostaxe
8. A eficiencia e a calidade da compostaxe doméstica en Galiza
9. Compostaxe descentralizada de residuos de comedor en centros universitarios

A investigación levada a cabo incluíu o desenvolvemento de métodos sinxelos para avaliar a estabilidade do compost (Capítulo 3), o deseño e experimentación dunha solución integral para a fracción líquida do esterco de porco baseada na combinación dun sistema de compostaxe e un humidal construído (Capítulos 4, 5 e 6), a caracterización de mostras de compost procedentes de

sistemas de compostaxe doméstica e outros sistemas de compostaxe na pequena escala (Capítulos 7 e 8) e o deseño e implementación dun sistema descentralizado e axeitado de compostaxe para os residuos orgánicos producidos nos comedores universitarios (Capítulo 9).

1. Introducción: Compostaxe descentralizada de residuos orgánicos

No capítulo de introdución lévase a cabo unha revisión detallada da literatura sobre o proceso de compostaxe, con énfase nas variábeis operacionais e nas características indicativas da calidade do produto, e particularmente no papel e na práctica da compostaxe doméstica e outros sistemas de compostaxe a pequena escala na xestión dos residuos orgánicos. Máis especificamente, tamén foi revisado o potencial uso combinado da compostaxe e dos humidais construídos para o tratamento e recuperación de recursos de residuos agrícolas e augas residuais

2. Materiais e métodos

Unha descripción detallada dos métodos usados nesta investigación, tanto no campo como no laboratorio, está incluída no Capítulo 2. Así mesmo está incluído en cada artigo da investigación un resumo dos métodos específicos empregados.

3. O ensaio de DBO como test de estabilidade do compost

Mediante un enfoque sustentábel para converter os residuos orgánicos nun material que mellore o solo, a práctica da compostaxe foi amplamente promovida nos últimos anos, extendéndose aos pequenos concellos e tamén á escala doméstica e comunitaria. Isto involucra a un grande número de persoas nos ámbitos da xestión dos residuos orgánicos, no proceso de compostaxe e no uso final do compost, que polo xeral non teñen acceso a laboratorios especializados. Deste xeito surxe a necesidade de métodos máis sinxelos e que estean economicamente dispoñíbeis para determinar a estabilidade do compost producido. É por isto que foi avaliado o uso do equipo rutinario presente na maioría dos laboratorios para realizar os ensaios estándar da DBO_5 para obter índices respirométricos nas mostras de compost, comparando os resultados cun método respirométrico de referencia. Os resultados indican que os ensaios de DBO_5 poden empregarse de forma satisfactoria para obter índices de respiración estáticos, xa sexan con mostra líquida ou sólida, aínda que só o ensaio con mostra líquida (LDBO) reproduce as condicións e simplicidade do procedemento DBO_5 para augas residuais. O método LDBO proporciona un único parámetro, xa sexa expresado coma demanda específica de osíxeno acumulada ($LADBO_{5d}$) ou como taxa de consumo medio ($LDBOR_{5d}$) despois de 5 días de ensaio. En comparación cos resultados do método respirométrico, o umbral de estabilidade equivalente resultou en $4,6 \text{ mgO}_2/\text{gSV} \cdot \text{d}$ de $LDBOR_{5d}$. Ademais, a relación entre $LDBOR_{5d}$ e a demanda de osíxeno acumulado ás 20 horas obtido co método de referencia respirométrico resultou en $0,31 \pm 0,03$, sendo independente do grao de estabilización do compost.

4. Integración da fracción líquida do esterco de porco no proceso de compostaxe para a recuperación de nutrientes e a reutilización da auga

A compostaxe da fracción sólida de esterco de porco é unha práctica habitual na maioría das granxas coa finalidade de obter un fertilizante de mellor calidade. Debido ao balance hídrico negativo do proceso de compostaxe, é necesario regar o material, e isto pode levarse a cabo coa fracción líquida do esterco de porco. Desta maneira, cantidades substanciais desta fracción líquida poden ser tratadas por compostaxe, o que permite a recuperación dos nutrientes e a redución dos volumes xerados, que doutro xeito deberían ser transportados en multitude de ocasións a campos de cultivo afastados, ou ben sometidos a un tratamento adicional. Polo tanto, o obxectivo principal desta investigación foi estudar o tratamento da fracción líquida do esterco de porco por co-compostaxe coa fracción sólida do xurro e outros biorresiduos xerados nas zonas rurais próximas á explotación. Este capítulo presenta os resultados relativos á compostaxe da fracción líquida do esterco fresco, que é concibido á súa vez como un sistema de pre-tratamento de augas residuais de porco, de redución do volume de augas residuais e de recuperación de nutrientes. Formáronse dúas fileiras volteadas de 30 m³, constituídas coa fracción sólida do xurro e *Populus spp.* como material estruturante, nunha relación de volumes 1:1 e 1:2, que foron intensamente regadas coa fracción líquida do xurro mentres que se mantiñan as temperaturas termofílicas. Posteriormente, ambas fileiras foron divididas e cada unha das novas fileiras recibiu a mesma cantidade dun biorresiduo diferente (fracción sólida de esterco de porco, serraduras e bagazo de uva), e réganse coa fracción líquida de xurro durante outros 30 días. Obtivéronse composts estabilizados cun contido en nitróxeno que vai desde 1,0 a 2,0% e unha relación carbono a nitróxeno que vai desde 14,0 a 18,8. Os balances hídricos amosaron taxas de evaporación que varían desde 14 ata 76 L/ t sólidos totais*día, e as relacións globais de evaporación oscilan entre 1 e 2,7 m³/t sólidos totais, referidos a masa seca de residuo sólido. Mentres que a redución do volume da fracción líquida oscilou entre o 58 e o 88% (dependendo da taxa de rega), a redución en masa de contaminantes acadou aproximadamente o 90% do nitróxeno total Kjeldahl, amonio e sólidos en suspensión. En comparación cos procesos tradicionais de compostaxe da fracción sólida, os nosos resultados amosan que grandes cantidades de fracción líquida poden ser tratadas mediante co-compostaxe coa fracción sólida do xurro e outros biorresiduos. A integración da fracción líquida do xurro de porco no proceso de compostaxe mellorou a calidade do compost e reduciu a carga contaminante na fracción líquida restante, o que fai posíbel o seu tratamento avanzado en humidais construídos coa finalidade de acadar a calidade necesaria para ser reciclada ou incluso para poder ser descargada en masas de auga naturais.

5. Perdas de nitróxeno e parámetros químicos durante a co-compostaxe de residuos sólidos e xurros porcinos

O obxectivo desta investigación foi estudar as perdas de nitróxeno durante o tratamento da fracción líquida do xurro de porco mediante co-compostaxe descrito no capítulo 4 e establecer as mellores condicións para a produción de compost cun alto contido en nitróxeno e baixo contido en metais pesados. Varias variábeis operacionais (pH, condutividade eléctrica, amoníaco, nitrato, demanda química de osíxeno e humidade) foron monitorizadas durante todo o proceso de compostaxe durante

uns 200 días, e os balances de nitróxeno e metais pesados foron obtidos para cada fileira. As perdas de nitróxeno variaron do 30% ao 66% do nitróxeno inicial e ríxense principalmente pola relación máscica entre substrato e estruturante e pola relación entre fracción líquida e substrato, e só secundariamente polos parámetros operacionais. Porén, a acumulación de nitróxeno na fracción fina (situada no rango do 27 ao 48% do nitróxeno inicial) rexirase polos parámetros de funcionamento, nomeadamente pH e temperatura. O compost final mostrou un baixo contido na maioría dos metais pesados, pero no caso do Zn este foi superior aos límites establecidos para o uso do compost na agricultura. As oportunidades para mellorar a calidade do compost están na selección de co-substratos con baixo contido en metais pesados e o seu uso en lugar de esterco de porco con relacións baixas entre substrato e estruturante e mediante a aplicación de altas taxas de rega cando comece o proceso de compostaxe. Estas condicións tamén aumentan a capacidade das fileiras para recibir unha maior cantidade de xurro líquido.

6. Humidal construído de fluxo vertical no tratamento das augas residuais de alta carga producidas na compostaxe de xurro porcino

Este capítulo presenta os resultados dunha planta piloto constituída por un humidal construído de fluxo vertical (HCFV) para tratar o lixiviado de alta carga xerado a partires das pilas de compost (Capítulos 4 e 5). O HCFV contou co reciclado de efluentes coa finalidade de facer fronte ás altas concentracións do afluente en compostos de nitróxeno, que acadaron ata 459 mg de N-NH₃/L e 904 mg NTK/L sen necesidade de dilución con auga limpa. Despois da posta en marcha e funcionando a 10 °C con velocidades de carga superficial de 9,2, 17,9, 4,8 e 1,9 g/m²*d de SST, DQOT, DBO₅ e NT, respectivamente, o HCFV reduce a concentración de todos estes parámetros máis do 93%. As concentracións de nitrato no efluente foron altas durante os dous primeiros meses de operación (178 mg N-NO₃/L), pero despois desenvolvéronse procesos de nitrificación e desnitrificación simultáneos, acadándose unha eliminación de nitróxeno total do 93% e un efluente cunha baixa concentración de nitróxeno (16 mg N-NH₃/L e 10 mg N-NO₃/L). Ademais tamén son analizadas as opcións para evitar a colmatación ou para facilitar a aplicación de maiores velocidades de carga. Os resultados dos capítulos 4, 5 e 6 mostran que a combinación de ambos sistemas, compostaxe e humidais construídos, poden ofrecer unha solución integral para a recuperación da auga e dos fertilizantes contidos no xurro de porco e diversos biorresiduos xerados no ámbito e proximidade da explotación.

7. Características fisicoquímicas e biolóxicas de mostras de compost procedentes de programas descentralizados de compostaxe

Neste capítulo levouse a cabo un estudo interdisciplinario das características do compost producido a pequena escala en sistemas descentralizados, incluíndo aspectos físicos, químicos e biolóxicos. Foron estudados os compost producidos en programas de compostaxe a pequena escala, incluíndo compostaxe doméstica, comunitaria e residuos de comedores. A concentración de metais pesados indica a conformidade coa normativa vixente para agricultura convencional e ecolóxica. O compost a partires de residuos de comedor mostrou un alto contido en materia orgánica (74% SV), mentres

que o procedente dos programas de compostaxe comunitaria ($44 \pm 20\%$ VS) e doméstica ($31 \pm 16\%$ SV) tiña niveis moderados. O contido de N aumentou desde as mostras de compost doméstico ($1,3 \pm 0,9\%$ ms) ao comunitario ($2,0 \pm 0,9\%$) e o compost de comedor ($2,5-3,0\%$), mentres que o contido de P oscilou entre o 0,4 e o 0,6% ms. A relación C/N, a relación de absorancias E_4/E_6 e a relación $N-NH_4^+/N-NO_3^-$, así como o índice de respiración indicaron produtos finais estabilizados. As UFC de cultivos bacteriolóxicos e fúnxicos están vinculadas á dinámica do proceso de compostaxe, e identificouse unha maior diversidade de invertebrados nos sistemas estáticos de menor escala. A identificación dos bioindicadores químicos e microbianos están estreitamente relacionados cos correspondentes sistemas de compostaxe industrial, e apoian firmemente a sustentabilidade destes pequenos e autoxestionados sistemas de compostaxe.

8. A eficiencia e a calidade da compostaxe doméstica en Galiza

Neste capítulo analízase a eficiencia da compostaxe doméstica en canto á redución da cantidade de residuos orgánicos recollidos polo servizo municipal en oito áreas rurais de tres concellos galegos, e a calidade do compost obtido nos programas de compostaxe doméstica de nove concellos. A operación e manexo dos composteiros (composteiros domésticos de 340-360 litros de capacidade) é en xeral correcta, xa que obtense unha baixa porcentaxe de impropios (menor do 0,7%), e un baixo contido en metais pesados na maioría das mostras. Ambos factores son indicativos dunha excelente separación de residuos na orixe. Agás no caso de cinco mostras moi contaminadas (5% do total, 105 mostras), os valores medios dos diferentes metais pesados sitúanse por debaixo dos límites máximos correspondentes á Clase A do RD 506/2013, e os valores de mostras individuais sempre por debaixo dos máximos correspondentes á Clase B, polo que estas emendas poden considerarse completamente compatíbeis co seu uso agrícola. Por outra banda, a humidade rexistrada nas mostras de compost resultou elevada en ocasións (o 48% das mostras tiña unha humidade superior ao 70%). A relación C/N situouse no rango de 10-15, e obtivéronse medias do $48 \pm 19\%$ SV, $25 \pm 11\%$ C e $2,1 \pm 1,1\%$ N ($n=90$ mostras). A introdución de programas de compostaxe doméstica en ámbitos rurais cunha cobertura media do 56% das vivendas causou unha redución da porcentaxe da fracción orgánica nos contedores de residuos municipais de entre 7 e 22 puntos porcentuais, cunha caída media do 45,3% ao 32,0%. Esta caída representa unha eficiencia media da compostaxe doméstica do 77% e unha taxa de compostaxe de 126 kg residuos orgánicos/persoa e ano ou 380 kg/composteiro e ano. Os resultados mostran a viabilidade da compostaxe doméstica dirixida á totalidade da fracción orgánica húmida, incluíndo os residuos de carne e pescado.

9. Compostaxe descentralizada de residuos de comedor en centros universitarios

O proxecto da Universidade da Coruña (UDC) “Centro universitario de compostaxe” levouse a cabo co obxectivo de desenvolver unha tecnoloxía acaída ás necesidades do ámbito da UDC que fose viábel desde os diferentes puntos de vista loxístico, económico e ambiental. A xeración de residuos orgánicos de comedor universitario (ROCU) nos centros da Universidade da Coruña (UDC) pode variar entre os 6 e os 100 kg/d de promedio en cada un deles. Por outra parte, os servizos de xardinería do campus xeran cantidades aínda superiores de restos vexetais (FrV),

incluíndo restos de poda que unha vez triturados serven como estruturante para o proceso de compostaxe. Optouse pola compostaxe descentralizada, dispoñendo de pequenos composteiros estáticos de tipo doméstico para os centros de menor xeración (ata 20 kg ROCU/d), incluíndo unha primeira etapa nun composteiro dinámico pechado e mecanizado (CAMP) para os centros de maior xeración (ata os 100 kg ROCU/d). O composteiro dinámico foi deseñado e construído especificamente para esta aplicación, e as súas características foron obxecto de mellora e optimización ao longo do estudo.

O proxecto levouse a cabo como experiencia piloto en dous centros da UDC, a Facultade de Filoloxía (FF) e a Escola Técnica Superior de Arquitectura (ETSA), nos que se tratou a totalidade dos residuos orgánicos desde decembro de 2010 a xullo de 2011 (aprox. 3.000 kg). No primeiro caso, a fase termofílica exténdese ao longo de 3-4 meses, mentres que no segundo caso o CAMP reduce este tempo a 6-8 semanas. Deste xeito, a maduración completa (clase V) conséguese tras uns 4 meses en composteiros estáticos e tras 2 meses no caso de empregar o CAMP como primeira etapa, sempre que se manteñan as condicións axeitadas de humidade. A concentración de osíxeno situouse entre o 9% e o 17% no CAMP e por riba do 18% nos composteiros estáticos. A calidade química do compost producido é compatíbel coa clase A do RD 506/2013 e a relación C/N situouse na franxa de 9-14 en función da relación ROCU:FrV. A recollida selectiva en orixe presentou unha calidade moi satisfactoria.

Summary

In recent years, a growing demand for decentralised compost production has driven the respective installation of thousands to tens of thousands of domestic composter bins in regions of Spain and other European countries. These extremely small-scale and diversified production systems are rapidly expanding beyond community areas, such as public spaces, to encompass small generators, e.g. school, company and university canteens as part of local sustainable waste management programmes. This research shows that decentralised composting ranging from domestic, community and small generator scales are a suitable solution to the treatment of organic waste generated in these scenarios. High quality composts are usually produced which can be directly used on site, thus avoiding transport costs and reducing environmental charges. In the case of pig manures, co-composting of liquid manure fraction with solid manure fraction and other locally generated solid wastes greatly reduces the costs of liquid manure transport to large distances. However, the potential high content of some heavy metals (mainly Zn) in compost and the losses of nitrogen must be conveniently assessed. Similar process evolution indicators to industrial systems were found for the small scale composting systems. Overall results support the sustainability of these small-scale, self-managed composting systems.

This report was structured in the following Chapters:

1. Introduction: Decentralised composting of organic waste
2. Material and methods
3. Use of BOD Test to Assess Compost Stability
4. Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water re-use
5. Nitrogen losses and chemical parameters during co-composting of solid wastes and liquid pig manure
6. Vertical Flow Constructed Wetland Treating High Strength Wastewater from Swine Slurry Composting
7. Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes
8. The efficiency and the quality of home composting in Galiza
9. Decentralised composting of organic waste from university canteens

The research carried out involved the development of simple methods for stability compost assessment (Chapter 3), the development of an integral solution for liquid fraction of pig manure based on composting and constructed wetland combination (Chapters 4, 5 and 6), the characterization of composts from home composting and other small-scale composting systems (Chapter 7 and 8), and the development and implementation of decentralised composting systems suitable to food waste from university canteens (Chapter 9).

1. Introduction: Decentralised composting of organic waste

The introduction chapter carries out a detailed revision of the literature about the composting process, with emphasis on the operational variables and the product quality characteristics, and particularly on the role and practices of home composting and other small scale composting systems on the management of organic wastes. More specifically, we review the potential of the combined use of composting and constructed wetlands for the treatment and resource recovering from farm wastes and wastewaters.

2. Material and methods

A detailed description of the field and lab methods used in this research was included in Chapter 2, while a summary of specific methods was included in each research item.

3. Use of BOD Test to Assess Compost Stability

As a sustainable approach to turn organic waste into a soil improving material, composting was extensively promoted in last few years and extended to small councils and even to home and community scale composters. This led to a large number of people being involved in managing organic waste, composting process and compost use that usually has not access to specialised laboratories. Thus a need arises for simpler and economically available methods to determine the stability of the produced compost. Thus, the use of ordinary equipment of standard BOD₅ assays for obtaining respiration indices was assessed and compared with a reference respirometric method. The results indicate that BOD₅ assays can be successful in obtaining either liquid or dry static respiration index although only liquid BOD₅ (LBOD) assay reproduces the conditions and simplicity of wastewater BOD₅ procedure. LBOD method offers a unique parameter, either expressed as the accumulated specific oxygen demand (LABOD_{5d}) or as average consumption rate (LBOD_{r5d}) after 5 d of assay. By comparison with the results of respirometric method, the equivalent stability threshold resulted in 4.6 mgO₂/gVS·d of LBOD_{r5d}. Furthermore, the ratio LBOD_{r5d} to the 20 h accumulated oxygen demand obtained by the reference respirometric method resulted in 0.31±0.03 being independent of the degree of compost stabilisation.

4. Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water re-use

Composting of solid fraction of swine manure is a usual practice in most farms in order to obtain a fertilizer of better quality. Due to the negative hydric balance of the composting process, watering the composting material is necessary, what may be carried out with liquid fraction of pig manure. In this way, substantial amounts of liquid fraction can be treated by composting, allowing the recovering the nutrients and reducing the volumes to be transported to the more distant crop fields or subjected to further treatment. Thus, the main objective of this research was to study the

treatment of liquid fraction of pig manure by co-composting with solid fraction of pig manure and other solid biowaste generated in rural areas. This Chapter presents the results of composting of liquid fraction of fresh manure, which is conceived at the same time as a pig wastewater pre-treatment, wastewater volume reduction and a nutrient recovery system. Two 30 m³ turned windrows were constituted with solid fraction of pig manure and *Populus* spp. wood chips as bulking material at volume ratios of 1:1 and 1:2 and watered intensely with liquid fraction whilst thermophilic temperatures were maintained. Subsequently, both windrows were divided and the new windrows each received the same quantity of a different organic waste (solid fraction of pig manure, sawdust and grape bagasse), being watered with liquid fraction for a further 30 days. Stabilised composts with a nitrogen content ranging from 1.8 to 2.0% and a carbon to nitrogen ratio from 14.0 to 18.8 were obtained. Water balances showed evaporation rates ranging from 14 to 76 L/t total solids·d and overall evaporation ratios from 1-2.7 m³/t total solids, referred to dry matter of solid waste. While the reduction of liquid fraction volume ranged from 58 to 88% (depending on the watering rate), mass reduction of pollutants reached approximately 90% of total Kjeldahl nitrogen, ammonium and suspended solids. In comparison with traditional composting processes of solid fraction, our results show that huge amounts of liquid fraction can be treated by co-composting with solid fraction and other solid wastes. Integrating the liquid fraction of pig manure in the composting process has improved the compost quality and has reduced the pollutant load in the remaining liquid fraction, which makes possible an advanced treatment in constructed wetlands in order to reach the necessary water quality to be recycled or even to discharge in natural water bodies.

5. Nitrogen losses and chemical parameters during co-composting of solid wastes and liquid pig manure

The aim of this research was to study nitrogen losses during the treatment of liquid fraction of pig manure by co-composting described in Chapter 4 and to establish the best conditions for compost production with higher nitrogen and low heavy metals contents. Several operational variables (pH, electrical conductivity, ammonia, nitrate, chemical oxygen demand and moisture content) were monitored throughout the composting process for about 200 days, and nitrogen and heavy metal balances were obtained for each windrow. Nitrogen losses ranged from 30% to 66% of initial nitrogen and were mainly governed by substrate to bulking mass ratio and liquid fraction to substrate ratio, and only secondarily by operational parameters. However, nitrogen accumulation in fine fraction (ranging from 27 to 48 % of initial nitrogen) was governed by operational parameters, namely pH and temperature. Final compost showed low content in most heavy metals, but Zn was higher than the limits for compost use in agriculture. The opportunities for better quality composts are in selecting co-substrates with low heavy metal content and using them instead of solid fraction pig manure at low substrate to bulking ratios and by applying higher watering rates when the composting starts. These conditions also increase the capacity of windrows to receive higher amounts of liquid manure.

6. Vertical Flow Constructed Wetland Treating High Strength Wastewater from Swine Slurry Composting

This Chapter presents the results of a pilot vertical flow constructed wetland (VFCW) treating the high strength leachate generated from the compost piles (Chapter 4 and 5). The VFCW was provided with effluent recycling in order to deal with high influent concentrations of nitrogen compounds, which reached up to 459 mg NH₃-N/L and 904 mg TKN/L without the need for dilution with clean water. After start-up, and operating at 10°C with surface loading rates (SLR) of 9.2, 17.9, 4.8 and 1.9 g/m²·d of TSS, TCOD, BOD₅ and TN, respectively, the VFCW reduced the concentration of all these parameters by more than 93%. Effluent concentration of nitrate was high during the two first months of operation (178 mg NO₃-N/L), but afterwards simultaneous nitrification and denitrification developed, reaching total nitrogen removal of 93% and low effluent nitrogen concentration (16 mgNH₃-N/L and 10 mg NO₃-N/L). Furthermore, options to avoid clogging or to facilitate the application of higher SLR are discussed.

Results from Chapters 4, 5 and 6 show that both composting and constructed wetland systems can offer an integral solution for the recovery of water and fertilizer elements contained in pig manure and diverse locally generated solid wastes.

7. Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes

In this chapter we carried out an interdisciplinary study on the characteristics of compost produced in small scale decentralised systems, including physical, chemical and biological aspects. Composts originated from small-scale composting programmes including home, community and canteen waste composters were studied. Heavy metals concentration indicated compliance with current regulations for conventional and organic agriculture. Compost from canteen waste showed high organic matter content (74 %VS), while community (44 ± 20 % VS) and home composts (31 ± 16 % VS) had moderate levels. N content increased from home compost (1.3 ± 0.9 % dm) to community (2.0 ± 0.9 %) and canteen compost (2.5-3.0 %) while P content ranged from 0.4 to 0.6 % dm. C/N, absorbance E₄/E₆ and N-NH₄⁺/N-NO₃⁻ ratios as well as respiration index indicated well-stabilised final products. Culturable bacterial and fungal cfu linkage to composting dynamics were identified and higher diversity of invertebrates was found in the smaller scale static systems. Identification of compost process chemical and microbial bio-indicator data on close accordance with corresponding industrial composting systems, strongly supports the sustainability of these small-scale, self-managed composting systems.

8. The efficiency and the quality of home composting in Galiza

In this Chapter, the efficiency of home composting is analysed in terms of reducing the amount of organic waste collected by the municipal service in eight rural areas managed by three Galician councils. During the study, the quality of the compost obtained in nine councils with home composting programmes was also evaluated. The operation and management of composter bins

from the users (domestic composters of 340-360 litres) is proven to be a success. Low percentage of contaminants (inappropriate materials, less than 0.7%), and low heavy metal content is obtained in most of the samples. Both factors are indicative of excellent separation of waste at source. With the exception of five contaminated samples (5% total, 105 samples), the average values of the various heavy metals are below the requirements for Spanish Class A (RD 506/2013) and individual values are always below for Class B, so these amendments can be considered fully compatible with agricultural use. The moisture recorded in the compost samples was sometimes high (48% of the samples had a moisture content higher than 70%). The C/N ratio stood at the range of 10-15, and averages of $48 \pm 19\%$ VS, $25 \pm 11\%$ C and $2.1 \text{ N} \pm 1.1\%$ ($n = 90$ samples) were obtained.

The introduction of home composting programmes in rural areas with a 56% average coverage of housing has caused a reduction in the percentage of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) in waste bins. Between 7 and 22 percentage points, with an average drop of 45.3% to 32.0% was achieved. This drop represents an efficiency of 77% for the home composting and a composting rate of 126 kg OFMSW/person*year or 380 kg OFMSW/composter*year. Results show the feasibility of home composting directed to all wet organic waste, including meat and fish waste.

9. Decentralised composting of organic waste from university canteens

The UDC project “Centro universitario de compostaxe” aimed to develop a technology favourable to the UDC and viable from logistical, economic and environmental points of view. The amount of organic waste generated by university canteens (ROCU) in the colleges of the University of A Coruña (UDC) varies between 6 and 100 kg/d. In addition, the gardening services of the campus generate even higher amounts of garden waste (FrV), including prunings, which once crushed serves as bulking material for composting. Decentralised composting was chosen, using small home composters for smaller amounts of generation (up to 20 kg ROCU/d), while for colleges of higher generation (up to ROCU 100 kg/d) the first stage was carried out in a closed and dynamic composter (CAMP). The dynamic composter was designed and built specifically for this application and its features were improved and optimised throughout the study.

A pilot project was carried out in two colleges of the University, the Faculty of Philology (FF) and the School of Architecture (ETSA). All the organic waste generated by these two colleges from December 2010 to July 2011 (approximately 3,000 kg) was treated. In the first experiment (using small home composters only), the thermophilic phase extends over 3-4 months, while in the second case the CAMP reduces this time to 6-8 weeks. The complete maturation (class V) is achieved after about 4 months in static composters and after two months when using the CAMP as a first step, provided that the right conditions of moisture are maintained. The oxygen concentration stands between 9% and 17% in the CAMP and above 18% in the static composters. The chemical quality of the compost produced is compatible with Class A of RD 506/2013 and the C/N ratio is in the range of 9-14 depending on the relationship ROCU:FrV. The separate collection of organic waste at the source was held in a very correct form as it had not contaminant materials.

Capítulo 1

Introducción: Compostaxe descentralizada de residuos orgánicos

1. Introducción

En primeiro lugar, realízase unha revisión dos conceptos básicos e as variábeis do proceso de compostaxe, atendendo tanto aos parámetros matriciais ou relativos á preparación dos materiais a compostar (porosidade, condutividade eléctrica, relación Carbono/Nitróxeno, etc), como ás variábeis operativas e de deseño (concentración de osíxeno, sistemas de aireación, temperatura, pH, humidade, materia orgánica), e finalmente aos parámetros indicativos das características do compost, tal e como son o contido en nutrientes, o contido en metais pesados, a estabilidade e madurez do compost e os métodos para a súa avaliación. Así mesmo, prestouse atención á microbioloxía na compostaxe e no compost final.

En segundo lugar, realízase unha revisión e actualización da bibliografía sobre compostaxe doméstica e comunitaria e analízase o seu papel actual ou potencial na xestión dos residuos. Da compostaxe doméstica e comunitaria derívanse beneficios económicos e ambientais importantes, tanto para as persoas ou familias usuarias como para as administracións responsábeis da xestión dos residuos. A ausencia de recollida, transporte e tratamento destes residuos implica un claro beneficio pola redución de todo tipo de impactos, ao que se suma o aforro en fertilizantes doutras procedencias. A compostaxe doméstica e comunitaria ofrece á xestión de residuos en xeral (redución, reutilización, recollida separada, reciclaxe) unha ferramenta de experimentación, implicación, participación e cohesión veciñal que poucas outras opcións de tratamento poden ofrecer.

As condicións ambientais e estacionais, a humidade, a dispoñibilidade e calidade do material estruturante, as cantidades diarias ou réxime de enchido do compostador, o volume do mesmo, a masa de material en compostaxe, as prácticas de mistura, a presenza de cantidades elevadas de determinados tipos de residuos, son algúns dos factores que afectan ao comportamento dos composteiros e á evolución do proceso. Non obstante, o proceso é moi sinxelo, require pouco tempo de dedicación, e as instrucións dun pequeno manual. As requestas básicas limitáanse a dispor dos dous tipos de materiais (residuos da cociña e restos do xardín ou horta) e misturalos no composteiro.

Os programas de compostaxe doméstica concíbense como unha alternativa baseada nun sistema tecnolóxico e educativo de baixo custo e alto grao de sustentabilidade ambiental e social. O proxecto tecnolóxico consiste na instalación do composteiro, e o educativo na explicación de forma asequíbel aos usuarios tanto do proceso de compostaxe como da xestión dos residuos en xeral. Ademais do composteiro, faise entrega dun manual de compostaxe, e opcionalmente de material complementario.

Aínda que moitos manuais seguen desaconsellando botar aos composteiros residuos de carne, pescado, lácteos ou comida cociñada, algúns estudos indican que a adición destes residuos favorece a actividade do proceso, maiores temperaturas e unha maior riqueza en nutrientes do compost, e permite prescindir dos circuitos de recollida da fracción orgánica de residuos municipais (FORM) en determinados ámbitos, o que incrementa a eficiencia ambiental e económica da compostaxe

doméstica. Os custos da implantación dun programa de compostaxe doméstica poden amortizarse nuns 4 anos. Así, en ámbitos rurais e de asentamentos dispersos, a compostaxe doméstica pódese concibir como a única vía para a xestión da FORM e como unha ferramenta para optimizar a xestión municipal dos residuos, mellorando a calidade das fraccións recollidas e reducindo as cantidades xeradas e os custos de xestión. As cantidades de residuos orgánicos detraídos dos circuitos de recollida e tratamento centralizado pola compostaxe doméstica e comunitaria van de 200-700 kg/vivenda e ano, e poden acadar ao 100% dos biorresiduos xerados no ámbito doméstico.

Diversos estudos indican que a compostaxe doméstica é tan sustentábel ou máis que outras alternativas de tratamento dos biorresiduos. A operación e manexo dos composteiros domésticos móstrase en xeral correcta e vai acompañada dunha moi baixa presenza de impropios e baixo contido en metais pesados. O contido en nutrientes depende do tipo de residuos compostados, pero acádanse valores medios ou altos cando se engaden todos os residuos da cocíña.

Por último, analízase o papel que poden xogar os humidais construídos na xestión e depuración dos residuos agrogandeiros. Como sistemas naturais de tipo extensivo, a súa aplicación está indicada no tratamento dos efluentes líquidos de menor carga orgánica e de nutrientes, ou como sistemas de afino complementarios a outros procesos de prevención e recuperación dos recursos (materia orgánica e nutrientes). En ambos casos, os humidais permiten rexenerar a auga e acadar unha calidade suficiente para a súa reutilización na mesma explotación ou a súa vertedura a cauces naturais. Unha alternativa de interese é a co-compostaxe de diferentes residuos agropecuarios con xurros líquidos e a súa combinación co tratamento dos efluentes residuais en humidais construídos. O carácter de substrato para a actividade biolóxica dos residuos agropecuarios e a súa xeración no medio rural fan posíbel a explotación dos humidais construídos co obxectivo da xestión integrada do solo, as augas, a biodiversidade e a paisaxe.

1.1 Conceptos básicos e variábeis do proceso de compostaxe

A compostaxe de residuos orgánicos é un proceso bioquímico e biooxidativo que transforma varios compoñentes orgánicos presentes nestes residuos nun material relativamente estábel e similar ao humus, que pode ser empregado como emenda nos solos para mellorar as propiedades físicas dos mesmos, ou como fertilizante orgánico, xa que é fonte de nutrientes para o crecemento das plantas (Tiquia, 2010; Coelho e col., 2011 e Lashermes e col., 2012). O proceso de compostaxe implica a mineralización e humificación parcial da materia orgánica, conducindo a un produto final estabilizado, libre de patóxenos e fitotoxicidade e con certas propiedades húmicas (Zucconi e de Bertoldi, 1987). A compostaxe tamén implica unha redución no volume dos residuos e a eliminación de malas sementes.

A compostaxe non se pode considerar unha tecnoloxía nova, pero non obstante como alternativa aos métodos de eliminación de residuos, este proceso evita que certos residuos acaben no vertedoiro, ademais mitiga a contaminación das augas subterráneas, reduce a contaminación do aire e as emisións de gases de efecto invernadoiro (GEI), e xera un produto útil e beneficioso

(Cekmecelioglu e col., 2005; Adhikari e col., 2008 e He e col., 2011). Ademais, tamén nos últimos anos a compostaxe de esterco animais está aumentando o seu interese como opción de tratamento, debido aos seus beneficios económicos e medioambientais, xa que este proceso elimina ou reduce o risco de esparcir patóxenos, parásitos e malas sementes asociadas á práctica da aplicación directa de esterco e xurros (Larney e Hao, 2007).

A compostaxe pode producirse de forma natural, xa que é un proceso biolóxico espontáneo de descomposición da materia orgánica nun ambiente fundamentalmente aeróbio. Porén, un proceso de compostaxe eficiente require do control de varios factores para evitar problemas incómodos, como poden ser os provocados polos malos cheiros ou po, e tamén para a obtención dun produto agrícola de calidade. O control das condicións do proceso é básico para un óptimo procedemento de compostaxe, sendo este o factor principal que distingue este proceso dunha simple fermentación aeróbica. Nas últimas décadas, a investigación centrouse no estudo das complexas interaccións entre os factores biolóxicos, físicos e químicos que se producen. Durante un proceso de compostaxe, os cambios químicos específicos e os complexos procesos metabólicos dos microorganismos varían coa composición dos materiais a compostar (Chang e Hsu, 2008). Incluso nalgún proceso de compostaxe, o sistema enteiro pode cambiar de forma dinámica para reflectir a variación dos factores ambientais (Lin e col., 2008).

Polo tanto, o control e o coñecemento do papel que xogan parámetros tal e como son a densidade aparente, a porosidade, o tamaño de partícula, o contido de nutrientes, a relación C/N, a temperatura, o pH, a humidade ou o osíxeno dispoñible, entre outros, demostran ser a clave para a optimización da compostaxe, xa que determinan as condicións óptimas para o desenvolvemento microbiano e por conseguinte para a degradación da materia orgánica (Agnew e Leonard, 2003; Das e Keener, 1997; de Bertoldi e col., 1983; Haug, 1993; Miller, 1992; Richard e col., 2002).

A optimización da compostaxe implica establecer as condicións axeitadas de substrato iniciais, que deben ser controladas e mantidas para garantir un correcto progreso no proceso de compostaxe. Comparando con outros residuos orgánicos, os restos de comida teñen moitas características químicas e físicas especiais, como son o seu alto contido orgánico, unha elevada relación contido orgánico/cinzas, unha estrutura física pouco definida, un alto contido en sales e aceites, un alto contido en nitróxeno e unha baixa relación C/N (Chang e Hsu, 2008 e Kumar e col., 2010). Frecuentemente conteñen altas concentracións de substancias orgánicas facilmente degradábeis como azucres, almidóns, lípidos e proteínas, e son axeitados para ser tratados mediante compostaxe. A pesares de que a compostaxe non un é método de tratamento de residuos novo, as características dos restos de comida ofrecen un desafío aos investigadores, xa que un coñecemento simple ou básico deste tipo de residuos non é suficiente para conseguir un proceso satisfactorio e cunha alta eficiencia (Lei e Vander Gheynst, 2000).

Os factores que afectan ao proceso de compostaxe pódense dividir en dous grupos: (1) os que dependen da formulación da mestura inicial, tales como son o equilibrio de nutrientes, o pH, o tamaño de partícula, a porosidade ou a humidade entre outros; e (2) os que dependen da xestión do proceso, tal e como son a concentración de O₂, a temperatura ou o contido de auga (Bernal e col.,

2009).

1.1.1 Porosidade

A porosidade ou espazo poroso total (P) do substrato exerce unha grande influencia sobre o rendemento na compostaxe, xa que deben manterse durante o proceso unhas condicións apropiadas do medio físico para a distribución do aire. A fórmula para calcular a porosidade é: $P (\%) = \{1 - (DAS/DR)\} \times 100$, sendo DAS a densidade aparente seca e DR a densidade real. A porosidade tamén pode relacionarse co volume de auga (V_{auga}) e volume de aire (CA) dunha mostra, baixo unhas condicións estándar de presión hidrostática igual a -10 cm de columna de auga (1 kPa), mediante a seguinte fórmula: $P (\%) = CA (\%) + V_{\text{auga}} (\%)$.

Segundo Burés (1997), Bunt (1988) e Abad e col. (2004) o espazo poroso total óptimo para un substrato debe ser superior ao 80 %. Se o residuo non ten porosidade debe ser acondicionado con material estruturante, xa que é importante operar nunhas condicións de traballo que faciliten a existencia de poros (con diferentes tamaños) e que estes estean ocupados equilibradamente por aire e auga. Valores de porosidade onde o volume de aire (CA) sexa maior ao 50% fan que a pila permaneza a unha temperatura baixa debido a que a perda de enerxía excede o valor da calor producida. A porcentaxe de poros ocupados por aire nas pilas de compostaxe debe estar no rango de 35–50%. Por outra banda, valores de porosidade baixos poden conducir a condicións anaeróbicas e á xeración de cheiros, feito que se produce especialmente cando os valores de poros ocupados por auga son elevados.

Schulze (1962) emprega por primeira vez o concepto de Espazo de Aire Libre (Free Air Space, FAS), que relaciona os contidos de humidade (H), densidade aparente seca (DAS), densidade real (DR) e porosidade (P). É dicir, ten en conta a estrutura física dos residuos. O FAS da idea das cantidades relativas de auga e aire existentes na masa de compostaxe. Jeris e Regan (1973) estudando diferentes residuos, estableceron que o proceso de compostaxe tiña lugar con maior rapidez (maior consumo de osíxeno) cando o valor de FAS era do 30-35%, independentemente da natureza do residuo. A relación entre porosidade e FAS ven dada pola fórmula seguinte: $FAS (\%) = P (1 - H/100)$, e a relación entre FAS e densidade aparente seca, densidade real e humidade ven determinada por esta fórmula: $FAS (\%) = 100 (1 - DAS/DR) (1 - H/100)$.

1.1.2 Aireación

A aireación é un factor clave para o correcto desenvolvemento da compostaxe, xa que os microorganismos que interveñen no proceso son aerobios. Unha aireación axeitada controla a temperatura, elimina o exceso de humidade e CO_2 , e suministra O_2 para os procesos biolóxicos. Emporiso, unha aireación excesiva podería conlevar o enfriamento da masa de compostaxe e unha alta desecación, que implicaría unha redución da actividade dos microorganismos (Zhu, 2006). Por outra banda, unha aireación insuficiente provoca unha substitución dos microorganismos aerobios por anaerobios, feito que retarda a descomposición e provoca a aparición de H_2S e a produción asociada de malos cheiros (Bidlingmaier, 1996).

A concentración óptima de O₂ está no rango do 15% ao 20% (Miller, 1992), pero nas pilas de compostaxe as porcentaxes son variábeis segundo a profundidade á que se atope a mostra. Cara ao interior da pila o osíxeno vai diminuindo, mentres que aumenta a concentración de CO₂.

A aireación controlada debe manter a temperatura por debaixo de 60 a 65 °C, o que garante un subministro suficiente de O₂ (Finstein e Miller, 1985). Débese ter en conta que a aireación forzada frecuentemente enfría o substrato cerca da saída do aire, afectando isto á eliminación de patóxenos e provocando un descenso na actividade microbiana da area adxacente. En procesos de compostaxe de restos de comida a taxa de aireación afecta intensamente á actividade microbiana, á taxa de degradación dos substratos e ás variacións da temperatura (Rasapoor e col., 2009 e Gao e col., 2010). Determinouse tamén que porcentaxes de aireación baixas e medias conducen a un incremento na porcentaxe total de nitróxeno, a un brusco descenso na relación C/N e a fases termofílicas máis longas, mentres que maiores porcentaxes de aireación conducen a valores máis altos de condutividade eléctrica, correspondentes a compost de esterco (Rasapoor e col., 2009).

1.1.3 Temperatura

A evolución da temperatura é un indicador da actividade microbiana e da súa aparición durante o proceso de compostaxe. Polo tanto pode ser considerado un parámetro directo e axeitado para determinar o estado do proceso (Haug, 1993; Kaiser, 1996 e Tang e col., 2011). A evolución da temperatura representa moi ben o proceso, pois tense comprobado que pequenas variacións deste parámetro afectan máis á actividade microbiana que pequenos cambios na humidade, pH ou relación C/N.

Inicialmente todo o material está á mesma temperatura, pero ao crecer os microorganismos xérase calor, aumentando a temperatura do material. Requírense valores superiores a 55 °C para eliminar microorganismos patóxenos. López-Real e Foster (1985) citan que tan só 3-4 días a 55 °C son necesarios para a eliminación total dos patóxenos e Stentiford (1996) sinalou que a temperatura da compostaxe mantida entre 55 e 65 °C é suficiente para a inactivación total dos patóxenos. Non obstante, se a temperatura acadada supera o rango de tolerancia dos descompoñedores termófilos, o efecto é perxudicial para a compostaxe. A temperaturas superiores a 63 °C, a actividade microbiana diminúe rapidamente, xa que supérase o óptimo para varios organismos termófilos. Neste sentido cabe dicir que a actividade microbiana acada valores moi baixos a 72 °C. O rango óptimo de temperatura para a compostaxe é de 40-65 °C (de Bertoldi e col., 1983) ou incluso para favorecer a descomposición é conveniente un rango máis reducido, de 52-60 °C (Miller, 1992).

Requírese da regulación da temperatura para que a compostaxe sexa un proceso controlado. O exceso de calor pode conseguir eliminarse a través de varias estratexias (Miller, 1992): controlar o tamaño e a forma da masa a compostar; mellorar o enfriamento e favorecer a redistribución da temperatura mediante operacións de volteo (acción que favorece a eliminación da calor a través do enfriamento por evaporación) ou conseguir un control superior na temperatura en sistemas que eliminan activamente calor a través da ventilación controlada en función da temperatura (estratexia

de Rutgers).

Fases no proceso de compostaxe:

A evolución do perfil da temperatura indica as diferentes fases do proceso. En xeral, o proceso de compostaxe pode dividirse en dúas fases principais: a fase biooxidativa e a fase de maduración, tamén chamada fase de curado (Bernal e col., 1996; Chen e Inbar, 1993).

1. A fase biooxidativa ten lugar en tres pasos (Keener e col., 2000):

i) A fase mesofílica inicial de 1-3 días duración ($T < 45^{\circ}\text{C}$), onde as bacterias mesófilas e os fungos degradan compostos simples, tales como azucres, aminoácidos, proteínas, etc, incrementando rapidamente a temperatura.

ii) A fase termofílica ($T > 45^{\circ}\text{C}$), onde os microorganismos termófilos degradan as graxas, a celulosa, a hemicelulosa e parte da lignina; durante esta fase prodúcese a máxima degradación da materia orgánica xunto coa eliminación dos patóxenos.

iii) A fase de enfriamento (ou fase mesofílica final), caracterizada por unha diminución da temperatura debido á redución da actividade microbiana asociada co esgotamento dos substratos orgánicos degradábeis; a masa de compostaxe é recolonizada por microorganismos mesófilos que son capaces de degradar os restante azucres, celulosa e hemicelulosa. Durante as diferentes etapas da fase de biodegradación, os compostos orgánicos son degradados a CO_2 e NH_3 , con consumo de O_2 .

2. A fase de maduración, durante a cal ten lugar a estabilización e humificación da materia orgánica, producíndose un compost maduro con características húmicas na súa materia orgánica. Deste xeito, o compost pode definirse como o produto estabilizado e hixienizado da compostaxe, que experimentou unha rápida fase inicial, de descomposición, é beneficioso para o crecemento das plantas e ten certas características húmicas, facendo da compostaxe dos residuos una cuestión clave para a agricultura e a xestión sustentábel dos recursos (Gajalakshmi e Abbasi, 2008; Haug, 1993; Jakobsen, 1995; Zucconi e de Bertoldi, 1987).

1.1.4 pH

O pH inflúe no proceso de compostaxe a causa da súa acción sobre a dinámica dos procesos microbianos. A importancia deste factor na fase inicial do proceso é relativa, e está asociada á orixe e estado de descomposición do residuo a compostar. Schulze (1962) indica que o rango óptimo para compostar sitúase entre 6 e 9, pero hai unha grande variedade de residuos que presentan de forma inicial valores de pH fora dese rango e son tratados mediante compostaxe sen maiores problemas, incluso sen a adición de correctores de pH (Plana, 2008).

Durante a compostaxe de residuos orgánicos, especialmente os de restos de comida, xéranse ácidos orgánicos de cadea corta, que incrementan a súa concentración na fase inicial do proceso (Beck-Friis e col., 2001). Estes ácidos xunto co amonio semella que contribúen de xeito notorio á variación do pH, que xeralmente está dentro do rango de 4.9–8.3 (Conghos e col., 2003).

En xeral, os fungos toleran unha ampla marxe de pH, tendo un máximo de desenvolvemento que vai desde 5,5 ata 8, mentres que a marxe para actividade óptima das bacterias é máis estreita, xa que o máximo de desenvolvemento oscila entre 6 e 7,5. Non obstante algúns autores consideran que a tolerancia das bacterias ao pH sitúase en marxes superiores a esta, e valores inferiores a 6 ou superiores a 7,5 non son causantes de inhibición do proceso (Costa e col., 1991; Ryckeboer e col., 2003a; Moreno e Mormeneo, 2008). Valores de pH de 5,0 a 9,0 favorecen unha boa actividade microbiana durante a compostaxe, encontrándose os valores óptimos entre 5,5 e 8 (de Bertoldi e col., 1983; Miller, 1992).

Polo xeral, o pH non é un factor clave para a compostaxe, xa que a maioría dos materiais están dentro deste rango. Non obstante a numerosa cantidade de compostos orgánicos volátiles e semivolátiles xerados durante a compostaxe (como por exemplo ácidos ou alcois) fan diminuír significativamente a actividade microbiana (Komilis e col., 2004), e un incremento destes niveis de actividade a traves dun axuste de pH convértese nun camiño eficiente para mellorar o deseño do proceso. En xeral, a variación do pH afecta ao rendemento na compostaxe, estando altamente relacionado coa capacidade tampón dos aditivos engadidos e coa produción de ácidos orgánicos e amoníaco. Os microorganismos anaerobios son menos sensíbeis a cambios de pH, pero a actividade metabólica dos microorganismos aerobios nos residuos de comida frecuentemente vese limitada con valores baixos de pH, sobre todo se estas condicións son rexistradas durante un tempo longo desde o comezo do proceso, aumentando deste xeito o tempo necesario para compostar. Debido a que os residuos de comida soen conter unha porcentaxe elevada de materia orgánica, algúns autores recomentan engadir algúns aditivos como cinzas ou solucións tampón para manter o pH nos niveis desexados, acurtando desta forma o tempo do proceso de compostaxe e mellorando aínda máis a eficiencia (Li e col., 2013). O xofre elemental (S^0) tense empregado como unha emenda para evitar valores excesivamente altos de pH durante a compostaxe (Mari e col., 2005). O pH tamén é un factor moi relevante para o control das perdas de N por volatilización de amoníaco, que poden ser particularmente altas a valores superiores a 7,5.

En moitos traballos úsase esta variábel para estudar a evolución da compostaxe, pero así a todo debemos ter en conta que esta determinación vaise realizar no laboratorio sobre extracto acuoso das mostras tomadas, e por tanto vai ser só unha aproximación do pH *in situ* (Sundberg e col., 2004). Cabe destacar que nun proceso de compostaxe, mediante o seguimento do pH, pódese obter unha medida indirecta do control da aireación, xa que se nalgún momento créanse condicións anaeróbicas libéranse ácidos orgánicos que provocan o descenso do pH.

Para algúns autores a evolución do pH na compostaxe presenta 3 fases:

- pH inicial do proceso vai depender do tipo de residuo ou mistura de residuos a compostar, xeralmente é ácido entre 5 e 7, agás que teña cinzas ou substancias fortemente alcalinas. A

razón é a acción dos microorganismos sobre a materia orgánica máis lábil nesta fase mesófila inicial, que produce unha liberación de ácidos orgánicos.

- Ao longo do proceso maniféstase unha progresiva alcalinización do medio, que ten a súa explicación en varios factores. Ten efecto a disolución na fase acuosa do carbónico formado, e tamén a perda dos ácidos orgánicos e a xeración de amoníaco procedente da descomposición das proteínas. Podemos chegar a acadar valores de ata 8-9 nesta segunda fase.
- Na terceira fase, final do proceso de compostaxe, descenden os valores de pH a valores cercanos á neutralidade debido á formación de compostos húmicos que teñen propiedades tampón. Hai que ter presente que se a etapa de maduración alóngase moito e as condicións ambientais son axeitadas, teñen lugar reaccións de nitrificación, que son acidificantes e provocan un descenso no pH.

Suler e Finstein (1977) estableceron unha relación entre os cambios de pH e a aireación da mestura, concluindo que un proceso típico de compostaxe, coa aireación axeitada, conduce a produtos finais cun pH entre 7 e 8. Valores máis baixos de pH son indicativos de fenómenos anaeróbicos e de que o material aínda non está maduro. Posteriormente estes mesmos autores estudaron as relacións pH-aireación-microorganismos, deducindo que a degradación da materia orgánica inhíbese a pH baixos, polo que se o pH mantense por riba de 7,5 durante o proceso é síntoma dunha boa descomposición.

1.1.5 Condutividade eléctrica

A condutividade eléctrica (CE) reflicte o contido en sales da mostra, fundamentalmente a causa dos catións Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} e dos anións HCO_3^- , Cl^- e SO_4^{2-} , que corresponden ao redor do 98% do total dos sales solúbeis. Nun estudo recente de Ansorena e col. (2014) conclúese que cloruro, potasio e sodio son os ions que máis contribúen á elevada salinidade do compost de biorresiduos, moi por riba do nitróxeno nítrico e amoniacal. Sóese producir un aumento da condutividade eléctrica no material que se composta, e isto débese á descomposición da materia orgánica (mineralización da materia orgánica) no propio proceso de compostaxe, o cal aumenta a fracción dos elementos en forma solúbel, principalmente a concentración de nutrientes (Olló Alcasena, 2014). Valores excesivamente elevados tamén poden relacionarse cun mal control do proceso, con materiais contaminados ou con regas excesivas con lixiviados ou con augas salinas (Soliva e López, 2004).

A salinidade dun compost pode variar amplamente en función dos materiais orixinais empregados no proceso, e pode acadar valores de até 10000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ou máis, valores todos eles en relación 1:5 V/V (Barker, 1997). Durante o proceso de compostaxe non supón un factor limitante na degradación da materia orgánica aínda que é recomendábel manterse sempre en valores inferiores aos 10 dS/m (10000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En mostras de compost de fracción orgánica de residuos municipais (FORM) a CE acostuma a atoparse entre 500 e 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Valores máis baixos poden indicar que hai unha grande proporción de restos vexetais na mestura ou que se produciron importantes procesos de lixiviación da masa en compostaxe, provocados por unha humectación excesiva. Na outra banda,

valores moi elevados poden estar relacionados coa rega con lixiviados (caso de compostaxe industrial) ou co feito de ter empregado materias primas cunha elevada condutividade inicial.

O valor da CE ten moita importancia cando o compost se aplica ao solo, xa que unha salinidade excesiva é un factor limitante na xerminación e desenvolvemento dos cultivos, ao dificultar a absorción da auga polas raíces das plantas. Porén, o uso do compost na agricultura non presenta tantas restricións como as que presentan outros destinos (principalmente xardinería). Aínda así, débese ter presente o tipo de cultivo existente no solo destinatario para evitar posíbeis problemas de salinidade ante cultivos sensíbeis, feito especialmente importante nos solos e substratos de cultivo nas fases iniciais dos cultivos, onde as plantas son máis delicadas (Carrión e col., 2005). Os valores de CE non deben ser superiores a 8-9 dS/m para que a aplicación do compost na agricultura teña uns efectos suficientemente interesantes (Magrama, 2013).

A maioría de autores coinciden en que o compost de biorresiduos de alimentos debe aplicarse ao solo como emenda ou abono orgánico para mellorar as súas propiedades físicas e/ou aportar nutrientes minerais, e que só pode empregarse dentro de certos límites como compoñente de substratos (máximo 30%), polo seu elevado contido en nutrientes e porque non posúe a estrutura axeitada para o cultivo en contedor.

Así, os criterios para a concesión da etiqueta ecolóxica comunitaria no que concirne ás emendas do solo non fixan ningunha condición para o valor da CE, mentres que establecen un límite de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para os substratos de cultivo (Ansorena e col., 2014).

No caso da aplicación do compost como compoñente de substrato, recoméndanse como valores máximos (Ansorena, 1994; Burés, 1997) da condutividade eléctrica 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para os substratos destinados a plantas de viveiro (de pouco tamaño) e 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para os substratos adicados ao cultivo das plantas adultas en xeral. En ambos casos débense manter niveis de salinidade relativamente baixos, debido a que o cultivo vaise desenrolar directamente sobre eles.

Para o caso da aplicación do compost na xardinería (aplicacións basicamente na xardinería privada, así como na preparación de terras e substratos por exemplo para viveiros) en xeral recoméndase que o compost a utilizar non presente valores superiores a 1500 – 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Magrama, 2013).

Para o caso da aplicación do compost en paisaxismo (por exemplo utilización en espazos verdes, restauración da paisaxe ou replantación de obra pública) en xeral recoméndase que o compost a utilizar en aplicación directa ou en mestura con terra vexetal presente valores non moi superiores a 3 dS/m, mentres que o utilizado para plantación de xardíns e céspede non supere os valores de 1,5-2dS/m (Magrama, 2013).

No caso do uso do compost en restauración de solos degradados, recoméndase que o contido en sales (ou condutividade eléctrica) presente uns valores non moi superiores aos 4 dS/m (Magrama, 2013).

En resumo, a condutividade eléctrica dun compost está determinada pola natureza e descomposición do material de partida, fundamentalmente pola súa concentración de sales e en

menor grao pola presenza de ions amonio ou nitrato formados durante o proceso (Sánchez-Monedero, 2001). Polo tanto, a parte das posibles limitacións do compost debido ás súas propiedades físicas ou dun valor elevado do pH, feito que restrinxe as súas aplicacións para certas especies acidófilas, o aspecto clave que condiciona o uso do compost como compoñente de substratos é o seu contido en sales solúbeis, determinado a través da CE.

1.1.6 Humidade

Como un dos parámetros máis importantes durante o proceso de compostaxe, o contido de humidade afecta enormemente ás propiedades físicas e químicas dos residuos durante a degradación da materia orgánica (Iqbal e col. 2010). Ademais, e tendo en conta que a compostaxe é un proceso biolóxico de descomposición da materia orgánica, a presenza de auga é imprescindible para as necesidades fisiolóxicas e metabólicas dos microorganismos (Liang e col., 2003). Isto débese a que a auga vai ser o medio de transporte tanto para as substancias solúbeis (principalmente nutrientes disolvidos) que serven de alimento ás células, como para os produtos de rexeite das reaccións que teñen lugar durante dito proceso. Tamén se determinou que o contido en humidade presenta unha grande influencia en case todos os parámetros físicos, como por exemplo na densidade aparente húmida (DAH), no FAS (Free Air Space), na permeabilidade do aire ou na condutividade térmica (Jiang e col., 2011; Huet e col., 2012).

Son por estas razóns polas que algúns autores (Haug, 1993; Madejón e col., 2002; Jeris e Regan, 1973) consideran que a humidade dos materiais é a variábel máis importante na compostaxe e foi cualificada como un importante criterio para a optimización da compostaxe.

Non obstante, a presenza dunha humidade excesiva, como se da por exemplo no caso dos residuos de comida, pode conlevar un aumento no tempo necesario para realizar o proceso de compostaxe de xeito satisfactorio e tamén un descenso da eficiencia na degradación, provocando por exemplo que o material entre en condicións anaeróbicas ao quedar toda a fracción oca intersticial rechea de auga. E pola outra banda, se o compost está demasiado seco, a vida dos microorganismos non pode progresar. A actividade biolóxica decrece ao reducirse a humidade e faise practicamente nula por debaixo do 30%. O contido óptimo de auga depende das propiedades fisicoquímicas específicas e das características biolóxicas dos materiais a compostar (Liang e col., 2003; Cekmecelioglu e col., 2005; Kumar e col., 2010; Huet e col., 2012).

Cabe destacar tamén que o exceso de humidade pode ser reducido aumentando a aireación (Haug, 1993). Á súa vez, cun bo control da humidade e da aireación, pode levarse a cabo o control da temperatura. Isto é debido a que durante o proceso de compostaxe debe chegarse a un equilibrio entre os ocos entre partículas (de tamaño variábel) que poden encherse de ar ou auga. Polo tanto, a humidade óptima varía e depende do tipo de residuo a compostar.

Os niveis óptimos de humidade para a biodegradación durante o proceso de compostaxe de diferentes misturas pode situarse entre o 40% e o 70% (Richard e col., 2002), aínda que algúns autores sitúan de forma máis restritiva ese rango, entre o 50% e o 70% (Iqbal e col., 2010) ou

mesmo entre o 50% e o 60% (Gajalakshmi e Abbasi, 2008). Non obstante, na práctica, tense que evitar unha humidade superior ao 70%, ou incluso lixeiramente inferior, xa que cando o contido de humidade supera o 60%, o movemento ou difusión do O_2 é inhibido debido a que a agua despraza ao ar do espazo entre as partículas do residuo, e o proceso tende a ser anaeróbico (Das e Keener, 1997). Kumar e col. (2010) determinaron que o contido óptimo de humidade para a compostaxe de residuos verdes e restos de comida sitúase no 60%, a través dun estudo experimental onde ensaiaron diferentes porcentaxes, no rango de 45-75%.

Débase ter en conta que durante a compostaxe, debido a que este é un proceso exotérmico, unha grande cantidade de auga pode evaporarse para controlar a temperatura. Debido a esta progresiva diminución do contido en auga, a taxa de descomposición tamén vai diminuír, sendo polo tanto necesario volver humedecer o material para manter o contido de humidade óptimo para a actividade microbiana.

No produto final a porcentaxe de humidade máxima non debe ser superior ao 40%, aspecto que soe estar regulado, sendo o RD 506/2013 o que establece o rango no estado español.

1.1.7 Materia orgánica total e sólidos volátiles

En todo proceso de compostaxe temos ao principio do mesmo partículas do residuo a tratar, que están formadas por materia orgánica de fácil degradación, unha fracción de materia orgánica cunha resistencia parcial a ser degradada bioloxicamente e finalmente unha fracción mineral que resultará inalterada polo proceso. A fracción de materia orgánica facilmente degradábel está composta principalmente por hidratos de carbono de cadea curta (principalmente monosacáridos e oligosacáridos), lípidos sinxelos, proteínas e algúns tipos de polisacáridos como a hemicelulosa. A fracción máis resistente á degradación variará segundo a orixe da materia orgánica, pero basicamente está composta por celulosas e ligninas, xunto cos lípidos complexos (Plana, 2008).

Ao longo do proceso de compostaxe e se as condicións son as favorábeis, o contido en materia orgánica total (MOT), ou porcentaxe de sólidos volátiles (SV), debe ir diminuíndo en maior ou menor proporción, en función do desenvolvemento do proceso pero tamén do tipo de material orgánico e da súa degradabilidade. Isto é debido a que, tendo en conta que se pode definir a compostaxe como unha biooxidación na que os microorganismos empregan todo o carbono que poden degradar, cabe esperar que a medida que avanza o proceso de compostaxe vaian reducíndose as fontes de carbono dispoñíbel (comezando pola materia orgánica facilmente degradábel e despois pola que presenta unha resistencia parcial). Diminuirá por tanto tamén a cantidade de microorganismos e de sólidos volátiles (Avnimelech e col., 1996). Deste xeito, durante o proceso de compostaxe a materia orgánica tende a descender debido principalmente á súa mineralización e á conseguinte perda de carbono en forma de CO_2 , e unha vez que esta materia orgánica deixa de estar facilmente dispoñíbel van prevalecer as reaccións de síntese de novos compostos orgánicos complexos e polimerizados (proceso de humificación). Esta redución da materia orgánica tamén provoca unha redución no peso da pila de compostaxe, e un descenso na relación C/N (Hao e col.,

2004). Estas perdas poden chegar a representar case o 20% da masa compostada (Zucconi e de Bertoldi, 1987).

Aínda que algúns autores (Godden e Penninck, 1986) e a experiencia indican que o contido en MOT pode informar do avance do proceso e incluso da estabilidade do compost, sempre debe valorarse isto con precaución, xa que depende moito do punto de partida, é dicir, da biodegradabilidade da materia orgánica que se vai compostar. O compost final que se obteña debe presentar contidos destacables de materia orgánica, aconsellándose superiores ao 40% sobre masa seca (ms), e asemade unha elevada porcentaxe desta debe ser resistente á descomposición biolóxica. A MOT ou %SV determínase por gravimetría indirecta na que se mide a perda de peso a causa da combustión da materia orgánica, debido a que a materia orgánica ao queimarse transfórmase principalmente en CO₂, vapor de auga e nitróxeno, identificándose o residuo en forma de cinzas coa materia inorgánica. Isto ven representado pola seguinte ecuación (Huerta e col., 2010a):



A mesma redución que se observa para a humidade a medida que vamos obtendo un grao de madurez elevado no compost pasa, como é de esperar, no caso dos sólidos volátiles. A medida que se vai biodegradando a porcentaxe máis lábil de materia orgánica, vaise reducindo a % de carbono, que está directamente relacionada coa % de SV.

1.1.8 A relación Carbono/Nitróxeno

Debido a que na compostaxe as reaccións de degradación biolóxica son esenciais, a relación C/N ten unha considerable importancia (Guo e col., 2012). O carbono é o compoñente principal das moléculas orgánicas e tamén é fonte de enerxía, e o nitróxeno é un elemento fundamental para a síntese proteica e celular. Para que se produza un correcto proceso de compostaxe, no que se estableza axeitadamente o C lábil e se reteña a maior parte do N, a relación óptima C/N do material de partida debe ser axeitada e debe ser correctamente identificada. O equilibrio nutricional defínese principalmente pola relación C/N. Os microorganismos requiren unha fonte de enerxía (C-orgánico degradábel) e N para o seu desenvolvemento e actividade. A relación ou intervalo teoricamente óptimo C/N para o comezo e desenvolvemento do proceso de compostaxe dun produto está para varios autores no rango de 25-35, xa que se considera que os microorganismos requiren 30 partes de C por cada unidade de N (Bishop e Godfrey, 1983 e Jhorar e col., 1991). Nestas condicións, a relación C/N podería determinar se o proceso está concluído e se o resultado é bo.

Haug (1993) propón unha relación C/N máis ampla, de entre 15-30, e para outros autores a relación é máis restritiva, situándoa no rango de 25-30 (Huang e col., 2004 e Zhu, 2007). Tradicionalmente, o cálculo da relación C/N en mostras sólidas é determinada nas fraccións orgánicas totais a través da determinación mediante unha análise química do carbono orgánico total (Cot) e do nitróxeno total (Nt), asumindo que ambas fontes de nutrientes son completamente biodegradábeis (Eiland e col., 2001 e Zhu, 2007). Non obstante, o coñecemento ou axuste da relación C/N para a posta a

punto do proceso non é garante dun deseño favorábel, xa que esta relación C/N non se corresponde xeralmente coa relación C/N biodispoñíbel ou biodegradábel (Puyuelo e col., 2011). Debe considerarse que o valor obtido non indica o seu estado de dispoñibilidade para os microorganismos, feito que pode levar a unha interpretación errónea do parámetro (Plana, 2008). A relación C/N debería estar baseada no contido do carbono orgánico biodegradábel, xa que a maior parte do nitróxeno contido en mostras orgánicas preséntase na forma de moléculas de proteínas, as cales son relativamente biodegradábeis (Haug, 1993), pero unha parte considerábel de carbono non biodegradábel pode estar presente.

Por tanto, a relación C/N é un importante factor, que inflúe ademais na velocidade do proceso e na perda do amonio durante a compostaxe:

- Se a relación C/N é alta, polo xeral maior de 40, prodúcese unha ralentización no proceso, xa que a actividade biolóxica diminúe e os microorganismos deben oxidar o exceso de carbono coa conseguinte ralentización, debido á deficiente dispoñibilidade de N para a síntese proteica e o crecemento dos microorganismos. Non obstante, se o residuo susceptible de ser compostado ten unha alta relación C/N, pero a materia orgánica é pouco biodegradábel, a relación C/N realmente dispoñíbel para os microorganismos é menor e o proceso evolucionará rapidamente, pero afectará soamente a unha proporción da masa total.

- A pesares de que baixas relacións C/N son as máis axeitadas para desenvolver o proceso, se a relación C/N é moi baixa hai un exceso de N en relación ao C degradábel. O proceso de compostaxe vai ser máis rápido, pero o N inorgánico vaise producir en exceso e pode desprenderse por volatilización en forma amoniacal ou por lixiviación da masa de compostaxe, producíndose unha autorregulación da relación C/N do proceso. Polo tanto, as baixas relacións C/N pódense corrixir mediante a adición dun axente ou residuo rico en C-orgánico degradábel.

Diversos autores fan uso da relación C/N como un índice de estabilización da materia orgánica. A evolución natural desta relación durante un proceso de compostaxe tende a diminuír pola perda de carbono en forma de CO₂ e pola incorporación de nitróxeno á síntese celular. É o criterio empregado tradicionalmente para establecer o grao de madurez do compost e definir a calidade agronómica do mesmo. Acéptase de forma xeral que un compost (xa sexa de RSU ou doutra orixe) está suficientemente estabilizado cando a relación C/N (Cot/Not) é inferior a 12 (Iglesias Jiménez e García, 1992, Bernal e col., 1998). Emporiso, outros autores elevan o valor desta relación a 16 e 20, sempre que se parta duns valores de inicio C/N de entre 25 e 35. Débese ter en conta que ao ter a relación C/N unha grande dependencia da riqueza inicial de N, un valor concreto de C/N non reflexa o estado de madurez dun compost, polo que é máis indicado seguir a evolución de C/N no proceso ou calcular a diferenza entre os valores iniciais e finais, sempre que se poida. Debido a este feito, Morel e col. (1985) indican, como criterio concluínte de madurez, o seguimento periódico da relación Cot/Not durante a compostaxe ata unha práctica estabilización do mesmo, ou ben a relación $Cot/Not_{Final} / Cot/Not_{Inicial}$. Iglesias Jiménez e Pérez García (1989) propoñen para este parámetro un valor menor de 0,75 para compost de máis de 120 días, e preferibelmente da orde de 0,6 en compost de aproximadamente 180 días.

Por outra banda, e en consonancia coa relación C/N, temos as relacións C/P e N/P. O fósforo é o elemento nutriente máis importante, despois do C e do N, polo que tamén debe estar presente nunhas cantidades mínimas para que o proceso se leve a cabo de forma correcta. Unha boa relación entre os principais nutrientes provoca unha axeitada capacidade para a proliferación microbiana, ao estar todos os nutrientes principais nunhas cantidades óptimas na forma máis dispoñíbel para a síntese microbiana. A relación C/P para a compostaxe é optima entre 75 e 150 (Singh e Amberger, 1990) aínda que outros autores elevan esta relación ata 200 (Monroy e Viniegra, 1990), mentras que a relación N/P debe estar entre 5 e 20 (Singh e Amberger, 1990).

1.1.9 Nutrientes no compost

Un dos principais usos do compost é o de fertilizante orgánico, e por isto o contido que presente en nutrientes é importante para unha correcta fertilización do solo. Ademais do osíxeno, do dióxido de carbono e da auga, as plantas requiren canto menos de 14 elementos minerais para unha nutrición axeitada (Marschner, 1995; Mengel e col., 2001, White e Brown, 2010). Unha concentración deficiente nalgún destes elementos ten como principais efectos negativos unha redución no crecemento das plantas e por conseguinte no rendemento das colleitas.

Xeralmente as plantas adquiren os elementos minerais da solución do solo, que comprende auga e substancias disolvidas retidas nos poros do solo. A súa composición varía considerabelmente dun solo a outro, dependendo sobre todo da natureza do material de orixe e da vexetación. Polo tanto unha das características químicas máis importante dos substratos é a súa composición elemental. A utilidade agronómica dos residuos con posibilidade de ser compostados determínase en función da biodispoñibilidade dos elementos nutritivos que posúan (Kiehl, 1985). Neste sentido, os elementos químicos que serven de alimento aos vexetais clasifícanse en dous grupos: macronutrientes e os micronutrientes.

Os macronutrientes son os que as plantas necesitan en maior proporción, xa que constitúen os elementos químicos máis abundantes da súa composición orgánica. Destacan C, N, P e K porque son macronutrientes fundamentais para o desenvolvemento microbiano. Os micronutrientes ou oligoelementos, en cambio, son necesarios en moi pequenas cantidades e por este motivo a súa presenza nas plantas é máis reducida que no caso dos macronutrientes.

Non obstante, tanto uns como outros son esenciais para o bo desenvolvemento dos vexetais. Obsérvase que os elementos esenciais clasifícanse segundo un criterio de cantidade e que a diferenza atópase nas concentracións relativas que presentan uns e outros nos tecidos vexetais. Consideramos macronutrientes minerais aos que están presentes no tecido por riba do 0,1%, e son: N, P, K, Ca, Mg e S.

Os elementos C, H e O, aínda que son nutrientes, non se inclúen nestes fundamentos da nutrición mineral, por non ser obxecto de adición como fertilizantes dos cultivos. Na Figura 1.1-1 indícase de forma gráfica a composición promedio das plantas. Obsérvase como os macronutrientes N, S e P, xunto con C, H e O, son os constituíntes maioritarios das moléculas estruturais das plantas.

Na Táboa 1.1-1 móstrase a relación de elementos químicos que as plantas precisan tomar do solo para poder vivir (agás o C), a súa clasificación en función da abundancia relativa na composición vexetal e a proporción media aproximada de cada elemento dentro das plantas de cultivo (vexetación en xeral).

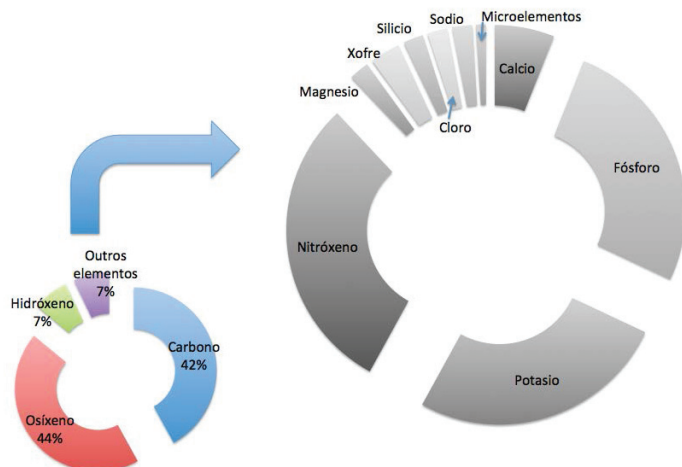


Figura 1.1-1. Composición promedio das plantas

A evolución na concentración dos distintos nutrientes no proceso de compostaxe experimenta en xeral un aumento entre o inicio e o fin da incubación como resultado da perda de materia orgánica na masa a compostar (Díaz e col., 2004, Michel e col., 2004), sempre e cando non se produza lixiviación ou estea controlada e minimizada (Bernal e col., 2009). No caso do nitróxeno, ás posíbeis perdas por lixiviación tamén deben considerarse aquelas por volatilización e desnitrificación (Bernal e col., 2009).

Táboa 1.1-1. Os 14 elementos químicos requiridos polas plantas.

Macronutrientes				Micronutrientes	
Primarios		Secundarios		Fe, Zn, Cu, Mn, Mo, B, Cl, Ni	
N	2,0 %	Ca	1,3 %	A suma de todos eles supón o 1% da composición química das plantas. Ningún micronutriente de forma individual está presente no tecido vexetal por riba do 0,1%.	
P	0,4 %	Mg	0,4 %		
K	2,5 %	S	0,4 %		

Altas concentracións de elementos minerais no solo poden inhibir o crecemento das plantas e reducir o rendemento das colleitas (Táboa 1.1-2; MacNicol e Beckett, 1985; Marschner, 1995;

Mengel e col., 2001). En particular, concentracións tóxicas de manganeso, aluminio, boro, sodio, cloro e ferro teñen lugar frecuentemente nos solos agrícolas. Os efectos tóxicos do Mn e do Al ocorren en solos minerais ácidos, a toxicidade do B e do Na maniféstase predominantemente en solos sódicos (ricos en Na), e a toxicidade de novo do Na e do Cl ten un maior efecto en solos salinos. Ademais, a toxicidade do Mn e do Fe tamén ten un maior impacto naqueles solos anegados ou inundados (White e Brown, 2010).

Táboa 1.1-2. Concentracións foliares críticas dos elementos minerais para suficiencia e toxicidade no caso de plantas de cultivos non tolerantes

Elemento	Concentracións foliares críticas (mg/g ms)	
	Suficientes	Toxicidade
Nitróxeno	15 – 40	
Potasio	5 – 4	> 50
Fósforo	2 - 5	> 10
Calcio	0,5 – 10	> 100
Magnesio	1,5 – 3,5	>15
Xofre	1,0 – 5,0	
Cloro	0,1 – 6,0	4,0 – 7,0
Boro	$5 - 100 \times 10^{-3}$	0,1 – 1,0
Ferro	$50 - 150 \times 10^{-3}$	> 0,5
Manganeso	$10 - 20 \times 10^{-3}$	0,2 – 5,3
Cobre	$1 - 5 \times 10^{-3}$	$15 - 30 \times 10^{-3}$
Zinc	$15 - 30 \times 10^{-3}$	$100 - 300 \times 10^{-3}$
Niquel	$0,1 \times 10^{-3}$	$10 - 30 \times 10^{-3}$
Molibdeno	$0,1 - 1,0 \times 10^{-3}$	1

1.1.9.1 Macronutrientes primarios

A lexislación española, a través do RD 506/2013, do 28 de xuño, sobre produtos fertilizantes, establece para o compost comercial un contido mínimo respecto aos nutrientes, que deben declararse e garantirse. Os valores están recollidos no Anexo I, Grupo 6: Emendas orgánicas. Para o caso do compost tan só existen limitacións para o caso dos macronutrientes primarios, especificando que debe haber un valor mínimo de nitróxeno, de fósforo (expresado como P_2O_5) e de potasio (expresado como K_2O). Nos tres casos debe garantirse un contido mínimo do 1%, e a suma dos tres debe ser maior ao 4%.

Macronutrientes primarios: Nitróxeno

O contido de nitróxeno total do compost é función directa dos materiais iniciais empregados, de como se desenvolva o proceso de compostaxe e dos coidados e condicións que teñan lugar na última fase da compostaxe (fase de maduración), así como das condicións de almacenamento do produto final. Para calcular o N total dispoñíbel no compost hai que considerar tanto o nitróxeno inorgánico (N-amoniacoal + N-nítrico) como o orgánico. O N inorgánico que aporta o compost pode considerarse na súa totalidade dispoñíbel, agás pola posíbel perda por volatilización do amonio, que

non obstante pode considerarse despreciábel se o compost é maduro. Respecto do N orgánico, que é maioritario no compost, debe considerarse a taxa de mineralización do solo e o efecto residual (no caso de sucesivas aplicacións) para determinar o seu poder fertilizante. A vantaxe que aporta o uso de compost como fonte de N é que ten un comportamento de liberación lenta do nutriente, proporcionando un suministro regulado e reducindo a contaminación nitroxenada (Bernal e col., 2009).

Nun proceso de compostaxe, a evolución das formas do N amosa a mineralización da materia orgánica durante o mesmo, que é especialmente activa na fase termofílica. Vai ser nesta onde a concentración de N-amoniaco sexa maior, que rapidamente descenderá segundo avance o proceso. A nitrificación nesta fase dificilmente pode acontecer, xa que as altas temperaturas inhiben os microorganismos responsábeis deste proceso (de Bertoldi e col., 1983; Tiquia, 2002). Polo tanto, estas condicións favorecen que se poidan producir perdas por volatilización de amoníaco. A nitrificación ten lugar cando a temperatura baixa dos valores termofílicos (40 °C), e este proceso terá maior impacto canto maior sexa a dispoñibilidade de N-NH₄ para as bacterias nitrificantes (Tiquia, 2002). Porén, a maior parte dos procesos de nitrificación teñen lugar durante a maduración, obtendo deste xeito no produto final maduro unha relación N-NH₄/N-NO₃ moi baixa (Bernal e col., 1998). As perdas de nitróxeno durante o proceso de compostaxe teñen un efecto negativo, xa que conleva obter un produto final cunha menor concentración de nutrientes, e polo tanto a calidade do compost vese afectada, xerando tamén problemas medioambientais e de saúde.

Ás xa explicadas posíbeis perdas por volatilización debemos engadir posíbeis perdas por lixiviación e desnitrificación:

- As perdas por lixiviación poden ser minimizadas de forma sinxela mediante o control da humidade da pila e mediante un sistema axeitado de compostaxe. Poden ser importantes no caso do N-NH₄ na etapa inicial do proceso, e no caso do N-NO₃ na última fase, debido a que o nitrato é un anión cunha alta mobilidade e moi solúbel. En caso de que se produzan estas perdas por lixiviación e non exista un sistema axeitado para recoller os lixivados, o nitrato pode causar problemas graves de contaminación das augas superficiais e subterráneas.
- Por último, tamén se poden producir posíbeis perdas por desnitrificación, como consecuencia do desenvolvemento de zonas anaerobias dentro do material. Polo tanto tamén é doado minimizalas mantendo condicións aerobias durante todo o proceso.

Macronutrientes primarios: Fósforo

As concentracións de fósforo no compost xeralmente atópanse no rango de 0,04 a 2,3% (He e col., 1995; Vogtman e col., 1993), que expresado como %P₂O₅ correspóndese co rango do 0,09 ao 5,27%. Os biosólidos soen conter unha concentración de P superior á das materias primas. Emporiso, unha proporción moi variábel desta concentración atópase en forma orgánica, a cal presenta unha menor biodisposición para as plantas (He e col., 2000). Tal como recollen Stoffella e Kahn (2001), a maior parte dos composts elaborados a partir de RSU de USA e varios países europeos presenta un contido en P que vai do 0,46 ao 1,37% (expresado como P₂O₅). Isto é de 2 a 10 veces maior que a concentración media de P na maioría dos solos agrícolas (Tisdale e Nelson,

1966). En relación con isto, a biodisposición do P por parte das plantas soe ser $< 1\%$ do P total do solo, mentres que entre o 20 e o 40% do P presente no compost está en forma dispoñíbel para as plantas (Vogtmann e col., 1993). Polo tanto é claro que a aplicación de compost contribúe a aumentar a biodispoñibilidade do P no solo, aumentando o rendemento das colleitas.

P Olsen

Mención especial merece a determinación do fósforo Olsen (P Olsen) ou P dispoñíbel. As plantas obteñen a nutrición fosfatada do extracto acuoso do terreo, e a acción do fósforo sobre a vexetación pódese resumir nos seguintes aportes: os efectos do fósforo sobre o metabolismo vexetal tradúcense nun excelente desenvolvemento radicular e das funcións de reprodución, o que dá lugar á obtención de boas sementes de pronta maduración. Contrarresta os efectos prexudiciais do nitróxeno e regula a utilización do calcio e do magnesio (Xunta, 2013). A análise levada a cabo para determinar a concentración de P dispoñíbel nas mostras de compost, e que foi desenrolada por Sterling R. Olsen e os seus colaboradores no ano 1954, é válida para predicir a resposta ou reacción das colleitas ao fertilizar con fertilizantes de fósforo solos de natureza calcárea. Nese senso, o rango óptimo de aplicación deste test é para solos calcáreos, con máis dun 2% de carbonato cálcico, pero non obstante ten unha razoábel efectividade tamén en solos ácidos (Fixen e Grove, 1990).

Valores de P Olsen de entre 10 e 15 mg P/kg en solos son xeralmente considerados óptimos para un correcto crecemento de plantas e vexetación en xeral, aínda que outros autores elevan o valor mínimo desexabel de P Olsen no caso do solo galego a 25 mg P/kg m.s (Xunta, 2013). Este valor de referencia é inferior a valores que se empregan como referencia noutros métodos (como poden ser por exemplo o Bray e Kurtz P-1 do ano 1945, o Mehlich 1 do 1953 ou Mehlich 3 do 1984, todos eles tests que se aplican á determinación de P nos solos) porque o extractante que se emprega no caso do P Olsen extrae menos P dos solos, neste caso compost, que os extractantes ácidos dos métodos anteriormente citados.

Por tanto, cando o compost presenta elevadas concentracións de P Olsen, será necesario calcular as necesidades de P dos cultivos e as perdas ou extraccións, para calcular canto compost sería necesario engadir, segundo a emenda que empreguemos. Débese controlar axeitadamente o nivel de fósforo asimilábel do solo para que tampouco haxa excesos que ocasionen lavados deste e que poidan chegar ás augas continentais, sendo o factor principal de eutrofización das devanditas augas. Neste senso, se a fertilidade fosfórica do solo é media, $25 \text{ ppm} < \text{P Olsen} < 35 \text{ ppm}$, as aportacións de fósforo deben ser menores que as extraccións. Poderían suprimirse por completo as aportacións no caso de valores no solo de fertilidade fosfórica moi alta. As dúas normas de diagnóstico do P polo método Olsen, en mg/kg, utilizadas no estado español son as de López e López (1978) e Yáñez (1989). En ambos casos teñen en conta o grupo textural do solo e o tipo de cultivo que se vai desenvolver (Xunta, 2013).

Macronutrientes primarios: Potasio

No relativo ao contido de potasio, Stoffella e Kahn (2001) encontraron que a maior parte dos composts elaborados a partir de RSU en USA e varios países europeos presenta un contido en K que

vai do 0,08 ao 1,44% (expresado como K_2O). Este valor é polo xeral inferior á concentración de potasio dos tecidos das plantas da maior parte das colleitas, que soe encontrarse entre o 0,8 e o 3,5%, como se recolle na Táboa 1.1-1, onde se considera un valor medio deste macronutriente primario do 2,5% na composición vexetal. Este elemento ten unha alta mobilidade nas plantas a todos os niveis dentro das células individuais e dentro dos tecidos (Marschner, 1995). Polo tanto, unha parte deste potasio contido no material vexetal pódese perder durante o proceso de compostaxe mediante procesos de lixiviación (Moreno e Moral, 2008).

1.1.9.2 Macronutrientes secundarios

No que atinxe aos macronutrientes secundarios, nun dos capítulos desta tese presentaranse os valores obtidos para a concentración total dos elementos calcio e magnesio. Ambos son moi importantes para o crecemento vexetal. Ca e Mg (ademais do K), desempeñan funcións que teñen que ver coa agua e a conformación de proteínas. En xeral tamén interveñen noutras funcións, e teñen un importante papel no metabolismo dos microorganismos e das plantas, na síntese dos enzimas e nos mecanimos de transporte intra e extracelular (Miyatake e Iwabuchi, 2006).

Macronutrientes secundarios: Calcio

O Calcio (Ca) intervén na formación das paredes celulares das plantas. Segundo recollen Stoffella e Kahn (2001) despois de analizar varias mostras de compost de RSU e xurros de porco procedentes de varios países, a proporción do Ca total no compost oscila entre o 2 e o 7,5% en función dos materiais utilizados para elaboralo. Concentracións superiores ao 10% poden causar efectos tóxicos nas plantas de cultivos non tolerantes (White e Brown, 2010). Atópase no compost e no solo en forma de sales (nitratos, fosfatos, carbonatos, etc.). Cabe destacar que tamén é absorbido nestas combinacións. No compost son habituais os contidos en calcio elevados, especialmente en compost de residuos sólidos urbanos. Este feito permite a súa utilización para a rexeneración de solos afectados por sales. En solos deste tipo con predominio do ión Na^+ prodúcese a súa substitución polo Ca^{2+} , que forma compostos máis estábeis, o que permite o lavado do Na^+ en profundidade e diminúe notablemente a condutividade eléctrica dos horizontes superiores.

Macronutrientes secundarios: Magnesio

O Magnesio (Mg) forma parte da clorofila e actúa no metabolismo do fósforo. No compost encóntrase en proporcións inferiores ao 1% (Stoffella e Kahn, 2001), en forma combinada incorporado a substancias inorgánicas, como o sulfato de magnesio. É requirida unha concentración no rango de 0,15 a 0,35% para un correcto crecemento das plantas, mentres que concentracións superiores ao 1,5% terían efectos tóxicos (White e Brown, 2010).

De forma xeral, establécese que na maioría dos solos neutros ou básicos os niveis de Ca e Mg soen ser suficientes para cubrir as necesidades das plantas. De feito, máis que escasez, nalgúns casos é o exceso de Ca en solución o que podería crear problemas de nutrición. Porén, nos solos ácidos, como é o caso da maior parte dos solos galegos, a falta de Ca e Mg pode ser un serio problema. Nestes

casos e nas situacións de desequilibrio Ca-Mg, os aportes provintes do compost poden favorecer significativamente a nutrición cálcica e magnésica dos cultivos, favorecendo o crecemento das plantas.

1.1.9.3 Micronutrientes

No tocante aos micronutrientes, é necesario indicar que todos son esenciais para os cultivos, e tamén para a dieta humana, xa que teñen un papel importante na síntese das enzimas, no metabolismo dos microorganismos e nos mecanismos de transporte intra e extracelular (Miyatake e Iwabuchi, 2006). Non obstante, a cantidade de micronutrientes nos distintos compost e países é moi variada. Stoffella e Kahn (2001) presentan valores de concentración para Fe, B, Cu, Mn, Mo e Zn, despois de estudar compost procedentes de RSU de varios países europeos e de USA. Os rangos atopados son para o Fe: 2200 – 16400 mg/kg, para o B: 3,0 – 60,0 mg/kg, para o Cu: 43,2 – 630 mg/kg, para o Mn: 400 – 600 mg/kg, para o Mo: 7,2 mg/kg (só determinado en USA) e para o Zn: 211 – 1650 mg/kg, todos os valores sobre masa seca.

Estes micronutrientes teñen distintas cinéticas de mobilización nos distintos compost. Nos casos do Zn e do Mn, por exemplo, atopámonos normalmente con solubilidades moi elevadas que facilitan a dispoñibilidade para as plantas. Emporiso, unha elevada solubilidade pode tamén xerar toxicidade por exceso, como podería ser o caso do Zn (García-Gil e col., 1999). No caso do Mn^{+2} , unha concentración excesiva é tóxica porque pode desprazar ao Ca^{+2} , Mg^{+2} , Fe^{+2} e Zn^{+2} das súas funcións celulares, esenciais para o crecemento da planta.

Nos solos calizos soe haber deficiencia de Fe, Cu e Zn debido á súa escasa dispoñibilidade como consecuencia do exceso de bases. Por tanto, nestes casos, as emendas de compost poden mellorar a situación. Non obstante, o contido total dos distintos compoñentes minerais non se corresponde evidentemente co que pode ser asimilado polas plantas. Por exemplo, os compost soen presentar altas concentracións de Fe, pero a súa solubilidade en auga é baixa e predominan xeralmente as formas insolúbeis (He e col., 2000). No caso do Cu temos concentracións promedio no compost moi superiores á concentración media de Cu nos solos, que é de 12 mg/kg (Berrow e Reaves, 1984). Non obstante o Cu no compost está xeralmente quelatado coa materia orgánica e non pode estar biodispoñíbel para as plantas antes da mineralización das fraccións orgánicas (Stoffella e Kahn, 2001). As mostras de compost soen presentar unhas concentracións de Zn maiores que as de Cu, entre 5 e 40 veces superior á concentración media de Zn nos solos, que é de 40 mg/kg (Berrow e Reaves, 1984). Porén, deficiencias no contido de Zn poden atoparse en solos de natureza calcárea e en solos areosos. A aplicación de compost a este tipo de solos pode incrementar a dispoñibilidade de Zn e mellorar a nutrición deste elemento por parte das plantas.

Hai varias metodoloxías que intentan determinar no laboratorio a fracción que en realidade poden absorber os vexetais, e isto é difícil, porque non todos os vexetais absorben os nutrientes ao mesmo ritmo, e ademais o tipo de solo e as condicións de cultivo, así como a climatoloxía, tamén teñen influencia (Huerta e col., 2010b). Un efecto indirecto da adición de micronutrientes é o aumento total da masa de microorganismos e da actividade enzimática, aportando por tanto unha mellora xeral da fertilidade do solo (Moreno e Moral, 2008).

1.1.10 Metais pesados

A concentración, comportamento e interese dos metais pesados en residuos compostados é importante desde dous puntos de vista que potencialmente semella que poden presentar conflito entre eles con respecto á lexislación medioambiental: por unha banda a definición do criterio de cando un residuo deixa de selo (end-of-waste criteria) e o incremento do material reciclado no solo, e por outro lado a protección da calidade do solo previndo a posíbel contaminación (Smith, 2008).

Desde hai varios anos a denominación de «Elementos Potencialmente Tóxicos» (ou EPT) xeneralizouse para designar aqueles elementos químicos, metais e metaloides, que diversas actividades humanas foron incorporando ao ambiente (Masaguer e Benito, 2008). A medida que se foi incrementando o interese pola compostaxe de residuos orgánicos (sobre todo os provintes dos RSU), unha das preocupacións que necesitou ser estudada foi o estudo de cales dos EPT presentes no compost podían afectar de forma adversa ao crecemento das plantas, aos microorganismos dos solos, á calidade da auga e á saúde animal e humana (Woodbury, 1993). Algúns EPT son esenciais para diversas especies, pero á vez tóxicos cando se atopan en concentracións elevadas; outros sempre producen efectos tóxicos. A súa concentración, a especie química na que se atopen, as características do solo e as condicións climáticas (pluviometría) son factores determinantes da súa mobilidade e por conseguinte da súa dispoñibilidade para os seres vivos (Felipó, 2001).

Entre os EPT son de grande interese os metais pesados, sendo de feito a súa concentración total o principal factor lexislado que limita ou restrinxo o uso do compost cunha finalidade agrícola. Asemade, a presenza de grandes cantidades de metais pesados no compost é unha preocupación para todos os produtores de compost comercial, debido a que afecta directamente á calidade final do produto. Neste senso, moitos países estableceron ou están a establecer certos estándar para a calidade do compost, onde se recollen límites para determinados metais pesados.

A presenza de metais pesados no compost é totalmente inherente aos residuos empregados no proceso de compostaxe. A calidade do compost neste aspecto comeza polos materiais iniciais, e hai que destacar que no momento no cal o contaminante entra no compost, e debido á mineralización da materia orgánica, producírase un efecto de concentración e o seu contido no compost final xeralmente tende a aumentar (Chabbey, 1993). Isto significa que, a pesares de que os materiais iniciais presenten niveis aceptábeis de metais pesados, a súa concentración no produto final pode exceder os límites establecidos. Ademais, a partires dunha determinada concentración, poden resultar tóxicos para as plantas, cos conseguintes riscos para a cadea trófica e a posíbel contaminación das augas subterráneas (Singh e Agrawal, 2008).

Os metais pesados máis perigosos son os que tenden a bioacumulase, e por este motivo na lexislación do Estado español, a través do decreto de fertilizantes (RD 506/2013) e segundo se especifica no capítulo 10 do mesmo, establécense tres clases de compost (clase A, B e C) atendendo

ao seu contido nos seguintes metais pesados: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg e Cr. Non obstante, certos estudos amosan que para determinar a calidade do compost é máis importante a forma química do metal que a súa concentración total, xa que vai ser esta a que determine a súa biodisposición para as plantas ou as posibles perdas por lixiviación nas augas subterráneas (Stoffella e Kahn, 2001). Estas investigacións suxiren que a pesar de que certos compost poden exceder o nivel máximo permitido para metais pesados, só unha pequena porcentaxe deses metais poden realmente estar dispoñíbeis para as plantas e supor un risco para a saúde.

Os metais pesados poden ser persistentes no solo, podendo incluso permanecer nel sen degradarse durante centos de anos (Alloway, 1990). Certos factores acentúan estes tempos de retención, por exemplo o tipo de solo, fenómeno que se observa en solos básicos con altos niveis de carbonatos. En xeral, podemos establecer que a adición de composts e lodos de depuradora cunha concentración de fondo de metais pesados aos solos, con especial interese aos de tipo agrícolas, elevan o contido destes no solo e tamén a súa biodisponibilidade para as plantas de cultivo. A biodisponibilidade dos metais pesados no solo depende de varios factores:

- Da natureza do enlace químico entre o metal co residuo orgánico e coa matriz do solo.
- Do valor de pH do solo.
- Da concentración do elemento no compost e no solo.
- Da capacidade da planta para regular a absorción dun elemento en particular.

Unha vez que as adicións de compost ao solo deixan de aplicarse, non existe ningunha evidencia no relativo ao aumento da liberación de metais en formas dispoñíbeis a medida que se vai degradando a materia orgánica no solo (Smith, 2008).

Nesta liña, algúns estudos demostraron que a migración destes elementos é practicamente insignificante, mentres que outros autores demostraron que pequenas cantidades de Zn, Cr, Cu e Cd lixivíanse a través do solo. Estes feitos parecen indicar que existen certas propiedades do solo, como poden ser a materia orgánica ou o pH, que afectan directamente á mobilidade dos metais pesados (Bravo e col., 2012). Tamén o tipo de plantas e a calidade do compost afectan a este parámetro. Incrementos nos niveis de Zn, Cu e Pb son frecuentemente observados tanto no solo como nas plantas, mentres que outros metais pesados, como Cd, Ni e Cr, amosan incrementos menos consistentes (Pinamonti e col., 1997). Baseándonos nun estudo acerca da acumulación de metais pesados realizado pola Unión Europea, referente á utilización agronómica do compost, podemos establecer que os metais pesados tenden a acumularse nos solos e nas plantas da seguinte maneira: $Zn > Cu > Pb = Cd > Ni > Cr$ (Pinamonti e col., 1997). Por todo isto, a concentración total dos diferentes metais pesados no compost é especialmente importante para o control da absorción por parte das plantas dos elementos máis lábiles, fundamentalmente Zn e Cu, que aumenta co aumento do contido total destes elementos no compost.

Os materiais que presentan unha concentración baixa de metais pesados, incluíndo aquí por exemplo os composts que se obteñen mediante compostaxe doméstica, os composts provintes da separación en orixe dos residuos ou os composts de residuos verdes, presentan en xeral e de forma inherente unha biodisponibilidade de metais inferior en comparación cos composts obtidos a partires de residuos con contidos metálicos maiores, considerando aplicacións equivalentes de carga

de metal ao solo. Isto explícase porque a matriz do compost modula a dispoñibilidade, e materiais cun contido baixo en metais presentan unha forte capacidade de absorción en comparación con compost que teñan altas concentracións en metais pesados (Smith, 2008).

O RD 506/2013 limita para o caso menos esixente, Clase C, unha aplicación máxima ao solo de 5 toneladas por hectárea e ano de compost. No caso dos compost A e B, a dosificación só dependerá da verificación dos códigos de boas prácticas (Táboa 1.1-3). Por tanto, as clases A e B presentan as mesmas posibilidades legais de aplicación, en canto a cantidade, mentras que a clase C ten limitacións no seu uso. Con concentracións de metais pesados por riba da clase C, os compost deben ir a destino finalista, é dicir, a vertedeiro controlado ou incineración (Huerta e col., 2010b). Os límites para a Clase A son moi esixentes, e coinciden cos fixados para o uso de compost en agricultura ecolóxica.

Táboa 1.1-3. Clases de compost atendendo ao seu contido en metais pesados (RD506/2013)

Metal pesado	Clase A	Clase B	Clase C
Cd	0,7	2	3
Cu	70	300	400
Ni	25	90	100
Pb	45	150	200
Zn	200	500	1000
Hg	0,4	1,5	2,5
Cr	70	250	300

1.1.11 Avaliación da estabilidade e da madurez do compost

O requisito principal dun compost para que poida ser empregado con seguridade no solo é un alto grao de estabilidade e madurez, o que implica un contido en materia orgánica estábel e ausencia de compostos fitotóxicos e patóxenos vexetais ou animais. Interesa a calidade da materia orgánica en termos de estabilidade biolóxica para evitar problemas no sistema solo-planta asociados a unha rápida oxidación do material no solo. Tamén interesa e é importante o grao de «humificación» para incrementar a fertilidade natural dos solos de cultivo.

Son os termos estabilidade e humificación considerados conxuntamente os que desde un punto de vista estritamente científico constitúen o concepto de madurez do compost (Senesi, 1989; Iglesias Jiménez e Pérez García, 1989; Inbar e col., 1990). A madurez asóciase co potencial de crecemento das plantas ou fitotoxicidade (Iannotti e col., 1993), mentres que o concepto da estabilidade relaciónase polo xeral coa actividade microbiana do compost. Non obstante, tanto estabilidade como madurez van polo xeral da man, xa que os compostos fitotóxicos son producidos polos microorganismos en composts inestábeis (Zucconi e col., 1985).

Ata o momento ningún dos métodos dispoñíbeis para avaliar a estabilidade é aceptado universalmente. A controversia é tal que incluso os conceptos madurez e estabilidade no compost úsanse indistintamente, aínda que cada un deles refírese a propiedades diferentes e concretas.

- O concepto de estabilidade do compost refírese a unha etapa específica do proceso, e enténdese como a taxa ou grao de descomposición da materia orgánica durante a compostaxe, que está relacionada cos tipos de compostos orgánicos aínda presentes máis o resultado da actividade biolóxica no material, e polo tanto pode expresarse como unha función da actividade microbiolóxica (California Compost Quality Council, 2001).

- A madurez é o grao ou nivel de plenitude do proceso da compostaxe e implica calidades melloradas como resultado do "envellecemento" ou "curado" do produto. Desde un punto de vista práctico enténdese como compost maduro un material termica e bioquimicamente estabilizado, aínda que só isto non implica necesariamente madurez avanzada. O California Compost Quality Council (CCQC, 2001) define madurez como "o grao ou nivel de avance da compostaxe", e considera que o criterio de madurez do compost non pode ser descrito por unha única propiedade e polo tanto será mellor avaliada pola medida de dous ou máis parámetros do compost (táboa 1.1-4). O termo madurez engloba e sobrepasa o termo estabilidade, e a seguinte ecuación define perfectamente este concepto: madurez = estabilidade biolóxica + «humificación». Neste mesmo senso, Bernal e col. (1998) describen madurez no sentido "dun contido de materia orgánica estábel e ausencia de compostos fitotóxicos e patóxenos vexetais ou animais".

Compost inmaduros e pouco estabilizados poden provocar unha serie de problemas durante o almacenamento, comercialización e utilización do produto:

- Durante a almacenaxe e comercialización dos materiais inmaduros pódense desenvolver zonas anaerobias que poden conducir á xeración de cheiros, a procesos de autocombustión e/ou ao desenvolvemento de compostos tóxicos.
- Pola súa banda, a utilización ou adición de composts inmaduros e pobremente estabilizados ao solo ou medio de cultivo terá como principal efecto que continúe a descomposición activa dos mesmos, producindo un impacto negativo no crecemento das plantas debido á redución do osíxeno e/ou do nitróxeno dispoñíbel ou debido á presenza de compostos fitotóxicos (CCQC, 2001).

Os 3 principais efectos perxudiciais de aplicar un compost non estabilizado son os seguintes:

1. A rápida descomposición do compost non estabilizado no solo provoca un rápido descenso da concentración de O₂ a nivel da raíz e tamén do potencial redox do solo. Este feito conduce á creación de condicións redutoras e fortemente anaerobias a nivel da rizosfera. Consecuentemente váise rexistrar un descenso na velocidade de nitrificación e perdas de N por desnitrificación, pero tamén a creación destas condicións anóxicas, xunto co descenso do pH asociado á produción de ácido carbónico, da lugar a un incremento do grao de biodispoñibilidade dos metais pesados potencialmente fitotóxicos aportados por certos residuos, podendo chegar a acadar niveis fitotóxicos na planta (Iglesias e Garcia, 1989).

2. Outro dos efectos máis sobresaíntes é o bloqueo biolóxico do nitróxeno asimilábel do solo por parte das poboacións de microorganismos. Isto da lugar a graves deficiencias de N na planta, que ten como principal consecuencia unha mingua no rendemento dos cultivos. Con outros nutrientes

esenciais, como S, P, Ca ou Mg, tamén se pode apreciar este efecto. A elevada relación C/N que normalmente caracteriza ao compost inmaduro ocasiona un aumento considerábel dos microorganismos do solo, que van descompoñer o exceso de compostos hidrocarbonados lábiles aínda presentes, e deste xeito vaise producir unha forte competencia polo N asimilábel entre os microorganismos e a planta, producíndose a inmovilización do N mineral do solo (Alexander, 1977). Emporiso, en compost altamente maduros prodúcese unha inmovilización parcial do N asimilábel incorporado co compost pero o resultado global é unha mineralización neta positiva, e deste xeito o compost aporta cantidades importantes de N dispoñíbel aos cultivos nun curto período de tempo (Iglesias Jiménez e Álvarez, 1993 e Iglesias Jiménez, 2001).

3. Aplicar composts pouco estabilizados tamén provoca graves efectos na fisioloxía das plantas e na xerminación das sementes, debido á produción de compostos fitotóxicos durante a descomposición activa que terá lugar no solo.

O efecto fitotóxico nas sementes e plantas está ocasionado fundamentalmente pola emisión de (Iglesias Jiménez e Pérez García, 1989):

- Amoníaco, que presentará un impacto especialmente importante cando se compostan substratos cunha relación C/N baixa.
- Óxido de etileno, que é sintetizado durante a descomposición activa do compost no solo.
- Ácidos orgánicos de baixo peso molecular, como por exemplo o ácido acético.
- Fenóis, especialmente importantes no compost producido a partir dos subprodutos da industria da oliva para producir aceite (Iglesias Jiménez e col., 2007).

1.1.12 Indicadores de estabilidade e madurez

Numerosos autores diferencian entre o grao de estabilidade do compost (que xeralmente poden determinarse mediante test respirométricos, test comerciais como Oxitop[®] ou Solvita[®] ou o test Dewar de autoquecemento) e o grao de madurez, que dacordo ao CCQC pode estimarse tendo en conta a relación $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$, a concentración de ácidos orgánicos volátiles ou os test con plantas.

Segundo o criterio da CCQC, a caracterización do índice de madurez para compost comercial require que en primeiro lugar o produtor proporcione información sobre a relación C/N do produto final e que este presente un valor aceptábel ($C/N \leq 25$), e ademais os informes de polo menos un parámetro de cada unha das seguintes listas A e B (Táboa 1.1-4). Polo tanto, as mostras de compost deben cumprir en primeiro lugar a relación estándar de C/N, antes da consideración dos resultados dalgunha das probas enmarcadas nos grupos A e B. Os resultados das análises dos grupos A e B determinan se un compost é moi maduro, maduro ou inmaduro.

Empregar diferentes parámetros apropiados para determinar a estabilidade e madurez do compost permitirá ampliar o coñecemento sobre o proceso de compostaxe. Téñense proposto unha serie de criterios e parámetros para diferentes análises da estabilidade e da madurez onde a maioría deles

refírense a compost obtidos a partir de residuos sólidos urbanos. Todas as análises expresan estas características como unha función do tempo de compostaxe, independentemente do proceso de compostaxe ou da composición dos materiais de partida.

Aparte da disparidade de métodos propostos, un problema importante para deducir índices de estabilidade e madurez reproducíbeis é a normalización das condicións analíticas. Por isto o «US Composting Council» desenvolveu unha serie de regras que exhaustivamente describen os procedementos normalizados para a toma de mostras e o ensaio do compost: «*Tests Methods for the Examination of Composting and Compost*» (TMECC), que están sendo cada vez máis adoitados na actualidade.

Táboa 1.1-4. Avaliación da madurez dacordo aos índices de madurez da CCQC (TMECC, 2001)

Relación C/N ≤ 25				
Umbráis de estabilidade (grupo A)				
Método	Unidades	Moi estábel	Estábel	Inestábel
SOUR	mg O ₂ /g MO/d	< 3	3 - 10	> 10
Evolución CO ₂	mg CO ₂ -C/g OM/d	< 2	2 - 8	> 8
Test Dewar	Índice Dewar	V	V	< V
CO ₂ (Solvita®)	Código de cor	7 - 8	5 - 6	1 - 4
C biodispoñíbel	mg CO ₂ -C/g C/d	< 2	2 - 4	> 4
Umbráis de estabilidade (grupo B)				
Método	Unidades	Moi maduro	Maduro	Inmaduro
NH ₄ -N	mg/kg ms	< 75	75 - 500	> 500
NH ₄ -N/NO ₃ -N	-	> 0,5	0,5 - 3,0	> 3,0
Índice xerminación	% de control	> 90	80 - 90	< 80
Índice crecemento	% de control	> 95	85 - 95	< 85
Xerminación in-vitro	% de control	> 90	80 - 90	< 80
Ensaio con miñocas	% incremento peso	< 20	20 - 40	> 40
NH ₃ (Solvita®)	Código de cor	5	3	3 - 1
AGV	mmol/g ms	< 200	200 - 1000	> 1000

As normas TMECC proporcionan protocolos detallados para a industria da compostaxe para verificar as propiedades e condicións físicas, químicas e biolóxicas dos materiais de partida, do material en proceso e do compost como produto final nos diferentes puntos de venda. Estas normas proporcionan métodos de referencia para a análise do compost que permitan a comparación dos diferentes resultados analíticos. Representantes da industria da compostaxe de Canadá, a Unión Europea e Xapón teñen amosado o seu apoio para o desenvolvemento destas normas e manifestaran o seu interese en adoitar os seus criterios toda vez que o TMECC fose publicado nos Estados Unidos.

Os parámetros de estabilidade e madurez baséanse en diferentes propiedades, e en xeral poden agruparse en cinco tipos segundo a natureza do parámetro que avalían (Táboa 1.1-5, adaptación de Bernal e col, 2009):

- A. Parámetros sensoriais da madurez (test ou criterios de tipo físico).
- B. Indicadores químicos da madurez.

- C. Estudo da materia orgánica «humificada».
- D. Evolución de parámetros da biomasa microbiana.
- E. Métodos biolóxicos (test de fitotoxicidade).

A. Parámetros sensoriais da madurez (test ou criterios de tipo físico)

A maioría destes criterios son aplicados de forma común na industria da compostaxe, pero débese ter en conta que tan só dan unha idea aproximada do grao de estabilidade e maduración do compost. É por isto que teñen que considerarse orientativos, e nunca parámetros concluíntes, a pesares de que poden ser dar suficiente información para unha aplicación práctica nas plantas de compostaxe.

As características físicas como a cor, o olor ou a temperatura dan unha idea xeral da etapa de descomposición acadada, pero dan pouca información en canto ao grao de madurez. En concreto para a temperatura, a súa evolución durante o proceso de compostaxe é un reflexo da actividade metabólica dos microorganismos implicados no proceso. Por tanto, este parámetro pode ser un bo indicador do final da fase bio-oxidativa na cal o compost adquiriu certa estabilidade, xa que a curva da temperatura estabilízase definitivamente. Por tanto, a determinación da produción de calor pode indicarnos se os cambios metabólicos que acompañan á estabilización da materia orgánica producíronse de forma completa ou si se atopan nun estado de evolución transitorio (metabolismo latente).

Táboa 1.1-5. Criterios actuais avaliados na literatura para caracterizar a calidade do compost

Físicos	A	Olor, cor, temperatura, tamaño de partícula e materiais inertes	
Químicos	B	-Análises de carbono e nitróxeno -Capacidade de intercambio catiónico -Extractos acuosos solúbeis -Nitróxeno mineral -Contaminantes	-Relación C/N en fase sólida e extractos acuosos -CIC, relación CIC/Carbono orgánico total -pH, CE, C-orgánico, ions, DQO etc -Contido en N-NH ₄ , relación N-NH ₄ /N-NO ₃ -Metais pesados e compostos orgánicos
	C	-Calidade da materia orgánica, humificación	-Composición orgánica: lignina, complexos carbohidratados, lípidos, azucres, etc Índices de humificación e caracterización das substancias húmicas: análises de grupos elementais e funcionais, distribución do tamaño molecular, relación E ₄ /E ₆ , GC-MS pirólise, análises espectroscópicos (NMR e FTIR, fluorescencia, etc), etc
Biolóxicos	D	-Indicadores de actividade microbiolóxica:	-Respiración (absorción/consumo de O ₂ , produción de CO ₂ , test de autoquecemento, constituíntes biodegradábeis) -Actividade enzimática (fosfatasa, deshidroxenasa, proteasa, etc) -Contido ATP -Potencial de mineralización/inmobilización do nitróxeno, nitrificación, etc -Biomasa microbiana
	E	-Fitotoxicidade: -Outros:	-Test de xerminación e crecemento de plantas -Sementes de malas herbas, test de patoxenidade e ecotoxicidade

Por este feito propuxéronse diversos test de autoquecemento do compost como criterio de estabilidade, que se basean no mesmo principio: a calor xerada por unha mostra de compost nun recipiente ao baleiro cunha humidade apropiada durante un periodo de incubación entre 2 e 9 días, a temperatura constante. O máis empregado é o test de autoquecemento en vasos Dewar, ou test *rottegrade* (TMECC 05.08-D) estandarizado por Brinton e col. (1995). O método determina a estabilidade do material por temperatura, medindo a súa capacidade de autoquecemento, que será maior ou menor en función da cantidade de materia orgánica facilmente degradábel que aínda conteña. Clasifica o compost en 5 niveis de intervalos de aumento de temperatura (autoquecemento) de 10 °C cada un (Táboa 1.1-6). O nivel V (aumento de ata 10°C) corresponde a un compost estabilizado, ao igual que o nivel IV. En ambos casos o compost ten unha taxa de respiración menor de 4 mgCO₂-C g⁻¹ de C-compost d⁻¹. O compost inmaduro segundo o test Dewar (niveis I, II e III = aumento de ata 50 °C) correspóndese cunha taxa de respiración de entre 8 e 20 mgCO₂-C g⁻¹ de C-compost d⁻¹.

Táboa 1.1-6. Graos de estabilidade do compost segundo o test *rottegrade*.

Diferencial temperatura (°C)	Grao de estabilidade (Rottegrade)	Descrición	Tipo de compost
0 – 10 °C	V	Moi estábel	Compost acabado
10 – 20 °C	IV	Moderadamente estábel	Compost acabado
20 – 30 °C	III	Material aínda en descomposición	Compost activo
30 – 40 °C	II	Produto inmaduro, xove ou moi activo	Compost activo
40 – 50 °C (ou máis)	I	Fresco ou cru, recén misturado	Compost fresco

B. Indicadores químicos de madurez

Os métodos químicos utilízanse amplamente, incluíndo a determinación da relación C/N na fase sólida e no extracto acuoso, o C-orgánico solúbel en auga, a relación C-orgánico solúbel en auga/N-orgánico total, a demanda química de osíxeno (DQO) dos extractos acuosos, os ácidos orgánicos volátiles, a nitrificación en termos de concentración de N-NH₄ e de relación de N-NH₄/N-NO₃, a capacidade de intercambio catiónico (CIC) e o grao de humificación da materia orgánica. Ademais, a presenza de substancias fitotóxicas tales como ácidos fenólicos e ácidos graxos volátiles poden indicar composts inmaduros (Iglesias-Jimenez e col., 2007, Bernal e col, 2009).

Valores de DQO

Os valores de DQO nos extractos acuosos considéranse indicativos do nivel de estabilización do compost. Segundo Lossin (1971), o compost estaría estabilizado a partires dos 70 días de proceso, sendo o limiar de estabilización para a DQO duns 700 mg/L para o extracto acuoso da mostra en

cuestión. A medida que progresa a estabilización deberá rexistrarse unha caída na DQO do extracto. Como noutros casos, estas afirmacións vense posteriormente moi matizadas en función do tipo de material que se composte, podendo acadarse valores inferiores.

Estudos como o de Mohedo-Gatón (2002) indican que os valores da DQO dos extractos acuosos de compost procedente de RSU desde o inicio da compostaxe ata 135 días diminúen progresivamente, primeiro de forma moi intensa e máis tarde de modo suave, de tal xeito que se pasa progresivamente dun valor inicial de 1500 mg/L a uns 200 mg/L para o produto final.

Por outra banda, estudos como o de Lasaridi e Stentiford (1998), onde trataron de determinar a estabilidade do compost mediante unha técnica respirométrica (test SOUR) e comparar estes resultados coa relación de densidades ópticas e coa DQO (ambos parámetros determinados empregando os extractos acuosos) da conta da dificultade para atopar unha relación entre os 3 métodos. A correlación que atoparon os autores entre o método respirométrico, a DQO e a densidade óptica é moi pobre, e nin a DQO nin a relación de densidades mostra tendencias claras nin permite chegar a ningunha conclusión sobre a estabilidade do compost.

Contido en nitróxeno amoniacal e grao de nitrificación

A madurez do compost tamén se pode definir desde un punto de vista químico en termos de nitrificación. Cando a concentración de $N-NH_4$ diminúe e a de $N-NO_3$ aparece no material compostado, considérase listo para ser utilizado como abono (Finstein e Miller, 1985). O nitróxeno transfórmase primeiro en nitróxeno amoniacal e posteriormente durante a fase mesófilica en nitrato, polo que ten interese analizar a evolución destes dous compostos e a súa presenza nos compost finais.

Un alto nivel de $N-NH_4$ indica material non estabilizado, así estimouse que a cantidade de ión amonio do compost maduro non debe superar o 0,04%, o que representa 0,4 g de amonio por kg de mostra (Spohn, 1978, Zucconi e de Bertoldi, 1987).

Finstein e Miller (1985) definen o concepto de madurez do compost en termos de nitrificación: cando no proceso de compostaxe aparecen cantidades apreciábeis de nitratos e/ou nitritos pódese considerar que o compost está suficientemente maduro, xa que durante a fase termófila (por riba de 45 °C) a nitrificación está practicamente inhibida. Á súa vez, Bernal e col. (1998) propoñen a relación $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ como novo índice de madurez para todo tipo de residuos e deducen un valor inferior a 0,16 para un compost altamente maduro (Táboa 1.1-4).

C. Estudo do grao de «humificación» da materia orgánica

Dado que a maduración tamén implica a formación dalgunhas substancias húmicas, o grao de humificación da materia orgánica está xeralmente aceptado como un criterio de madurez. Os estudos realizados neste senso refírense á relación de humificación, ao índice de humificación, á porcentaxe de ácidos húmicos, á relación de ácidos húmicos con respecto aos ácido fúlvicos e ás características químicas, físico-químicas e espectroscópicas das substancias húmicas.

Absorbancia do extracto e razón de densidade óptica

Durante a compostaxe dos residuos orgánicos ten lugar un proceso gradual de escurecemento ou melanización do material como consecuencia da rápida «humificación» da materia orgánica. O produto final, despois dun axeitado período de maduración, ten que presentar unha cor parda escura ou casi negra, debido á formación de grupos cromóforos, fundamentalmente de compostos con dobres enlaces conxugados e á síntese de melanoidinas. Por tanto, un aumento da absorbancia do extracto a 465 e 665 nm como do seu cociente ou razón de densidade óptica (E_4/E_6) considéranse indicativos dunha maior estabilidade e madurez do compost.

Aínda que é posíbel seguir de forma visual o proceso de escurecemento do compost, unha técnica sinxela para determinalo con maior precisión consiste en determinar a absorbancia, a distintas lonxitudes de onda, dos extractos acuosos obtidos dun compost, sendo este un dos métodos empregados para determinar o grao de estabilidade do compost (Chen e col., 1993). Nos extractos un aumento da densidade óptica revela madurez, xa que o carbono extraíbel (substancias húmicas en xeral) terá unha maior porcentaxe de ácidos húmicos (máis escuros) respecto aos ácidos fúlvicos (máis claros). A determinación da absorbancia lévase a cabo a 465 e 665 nm, sendo estas as lonxitudes de onda características para coñecer o grao de estabilización.

Por outra banda, a razón de densidade óptica (E_4/E_6), que é o cociente da absorbancia a 465 e 665 nm, tamén é considerada un indicador do grao de madurez ou condensación dos núcleos aromáticos do humus. Trátase doutro método de contrastada relevancia aplicado aos ácidos húmicos nunha solución, mestura destes e NaHCO_3 co pH axustado a 8.3 con NaOH. A relación de absorbancia a 465 e 665 nm daranos o resultado E_4/E_6 . Ao longo do tempo de compostaxe, dita relación tende a incrementarse gradualmente para os extractos húmicos. Dacordo con Chen e col. (1977), os valores da relación E_4/E_6 están correlacionados positivamente coa acidez total, e negativamente co contido en carbono. Na práctica determinouse que a compostaxe de restos verdes proporciona uns valores crecentes desta relación entre 5 e 8. Chen e col. (1977) postulan que a cor dos extractos acuosos depende do peso molecular das substancias húmicas. Baixas relacións indican alto peso molecular e unha relación alta indica un peso molecular baixo.

D. Métodos baseados na evolución de parámetros da biomasa microbiana

Estes métodos determinan o grao de estabilidade biolóxica do material. O grao de estabilidade pode ser avaliado pola súa estabilidade microbiana, mediante a determinación dos factores de actividade microbianos. Pode polo tanto deducirse de forma directa (a través da cuantificación ou reconto da biomasa microbiana ou da medida da súa actividade metabólica) ou de forma indirecta (mediante o estudo da evolución dos constituíntes máis facilmente biodegradábeis ou susceptíbeis de degradación). Dacordo a isto, poden distinguirse catro tipos de métodos:

- Cuantificación da microbiota e biomarcadores da diversidade microbiana.
- Respirometría.
- Parámetros bioquímicos da actividade microbiana (ATP, actividades enzimáticas).
- Análise de constituíntes facilmente biodegradábeis (polisacáridos solúbeis e lípidos extraíbeis).

Respirometría (taxa de consumo de O₂ e/ou emisión de CO₂)

A respiración microbiana está directamente relacionada coa actividade metabólica, xa que os microorganismos vanse desenvolver de xeito máis intenso, e polo tanto van consumir osíxeno a unha maior velocidade, na presenza de grandes cantidades de materia orgánica facilmente biodegradábel. É por isto que un compost que non está suficientemente maduro ten unha forte demanda de O₂ e altas taxas de produción de CO₂. Por esta razón, tanto o consumo de O₂ como a produción de CO₂ son indicativos da estabilidade do compost (Hue e Liu, 1995; Barrena, 2006). As velocidades de consumo de O₂ e emisión de CO₂ aumentan moi rapidamente ao comezo do proceso de compostaxe, diminúen a medida que avanza o proceso e continúan descendendo ata o final do mesmo, acadando valores próximos aos dun solo arable (Iglesias-Jimenez e col., 2007). Porén, un compost estábel non é bioloxicamente inerte, pero a presenza de microorganismos é dependente da biodisponibilidade da materia orgánica. Polo tanto, en comparación coas etapas iniciais do proceso de compostaxe, a velocidade de consumo de osíxeno debe ser moito menor. Neste senso, Iglesias Jimenez (1991) indica que a demanda de O₂ nun compost fresco (de menos de 4 semanas) é aproximadamente 30 veces máis elevada que a dun compost maduro (de máis de 180 días). Débese ter en conta que para ter uns resultados fiábeis hai que considerar outros factores que poden afectar á actividade microbiana, como poden ser a salinidade ou a toxicidade producida por compostos orgánicos ou inorgánicos (CCQC, 2001).

Na actualidade a meirande parte da industria da compostaxe emprega algúns test respirométricos (por exemplo o test SOUR), xunto co test Solvita® e o test Dewar de autoquecemento (que en realidade é unha medida indirecta da taxa de respiración), para establecer dunha forma rápida e sinxela o grao de estabilidade do compost. Numerosos países foron adaptando estes métodos como métodos oficiais de referencia (Iglesias-Jimenez e col., 2007). A taxa de respiración aeróbica foi seleccionada previamente como o parámetro máis axeitado para avaliar a actividade biolóxica aeróbica e por conseguinte a estabilidade. En condicións aeróbicas, un átomo de carbono derivado do catabolismo únese a dous átomos de osíxeno para formar dióxido de carbono, liberando enerxía, incluíndo calor, no proceso. Polo tanto, a respiración pódese medir de varias maneiras:

- Produción de dióxido de carbono (CO₂)
- Consumo de osíxeno (O₂)
- Quecemento espontáneo

As tres medidas son indicativas da cantidade de materia orgánica degradábel que segue presente, e que está inversamente relacionada á estabilidade (Zucconi e de Bertoldi, 1987).

i) Quecemento espontáneo: Para o autoquecemento emprégase o método do frasco Dewar ou test *rottegrade* (TMECC 05.08-D), previamente descrito no apartado A. Mídese o aumento da temperatura debido á actividade biolóxica e química exotérmica, que ten unha maior influencia cando a cantidade de materia orgánica facilmente dispoñíbel é alta. Non é exactamente unha medida

da respiración, xa que moitas das reaccións biolóxicas e químicas exotérmicas non teñen un impacto no índice respirométrico.

ii) Consumo de osíxeno (O₂): É o grupo de métodos máis recoñecidos para a determinación da actividade biolóxica dun material (Iannotti e col., 1993; Adani e col., 2001, 2003; Gea e col., 2004; Barrena e col., 2005). A partires das respirometrías (como así se denominan a estes métodos) obtense unha información concreta con valores precisos sobre a actividade dun compost. O seu principal inconvinte é que require do uso de instrumentación concreta e normalmente de persoal con formación específica.

Os métodos baseados no consumo de osíxeno divídense en dúas clases (Adani e col., 2001):

- Estáticos: son aqueles onde non existe un aporte continuo de ar durante o ensaio, e inclúen á súa vez métodos que traballan con mostra sólida e con mostra líquida (Pressel e Bidlingmaier, 1981; Usui e col., 1983; Willson e Dalmat, 1986; Haug, 1986; Iannotti e col., 1993; Lasaridi e Stentiford, 1998).
- Dinámicos: o ensaio realízase cun aporte continuo de osíxeno á biomasa, minimizando deste xeito as limitacións na difusión do osíxeno.

Propuxéronse diferentes valores de índice respirométrico como límite para determinar a estabilidade biolóxica dun material. Na táboa 1.1-7 móstranse os límites de estabilidade propostos por diferentes autores e os máis utilizados en diferentes países para determinar se un material é estábel de forma biolóxica.

Táboa 1.1-7. Límites de estabilidade para índices respirométricos estáticos (IRE) e dinámicos (IRD) propostos por diferentes autores, modificada de Adani e col. (2002). AT₄ é a actividade respirométrica aos 4 días.

Métodos respirométricos Estáticos	
TMECC, 1997; Iannotti e col. (1993); USA (IRE)	0,5 mg O ₂ g ⁻¹ SV h ⁻¹
TMECC, 2001 (IRE)	3 mg O ₂ g ⁻¹ SV h ⁻¹
Italia (Regione Veneto, I) (IRE)	0,6 mg O ₂ g ⁻¹ SV h ⁻¹
Sapromat, Indicador de Alemaña e Austria (AT ₄)	5 mg O ₂ g ⁻¹ ST (96h)
Comisión Europea (AT ₄)	10 mg O ₂ g ⁻¹ ST (96h)
Lasaridi e Stentiford, 1998 (SOUR)	1 mg O ₂ g ⁻¹ SV h ⁻¹
Métodos respirométricos Dinámicos	
Adani e col. (DiProVe); Italia (Regione Lombardia); Comisión Europea (IRD)	1 mg O ₂ g ⁻¹ SV h ⁻¹
ASTM, 1996 (AT ₄)	35-50 mg O ₂ g ⁻¹ SV (96h)

Dentro dos procedementos normalizados TMECC, «*Tests Methods for the Examination of Composting and Compost*», da US Department of Agriculture and Council (2001) proporciónanse protocolos detallados para a industria da compostaxe para verificar as características e condicións físicas, químicas, e biolóxicas das materias primas da compostaxe, do material en proceso e do compost final no punto de venda. É necesario realizar estas probas para verificar un abono seguro e evitar deste xeito as reclamacións do mercado.

No capítulo 5 da TMECC temos definidas as análises para determinar as propiedades orgánicas e biolóxicas, estando o apartado 05.08 adicado ás respirometrías. Para a determinación da respiración microbiana atopamos o protocolo normalizado TMECC 05.08-A, SOUR: Specific Oxygen Uptake Rate, que non se debe confundir co método proposto por Lasaridi e Stentiford (1998). O TMECC 05.08-A propón límites baseados no índice respirométrico estático (IRE) de Iannotti e col. (1993). A respirometría estática proposta por Iannotti e col. mide os cambios de concentración de osíxeno nun espazo de ar dentro dun recipiente pechado hermeticamente que contén unha mostra de compost de humidade, volume e peso coñecidos, nunhas condicións de temperatura determinadas. O rexistro de osíxeno realízase a través dun electrodo de osíxeno.

Por outra banda, o método proposto por Lasaridi e Stentiford (1998) está baseado no test da DBO, método usado rutinariamente no tratamento de augas. Neste método determinanse dous índices: o SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate ou Velocidade Específica de Consumo de Osíxeno) e o OD₂₀ (consumo acumulado de osíxeno en 20 horas). Para determinar o SOUR utilízase unha sonda de osíxeno disolvido que mide os cambios na concentración de osíxeno dunha mostra de compost en suspensión, baixo unhas condicións de óptima actividade microbiana e máxima velocidade de reacción. O consumo acumulado de osíxeno ás 20 horas (OD₂₀) calcúlase como a integral do consumo de osíxeno entre 0 e 20 horas. Nos métodos en estado líquido minimízase o efecto da transferencia de osíxeno, ao estar a mostra en solución e en constante axitación (Lasaridi e col., 2000). Deste xeito este SOUR proporciona unha boa resposta sen ter limitacións pola transferencia de osíxeno como pode ocorrer no anterior caso, TMECC 05.08-A, que emprega mostra sólida. Segundo Lasaridi e Stentiford (1998), o método é máis reproducíbel que os que empregan mostra sólida xa que os resultados destes dependen da estrutura e humidade do material, mentres que unha suspensión líquida elimina estas limitacións, ademais da xa mencionada en relación coa dispoñibilidade do osíxeno.

A medición da SOUR é posiblemente o método máis utilizado e é recomendado en numerosos países como método de referencia, debido á súa simplicidade. Este test mide a taxa máxima de consumo de O₂, e proporciona protocolos detallados para a industria da compostaxe, para verificar os parámetros físicos, químicos e biolóxicos das materias primas que interveñen no proceso de compostaxe, do material no proceso e dos produtos de compost no punto de venta. Neste método, tal como indica a CCQC (2001) para as análises respirométricas, os índices obtidos deben expresarse baseándose no contido de materia orgánica e non só no peso total da mostra empregada, e polo tanto é preciso determinar os sólidos volátiles (SV) e establécese que o límite máximo de consumo de osíxeno empregando esta técnica non debe superar 1 mgO₂/gSV*h, para considerar un compost como estábel (Táboa 1.1-7).

Existe bastante controversia en relación a este valor (Barrena e col., 2006). Deste xeito, a US Environmental Protection Agency (US EPA, 1992) considera un límite que varía entre 0,2 e 0,4 mgO₂/gSV*h segundo o uso que se lle dea ao compost: uso en testos ou emenda no solo. O CCQC (2001) indica tres posíbeis rangos, onde o compost moi estábel é aquel que presenta un valor de consumo de osíxeno inferior a 0,5 mgO₂/gSV*h, o estábel oscila entre 0,5 e 1,5 mgO₂/gSV*h e valores superiores a 1,5 mgO₂/gSV*h son indicativos de compost non estábel. A norma oficial canadense (CCME, 2005) establece un límite de 0,4 mgO₂/gSV*h. A norma británica (BSI, 2011)

indica os valores para definir un compost como estábel en termos de produción de CO_2 , pero a conversión dos valores a demanda de osíxeno establece un máximo de $0,5 \text{ mgO}_2/\text{gSV}\cdot\text{h}$ para compost de uso xeral, reducíndose este valor a $0,24 \text{ mgO}_2/\text{gSV}\cdot\text{h}$ para o caso de compost empregado como medio de cultivo. Pola súa banda, a Comisión Europea (2014) establece o valor de $0,4 \text{ mgO}_2/\text{gSV}\cdot\text{h}$ para considerar un compost estábel.

iii) Produción de dióxido de carbono (CO_2): Estes métodos consideran que un compost fresco vai xerar máis CO_2 nun período determinado de tempo que un estábel. Son métodos sinxelos, económicos e moi empregados nos laboratorios comerciais, que ademais soen requirir de equipos sinxelos e de fácil uso. A produción de CO_2 correlaciónase directamente coa respiración aeróbica, xa que o cociente respiratorio en peso entre O_2 e CO_2 resulta de $0,727 \text{ g O}_2/\text{gCO}_2$, relación que permite por exemplo comparar os índices baseados na produción de CO_2 cos índice respirométricos.

Entre os diferentes métodos existentes para determinar a produción de CO_2 dun compost destacan os que utilizan trampas alcalinas para fixar CO_2 durante un período de incubación variábel segundo os autores. Dentro deste grupo encóntrase o test Solvita® (TMECC 05.08-E), kit comercial desenvolvido polos laboratorios *Woods End Research Laboratory* en 1995 e amplamente utilizado, que mide a respiración e a produción de amoníaco en mostras dun volume estandarizado. O compost depositase nun recipiente hermético, onde se introducirá unha “bandeira” que posúe un xel sensíbel ao CO_2 e outra ao NH_3 (para correxir a interferenza nos resultados en caso de presenza de amoníaco). Este xel variará a súa cor, e mediante unha escala colorimétrica pode establecerse se o compost é estábel ou non (Barrena e col., 2006; Plana, 2008). Outro método que se engloba neste grupo é o Oxitop®, que mide a caída de presión rexistrada no recipiente onde se deposita o compost xunto cun volume específico de NaOH , que absorberá o CO_2 xerado. Neste método inflúen moito a temperatura, a disposición da mostra e a humidade para garantir unha correcta actividade microbiana (Plana, 2008).

Táboa 1.1-8. Límites de estabilidade para compost baseados na produción de CO_2 . O CCQC (2011) indica 3 rangos para a evolución do CO_2 (táboa 1.1-2).

Límites para compost estábel baseados na produción de CO_2	
Trampa alcalina. García e col., 1992	$5 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C-compost (peso seco)}$
CCME, 2005	$4 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO d}^{-1}$
BSI, PAS 100:2011	$16 \text{ mg CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO d}^{-1}$
CCQC, 2001	$2 - 8 \text{ mg C-CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ MO d}^{-1}$
Solvita®	Código de cor

O método IRGA (nas súas siglas en inglés Infra-Red Gas Analyser) tamén proporciona información sobre a concentración de CO_2 que emiten as mostras de compost. A evolución do CO_2 correlaciónase directamente coa respiración aeróbica, e por tanto, aplicando o método IRGA obtemos de forma directa información acerca da respiración microbiana das mostras, podendo establecer así o grao de madurez do compost. É un método empregado xeralmente para determinar a respiración en solos, e as unidades habituais para presentar os resultados son en $\text{gCO}_2/\text{m}^2\cdot\text{h}$.

Un dos maiores inconvintes dos métodos baseado na produción de CO₂ é que non diferencian entre o CO₂ producido aerobia ou anaerobiamente. Tamén no caso do método Oxitop® condicións anerobias poderían xerar outros gases, como o metano, que poden falsear a medida. Ademais, estes métodos soen asumir que a relación molar entre CO₂ producido e O₂ consumido (cociente respiratorio, CR) é sempre 1 (Barrena e col., 2006). Emporiso, esta relación pode variar en función do grao de oxidación do carbono orgánico, polo que algúns autores argumentan que non é posíbel utilizar estes métodos de forma precisa para determinar o índice respirométrico dun material (Lasaridi e Stentiford, 1998). Os que defenden estes métodos indican que se o ensaio se realiza nunhas condicións aerobias controladas, todo o CO₂ producido será produto dunha respiración aerobia e non haberá risco de interferencias (ADAS Consulting Ltd., 2003).

E. Métodos biolóxicos (test ou probas de fitotoxicidade)

Os métodos biolóxicos para estimar o grao de madurez baséanse tamén en probas de fitotoxicidade. As probas de plantas utilizadas na investigación e nas normas de calidade poden dividirse en catro grandes categorías:

- Probas de xerminación (incluídas as avaliacións da raíz) (Zucconi e col., 1981 e Zucconi e col., 1985)
- Ensaio de crecemento en sementeiros (avaliación do crecemento e ás veces da masa da raíz)
- Combinacións de xerminación e crecemento
- Outros métodos biolóxicos, como a actividade dos enzimas (Herrmann e Shann, 1993).

Segundo Zucconi e col. (1981) un índice de xerminación por debaixo do 50% é característico dun compost inmaduro (Táboa 1.1-4). Zucconi e de Bertoldi (1987) analizaron as diferenzas entre as probas de xerminación e de crecemento. As probas de xerminación proporcionan unha imaxe instantánea da fitotoxicidade, mentras que os ensaios de crecemento vanse ver afectados polos continuos cambios na estabilidade ou madurez do compost probado: pode haber efectos perxudiciais sobre o crecemento nas primeiras etapas, pero efectos beneficiosos máis adiante, co cal as diferentes conclusións dependen do momento no que se realice a avaliación.

Podemos concluir que nos últimos anos estanse a desenvolver moitos estudos para tratar de establecer métodos e criterios sólidos para determinar a estabilidade e madurez do compost, sendo estes dous dos parámetros que máis controversia teñen causado, e que aínda hoxe en día non están normalizados a nivel internacional. A relevancia destes parámetros para avaliar a calidade do compost é amplamente recoñecida polos investigadores, pero tan só a combinación de varios dos índices máis fiables parece ser a única opción para unha correcta avaliación da etapa de madurez/estabilidade dos materiais compostados (Eggen e Vethe, 2001; Mathur e col., 1993; Riffaldi e col., 1986). Neste senso, resulta incongruente aplicar un test Dewar a un lodo fresco, xa que o resultado vai ser sempre I durante alo menos as dúas primeiras semanas de proceso, pero a aplicación de test respirométricos ofrecerá diferenzas significativas nos primeiros intres, dando información útil sobre o poder degradativo do residuo (Plana, 2008). A medida que avanza o

proceso cobra sentido a aplicación do test de autoquecemento, que permite avaliar pequenas diferenzas para as cales determinados test respirométrico poden verse limitados (Stentiford, 2002).

Porén, hai outros criterios de calidade aparte da madurez que determinan a calidade final do compost, tal e como son os xa vistos e referidos ao contido en nutrientes, á concentración de amoníaco, ao pH ou aos sales solúbeis (condutividade eléctrica), que deben terse tamén en conta para definir os usos do compost.

Existen tamén varias normas de calidade de compost propostos por organismos oficiais e privados (RD 506/2013; BSI, 2011; European Commission, 2014; Ge e col., 2006; TMECC, 2001), que ademais dos criterios de madurez e estabilidade teñen en conta outras propiedades e características do compost como son a presenza de materiais improprios (contaminación inerte), contido en elementos potencialmente tóxicos (contaminantes orgánicos e metais pesados), hixienización (patóxenos e fitopatóxenos), sementes de malas herbas, humidade, materia orgánica e contido de nutrientes. Existe hoxe en día, a todas luces, unha necesidade de harmonización de todos estes criterios a nivel internacional, feito que debe repercutir de forma positiva na industria da compostaxe para a elaboración dun produto final de calidade contrastada e recoñecida a todos os niveis.

1.1.13 Microbioloxía e parámetros microbiolóxicos na compostaxe

A compostaxe é un proceso biolóxico de transformación aeróbica da materia orgánica no que os microorganismos constitúen o elemento chave. O éxito dun proceso de compostaxe depende en grande medida da actuación das diferentes poboacións microbianas (bacterias, fungos e actinomicetos) que se suceden ao longo das diversas etapas do mesmo. A pila de compostaxe constitúe un ecosistema no que fundamentalmente bacterias, fungos e actinomicetos degradan secuencialmente a materia orgánica en presenza de osíxeno xerando un produto estábel e humificado xunto con gases, auga e calor como residuos do metabolismo microbiano. Durante a compostaxe prodúcese unha complexa interacción entre os restos orgánicos empregados e os microorganismos, a humidade e a concentración de osíxeno, que levados a un nivel axeitado conducen a un incremento na actividade microbiana e a unha sucesión das diferentes poboacións. A cuantificación e caracterización das especies microbianas participantes nos procesos de compostaxe permite incrementar e mellorar o seu grao de coñecemento, así como optimizar o proceso de compostaxe (López e col., 2012).

A descomposición da materia orgánica lévase a cabo por moitos grupos diferentes de poboacións microbianas (Ryckeboer e col., 2003a). Existen moitos factores que determinan a estrutura e composición da comunidade microbiana durante a compostaxe, pero sen dúbida, baixo condicións aerobias, os microorganismos involucrados na compostaxe desenvólvense dacordo á temperatura da masa, que define os diferentes pasos do proceso: tipo de microorganismo, diversidade de especies e taxa de actividade metabólica (Keener e col., 2000). O tamaño e a distribución das partículas tamén son factores críticos para o equilibrio da superficie onde ten lugar o crecemento dos microorganismos, así como o mantemento dunha axeitada porosidade para a aireación.

Ryckeboer e col. (2003a) realizaron un inventario exhaustivo de microorganismos illados de diferentes procesos de compostaxe mediante técnicas dependentes de cultivo. Na revisión realizada indícase que ata a data da publicación da mesma detectáranse na compostaxe 155 especies distintas de bacterias, encadradas en 66 xéneros diferentes, 33 das cales eran actinomicetos, e 408 especies de fungos, pertencentes a 160 xéneros distintos. As bacterias son un grupo chave no desenvolvemento do proceso de compostaxe. Incluíndo as actinobacterias, constitúen a poboación máis abundante da pila de compostaxe, presentándose de forma xeral nun maior número que os fungos (Ryckeboer e col., 2003b).

As bacterias identificadas en compostaxe inclúen diversas especies agrupadas filoxeneticamente en Proteobacterias, Firmicutes, Bacteroidetes, Actinomicetos e outras (Moreno e Mormeneo, 2008). As Proteobacterias son as bacterias máis abundantes en todo o proceso. Bacteroidetes e Gamma-proteobacterias son detectábeis en calquera fase e os Actinomicetos dominan a fase de maduración (Dannon e col., 2008). Pola súa parte, Cahyani e col. (2003) indican que as Alfa-proteobacterias predominan nas materias primas, Bacillus e Actinomicetos na fase termófila e Cytophaga e clostridios na fase de enfriamento e maduración. Este perfil tamén foi descrito por nun recente estudo por Fernández-Gómez e col. (2012). No tocante aos fungos, están presentes durante todo o proceso, pero predominan cando os valores de humidade son inferiores ao 35%, e non son activos a temperaturas superiores a 60 °C. Xunto cos actinomicetos, os fungos son capaces de degradar os polímeros resistentes (Haug, 1993).

O grupo dos actinomicetos (actinobacterias ou bacterias filamentosas) merece mención especial por certas características diferenciadas respecto ao resto de bacterias. Son un grupo de bacterias de maioría filamentosa, que ten similitude cos fungos pola morfoloxía, tipo de reprodución e crecemento en medios de cultivo sólidos e líquidos. Son procariotas que desempeñan un papel importante no proceso degradativo de polímeros naturais e colonizan materiais orgánicos despois de que as bacterias e os fungos consuman as fraccións facilmente degradábeis. Detéctanse nun número considerábel en todas as fases da compostaxe, porque adicionalmente inclúen representantes termófilos. Compiten con outros organismos polos nutrientes, e poden inhibir o crecemento microbiano debido á produción de antibióticos, enzimas líticas ou incluso por parasitismo. As súas enzimas permítenlles degradar residuos duros tales como talos leñosos, corteza ou papel de xornal. Ás veces poden ser tan numerosos que se visualizan como unha capa de cor branca. Son ademais os axentes responsábeis do cheiro a terra mollada característico do compost, debido á produción dun composto volátil denominado xeosmina (Moreno e Mormeneo, 2008).

O tipo predominante de microorganismos depende das condicións nutricionais, ambientais e de proceso. A compostaxe é unha complexa interacción entre os restos orgánicos, os microorganismos, a aireación e a produción de calor. É importante entender como inflúen estes parámetros no ecosistema microbiano para mellorar a eficiencia do proceso e permitir o seu control. Este control debe dirixirse tanto á aceleración da transformación da materia orgánica, como á minimización de calquera risco medioambiental.

O conxunto de microorganismos que se desenvolve durante a compostaxe pode afectar ao proceso tanto positiva como negativamente. No grupo dos microorganismos beneficiosos atópanse os que

transforman a materia orgánica en presenza de osíxeno, que conducen á obtención de compost de calidade; os microorganismos degradadores de compostos contaminantes, que permite aplicar a compostaxe en biorremediación; e os microorganismos que exercen actividade antagónica fronte a patóxenos, que contribúen á actividade hixienizante da compostaxe. Entre os microorganismos indesexables ou que poden afectar negativamente ao proceso ou á calidade do produto atópanse os implicados na xeración de malos cheiros e os patóxenos (Moreno e Moral, 2008).

1.1.13.1 Sucesión microbiana durante o proceso de compostaxe

Bacterias e fungos son un grupo chave da fauna microbiana presente no compost, xa que teñen unha influencia directa na produtividade vexetal, e tamén son os conductores principais dos ciclos do carbono e do nitróxeno no solo (Madigan e Martinko, 2006). O número e influencia deses grupos microbianos está fortemente determinado por parámetros como o pH, a temperatura, os nutrientes, a concentración de metais pesados, o tamaño ou a distribución das partículas, entre outros. Por tanto, para unha caracterización completa do compost, é interesante determinar estes parámetros, pero tamén subministrar información acerca do número e diversidade de bacterias e fungos.

As variacións na comunidade microbiana durante o proceso de compostaxe seguen un patrón predicíbel que pode ser aplicado á maioría de procesos, independentemente do tipo de substrato.

1. A fase mesófila inicial é a parte máis dinámica da compostaxe, na que se incrementa rapidamente a temperatura, o pH experimenta amplas variacións e degrádanse os compostos orgánicos máis simples. Inicialmente os substratos están a temperatura ambiente e comezan a actuar bacterias e fungos mesófilos e termotolerantes, que empregan rapidamente substancias carbonadas solúbeis e de fácil degradación (azucres e aminoácidos), ocasionando unha diminución do pH, como consecuencia da produción de ácidos orgánicos. As bacterias con metabolismo oxidativo e fermentativo son as que acadan maiores niveis nesta fase, principalmente bacterias Gram negativas e produtoras de ácido láctico (Ryckeboer e col, 2003b). Aínda que a riqueza de especies fúncicas é baixa respecto á de bacterias, a dinámica poboacional segue un patrón moi semellante á destas (Hansgate e col., 2005). A actividade metabólica dos microorganismos nesta fase da lugar a un aumento rápido da temperatura, o que ocasiona a transición de microbiota mesófila a termófila, cando se acadan de 42 a 45 °C.

2. Na fase termófila proliferan exclusivamente microorganismos termotolerantes e termófilos. Os microorganismos non termotolerantes, incluíndo patóxenos e parásitos, son inhibidos durante esta fase. Os fungos e as levaduras son reducidos notabelmente desde o inicio da fase termófila, e son eliminados completamente a partires dos 60 °C. Por riba dos 60 °C, o calor *per se* inhibe aos microorganismos, pero tamén actúa limitando o suministro de osíxeno (débesse recordar que a solubilidade do osíxeno en auga é menor canto maior sexa a temperatura). Isto provoca unha diminución da actividade microbiana e, como consecuencia, unha caída na temperatura.

3. A terceira fase ou fase de enfriamento, iníciase cando a temperatura é elevada e a fonte de carbono, directamente dispoñíbel, comeza a ser un factor limitante. As etapas de enfriamento e maduración finais están caracterizadas polo crecemento dunha nova comunidade mesófila, diferente

á da fase mesófila inicial. Nesta comunidade predominan fungos e actinomicetos capaces de degradar compostos complexos. Aínda que as bacterias mesófilas atópanse en baixo número nestas fases, a súa diversidade é maior que nas anteriores e presentan novas actividades importantes para a maduración do compost. Conforme avanza a maduración a comunidade faise máis estábel e complexa, e cunha composición que se asemella bastante á de ambientes oligotróficos como os solos. Á actividade de fungos e bacterias durante a maduración súmase a de outros organismos como os protozoos, nemátodos e miriápodos, que contribúen á degradación e estabilización final da materia orgánica.

A análise da microbiota presente no compost é unha ferramenta para avaliar a calidade do mesmo, os seus riscos e tamén os beneficios:

- As bacterias aerobias mesófilas poden estar presentes tanto na etapa mesófila inicial como na etapa de enfriamento, Os xéneros *Micrococcus*, *Bacillus*, *Streptomyces*, *Actinomyces*, *Azotobacter*, *Aspergillus*, *Penicillium* e *Trichoderma* foron citados por Ryckeboer e col. (2003b); Velarde e col. (2004) e Martínez (2004) en diferentes estudos de compost.

- Os fungos poden aparecer en todas as fases do proceso (Ryckeboer e col., 2003b), participan na descomposición de polímeros complexos como son a celulosa, hemicelulosas, pectinas ou lignina, permitindo que as bacterias continúen coa descomposición dos substratos (Rebollido e col., 2008). Os fungos xogan un papel fundamental ao longo do proceso de compostaxe, son quen de empregar varias fontes de carbono, poden sobrevivir en condicións extremas e participan activamente na fase de maduración (Miller, 1996). A composición das comunidades fúnxicas presentes no compost están asociadas aos diferentes substratos e métodos utilizados no transcurso do proceso (Peters e col., 2000). O coñecemento das poboacións fúnxicas que están presentes neste fertilizante orgánico é de vital importancia para determinar a súa calidade e posíbeis aplicacións posteriores. Entre os diferentes tipos de fungos que actúan nas fases do proceso de compostaxe, na fase inicial podemos atopar xeralmente as especies *Aspergillus flavus*, *A. Niger* ou *A. terreus*. Na fase termofílica predominan *A. fumigatus* e *A. niger*, e na fase de estabilización encontramos *A. terreus*, *A. flavus*, *A. niger* e outras especies de *Aspergillus*.

A evolución típica da densidade de bacterias (incluíndo actinomicetos) e fungos nun material en compostaxe podería resumirse da forma que o describen Rebollido e col., 2008 e Pérez Bocourt e col. (2010), que se visualiza nas gráficas da figura 1.1-2. Un perfil moi similar tamén foi descrito por outros autores, como López e col. (2012) ou Moreno e Mormeneo (2008).

Partimos duns materiais a temperatura ambiente ao inicio do proceso, onde bacterias e fungos mesófilos e termotolerantes comezan a actuar, empregando as substancias carbonadas solúbeis e de fácil degradación tales como azucres e aminoácidos. A poboación increméntase de forma significativa nos primeiros días de compostaxe (fase mesófila inicial). A riqueza de especies fúnxicas é baixa respecto á de bacterias, pero a súa dinámica poboacional ten un patrón semellante á destas (Hansgate e col., 2005). A medida que o proceso avanza, a carga poboacional de bacterias mesófilas e fungos vai descendendo, situándose os valores máis baixos na fase de maduración do proceso. Este perfil constitúe un patrón típico que foi descrito por diversos autores en numerosos estudos, independentemente do substrato empregado.

O aumento da temperatura nos primeiros días do proceso até valores termofílicos provoca un descenso na concentración bacteriana, e sobre todo na fúnxica. Na fase termofílica proliferan exclusivamente microorganismos termotolerantes e termófilos tales como os actinomicetos. As bacterias termófilas acadan os seus maiores niveis poboacionais nas fases intermedias da etapa biooxidativa.

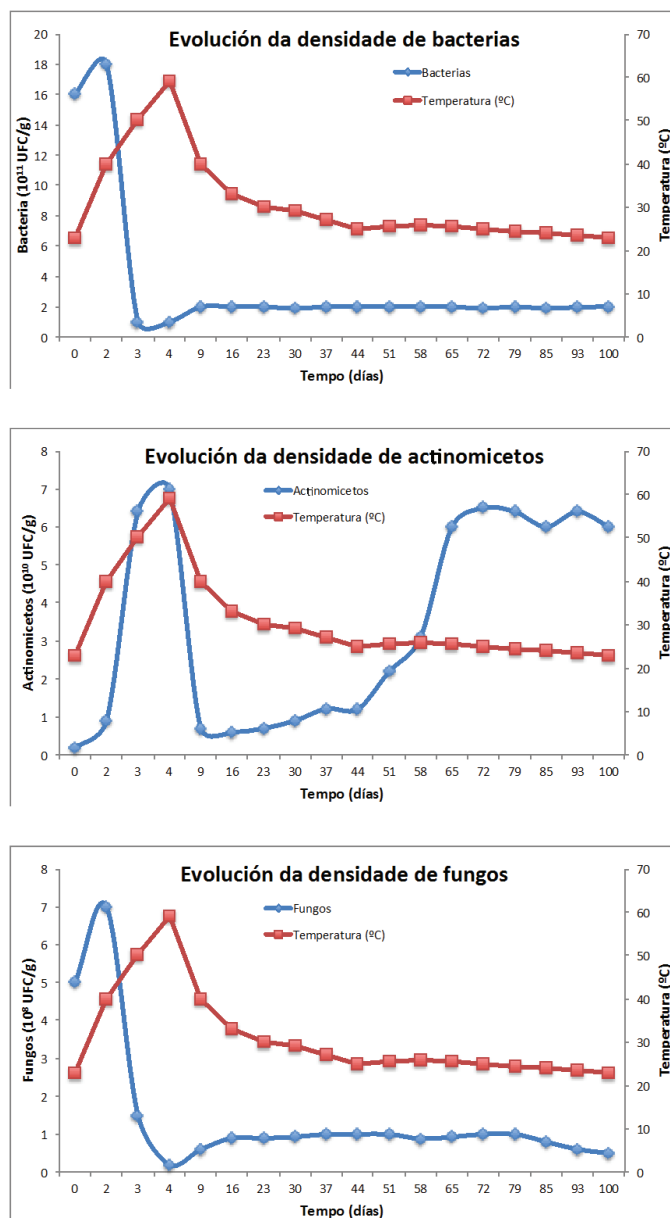


Figura 1.1-2. Evolución da concentración de bacterias, actinomicetos e fungos nun proceso típico de compostaxe (Rebollido e col., 2008)

Posteriormente, o descenso da temperatura que se produce cando pasamos da fase termofílica á mesofílica, co descenso asociado do pH, provoca un lixeiro aumento na concentración de bacterias e fungos. Xurde unha nova comunidade mesófila, diferente á da fase mesófila inicial, que se soe manter practicamente estábel ata o final del proceso. Nesta comunidade predominan fungos e actinomicetos capaces de degradar compostos complexos.

A humidade tamén afecta a esta evolución, xa que se soe encontrar un amplo predominio de fungos cando os materiais se conservan en condicións de humidade non excesiva (en xeral valores de humidade inferiores ao 35%) (Haug, 1993).

Os actinomicetos identifícanse comunmente como un dos principais grupos responsábeis da conversión da materia orgánica durante as últimas fases do proceso de compostaxe, nas etapas de enfriamento e maduración (Dannon e col., 2008). Tamén durante a fase termófila (temperaturas de 45 a 55 °C), dacordo con Cahyani e col. (2003), Rebollido e col. (2008) e Fernández-Gómez e col. (2012).

As bacterias mesófilas dominan cuantitativamente as primeiras fases do proceso de compostaxe, mentras que as bacterias termófilas teñen os seus maiores niveis de crecemento nas fases intermedias da etapa biooxidativa, aínda que en ningún caso superan cuantitativamente ás bacterias mesófilas. Ambos grupos reducen os seus niveis drasticamente nas fases de enfriamento e maduración. A microbiota presente no compost é un indicador da calidade do produto final, pois bacterias e fungos poden favorecer a fertilidade do solo e estimular o crecemento das plantas e os seus mecanismos de defensa (Harman, 2006; Contreras-Cornejo et al., 2009). Ademais, os fungos contan cunha grande plasticidade metabólica que lles permite degradar polímeros complexos, feito este polo que actualmente se utilizan na recuperación de ambientes contaminados (Munnecke e Huysmans, 1998).

1.2 A compostaxe doméstica e comunitaria

1.2.1 Potencial da compostaxe doméstica e comunitaria

A compostaxe doméstica e comunitaria presenta un grande potencial para a xestión sustentábel dos residuos orgánicos xerados no fogar, o xardín e a horta. A pesares do crecente proceso de urbanización da sociedade actual, unha porcentaxe moi considerábel da poboación dispón das condicións necesarias para resolver desta forma o tratamento dos residuos orgánicos. Ademais, algunhas modalidades de compostaxe e vermicompostaxe poden levarse a cabo en ámbitos puramente urbanos, en parques e xardíns ou en balcóns e terrazas.

O número de composteiros instalados no Estado español superaba os 16.000 en 2010 (Compostaenred, 2010), correspondendo fundamentalmente a Cataluña (8.825), Galiza (2.374), Comunidade de Madrid (1.986), Navarra (2.032) e Asturias (1.000). Estas cifras correspóndense cos

programas de compostaxe doméstica dos anos anteriores, pero non rexistran todos os programas e en particular non inclúen algunhas actuacións nas que as administracións distribuíron composteiros sen programa de seguimento. Por suposto, tampouco inclúen os composteiros que moitos particulares adquiriron pola súa conta e de forma allea aos programas públicos ou colectivos, nin os sistemas tradicionais tales como as esterqueiras. A modo de exemplo, a Deputación Foral de Gipuzkoa (2013) informa de 4.539 composteiros repartidos entre 2005 e 2007: 500 en 2005; 1.729 en 2006 e 2.310 en 2007.

Por outra parte, nos dous ou tres últimos anos posteriores a este cómputo, o número de experiencias de autocompostaxe e de composteiros aumentou significativamente. En Cataluña, por exemplo, contabilizábanse máis de 19.000 composteiros en 2012, distribuídos en 412 municipios. Nestas cifras inclúense uns 611 composteiros comunitarios, e 143 municipios que teñen a autocompostaxe como a única vía para a xestión separada da materia orgánica (Guerrero, 2012). A mancomunidade de Pamplona rexistraba no 2009 un total de 1020 composteiros unifamiliares, cifra que se incrementaría a 1610 en 2012; neses tres anos, ademais, iniciouse a implantación da compostaxe comunitaria, cunhas 358 unidades en só tres anos (Compostaenred, 2013/Boletín 12). En Galiza, a Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza (ADEGA) acadou a comezos de 2012 os 58 programas de compostaxe doméstica, distribuídos en 44 concellos e sumando unhas 2.600 vivendas. Así mesmo, en 2011 instaláronse en Galiza as primeiras 4 áreas de compostaxe comunitaria (Lafuente e col., 2012). O Programa de Compostaxe de Gipuzkoa prevía acadar os 8000 composteiros en 2009, e planteaba como obxectivo a participación do 30%, 45% e 60% das 34.567 vivendas unifamiliares e bifamiliares para os anos 2009, 2012 e 2016, respectivamente (Aguirre e col., 2010).

Esta tendencia douse noutros moitos países nos últimos anos. Entre 2000 e 2007 instaláronse máis de 900.000 unidades de composteiros domésticos en Francia, estimándose que o 34% da poboación realiza algún tipo de compostaxe de residuos orgánicos (Resse e Bioteau, 2012). Para outros países europeos estimáronse porcentaxes similares: 25% en Luxemburgo, 35% en Inglaterra, 10% en Irlanda.

Se a compostaxe comunitaria supuxo un novo e recente avance neste campo, as experiencias non deixan de evolucionar e diversificarse, como pon de manifesto o Avi-Compo de Vermican, un “composteiro que converte os residuos orgánicos en ovos frescos” (Compostaenred, 2013/Boletín 11). Na mesma liña de innovación temos o Autovermic 1.0, tamén de Vermican, o primeiro sistema de vermicompostaxe de fluxo continuo do Estado español (Compostaenred, 2013/Boletín 9). Ou tamén as experiencias de como compostar céspede en tres semanas (Compostaenred, 2013/Boletín 5).

Emporiso, a pesares do forte incremento dos últimos anos, o máis importante está por facer. ADEGA estimou que máis de 300.000 vivendas en Galiza poderían compostar os seus residuos orgánicos. Se nos últimos dez anos instaláronse quizais uns 10.000 composteiros en Galiza (a cifra real non é coñecida), aínda quedan máis de 290.000 vivendas que poderían sumarse a esta alternativa (Compostaenred, 2013/Boletín 5).

Da compostaxe doméstica e comunitaria, correctamente xestionada e levada a cabo, derivanse beneficios económicos e ambientais importantes: as persoas ou familias usuarias poden verse beneficiadas dunha redución na taxa do servizo de xestión dos residuos, ao tempo que obteñen un material fertilizante (o compost) de excelente calidade para o xardín ou a horta; os concellos e outras entidades implicadas verán reducidos os custos de recollida e tratamento dos residuos, un servizo que continúa extendéndose ao ámbito rural e que polo xeral vai acompañado dun déficit para as arcas públicas. Outro beneficio para o usuario é a comodidade de utilización do composteiro fronte ao contedor municipal, que en moitos ámbitos encóntrase máis lonxe da vivenda (Lafuente e col., 2012).

Desde o punto de vista ambiental, a ausencia de recollida, transporte e tratamento destes residuos implica un claro beneficio pola redución de todo tipo de impactos, ao que se suma o aforro en fertilizantes doutras procedencias. Póñense de manifesto tamén beneficios sociais derivados da realización de programas de compostaxe, ao convertirse estes nun foro de unión e cohesión dos veciños (ADT, 2009b). A compostaxe doméstica e comunitaria ofrece á xestión de residuos en xeral (redución, reutilización, recollida separada, reciclaxe) unha ferramenta de experimentación, implicación e participación que poucas outras opcións de tratamento poden ofrecer, como pode entenderse por comparación coas actividades propostas para a implicación cidadá en relación á dixestión anaerobia (Flotats e Burgos, 2010).

O destino do compost doméstico é sempre a horta ou o xardín familiar. Neste senso, este produto non está acollido a normas de calidade de obrigado cumprimento. Pero é obvio que a calidade do compost doméstico ten unha grande importancia ambiental e sanitaria, para os seus usuarios particulares, e para a sociedade en xeral. Un dos aspectos determinantes desta calidade é a composición química e o grao de contaminación por metais pesados, aspecto que se encontra regulado para o compost comercial, con vistas ao seu uso en actividades agrícolas. Por tanto, coñecer e garantir a calidade do compost producido nos programas municipais de compostaxe doméstica é un obxectivo importante e motivo de estudo. Outros aspectos da calidade do compost son a súa estabilidade, hixienización e poder fertilizante, aos que de momento prestouse menos atención.

A compostaxe doméstica dos residuos orgánicos non é algo novo ou moderno, senón que ven de antigo, como pon de manifesto o feito de que moitos dos actuais programas de compostaxe resistiran numerosos usuarios con esterqueira e outras formas previas de compostaxe doméstica. Nalgunhas zonas de Galiza, as esterqueiras son coñecidas como “argheira”, palabra derivada probablemente de “argazo” ou alga, un material que tradicionalmente recollíase nos areais do litoral para a súa compostaxe e utilización como fertilizante.

Tradicionalmente, a eficiencia destas prácticas de xestión de residuos orgánicos estaba fora de toda dúbida, ao ser a práctica habitual e amosar uns resultados que eran moi evidentes. Así a todo, moitos programas actuais de compostaxe doméstica aplícanse en escenarios nos cales combínanse cos sistemas municipais de recollida e xestión en planta. Isto, unido ao carácter voluntario da adhesión á compostaxe doméstica e á falta de datos cuantitativos sobre as cantidades de residuos

destinados aos composteiros, fai que se descoñeza a eficacia real de ditos sistemas. Porén, nos últimos anos houbo algúns intentos de aproximarse á determinación desta eficiencia.

A Asociación ADEGA acumula unha experiencia de máis de 10 anos na promoción e xestión de programas de compostaxe doméstica e comunitaria. Para ADEGA, o éxito da compostaxe doméstica só se pode entender como o resultado dunha boa combinación entre xestión e educación ambiental (Rodríguez e col., 2003; de Vega, 2004). Así, desde un principio, perseguiron non só o obxectivo de concienciación ambiental senón tamén que a compostaxe doméstica sexa unha solución real á xestión dos residuos orgánicos xerados no ámbito da vivenda rural e urbana con xardín ou horta. Emporiso, foi en Cataluña, combinando compostaxe doméstica e comunitaria, onde estas actuacións están contribuíndo significativamente á xestión dos residuos orgánicos, ao definirse ámbitos nos que esta opción é a única prevista para a xestión dos residuos orgánicos (Guerrero, 2012; Yaben, 2012). O Plan de Xestión de Residuos Urbanos de Galiza contempla esta opción para unha parte importante do territorio (Figura 1.2-1), aínda que de momento non se levaron a cabo actuacións regulares neste sentido e a maioría dos programas continúan obedecendo a un obxectivo preferente de concienciación ambiental.

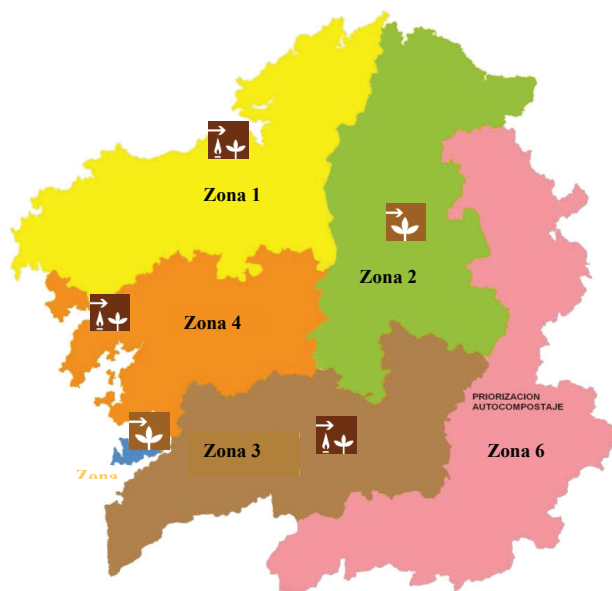


Figura 1.2-1. O Plan de Xestión de Residuos Urbanos de Galiza 2007-2017 identificaba unha zona para a autocompostaxe como opción prioritaria (Zona 6), ademais de indicalo para todas as áreas de poboación dispersa do resto do territorio (Xunta, 2008).

1.2.2 Tipos de autocompostaxe

A compostaxe é a estabilización da materia orgánica por organismos descompoñedores (bacterias, fungos) e por animais detritívoros, como miñocas, cochinillas e escarabellos, e a súa conversión nun

produto fertilizante e rexenerador do solo de alta calidade denominado compost. A autocompostaxe, aquela realizada por calquera cidadán ou cidadá que xera residuos orgánicos, coñécese coma compostaxe doméstica, compostaxe comunitaria ou coma vermicompostaxe doméstica.

A compostaxe doméstica é a que se realiza no ámbito do domicilio particular, na terraza, xardín ou horta, a partires dunha cantidade reducida de residuos, os producidos na cociña e no xardín, sen necesidade de transporte nin de aparellos complexos e coa utilización do compost que se produce no ámbito do domicilio.

A compostaxe comunitaria realízase nun espazo público accesíbel para diversos usuarios que o utilicen concertada ou libremente. Practícase en escolas, xardíns, entre os veciños dunha urbanización ou dun bloque de vivendas que comparten espazos comunitarios, dun barrio, dunha aldea, etc.

A vermicompostaxe é unha técnica de compostaxe que utiliza a capacidade das miñocas para tratar os residuos orgánicos xerando un produto, o humus de miñoca ou vermicompost. Pode aplicarse no ámbito doméstico ou comunitario, e tamén de planta. Os restos vexetais da cociña, xeralmente excluindo restos de carne e pescado, pódense destinar directamente a vermicompostaxe. Outra opción é realizar unha compostaxe previa de calquera residuo, como a fracción orgánica dos residuos municipais (FORM) que inclúe restos de carne e pescado, e aplicar unha etapa final de vermicompostaxe.

Un aspecto importante a tomar en consideración é que tanto mediante a compostaxe doméstica como a comunitaria poden tratarse todos os biorresiduos xerados no fogar, mentras a vermicompostaxe directa non o permite e por isto non elimina a necesidade de evacuar a basura orgánica do domicilio (Rudé e Torres, 2008).

Outra modalidade é a compostaxe de residuos orgánicos xerados en institucións, empresas e outras entidades, onde a súa escala pode variar entre a escala doméstica e a pequena planta. Nestes casos, e en función das cantidades, pódese optar por composteiros de tipo doméstico ou comunitario (estáticos), ou por pequenas máquinas compostadoras (Vázquez e col., 2012b; Compostaenred, 2013/Boletín 6).

1.2.3 Metodoloxía e desenvolvemento dun programa de compostaxe doméstica

A meirande parte dos proxectos de compostaxe doméstica, especialmente nos seus inicios a comezos do século XXI son concebidos como unha alternativa baseada nun sistema tecnolóxico e educativo de baixo custo e alto grao de sustentabilidade ambiental e social. Estes programas buscan retomar solucións propias da cultura popular local, ao tempo que se presentan como exportábeis a calquera outra sociedade. Implican, polo tanto, dous vectores de actuación simultáneos, o tecnolóxico e o educativo (de Vega e col., 2004; Lafuente e col., 2012).

O proxecto tecnolóxico consiste na instalación dun aparato, o composteiro, como novidade fronte á esterqueira tradicional, o que permite protexer a masa de residuos dos axentes externos non desexados (choiva, vento, animais), e acelerar a súa descomposición. O proxecto educativo consiste na explicación de forma asequíbel aos usuarios tanto do proceso de compostaxe como da xestión dos residuos en xeral, e dos aspectos ecolóxicos e ambientais relacionados. Para isto, realízase un seguimento dos composteiros, programándose visitas nunha fase inicial intensiva que se prolonga durante uns 4 a 6 meses. Esta fase intensiva remata cunha avaliación tanto do resultado do tratamento (parte técnica) como do propio proceso educativo.

A avaliación técnica inclúe a inspección visual para determinar aspectos como a estrutura e o tipo de residuos levados ao composteiro, a presenza de materiais impropios, a determinación da humidade e a temperatura, e nalgúns casos a análise da calidade química (obtención de mostras para análise de metais pesados e contido en nutrientes). Os resultados deben retroalimentar a acción educativa, razón pola cal dase prioridade á inspección in situ, o que permite tomar decisións no mesmo momento. As restantes determinacións no laboratorio permiten avaliar outros aspectos e resolver as posíbeis dúbidas sobre o balance ambiental.

A avaliación educativa (de Vega e col., 2004; Lafuente e col., 2012) ten por obxectivo avaliar a capacidade dos participantes para responsabilizarse da autoxestión dos residuos orgánicos (participación no programa), así como identificar e analizar as variábeis sociais, educativas e culturais que favorecen ou entorpecen o desenvolvemento da estratexia educativa e do conxunto do programa. A avaliación final resúmese nunha enquisa sobre os aspectos sociais e comunicativos da campaña. Nestes programas combínase xestión e educación ambiental, concebindo esta como un proceso de aprendizaxe permanente (Calvo, 2002), de carácter comunitario, facendo uso dos recursos da propia comunidade, recuperando o seu saber facer e promovendo a súa autonomía.

1.2.3.1 Implantación de programas de compostaxe doméstica

A implantación dun programa de compostaxe doméstica ten lugar ao longo de varios meses, polo xeral de 4 a 6 meses, aínda que pode estenderse ata un ano. Previamente, diferentes entidades e axentes (Táboa 1.2-1) terán definido o alcance do programa e os medios dispoñíbeis, os obxectivos e os destinatarios. Na maioría dos programas é elevada a implicación das autoridades locais, o que favorece o seu desenvolvemento (ADT, 2009b). Coñecidos os destinatarios, é habitual convocalos a unha presentación e explicación do programa. Posteriormente, comeza a etapa formativa individualizada. Os materiais do programa, xeralmente o composteiro e o pequeno manual de compostaxe, pero en ocasións tamén cubos para a segregación interna dos residuos orgánicos e outras ferramentas como aireadores, poden entregarse na reunión colectiva ou na primeira visita individualizada. Algúns programas realizan de 3 a 4 visitas co obxectivo de formación e seguimento (de Vega e col., 2004; ADT, 2009; Lafuente e col., 2012). Tamén se encontran programas nos que se distribúen os composteiros sen proceso formativo adicional, pero dotados dalgún mecanismo simple de seguimento como poden ser as chamadas telefónicas periódicas (unha ou dúas veces a ano), que permiten confirmar o uso correcto do composteiro e resolver dúbidas.

O seguimento unha vez terminada a fase de implantación está menos detallado. En moitos programas non consta que se realice un seguimento individualizado nos anos posteriores. Cando as vivendas acollidas ao programa non constitúen unha área na que a autocompostaxe é a única opción de xestión dos residuos orgánicos, o abandono da compostaxe redonda nunha ineficiencia do sistema, pero non se detecta na xestión ordinaria dos fluxos de residuos. En caso contrario, o abandono ou a ineficiencia fariáanse notar na calidade das restantes recollidas. Por tal motivo, o seguimento periódico posterior á implantación, e no seu caso as actuacións de formación e reactivación resultan imprescindíbeis para o éxito destes programas. Nalgúns casos abordouse esta necesidade mediante chamadas telefónicas unha ou dúas veces ao ano.

1.2.3.2 Perfil do usuario de compostaxe

As razóns que moven ás persoas a participar nestes programas poden ser predominantemente de tipo práctico, como desfacerse dos residuos e obter compost, e de concienciación ambiental, aspecto este determinante nos ámbitos máis urbanos (Osuna e Haas, 2012). As persoas usuarias de proxectos de vermicompostaxe e compostaxe comunitaria móstranse máis interesadas en xeral en modelos de consumo responsable e ecolóxico. En xeral, os participantes manifestan un alto grao de satisfacción coas experiencias nas que participan. Aínda que non é habitual, tamén se describiron experiencias fracasadas (Amorena e Yaben, 2010).

Táboa 1.2-1. Axentes implicados na promoción e xestión da compostaxe doméstica e comunitario (a partires de Compostaenred, 2010).

Autoridade	Rol que desempeña
Parlamento Europeo	Establece Directivas Comunitarias
Goberno central (Ministerio competente en Medio Ambiente)	Lexisla. Fomenta a autocompostaxe a través de convenios con concellos ou mancomunidades.
Gobernos Autónomos	Lexislan. Planifican a xestión no seu territorio. Ofrecen soporte técnico e económico aos concellos.
Deputacións Provinciais	Dan soporte técnico e económico aos concellos, especialmente aos máis pequenos.
Agrupacións municipais	Promocionan proxectos nos concellos.
Concellos	Responsábeis da recollida e xestión dos residuos. Actuacións de difusión da autocompostaxe doméstica ou comunitaria.
Empresas de servizos	Promocionan os seus produtos e xestionan proxectos.
Universidades	Buscan novos coñecementos, teóricos e experimentais.
Asociacións Ecoloxistas	Impulsan proxectos, e en ocasións xestiónanos.

Predominan as persoas de mediana e terceira idade (cunha media de 46 anos), e integrantes de fogares que teñen de media 3,4 persoas. Xeralmente existe un responsable da compostaxe entre os membros da familia. As persoas que practican compostaxe doméstica teñen parcelas de xardín ou horta de extensión variábel (de 50 a 2.000 m²). As persoas que practican vermicompostaxe ou compostaxe comunitaria, poden ter ou non espazos abertos pero adoitan, como mínimo, o cultivo de

plantas en testos. O compost obtido, unha ou dúas veces ao ano, utilízase para consumo propio nos seus xardíns, hortas ou testos.

1.2.3.3 O tipo de composteiro

A escolla dos utensilios a utilizar para a compostaxe pode facer variar o prezo global dunha campaña, aínda que non parece afectar directamente aos resultados do compost obtido nin á súa calidade (Compostaenred, 2010). Unha primeira opción é a compostaxe en montón ou pila, que se corresponde co modelo máis tradicional e próximo á esterqueira. Outra posibilidade consiste na autoconstrucción de elementos de contención dos residuos orgánicos, segundo se describe en moitos dos manuais de compostaxe doméstica. Rudé e Torres (2008) avaliaron 8 modelos de composteiros para os que obtiveron resultados moi similares e un comportamento axeitado cunha certa tendencia ao secado na maioría dos casos, por razón dunha ventilación ás veces excesiva. Con taxas de adición variábeis entre 0,6 e 1,1 kg/día de residuos orgánicos a cada composteiro, todos eles acadaron temperaturas máximas ao redor dos 60 °C e valores de redución de materia dun 70-80 %. Emporiso, descartaron como axeitada a compostaxe en bolsa de polietileno perforada por falta de aireación e malos cheiros. Neste mesmo estudo, estimaron suficiente un volume de composteiro de 300 L para unha vivenda tipo de 2-3 persoas e 50-100 m² de xardín, que xera 1,5 kg/día de FORM a compostar.

No mercado existen diversos modelos de composteiros (Figura 1.2-2). Un dos máis coñecidos é o modelo austríaco (o Komp, de Container), de diversas capacidades, con tapa e sen fondo. Outro modelo entre os máis utilizados é o Combox, de Compostadores SL.



Figura 1.2-2. Algúns dos modelos de composteiros máis empregados (Compostaenred, 2013/Boletín 7).

Un recente estudo (Santos e Urquiaga, 2011) recabou información de 16 modelos distintos probados en 36 experiencias ao longo de 10 anos de compostaxe en España. Algúns destes modelos utilizáronse nas súas distintas versións como o Combox (300, 450 e 600 litros), o Komp (320, 420 e 800 litros) e o Bioflower (400 e 600 litros). O tamaño medio utilizado é de 440 litros, aínda que en moitos programas recoméndase un volume menor, duns 300-320 L. Os modelos máis utilizados foron o Combox e o Komp (14 experiencias cada un) e o RRR (5 experiencias). Este último modelo está actualmente retirado do mercado.

Aínda que os factores que máis inflúen á hora de elixir un modelo de composteiro son varios, o motivo que máis inflúe na decisión inicial é o económico, seguido do material utilizado, a funcionalidade e o servizo ofrecido polo distribuidor. Ademais, valoráronse positivamente que os composteiros sexan producidos con plásticos reciclados, o carácter modulable, a facilidade de transporte e montaxe, a estética, a apertura de portas por todos os seus lados e a súa eficiencia á hora de manter as condicións apropiadas para o proceso e a facilidade de uso. Entre estas últimas temos a correcta aireación, o illamento exterior, o control da humidade, a facilidade de extracción do compost e a durabilidade do composteiro e dos materiais que o compoñen (varais, tapas, bisagras...). En canto aos aspectos negativos dalgúns modelos, destacan a escasa durabilidade dos materiais e a dificultade para extraer o compost e poder acceder ao interior do composteiro.

Algúns manuais (Martín e col., 2011) indican que o composteiro non debe ter base (debe ser aberto por abaixo), e que se debe colocar sobre a terra, nunca sobre enlousado ou cemento. Non obstante, esta non é unha esixencia que se cumpra en todos os casos, como o demostra a compostaxe en terraza, e os coñecementos xerais sobre o proceso indican que non é necesaria. Nalgunhas experiencias optouse por situar o composteiro sobre un lousado para evitar o acceso de roedores ao seu interior. Unha alternativa intermedia é facer uso dunha tela metálica que deixa aberta a comunicación co solo pero limitada a roedores. Ambas medidas son solucións pasivas a este problema potencial. Por outra parte, que o composteiro se sitúe sobre unha superficie cementada non impide ter no seu interior grande diversidade de organismos como cochinillas, miñocas, escarabellos, arañas, etc.

1.2.3.4 ¿Que residuos se destinan á compostaxe doméstica?

Esta cuestión é tratada en todos os manuais de compostaxe (Táboa 1.2-2), aínda que sen unanimidade en canto á recomendación de compostar residuos de carne e pescado. É habitual clasificar os residuos a compostar en dúas categorías: restos secos ou marróns, e restos verdes, da seguinte forma:

- Restos Secos, con alta proporción de carbono ($C/N > 35$): Madeira, Restos de podas e desbroces, Cartóns, Restos de froita e cáscaras de froitos, Follas, Papel de periódico, Agullas de pino, Serraduras, Palla,...
- Restos Verdes, con alta proporción de nitróxeno ($C/N < 30$): Alfalfa, Trevo, Café moído, Restos de comida, Restos de xardín, Herba cortada, Balume, Esterco, Restos de verdura,... A estes materiais súmanse os restos de carne, pescado e de comida elaborada que se xeran no fogar, nos casos en que se recomenda engadilos.

O papel é un bo estruturante e corrector á alza da relación C/N. Porén, os papeis impresos levan contaminación química ao compost e por outra parte o seu destino prioritario debe ser a reciclaxe. Por estes motivos, algúns manuais recomendan non compostar papel, coa excepción dos panos de mesa e papel alimentario manchado.

Os manuais recomendan relacións C/N de 25:30 para a mistura de residuos engadidos ao composteiro. Emporiso, si se exclúen os restos de carne e pescado, a relación resulta xeralmente máis elevada. Recoméndase misturar estes materiais en proporcións dunha parte de material seco por cada unha ou cada dúas de material verde, aínda que a versatilidade do proceso permite tratar proporcións moi diversas, e en particular prescindir da adición dalgún dos ingredientes durante longos períodos.

A Asociación ADEGA recomendou desde o inicio dos seus programas en 2002 a adición de todos os restos de comida do fogar (Pérez e Soto, 2003). Non se encontraron inconvintes con estes criterios nas máis de 2000 unidades en operación desde entón. O manual de ADEGA di textualmente: “Engadir de todo. O compost será máis rico en nutrientes canto máis variados fosen os residuos que levamos ao composteiro. Así, pódense engadir perfectamente restos de carne, pescado ou comida cociñada. Cando estes restos son abundantes, é importante misturalos ben, engadir unha cantidade suficiente de material estruturante e deixar a masa de residuos recén botados ben cuberta con herba ou follas para evitar insectos” (Pérez e col., 2010). O contido en nitróxeno no compost obtido é moi superior ao obtido noutros programas.

Algúns manuais indican que non se poden compostar materiais como restos de comida cociñada e lácteos, e que deben adoptarse precaucións con céspede, restos de coníferas e restos de cítricos (Compostadores SL, 2004; ADT, 2009a; Martín e col., 2011). Debe terse en conta que o risco de problemas con este tipo de materiais está en relación coa súa cantidade e proporción ao respecto do residuo total. As cantidades xeradas habitualmente de restos cociñados, carne, pescado e cítricos non crean problemas na compostaxe doméstica, como así o confirma a experiencia en Galiza (Vázquez e col., 2012a,b). Emporiso, en determinadas épocas do ano si se poden producir cantidades de céspede que non poderán ser tratadas de forma axeitada nos composteiros, a non ser que se adoiten medidas adicionais como secar previamente o céspede ou engadir máis material seco.

Os estudos científicos consultados (Rudé e Torres, 2008; Storino e col., 2012) conclúen que non hai razón para excluír compoñentes cárnicos ou de pescado da compostaxe doméstica. Nun estudo no que compararon varios modelos de composteiros, os primeiros autores indican que a presenza de compoñentes non recomendados pola bibliografía (carne, pescado,...) no presentou ningunha dificultade para o bo desenvolvemento do proceso. Storino e col. (2012) compararon varias misturas distintas de residuos, incluíndo só residuos vexetais ou estes con adicións do 5% e 15% de residuos cárnicos, e concluíron que a adición de restos cárnicos favorece a actividade do proceso, maiores temperaturas e unha maior riqueza en nutrientes do compost, sin que se detecten efectos negativos.

O novo manual de compostaxe da Deputación Foral de Gipuzkoa recomenda compostar todos os restos de comida e de xardín, incluídos restos de carne, pescado e comida cociñada. O debate sobre esta cuestión e o cambio de criterio está documentado nos cinco boletíns editados pola Rede de Compostadores de Gipuzkoa (Deputación Foral de Gipuzkoa, 2013).

1.2.3.5 Manuais e pequenos manuais de compostaxe

Os manuais de compostaxe doméstica e comunitaria poden variar en extensión, desde un simple tríptico a un folleto dunhas poucas páxinas ou incluso unhas decenas de páxinas. Neles descríbese dunha forma asequible á poboación en xeral o proceso de compostaxe e os seus beneficios, os materiais a utilizar e os residuos que se poden compostar, a operación dos composteiros, o uso do compost obtido, e os problemas máis frecuentes e como resolvelos. Existen numerosos manuais de diferentes extensións accesibles en Internet, entre eles os citados na Táboa 1.2-2.

Tabla 1.2-2. Manuais e pequenos manuais de compostaxe doméstica e vermicompostaxe (<http://www.compostaenred.org/>)

Manual	Entidade, Lugar
Manual de compostaxe caseira	ADEGA (Galicia)
Etxean kompostatzeko gida / Guía de autocompostaxe	Deputación Foral de Gipuzkoa
Guía útil para compostar	El Rosario - Santa Cruz de Tenerife
Manual básico para facer compost	San Sebastián de los Reyes - Madrid
Manual de Compostatge en Jardí	Entitat Metropolitana de Serveis Hidràulics i Tractament de Residus de Barcelona
Manual de Compostaxe	Amigos de la Tierra
Manual de Compostaxe e Vermicompostaxe doméstica	Rivas-Vaciamadrid - Madrid
Manual do Compostador doméstico	Palazuelos de Eresma - Segovia
Manual de Compostatge Urbà (vermicompostaxe)	Entitat Metropolitana de Serveis Hidràulics i Tractament de Residus de Barcelona
Manual básico para facer vermicompost	San Sebastián de los Reyes - Madrid
Manual de Vermicompostaxe	Leganés - Madrid

1.2.3.6 Prácticas de autocompostaxe

As condicións ambientais e estacionais, a humidade, a dispoñibilidade e a calidade do material estruturante, as cantidades diarias ou réxime de enchido do composteiro, o volume do mesmo, a masa do material en compostaxe, as prácticas de mistura dos residuos e do contido do composteiro, a presenza de cantidades elevadas de determinados tipos de residuos, son algúns dos factores que afectan ao comportamento dos composteiros e á evolución do proceso.

Nunha investigación sobre a compostaxe doméstica, Torres (2012) chegou ás seguintes conclusións:

- Un aumento do nivel de estruturante conleva (especialmente no verán) unha diminución nos cheiros.
- Un aumento da temperatura ambiental diminúe o nivel de cheiros.
- Para un mesmo nivel de enchido, o tempo final ata estabilización é independente da carga de FORM.
- O tempo de estabilización do compost é inversamente proporcional á temperatura ambiental.
- Elevadas cargas de FORM favorecen a retención de N.
- A axitación diaria tende a aumentar a emisión de cheiros e a diminuír a retención de N.

Á súa vez, Roig (2012), en composteiros alimentados con 1-3 kg/día de FORM e axitación semanal, non encontra diferencias significativas entre composteiros colocados sobre a terra ou separados do solo. Indica que se debe controlar a humidade para favorecer un bo proceso, e que un 5% de estruturante permite lograr unha porosidade axeitada e reducir os cheiros. A adición de máis de 4 kg de céspede reduce a intensidade de cheiro, xera aumentos de temperatura e acelera o proceso. Indica como necesarios uns 55-60 kg de masa crítica para acadar temperaturas suficientes.

Os principais problemas comentados polas persoas usuarias foron a aparición de mosquitos, a dificultade de encontrar materiais apropiados para a mistura e dificultades co reparto da trituradora cando se propón como ferramenta de uso común (ADT, 2009b). Outros programas prescinden de ofrecer máquinas trituradoras, unha necesidade que os participantes suplen coas ferramentas ordinarias da súa vivenda, e tampouco se ofrece material estruturante elaborado (Lafuente e col., 2012). A aparición de mosquitos e moscas pódese previr misturando ben os residuos frescos co material en proceso na parte superior do composteiro e cubríndoos co material vexetal (Lafuente e col., 2012), incluso nos casos nos que se engaden os restos de carne e pescado. Ademais, facendo esta mistura na parte superior non é precisa a mistura periódica de todo o contido do composteiro.

1.2.3.7 Custos e economía na xestión de residuos

As estimacións que se obtiveron en Galiza cifran nuns 70 € o custo do material e en 120 € o custo do seguimento por composteiro, nos programas máis intensivos. En Cataluña, os datos que aporta l'Entitat del Medi Ambient estiman en 207 € por composteiro o custo de implantación: materiais, documentación, formación e seguimento. Amigos de la Tierra estimou o custo medio dun programa de 200 vivendas en 30.000 euros, resultando por tanto un custo unitario de 150 euros/vivenda (Osuna, 2012). Xa no 2012, o Consorcio de Residuos de Navarra estimou un custo unitario duns 140 € por composteiro (Compostaenred, 2013/Boletín 10). Estes custes varían fundamentalmente na intensidade do esforzo educativo presencial, sendo habitual realizar entre 1 e 3 visitas formativas.

Comparando estes custos cos custos dos sistemas convencionais de recollida e tratamento, estimouse un período de retorno da inversión duns 4 anos. A partires dese momento xéranse importantes aforros, xa que o custo de seguimento da compostaxe doméstica é sempre inferior ao custo de recollida e tratamento dos biorresiduos ou da FORM. Non obstante, isto só é certo cando a compostaxe doméstica vai acompañada da eliminación de rutas e servizos de recollida. Se as rutas de recollida mantéñense polo feito de que só unha parte das vivendas se tivera acollido á

autocompostaxe, manterase o principal custo do sistema convencional, e os beneficios da autocompostaxe veranse reducidos.

1.2.4 Eficiencia da compostaxe doméstica

O Plan Director da Autocompostaxe Metropolitana (PDM) da Entitat Metropolitana de Medi Ambient de Catalunya propúxose o obxectivo de acadar o 2% de redución na produción de residuos orgánicos a través da compostaxe doméstica e comunitaria. Así, estima que mediante vermicompostaxe en pisos e terrazas poden xestionarse uns 0,15 kg de FORM/vivenda e día, e mediante compostaxe en xardín uns 0,25 kg/hab·día, incluídos residuos de cociña e xardín ou horta (Compostaenred, 2010). O estudo de Rudé e Torres (2008) elevaba esta cantidade a máis de 0,5 kg/hab·día. A Mancomunidad da Comarca de Pamplona estableceu recentemente o obxectivo de que o 30% da poboación participe en compostaxe doméstica e/ou comunitaria (Yabén, 2012). Outras entidades consideran que a totalidade dos residuos orgánicos do fogar poden ser obxecto de compostaxe doméstica, é dicir, uns 0,50 kg/hab·día, naqueles ámbitos nos que se dan as condicións para a súa realización (de Vega, 2004).

Determinar as cantidades de residuos destinados aos composteiros considérase un aspecto importante para coñecer a función que desempeñan estes sistemas na redución en orixe e xestión de residuos (Torras, 2010). Con este obxectivo, o Concello de Rivas Vaciamadrid anunciou un novo estudo en 2012 (Compostaenred, 2013/Boletín 11).

Entre os procedementos para calcular a cantidade de residuos orgánicos tratados temos os seguintes:

- A partires da previsión de residuos compostábeis xerados na vivenda: cantidades potenciais.
- A partires do volume de compost obtido.
- A partires dunha serie de variábeis explicativas.
- Por pesada dos residuos destinados á compostaxe.
- A partires da incidencia real dos programas de autocompostaxe na cantidade dos biorresiduos entregados aos sistemas de recollida.

Un recente estudo levado a cabo en Rennes (Resse e Bioteau, 2012) chegou á conclusión de que pesar os residuos destinados aos composteiros por parte dos propios usuarios e pesar a cantidade de residuos orgánicos recollidos conduce aos mesmos resultados. Neste estudo, ademais, non se encontrou variabilidade estacional nas cantidades de biorresiduos de cociña producidos, polo que propoñen como un método simple para coñecer a incidencia dos programas de compostaxe doméstica a determinación da cantidade de biorresiduos recollidos para o seu tratamento en planta.

A continuación exporemos algúns dos esforzos realizados ata o momento no ámbito español.

1.2.4.1 Cantidades potenciais de FORM para a compostaxe doméstica e comunitaria

A taxa media de xeración de residuos orgánicos nas vivendas pode obterse a partires dos inventarios de residuos domiciliarios xestionados nos circuitos convencionais, o que nos plans de xestión de residuos municipais coñécese como composición da bolsa da basura. Para isto, a xeración per cápita de residuos municipais multiplícase pola porcentaxe correspondente á FORM nos mesmos, para obter a taxa de xeración per cápita de residuos orgánicos. Esta taxa ronda os 0,5 kg FORM/hab·día, se ben pode variar dun a outro ámbito, especialmente en función do carácter urbano, semiurbano ou rural do mesmo.

Moitos programas de compostaxe doméstica aplícanse en ámbitos rurais ou semiurbanos, nos que as taxas de xeración actualmente rexistradas poden ser inferiores á media. Non obstante, isto débese a que nestes ámbitos a materia orgánica a ten outros destinos, en parte, como a alimentación animal ou a esterqueira tradicional. Pero ha terse en conta que a tendencia actual, se non se adoitna outro tipo de medidas, é a de incorporar progresivamente estes residuos aos circuitos municipais de recollida e tratamento. Polo tanto, consideramos axeitado atribuír aos programas de compostaxe doméstica un potencial equivalente á xestión de todos estes residuos, é dicir, de 0,5 kg FORM/hab·día como media. Por outra parte, haberá casos nos que a xeración de materia orgánica total sexa moito maior, cando as superficies de xardíns ou hortas son elevadas.

Este procedemento simple (Rodríguez e col., 2003; De Vega, 2004), multiplicando a taxa de xeración per cápita dos inventarios de xeración de residuos polos habitantes acollidos ao programa, permítenos estimar o potencial de redución en orixe por autocompostaxe, potencial que coincidirá coa redución real sempre e cando os programas mostren unha elevada eficiencia. Isto requiere, ademais, que todos os residuos orgánicos compostábeis (incluídos os restos de carne e pescado) se destinen ao composteiro, circunstancia que non é de aplicación en todos os programas de compostaxe doméstica e comunitaria.

1.2.4.2 Método do volume de compost producido

Cando non todos os residuos da cociña se destinan ao composteiro, sería necesario facer correccións á baixa no modelo anterior de cálculo do potencial da autocompostaxe. Unha opción neste caso é partir do volume de compost obtido (ADT, 2009b), multiplicando este pola densidade do compost (densidade media de referencia 0,59 kg/L) e polo factor de perda de masa durante o proceso (factor medio de referencia 3). Os composteiros domésticos baleiranse ocasionalmente, unhas poucas veces ao ano, polo que obter o volume de compost producido resulta sinxelo. É un dato que pode ser ofrecido polos propios usuarios.

O manual de compostaxe de Amigos de la Tierra (ADT, 2009a) recomenda non compostar restos de carne e pescado, o que reduce as cantidades de residuos levados ao composteiro. Utilizando este método, e para o período 2004-2007 (ADT, 2009b), indican que os composteiros trataron unha media de 69 kg/persoa e ano de residuos de cociña e 147 kg/persoa e ano de restos vexetais (total de 216 kg/persoa e ano). A cantidade de restos de cociña resulta de 0,19 kg/persoa e día. A cantidade

de compost obtido foi de 82 kg/persoa e ano, o que supón unha redución durante o proceso dun 62%.

Cifras similares son estimadas para os sistemas de compostaxe doméstica e comunitaria na Mancomunidad de Pamplona, con cifras de 73 kg/persoa e ano de residuos de cociña e 148 kg/persoa e ano de restos vexetais (total de 221 kg/persoa e ano) (Compostaenred, 2013/Boletín 12). Amigos de la Tierra (ADT, 2009b) concluíron que a redución de residuos acadada, aínda que non é significativa a nivel municipal si o é a nivel individual, e o compost obtido permite reducir en grande medida a necesidade de compra de abono.

En programas similares aos de Amigos de la Tierra, nalgúns casos como ampliación ou continuación dos mesmos, Blanco (2010) indica cantidades per cápita de residuos compostados de 381 ± 151 kg/hab.ano (rango de 90 a 700), dos que un 28% eran residuos de cociña e o resto residuos vexetais de xardín ou horta. Estes resultados corresponden a un total de 26 programas que implicaban a uns 5.500 habitantes. O compost obtido resultou dun 36% dos residuos tratados, é dicir, uns 130 kg/hab·ano.

1.2.4.3 Calculadora da autocompostaxe

Unha terceira vía é utilizar as seguintes variábeis explicativas (Puig e col., 2008):

- Número de residentes na vivenda.
- Superficie de horta da vivenda onde está situado o composteiro.
- Superficies de xardín húmido e xardín seco da vivenda onde está situado o composteiro.

e aplicación do seguinte modelo matemático, coñecido como a “calculadora da autocompostaxe”:

$$R = 65,9 \cdot P^{0,5} + 0,8 \cdot H + 0,5 \cdot JH^{0,8} + 0,13 \cdot JS^{0,8} \quad (n = 85)$$

onde R son os kilogramos anuais xestionados polo composteiro, P o número de persoas residentes na vivenda, H a superficie de horta (m^2), JH a superficie de xardín húmido (m^2), e JS a superficie de xardín seco (m^2).

O axuste deste modelo ofreceu un coeficiente de determinación (R^2) de 0,47, o que indica que existen outras variábeis que afectan ás cantidades que se destinan a un composteiro, pero considerouse válido para a situación catalana. Emporiso, a súa principal debilidade radica posiblemente en que os datos relativos ás cantidades de residuos engadidos aos composteiros utilizados no estudo non foron determinados experimentalmente, senón estimados.

As variábeis P, JH e JS resultaron non ser lineais, de tal xeito que as cantidades resultantes aumentan a medida que o fan estas variábeis, pero menos que proporcionalmente. Isto é coherente coa evidencia de que as aportacións de residuos orgánicos per cápita ou de restos verdes por metro cadrado diminúen a medida que aumenta o número de membros do domicilio ou a superficie do xardín. Por isto, nun ámbito determinado, débese obter a cantidade total como o sumatorio das cantidades obtidas pola aplicación da ecuación a cada vivenda con composteiro.

Segundo o estudo de Puig e col. (2008), en termo medio un composteiro xestiona anualmente 231 kg de residuos orgánicos. Nesa altura estimouse en 5.681 o número de aplicacións de compostaxe doméstica, polo que a cantidade de residuos orgánicos xestionados anualmente en Cataluña mediante a compostaxe doméstica sería dunhas 1.310 toneladas. A cantidade que resulta deste modelo é inferior á que se obtén noutras experiencias, o cal pode deberse en parte a que a Agència de Residus de Catalunya recomenda nos seus programas non compostar restos de carne e pescado, así como grandes cantidades de vexetais podres (Compostadores SL, 2004). Pero tamén son moi inferiores aos indicados por Amigos de la Tierra (ADT, 2009b) en programas nos que se segue a mesma recomendación. Valores moi reducidos publicáronse tamén para o ámbito europeo, estimándose a incidencia da compostaxe doméstica nuns 40 kg de residuos de cociña e 80-100 kg de residuos de xardín ou horta (Resse e Bioteau, 2012).

Entre as variábeis non incluídas na calculadora da autocompostaxe está a presenza de animais aos que se destina unha parte importante dos residuos de cociña, ou a existencia de esterqueira previa, que fai que os novos composteiros non supoñan unha redución na cantidade de residuos orgánicos destinados ao servizo municipal de recollida e tratamento.

ADEGA (de Vega e col., 2004) a partires de tres programas realizados entre 2002 e 2004 cun total de 173 vivendas e 577 persoas, obtivo que un promedio do 13% da materia orgánica destinábase aos animais, o que reducía a taxa neta de xeración de residuos orgánicos no fogar con destino á autocompostaxe desde os 0,50 a 0,44 kg por persoa e día. A parte destes residuos do fogar, destinábanse á compostaxe outros moitos residuos xerados na horta ou xardín, de máis difícil cuantificación. Por outra parte, constatouse nestes primeiros programas que o 62% dos participantes xa tiñan esterqueira ou realizaban algún tipo de autoxestión dos residuos orgánicos.

Mediante vermicompostaxe directa dos restos orgánicos do fogar, en Sant Cugat del Vallès, as familias participantes transformaron nos seus domicilios unha media dun 17% dos residuos orgánicos vermicompostábeis, ao tempo que se estima un potencial máximo do 69% dos residuos orgánicos totais (Compostaenred, 2013/Boletín 6).

1.2.4.4 Incidencia real nos sistemas de recollida

Polo xeral, a maioría dos programas de compostaxe doméstica optaron pola entrega de composteiros ás persoas que voluntariament solicitáronos. A dispersión das vivendas acollidas a este tipo de programas en contextos nos que a compostaxe doméstica é minoritaria non permite unha valoración global real da súa incidencia sobre a entrega de residuos orgánicos nos contedores de residuos dispoñibles na área. En Galiza desenroláronse programas de autocompostaxe nos que se dotaron determinadas áreas rurais dunha elevada porcentaxe de vivendas con compostaxe doméstica. Os resultados destas experiencias presentaranse nun dos capítulos desta tese.

Naquelas áreas nas que a case totalidade da poboación faga uso da compostaxe doméstica, o contido en residuos orgánicos nos contedores de basura debería decaer fortemente, ata o punto de poder xestionar un único contedor de residuos como si se tratase dun contedor para a fracción seca. Se

esta alternativa se consolidase, os custos de recollida, transporte e tratamento da basura nas áreas rurais veríanse fortemente reducidos.

1.2.4.5 Autocompostaxe como vía principal para a xestión da FORM

O Consell Comarcal del Solsonès (Lleida) iniciou en maio de 2010 un programa que presenta interesantes aspectos relacionados coa utilización da compostaxe doméstica e comunitaria como sistema de xestión dos residuos orgánicos en áreas de xeración dispersa. Dos 15 municipios que ten a comarca, 13 adoitaron como vía exclusiva de xestión da FORM a autocompostaxe. Chegouse á elección desta opción despois de avaliar as grandes distancias a recorrer para recoller a materia orgánica e trasladala a plantas centralizadas (Compostaenred, 2013/Boletín 7).

O sistema de recollida e tratamento dos residuos simplifícase. Debido á dispersión da poboación, os contedores (envases, vidro, papel o resto) dispóñense nos cruces de camiños para dar cobertura a diferentes vivendas. Ademais, a fracción resto recóllese en bañeiras de 5 m³ con tapa. O obxectivo dos programas de autocompostaxe é que non se encontre fracción orgánica no resto.

Realízase un seguimento telefónico para comprobar si realmente se están a utilizar os composteiros e que problemas teñen os usuarios. Os responsábeis conclúen que con esta sinxela actuación, “sen facer nada”, conséguese tratar correctamente a fracción orgánica dos 1.000 km² da comarca (Compostaenred, 2013/Boletín 7).

Outro exemplo é o do Consell Comarcal del Berguedà (Compostaenred, 2013/Boletín 6), onde se instalou os composteiros comunitarios xunto aos contedores de recollida do resto de fraccións. Unha empresa encárgase de manter os composteiros comunitarios e os de grandes xeradores (actividades económicas). Para isto, visitan os composteiros semanalmente en verán e cada 15 días en inverno. Ademais, encárganse de realizar dúas chamadas ao ano para o seguimento dos composteiros individuais.

O concello de Piñor (Ourense, Galiza) promocionou entre os seus habitantes a compostaxe doméstica en 2007, e en 2009 fora sido adoitada pola metade da poboación (Rodríguez, 2010; Plana, 2010). O proxecto concibiuse como a ferramenta principal para optimizar a xestión municipal dos residuos, reducindo fortemente os custos de recollida e tratamento. En dous anos reduíxose nun 10% a xeración de residuos sen recollida separada e triplicouse a recollida de residuos de envases para reciclaxe. Os veciños acollidos ao programa de compostaxe doméstica beneficiáronse dunha redución de 10 euros na taxa municipal do servizo.

1.2.5 Calidade e sustentabilidade da compostaxe doméstica

1.2.5.1 A calidade do compost en varios programas de compostaxe doméstica

Amigos de la Tierra (ADT, 2009) informa dos resultados dos proxectos xestionados por esta entidade entre 2004 e 2008, e que atinxen a un total de 13 proxectos, cun total de 874 composteiros instalados (entre 35 e 105 unidades por proxecto). Dous destes programas situábanse en Galiza, e os restantes noutras localidades do Estado español. Os volumes dos composteiros variaron entre 320 e 2000 litros, destinándose a maioría deles a compostaxe doméstica. O proceso de implantación, información e seguimento era moi similar ao desenvolvido por ADEGA en Galiza, cun total de 3 visitas ao longo dos primeiros 3 meses e unha visita final. A principal diferenza cos programas desenrolados por ADEGA en Galiza é a recomendación de non compostar restos de carne e pescado.

As características do compost obtido por Amigos de la Tierra (ADT, 2009) mostraron unha humidade media do 45% ao final do proceso e despois dun secado ao aire. O contido en nitróxeno total era baixo en grande parte das mostras (valores menores do 0,5%). Os autores consideran valores axeitados de nitróxeno total os situados no rango de 0,65 a 0,75%, acadados en 4 das experiencias. Unicamente a experiencia da Mancomunidade de Pamplona rexistrou valores superiores, cun contido medio do 2.4% de N. Obsérvase desta forma, un desequilibrio nos materiais introducidos para compostar, o que leva a una elevada relación C/N media de 31,8. Isto podería deberse á utilización en menor grao de residuos orgánicos da cociña e maior de restos vexetais de horta ou xardín.

Con respecto ao fósforo (0,2-2% P_2O_5 e media 0,9%) e potasio (0,3-1,5% K_2O e media de 1,3%), os resultados obtidos por ADT (2009) encóntranse dentro do rango normal en case todas as experiencias, pero tamén inferiores aos acadados nas experiencias de ADEGA en Galiza.

En canto aos metais pesados, Amigos de la Tierra (ADT, 2009) indicaban que en xeral todas as mostras das experiencias cumpren cos valores de referencia do RD 824/2005 (clase C), coas seguintes excepcións:

- Cadmio en O Barco de Valdeorras (<5 mg/kg).
- Mercurio na Mancomunidade de Valdizarbe (< 4 mg/kg)
- No resto dos casos o compost clasificaríase como A ou B, a excepción dos resultados de El Viso del Alcor (Cd<3, clase C) e de Arzúa (239 mg/kg de Pb, clase C).

Estes resultados parecen indicar un maior grao de contaminación química que no caso dos proxectos desenvolvidos por ADEGA en Galiza, segundo se describe nun capítulo desta tese. Emporiso, os valores publicados por ADT (2009) corresponden a mostras integradas dos diferentes composteiros de cada un dos programas, polo que non é posíbel diferenciar se esta maior contaminación é xeral ou débese a valores extremos nun reducido número de casos. Resultados similares foron publicados por Blanco (2010) para un total de 26 programas, dos que 13 acadaban clase A e os restantes clase B por 1 ou varios metais.

Artola (2012) ofrece resultados similares para análises de compost de tipo doméstico, comunitario, escolar e vermicompostaxe en Cataluña, cun 75% das mostras tipo A en todos os metais, e o restante 25% excedendo o límite A en 1, 2 ou 3 metais (Zn, Hg, Cu, Pb). Os valores medios das 20 mostras resultaron inferiores ao límite para a clase A. Nunha revisión de bibliografía internacional, Smith (2009) indica que o compost obtido a partir de residuos segregados en orixe presenta en xeral concentracións entre 2 e 10 veces inferiores ás do compost obtido por separación mecánica en destino. Á súa vez, a compostaxe doméstica presenta os niveis de contaminación máis baixos. Non obstante, o compost doméstico pode superar os límites máis esixentes cando se engaden aos composteiros papeis impresos, algo que recomentan certos manuais de operación (Smith, 2009). Por outra parte, os límites para compost clase A son moi esixentes e nalgúns casos o contido en metais nos residuos alimentarios limpos pode xerar composts que superen ditos límites, dado que durante o proceso ten lugar unha concentración dos elementos non biodegradábeis (Vázquez et al., 2012b).

Un estudo de 102 mostras de compost doméstico en Gipuzkoa indicou que no 8% téñense detectado niveis desaxeitados en diferentes metais como cobre, zinc, chumbo, cromo ou níquel. Conclúese que isto debíase á existencia dunha contaminación previa do solo, que se transfiría ao compost (Deputación Foral de Gipuzkoa, 2013). O 41% das mostras analizadas presentaba uns niveis de metais pesados correspondentes á clase A do RD 824/2005, namentres que o 50% correspondía á clase B, o 1% á clase C e o 8% restante presentaba un nivel nalgún dos metais superior ao nivel da clase C (Aguirre e col., 2010).

1.2.5.2 Sustentabilidade ambiental da compostaxe doméstica

Algúns estudos científicos avaliaron a sustentabilidade ambiental da compostaxe doméstica, comparando varias opcións operativas entre si e con outros sistemas de tratamento de residuos, tal como a compostaxe industrial, a incineración, a vertedura controlada ou a evacuación coas augas residuais (Martínez-Blanco e col., 2010; Chan e col., 2011; Andersen e col., 2012; Lleó e col., 2012). Estes estudos conclúen que a compostaxe doméstica é tan sustentábel ou máis que outras alternativas de tratamento dos biorresiduos, e que o principal factor de impacto é o relacionado coas emisións de gases de efecto invernadoiro.

Comparativamente coa compostaxe industrial (Martínez-Blanco e col., 2010), as emisións de amoníaco, metano e óxido nítrico en compostaxe doméstica foron máis de cinco veces superiores, namentres o primeiro causa entre 2 e 53 veces máis consumo ou xeración de transporte, enerxía, auga, infraestruturas, residuos e compostos orgánicos volátiles. Estes resultados indican que a compostaxe doméstica é menos impactante en catro das categorías de impacto consideradas (esgotamento abiótico, esgotamento da capa de ozono, oxidación fotoquímica e demanda de enerxía) e máis impactante nas outras tres (quentamento global, acidificación e eutrofización). A fabricación dos composteiros domésticos e as emisións de gases con efecto invernadoiro son os principais responsábeis dos impactos da compostaxe doméstica.

Moitos impactos da compostaxe doméstica, entre eles os directamente relacionados coa toxicidade humana, son función do contido en metais pesados, que xeralmente é reducido e permite non tomar en consideración os seus impactos (Andersen e col., 2012). O factor que máis contribúe ao impacto ambiental da compostaxe doméstica é a emisión de gases con efecto invernadoiro durante o proceso, ao tempo que as emisións evitadas cando se ten en conta a substitución de fertilizantes convencionais ou de turba polo compost producido xeran un importante beneficio ambiental. As emisións directas da compostaxe doméstica poden estar relacionadas coas prácticas de manexo dos composteiros, observándose maiores emisións nos casos de composteiros que son obxecto de operacións de mistura moi frecuentes (cada semana fronte a misturas cada 6 semanas ou nunca). Outros autores (Lleó e col., 2012) encontraron emisións de NH_3 , CH_4 e N_2O en vermicompostaxe 300 veces inferiores que en compostaxe doméstica.

Segundo Andersen e col. (2012), nas condicións de Dinamarca, a incineración con recuperación de enerxía presenta un mellor comportamento en canto a emisións de gases de efecto invernadoiro debido á substitución da calor e electricidade a partires de combustíbeis fósiles. Para isto, considérase unha eficiencia eléctrica do 21% e de recuperación da calor do 74% nas plantas incineradoras. Emporiso, a recuperación da calor non é habitual nas incineradoras do sur de Europa, e por tanto a eficiencia enerxética da incineración pode ser moi inferior en escenarios distintos aos nórdicos. Noutras clases de impactos, tal como a eutrofización, a acidificación, e a ecotoxicidade, a incineración causa un impacto moi superior. Por outra parte, as emisións de gases de efecto invernadoiro en compostaxe doméstica nalgúns estudos (Andersen e col., 2012; Lleó e col., 2012) foron atribuídas ao metano e ao óxido nítrico, mentres outros autores (Colón e col., 2010; Adhikari e col., 2013) non detectaron a emisión dalgún destes compostos. As emisións líquidas ás augas subterráneas pola xeración de lixiviados é outro factor que se ten en conta no estudo danés (Andersen e col., 2012), namentres que en moitas outras aplicacións de compostaxe doméstica non se observa xeración de lixiviados (Storino e col., 2012). Todo isto indica que os métodos e procedementos de compostaxe doméstica e de avaliación do impacto ambiental non son comparábeis en moitos casos, aínda que coinciden en xeral en valoralo como a opción de xestión máis sustentábel, ao menos nos ámbitos de poboación dispersa.

Lundie e Peters (2005) conclúen que a compostaxe doméstica presenta o menor impacto ambiental en todas as categorías cando se compara con outras alternativas como a trituración e evacuación dos biorresiduos coas augas residuais, a compostaxe centralizada ou a vertedura controlada. Non obstante, alertan de que unha compostaxe doméstica mal realizado, na que predominen condicións anaerobias, xera elevadas emisións de metano e perde as vantaxes no relativo ás emisións de gases de efecto invernadoiro. O transporte dos residuos aos sistemas centralizados é considerado en Australia un factor de impacto máis importante que en Europa (Lundie e Peters, 2005), onde a distancia entre os lugares de xeración e as plantas de tratamento serían máis reducidas. Neste sentido, Andersen e col. (2012) utilizan unha distancia media de transporte de 25,4 km en Dinamarca para calcular os impactos da incineración centralizada. Emporiso, nalgunhas áreas de xeración dispersa e sistemas de tratamento centralizados como é o caso predominante en Galiza, as distancias medias poden superar os 100 km, cuestión que incrementa os impactos dos tratamentos centralizados.

1.3 A compostaxe e os humidais construídos na depuración de efluentes residuais agrogandeiros

1.3.1 Xestión e tratamento de xurros

A xestión axeitada, responsábel e eficiente das dexecións animais que se xeran na gandeiría intensiva constitúe un grande desafío, xa que estes residuos representan o principal foco de afeccións ambientais desta actividade. A gandeiría porcina pode considerarse como o caso máis relevante, tanto polo seu volume (5.600 millóns de toneladas en 2007 (del Val, 2011) como polo seu baixo contido en sólidos totais, inferior ao 5% e maioritariamente en torno ao 3%. Aínda optando por accións que permitan a redución do consumo de auga na instalación, regulando as cantidades de pensos, o tipo de bebedoiros e o uso de pulverizadores para refrixeración das cortes, a produción de xurros na granxas intensivas segue a supor un problema de xestión para o entorno onde se ubican.

As vías de xestión actuais para os xurros de porco son principalmente as seguintes: a aplicación directa ao solo, a dixestión anaerobia e, tras unha separación entre fases por centrifugación, a compostaxe para a fase sólida e posterior aplicación ao solo, ou en moitos casos a depuración, para a fase líquida. Obviamente a práctica de xestión máis eficiente desde o punto de vista económico para a actividade gandeira é a aplicación directa no campo. A súa elevada humidade e os seus contidos relativos en N, P e K convertíronos aos excrementos animais na principal forma de retornar materia orgánica e fertilidade aos solos. Emporiso, as instalacións intensivas, cunha elevada xeración de xurros de forma constante ao longo do ano, ven limitadas as doses de aplicación, en razón de limitar o impacto ambiental desta práctica. Desafortunadamente a limitación actual da súa aplicación referida unicamente a códigos de boas prácticas agrarias e contido en nitratos non evitaron problemas de contaminación de capas freáticas e acuíferos, que derivan en fenómenos de eutrofización en lagos e esteiros. Diversos estudos tamén sinalan outros potenciais riscos que conleva esta práctica xeralizada, como transferencia de metais pesados á cadea trófica e resistencia a antibióticos entre outros (Blanco-Penedo e col., 2006; Heuer e col., 2011). Nalgúns países europeos estase comezando a regular a aplicación de xurros no campo por fósforo dispoñíbel ademais de por nitratos, o que incrementará en aproximadamente un 50% a necesidade de superficie de cultivo dispoñíbel para xestionar axeitadamente a súa aplicación (Nolan e col., 2012).

A dixestión anaerobia soe ir asociada ao concepto de xeración e venta de enerxía eléctrica con beneficio económico, o que obriga a uns tamaños mínimos de instalación e dispor doutros restos orgánicos que poidan ser empregados na codixestión para suplir a baixa produtividade de metano do xurro de porco. Deste xeito convértese en grandes instalacións de tratamento de restos orgánicos centralizadas e dependentes doutros insumos para garantir a súa eficiencia económica, sendo aínda así necesario en moitos casos contar cunha subvención á enerxía eléctrica producida (Nolan e col., 2012) para cadrar os balanzos económicos e de amortización. De todos xeitos a dixestión anaerobia, aínda que se realice a menor escala como tratamento do xurro e autoconsumo da enerxía xerada (ben como calor exclusivamente ou calor e electricidade), non resolve o problema da aplicación, pois o material resultante, o dixestato, necesita ser xestionado axeitadamente para evitar problemas

e afeccións ambientais. Mantéñense os mesmos problemas de xestión por aplicación directa, xa que os contidos en N e P practicamente non varían (Nolan e col., 2012), e non se eliminan completamente os riscos de fitotoxicidade en cultivos e inmovilización de nitróxeno no solo (Fuchs e col., 2008).

A compostaxe só se aplica á fracción sólida do xurro, tras unha separación de ambas fraccións (sólida e líquida) que se realiza principalmente por centrifugación. Require contar canto menos cun volume igual de material estruturante que de fracción sólida a tratar, que soe ser madeira triturada, e maquinaria que permita o manexo de ambos materiais, a súa msitura e o volteo periódico para garantir as condicións de proceso axeitadas. Os elementos de control de proceso nos diferentes sistemas de compostaxe poden ser moi variados e sofisticados. No entanto, cando se dispón da superficie mínima necesaria, estes restos orgánicos, dada a súa natureza, poden ser compostados en sistemas simples de pilas estáticas ou volteadas. En calquera das modalidades, o proceso segue necesitando dun aporte de materiais e dun consumo de enerxía. A compostaxe de xurros de porco conta ademais co problema dos altos contidos en metais pesados (principalmente Cu e Zn), que xa conteñen inicialmente, e que proveñen dos pensos de alimentación animal. Pola degradación biolóxica e pola redución de parte da materia orgánica pola súa degradación biolóxica, o compost resultante vai ver incrementada a súa concentración final en MP. Aínda que por todas as demais características físicas, químicas e biolóxicas este compost puidera ser considerado de grande calidade, o seu contido nalgúns metais pesados, e especialmente en Zn, chega a limitar a súa aplicabilidade ou incluso a retirarlle a consideración de compost.

En canto á fracción líquida, cando non é posíbel a súa aplicación directa ao solo, sóese plantexar o seu tratamento mediante diferentes procesos de depuración, especialmente a lagoaxe, os tratamentos biolóxicos aerobios ou incluso a concentración por evaporación e secado.

Por outra banda, os humidais construídos son unha alternativa de tratamento para a fracción líquida, xa que poden eliminar eficientemente sólidos en suspensión, materia orgánica biodegradábel e contaminación microbiana, así como nitróxeno cando os deseños e as cargas son as idóneas, e en menor medida fósforo. Así mesmo, detoxifican os efluentes eliminando metais e contaminantes orgánicos, incluíndo moitos dos chamados contaminantes emerxentes (antibióticos, fármacos, pesticidas, etc.). Cando se alimentan efluentes moi concentrados ou a elevadas velocidades de carga (sistemas sobrecargados) a calidade do efluente pode ser insuficiente para a vertedura ás masas de auga superficiais (Kadlec e Knight, 2000; Knight e col., 2000). Nestes casos, o destino dos efluentes tratados pode seguir sendo a súa reutilización na aplicación aos campos, e o uso de humidais permitirá a aplicación dun maior volume ou a necesidade dunha menor extensión de terreo para acoller os efluentes. A nivel da explotación, estes humidais axudan a minimizar os cheiros e a reducir os custos do manexo dos efluentes, ao tempo que crean espazos de valor paisaxístico e ecolóxico. Neste sentido, a introdución de humidais pode beneficiar tanto aos titulares da explotación como aos seus veciños (Kadlec e Knight, 2000). Noutros casos, pódese conseguir un tratamento suficiente para a vertedura dos efluentes tratados aos leitos naturais. O seu principal inconvinte está relacionado coa dispoñibilidade de superficie suficiente para acomodar a carga orgánica a depurar.

Polo tanto dispónse do coñecemento, técnicas e sistemas de xestión e tratamento integral dos xurros, pero polo seu maior custo económico relativo fronte á aplicación directa ao non contabilizarse outros factores, principalmente enerxéticos e ambientais, a súa aplicación real é moi reducida, perpetuándose o problema. Mentres se agarda o seguimento e cumprimento da lexislación actual e futura relativa á aplicación de xurros, deberíase profundizar na búsqueda de métodos para mellorar a eficiencia dos outros tratamentos, podendo reducir así os seus custos.

1.3.2 Tratamento de efluentes gandeiros en humidais construídos

1.3.2.1 O papel dos humidais na depuración de efluentes gandeiros

Segundo cada situación concreta, pode ser necesario un tratamento completo dos efluentes residuais para a súa reutilización ou a súa vertedura ao medio, ou ben un tratamento parcial para mellorar as súas características en relación á súa posterior aplicación ao solo (Cronk, 1996; Meers e col., 2008; Harrington e Scholz, 2010; Dong e Reddy, 2010). Dacordo coa Figura 1.3-1 (Cronk, 1996), diferentes tecnoloxías poden ser aplicadas no tratamento dos efluentes agrogandeiros, entre elas, os humidais construídos teñen un interese especial como etapas finais de tratamento cando é requirido acadar unha elevada calidade da auga tratada, ou ben para a súa aplicación selectiva a correntes de menor concentración, como poden ser as augas sucias de lavado de áreas de traballo, augas de escorras ou efluentes da sala de muxido.

A investigación e as aplicacións realizadas indican que os humidais construídos poden desempeñar diferentes funcións no control da contaminación das augas residuais orixinadas na actividade agrícola e agrogandeira xeral. Os humidais poden eliminar de xeito eficiente os sólidos en suspensión, a materia orgánica biodegradábel e a contaminación microbiana, así como nitróxeno cando os deseños e as cargas son apropiadas, e en menor medida o fósforo. Ademais, detoxifican os efluentes mediante a eliminación de metais e contaminantes orgánicos, incluídos moitos dos chamados contaminantes emerxentes (antibióticos, medicamentos, praguicidas, etc.). Cando se alimentan augas residuais de alta concentración ou ben a alta velocidade de carga (sistemas sobrecargados) a calidade do efluente pode ser insuficiente para a vertedura a corpos de augas superficiais (Kadlec e Knight, 2000; Knight e col., 2000).

Nestes casos, o destino do efluente tratado pode continuar sendo a súa aplicación aos campos, e o uso de humidais permitirá a aplicación dun maior volume ou a necesidade dunha superficie de terra máis pequena para acomodar a vertedura. A nivel da explotación, os humidais axudan a minimizar os problemas de cheiros e reducir os custos de xestión, ao tempo que permiten a creación de espazos de maior valor paisaxístico e ecolóxico. En tal sentido, a introdución de humidais beneficia tanto aos propietarios da finca como aos seus veciños (Kadlec e Knight, 2000). Noutros casos, podemos lograr un tratamento suficiente para descargar o efluente tratado aos cauces naturais (Mantovi e col., 2003; Dunne e col., 2005; Lansing e Martin, 2006; Healy e col., 2007).

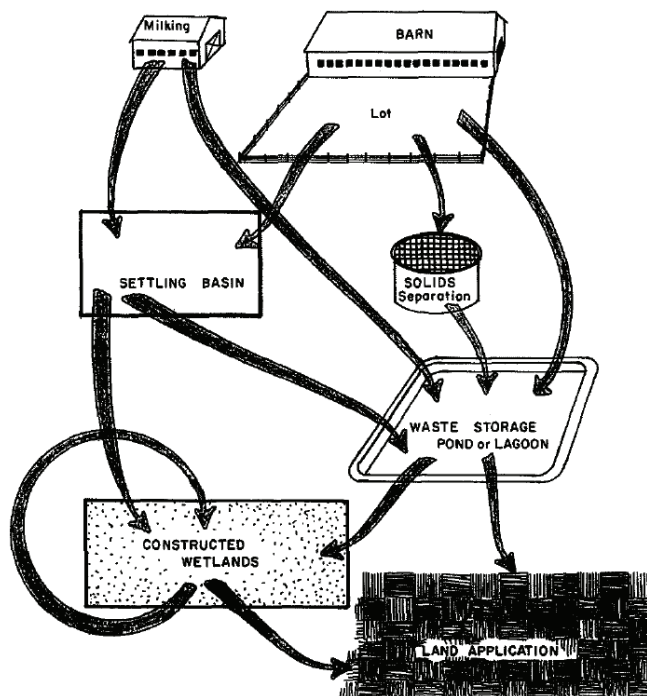


Figura 1.3-1. O papel dos humidais construídos na depuración de efluentes agrogandeiros (na figura, caso particular dunha granxa de vacún de leite) (Cronk, 1996).

1.3.2.2 Tipos de humidais construídos

Os HC son sistemas de depuración natural constituídos por lagoas ou canais pouco profundos (de menos de 1 m) plantados con vexetais propios das zonas húmidas e nos que os procesos de descontaminación teñen lugar mediante a circulación da auga e as súas interaccións co substrato sólido, os microorganismos e a vexetación.

Segundo o sentido de circulación da auga distinguimos os seguintes tipos principais de humidais (Figura 1.3-2):

- A. De fluxo superficial horizontal (FSH):** a auga circula sobre o nivel do solo, constituído polo solo orixinal (ou ben por un medio filtrante formado por grava), as raíces e talos das plantas, onde a biopelícula bacteriana contribúe á degradación da materia orgánica e a outros procesos de depuración. O nivel de auga libre sobre o solo acostúmase fixar nuns 15-20 cm. O intercambio de osíxeno entre a atmósfera e a auga vese favorecida polo contacto directo entre ambas fases e a axitación da mesma polos fenómenos atmosféricos.
- B. De fluxo subsuperficial horizontal (FSSH):** a auga circula por debaixo do nivel do solo, constituído por un medio filtrante formado por grava e as raíces das plantas, onde a biopelícula

bacteriana contribúe á depuración. O nivel de saída controla a altura da auga no medio filtrante, que se encontra permanentemente saturado.

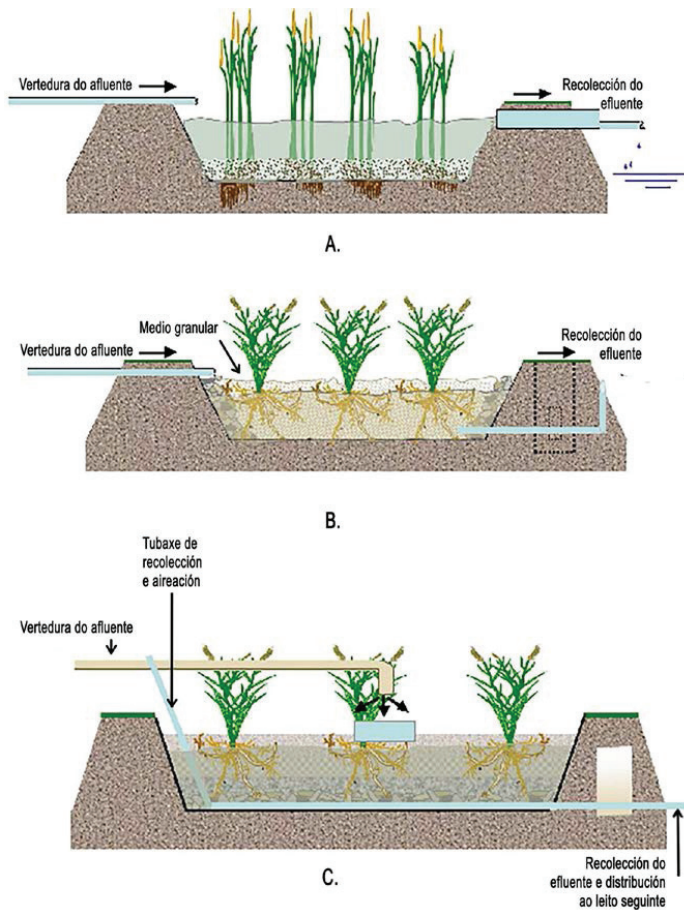


Figura 1.3-2. Principais tipos de humedais construídos (García e Corzo, 2008).

C. De fluxo subsuperficial vertical (FV): a auga vértese a pulsos sobre a superficie do medio filtrante, circulando desde a parte superior en sentido vertical descendente, e atravesando o medio filtrante coas raíces das plantas e a biopelícula bacteriana adherida. Na base do medio dótase dun sistema de drenaxe rápido que permite a creación dun medio non saturado. Conseguen unha maior aireación da biopelícula e requiren menor superficie para a súa instalación, son máis eficaces e eliminan amoníaco (nitrificación).

Arredor destas tres grandes categorías, existe unha grande diversidade de tipos de humedais construídos. Os humedais con auga libre en superficie poden ir desde os estanques con plantas flotantes ou somerxidas aos humedais de fluxo superficial con plantas emerxentes. Algúns autores

cren que estes últimos reúnen mellores condicións que os anteriores, xa que os sistemas con plantas flotantes ou somerxidas son máis sensíbeis ás pragas e ás fluctuacións de temperatura (Hunt e Poach, 2001). Por outro lado, os humidais de fluxo subsuperficial presentan riscos de colmatación pola sedimentación dos sólidos e unha transferencia de osíxeno máis limitada. Porén, os humidais de fluxo subsuperficial, xa sexa en forma de fluxo horizontal ou vertical, impuxéronse sobre os de fluxo superficial no caso do tratamento de augas residuais de tipo doméstico ou urbano, especialmente nos últimos anos. Así, mentres que nos EE.UU. seguen sendo maioritarios os humidais de fluxo superficial nas aplicacións a efluentes agrogandeiros, en Europa os sistemas de fluxo subsuperficial son a opción máis habitual (Kern e Idler, 1999, Kadlec e Knight, 2000; Mantovi e col., 2003). Outros autores, non obstante, defenden o uso de humidais extensivos de fluxo superficial que integren funcións de depuración, ecolóxicas e paisaxísticas (Harrington e McInnes, 2009).

Os humidais de fluxo superficial para o tratamento de efluentes residuais gandeiros utilizan na súa maioría plantas dos xéneros *Scirpus*, *Typha* e *Juncus*, creándose ás veces sistemas híbridos coa presenza de diferentes plantas, incluíndo plantas somerxidas, flotantes e emerxentes (Hunt e Poach, 2001). Crese que as plantas xogan un papel importante no transporte de osíxeno desde a atmósfera. O transporte e a difusión de osíxeno a través das plantas dos humidais está no intervalo de 0,02 a 1,2 g/m²·h (0,48-28,8 g/m²·d) (Hunt e Poach, 2001). Unha avaliación máis recente reduce estes valores ao rango de 0,005-12 g/m²·d (Nivala e col., 2012). A difusión de osíxeno desde a atmósfera non ofrece valores maiores, e ademais vese moi reducida no caso dos humidais de fluxo subsuperficial en relación aos humidais de fluxo superficial. Unicamente acádanse elevadas taxas de transferencia de osíxeno cando a fase aérea ponse en contacto directo coa biopelícula microbiana, como ocorre nos sistema de fluxo vertical non saturado (carga intermitente e drenado continuado), ou nos sistemas saturados con aireación artificial (Nivala e col., 2012). Este transporte de osíxeno é esencial para a oxidación da materia orgánica e, sobre todo, para a oxidación de amoníaco.

1.3.2.3 Capacidade e potencial dos HC aplicados a efluentes gandeiros

A aplicación de humidais construídos a efluentes agrogandeiros pode requirir pretratamentos idóneos ou incluso a dilución previa do efluente (Kadlec e Knight, 2000; Hunt e Poach, 2001). A eliminación de sólidos en suspensión está considerada esencial, incluso cando tratan efluentes urbanos (Álvarez e col., 2008). No caso de efluentes agrogandeiros ten sido habitual o emprego de lagoas anaerobias ou facultativas previas aos humidais. Os humidais de fluxo horizontal están limitados pola nitrificación, mentres os humidais de fluxo vertical permiten a nitrificación completa. Dependendo do deseño e condicións de operación, sistemas mixtos de humidais FV-FSSH poden conseguir vía nitrificación-desnitrificación a eliminación de parte ou da totalidade do nitróxeno (Brix e Arias, 2005; Healy e col., 2007).

Unha opción de pretratamento é a aplicación dunha etapa de nitrificación previa aos humidais construídos, segundo propoñen Hunt e Poach (2001), que tamén pode ter a finalidade de reducir concentracións de amoníaco demasiado elevadas polos seus efectos tóxicos para as plantas.

O amoníaco pode acadar concentracións de ata 200 mg/L nos efluentes do sector lácteo (excluídos os xurros) e a súa nitrificación consume altas cantidades de osíxeno (4,3 g O₂/gNH₃-N nitrificado, ou 4,57 g O₂/g NT), o que fai necesario o uso de grandes superficies para acadar unha nitrificación eficiente. Mentres que algunhas especies de plantas toleran concentracións de amoníaco de máis de 200 mg N/L (xénero *Scirpus*) outras (Aneas) vense afectadas negativamente por estes niveis de amoníaco. Isto pode facer necesaria a dilución do influente ou empregar recirculación do efluente tratado para reducir a concentración de amoníaco en contacto coas plantas (Cronk, 1996; Meers e col., 2008; Harrington e McInnes, 2009).

Ata o presente, os humidais de fluxo superficial horizontal (FSH) son a alternativa á aplicación ao terreo máis utilizada en Irlanda para efluentes gandeiros, que conta con ao menos 13 aplicacións só no Val de Anne (Dunne e col., 2005; Harrington e McInnes, 2009). Tamén nos EE.UU. a maioría das instalacións de humidais para o tratamento de efluentes residuais agrogandeiros son de tipo FSH (Knight e col., 2000). Este tipo de humidais fan uso de láminas de auga de reducido espesor, no intervalo de 15 a 20 cm (Cronk, 1996; Harrington e McInnes, 2009). Estándares de Nova Zelandia para humidais de tipo FSH indican que os efluentes deben pretratarse antes nun sistema de lagoas mixtas anaeróbico-aeróbico e despois aplicarse ao humidal a unha velocidade de non máis de 3 gDBO₅/m²·d. Emporiso, en diferentes países aplícanse humidais FSH sen tratamento previo e con cargas moito máis elevadas, pero que acadan unha nitrificación parcial ou moi reducida. Nun humidal FSH operado cunha carga de 17 g DBO/m²·d de media, a depuración era dun 85% en DBO e 53% en NT (Newman e col., 2000). Noutro caso (Cronk e col., 1996), o rendemento dun 62% en DBO acadado cunha elevada concentración influente (7.130 mg DBO/L) e altas cargas (60 g DBO₅/m²·d) non se ten considerado satisfactorio.

Por outra parte, as normas americanas para humidais de fluxo subsuperficial horizontal e tamén de fluxo superficial recomendan unha velocidade de carga de 7,3 g DBO₅/m²·d e un TRH de non menos de 12 d (NRCS, 1991; Cronk, 1996; Healy e col., 2007). Emporiso, Reed e col. (1988, citado por Cronk, 1996) recomenda velocidades de carga orgánica lixeiramente máis altas, de 11,2 gDBO₅/m²·d. O deseño de humidais FSSH para operar con elevados TRH levou nalgúns casos ao uso de humidais con láminas de auga de elevada profundidade (ata 1 m ou máis; Kern e Idler, 1999; Montovi e col., 2003), aínda que non existen estudos comparativos que apoiem a escolla de profundidades tan elevadas. Polo contrario, no caso de tratamento de augas residuais domésticas en humidais FSSH, tense visto que o espesor dunha profundidade de auga de 30 cm no lugar dos espesores típicos de 50-60 cm proporcionan mellores resultados (García e col., 2005). O espesor recomendado para os sistemas FSSH é de 0,6 m (Cronk, 1996). Espesores reducidos aumentan o carácter aeróbico do humidal e promoven a oxidación da materia orgánica e do amoníaco, mentres que poderían minimizar as emisións de metano.

Un humidal FSSH que trataba efluentes de leitería con cargas no rango de 0,9-4,1 g BOD₅/m²·d acadou unha depuración do 92% DBO₅ e do 80% NT (Tanner e col., 1995a, 1995b). Encontrouse que a presenza de plantas xoga un papel importante, xa que sen elas a depuración baixaba ao 85% de DBO e ao 48% en NT. Cargas similares en humidais FSH (2,7-3,5 g DBO₅/m²·d) permitiron unha boa eliminación de materia orgánica pero unha nitrificación incompleta durante o inverno

(Dunne e col., 2005). Noutro estudo en sistemas FSSH con cargas máis elevadas ($12,7 \text{ gBOD}_5/\text{m}^2\cdot\text{d}$; Montovi e col. 2003), a nitrificación non foi completa e unha parte importante do amoníaco permanecía no efluente, mentres que a eliminación de nitróxeno foi do 48,5% NT.

Os sistemas de humidais comunmente usados (fluxo horizontal) están limitados pola nitrificación, e non por desnitrificación, debido á baixa concentración de osíxeno disolvido, o que resulta en altas concentracións de amoníaco no efluente (Newman e col., 2000; Knight e col., 2000; Lansing e Martin, 2006; Healy e col., 2007). Neste sentido, tanto os humidais de fluxo vertical (FV) como os leitos de filtración intermitente sobre area (FIA) permiten a nitrificación completa, e dependendo das condicións de deseño e operación, estes sistemas poden acadar a través da nitrificación-desnitrificación simultánea, a eliminación de parte ou da totalidade do nitróxeno (Brix e Arias, 2005; Healy e col., 2007; Vázquez e col., 2012). Ao longo prazo, a eliminación de fósforo é parcial ou incluso redúcese progresivamente en todos estes sistemas; mellorala require instalacións complexas e extensas como a utilizada por Lansing e Martin (2006) ou a eliminación do fósforo por precipitación química (Brix e Arias, 2005).

Nos últimos anos prestouse atención renovada ao tratamento de xurros en humidais construídos. Entre as posibles solucións, os HC utilizáronse como tratamento terciario, e dicir, en combinación co tratamento previo en lagoas de estabilización (Dong e Reddy, 2010, 2012), vermifiltración (Morand e col., 2011), dixestores anaeróbicos (Harrington e Scholz, 2010) ou incluso en sistemas de lodos activados co obxectivo de redución de nitróxeno por nitrificación e desnitrificación (Meers e col., 2008). Nestas experiencias, o xurro pre-tratado presentaba baixo contido en materia orgánica e en nitróxeno ou ben sometíase a dilución con auga limpa, antes de ser aplicado aos humidais construídos de fluxo horizontal a taxas superficiais de aproximadamente $1 \text{ g NT}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ (no rango de $0,4$ a $1,8 \text{ g NT}/\text{m}^2\cdot\text{d}$). Estes humidais construídos inclúen zonas de fluxo superficial, lagoaxe, zonas alternadas con macrófitas flotantes e emerxentes ou varias unidades de fluxo horizontal conectadas en serie.

Utilizáronse varios modelos de humidais artificiais híbridos e integrados, incluíndo unidades de fluxo vertical e horizontal, e en combinación con outros sistemas de tratamento extensivo e de maduración (Harrington e Scholz, 2010, Dong e Reddy, 2010; Meers e col., 2008) co obxectivo de converter os xurros en auga de calidade suficiente para a descarga ao medio acuático natural, ou para a súa reciclaxe como auga de lavado na granxa. Emporiso, estes sistemas complexos de tratamento involucran instalacións con altos custos de operación, ou incluso a dilución do xurro con auga limpa (Harrington e Scholz, 2010).

Segundo Hunt e col. (2006), os humidais de fluxo horizontal amosaron unha alta eficiencia na desnitrificación pero limitacións na nitrificación. Co fin de mellorar a nitrificación e aplicar maiores velocidades de carga superficial, tamén foron investigados os humidais de fluxo vertical (Kantawanichkul e col., 2009). Estes autores utilizaron unidades FV para tratar xurros de porco de alta concentración en condicións tropicais (temperatura de 21 a 29°C), aplicando VCO de ata $15,4 \text{ g}$ de nitróxeno Kjeldhal total (NKT)/ $\text{m}^2\cdot\text{d}$. Chegaron á conclusión de que os sistemas FV teñen un alto potencial para tratar xurros concentrados en climas tropicais. Non obstante, os sistemas non

acadaaron nitrificación completa, incluso a baixas velocidades de carga duns $4 \text{ g NKT/m}^2 \cdot \text{d}$, feito que se achacou ao baixo tempo de contacto entre a auga residual e a biopelícula desenvolvida.

Os HC que tratan xurros de porco poden aceptar concentracións de nitróxeno no rango de 32 a 140 $\text{mg NH}_3\text{-N/L}$ e de 108 a 364 mg NKT/L (Meers e col., 2008; Dong e Reddy, 2010; Harrington e Scholz, 2010; Morand e col., 2011; Vázquez e col., 2012), sen que sexan apreciados signos de toxicidade por amonio para as plantas. Aínda así, a recirculación mostrou efectos beneficiosos sobre a eficiencia de eliminación de nitróxeno (Harrington e Scholz, 2010). Por outra parte, o uso de humidais FV con recirculación permitiu o tratamento eficiente de xurros de alta carga sen dilución previa, acadándose eliminacións do 99% dos sólidos en suspensión totais (SST), 93% da demanda química de osíxeno (DQO), 99% da demanda biolóxica de osíxeno (DBO_5) e o 93% do nitróxeno total (NT), a velocidades de carga de 9,2, 17,9, 4,8 e $1,9 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente (Vázquez e col., 2012).

O ámbito rural da maioría das instalacións agrogandeiras e o carácter de substrato susceptible de soportar diferente tipo de actividade biolóxica dos residuos gandeiros levou a considerar propostas de xestión integral nas que se teñen en conta tanto a xestión do solo como da auga. Partindo dos conceptos de restauración ecolóxica, o enfoque dos “humidais construídos integrados” fundaméntase en simular a estrutura e o funcionamento dos humidais superficiais con vexetación emerxente (Harrington e McInnes, 2009). Estes autores resaltan as vantaxes dos humidais construídos de fluxo superficial para a súa aplicación ao tratamento de efluentes gandeiros, polo elevado contido en sólidos en suspensión e nutrientes destes, e polos menores requirimentos construtivos e operacionais deste tipo de humidais, e o seu potencial na retención e eliminación de fósforo. Estes sistemas extensivos acadan unha elevada biodiversidade biolóxica (plantas, paxaros, anfibios, invertebrados, etc) e soportan desta forma diversas funcións ecosistémicas, tal como o control de aluviós, a preservación da paisaxe e a conservación do recurso hídrico.

1.3.3 Tratamento integral de xurros líquidos de porcino en sistemas de compostaxe e humidais construídos

O obxectivo principal dun sistema de compostaxe de xurros líquidos é a recuperación de nutrientes a través da produción de compost e a redución do volume de xurro a través da absorción e evaporación da auga durante a compostaxe, ou ben a xeración de líquidos con menor concentración que o xurro orixinal que poidan ser tratados en sistemas de depuración como os humidais construídos.

O xurro resulta ser un excelente aporte de nitróxeno para a compostaxe de residuos orgánicos ricos en carbono, aportándolle a estes elementos nutrientes e auga. Durante a compostaxe, xérase calor metabólica que fai aumentar a temperatura do material en proceso e provoca a evaporación de grandes cantidades de auga. Deste xeito, os elementos nutrientes e a materia orgánica contida nos xurros incorpóranse a un material sólido (o compost), reducíndose tanto o volume como a concentración do xurro residual. Este xurro pretratado pode entón someterse a procesos de

depuración tal e como os humidais construídos. Á súa vez, o compost producido almacénase facilmente e emprégase como emenda orgánica.

Desenvolvéronse alternativas que permiten tratar conxuntamente as fraccións sólida e líquida do xurro aproveitando a autotermia e o déficit hídrico do proceso de compostaxe da fracción sólida. Así téñense realizado probas de regas periódicas da fracción líquida (pode ser previamente nitrificada) sobre a matriz de compostaxe do sólido de xurro máis o estruturante, convertíndose nun sistema de percolación- evaporación, ben nun leito estático con ventilación forzada ou ben nun dinámico con volteos periódicos (Pérez, 2004; Plana, 2006, 2007). Nestes experimentos probáronse distintos tipos de materiais de natureza orgánica orixinados en actividades industriais, onde a estrutura física dos mesmos permitía que actuaran como estruturantes á vez que supoñían un aporte de materia orgánica que permitiría prolongar o tempo de proceso e a capacidade de tratamento da fracción líquida de xurro.

É preciso reducir a concentración de amonio antes do tratamento biolóxico en humidais construídos, xa que altas concentracións de amonio poderían inhibir o crecemento das plantas (Cronk, 1996; Harrington e McInnes, 2009; Jampeetong e col., 2012). Mentres que algunhas especies de plantas macrófitas toleran concentracións de amonio de 200 mgN/L, outras especies vense afectadas no seu crecemento e vitalidade.

Morand e col. (2011) describen un sistema consistente nun tamizado inicial do xurro de porco morguido dun filtrado sobre leito de vermicompost e finalmente un sistema de HC en serie, co obxectivo de recuperar materia orgánica e nutrientes e xerar auga tratada con suficiente calidade para a súa reutilización na planta, como auga de lavado. O vermifiltro consiste nun tanque cunha altura de 1 m (piloto) ou 0,5 m (demostración) no que se engade material estruturante (achas de madeira), residuos orgánicos, vermicompost e miñocas. Ensaio con xurro cru (5600 mg carbono/L, 820 mg NT/L, 210 mg P/L, e 790 mg K/L) indicaron eficiencias de retención do 60% de amoníaco, 40% para materia seca, DQO e NT, e 20% para fósforo e potasio. Ao aplicar elevadas taxas de rega, a redución de volume de xurro considérase despreziábel. O tratamento con plantas macrófitas realizábase en catro balsas con profundidades de 1,5, 0,6, 0,6 e 0,45 m, consistentes a primeira e terceira en lagoas con plantas (ou humidais de fluxo superficial FSH) e a segunda e cuarta en humidais FSSH. Finalmente, existe unha lagoa de almacenamento para compensar as entradas de chuvia e as perdas por evaporación e facilitar a recirculación da auga. O sistema global acadaba eliminacións do 72% en sólidos totais, 98% en sólidos en suspensión e 96% da DQO. En canto aos nutrientes, conseguía eliminar da liña de auga (recuperación máis eliminación) o 95% NT, 76% do fósforo total (PT) e 71% K. A concentración final en NT (19 mg/L) considerábase suficientemente baixa para a reutilización como auga de lavado ou para a vertedura no caso de fortes chuvias.

1.4 Referencias

Abad, M.; Noguera, N.P., Carrión, C., 2004. Los sustratos en los cultivos sin suelo. Capítulo 4. Pp. 113-158. En: Urrestarazu Gavilan M. 2004. Tratado de cultivo sin suelo. Ed. Mundi- Prensa. 914 pp.

Adani, F., Gigliotti, G., Valentini, F., Laraia, R., 2003. Respiration index determination: A comparative study of

different methods. *Compost Science & Utilization* 11(2), 144-151.

Adani, F., Lozzi, P., Genevini, P., 2001. Determination of biological stability and oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. *Compost Science & Utilization* 9(2), 163-178.

Adani, F., Ubbiali, C., Tambone, F., Scaglia, B., Centemero, M., Genevini, P., 2002. Static and dynamic respirometric indices—Italian research and studies. In: *The Biological Treatment of Biodegradable Waste – Technical aspects*. Brussels 8–10 April.

ADAS Consulting Ltd., 2003. Assessment of Options and Requirements for Stability and Maturity Testing of Compost, Technical Report. ADAS Consulting Ltd., Banbury, Oxon, UK. [Consulta: 29 de agosto de 2015]. Disponible na web: <http://www.wrap.org.uk>

Adhikari, B.K., Barrington, S., Martinez, J., King, S., 2008. Characterization of food waste and bulking agent for composting. *Waste Manage.* 28, 795–804.

ADT (2009a). Manual de Compostaje. Amigos de la Tierra. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

[Consulta: 12 de setembro de 2015]. Disponible na web:

http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Manual_de_compostaje_2011_PAGINAS_1-24_tcm7-181450.pdf

ADT (2009b). Experiencias realizadas 2004-2008. Manual de Compostaje. Amigos de la Tierra. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

[Consulta: 12 de setembro de 2015]. Disponible na web:

http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Manual_de_compostaje_experiencias_realizadas_2011_PAGINAS_25-120_tcm7-181451.pdf

Agnew, J.M., Leonard, J.J., 2003. The physical properties of compost. *Compost Sci. Util.* 1, 238–264.

Aguirre, A.; Ansorena, J. y Gundín, A. (2010). La red de compostaje doméstico de Gipuzkoa. II Jornadas de la Red Española de Compostaje, Universidad de Burgos y Universidad de Valladolid, Burgos-Palencia, 1-3 xuño de 2010.

Alexander, M., 1977. *Introduction to Soil Microbiology*. John Wiley and Sons, New York

Alloway, B.J., 1990. *Heavy metals in soils*. John Wiley and Sons, Inc. New York.

Álvarez, J. A., I. Ruíz y M. Soto (2008). Anaerobic digesters as pre-treatment for constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 33, 54-67

Álvarez, J.A. y Garabatos, M.D. (2011). A codigestión anaerobia como sistema de producción de enerxía a partir de residuos. *Adega-Cadernos* 21, 23-38.

Amorena, A. y Yaben, B. (2010). *Experiencia Piloto de Compostaje Comunitario en la Comarca de Pamplona*. I Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario. Composta en Red, Pamplona, 21 de octubre de 2010.

Andersen, J.K.; Boldrin, A.; Christensen, T.H. y Scheutz, C. (2012). Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management* 32, 31–40.

Ansorena, M.J., 1994. *Sustratos propiedades y caracterización*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 172 pp.

- Ansorena, J., Batalla, E., Merino, D., 2014. Evaluación de la calidad y usos del compost como componente de sustratos, enmiendas y abonos orgánicos. Laboratorio Agroambiental Fraisoro, Diputación Foral de Gipuzkoa. [Consulta: 29 de agosto de 2015]. Disponible na web: http://www.fraisoro.net/FraisoroAtariaDoku/Evaluacion_de_la_calidad_y_usos.pdf
- Artola, A. (2012). Analítica del compost: escolar, comunitario, casero. Universidad Autónoma de Barcelona. II Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario. Composta en Red, Barcelona, 15 de mayo de 2012.
- Avnimelech, Y.; Bruner, M.; Ezrony, I.; Sela, R. e Kochba, M. (1996). Stability indexes for municipal solid waste compost. *Compost Science & Utilization*, 4, 2: 13-20.
- Barker, A.V., 1997. Composition and uses of compost. En: Recheigl, J.E. and H.C.; MacKinnon (Eds.) *Agricultural Uses of By-Products and Wastes*. American Chemical Society, Washington, DC. pp: 140-162.
- Barrena Gómez, R., Vázquez Lima, F., Gordillo Bolasell, M.A., Gea, T. & Sánchez Ferrer, A., 2005. Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. *Bioresource Technology*, 96, 1153–1159.
- Barrena-Gómez, R., Vázquez Lima, F., Sánchez Ferrer, A., 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Manage. Res.* 24, 37–47.
- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2001. Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. *Journal of Agricultural Engineering*, 78(4), 423-430.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Roig, A., Cegarra, J., García, D., 1996. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse. *Biol. Fert. Soils* 22, 141–148.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63, 91–99.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R., 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100, 5444–5453.
- Bernet, N. y Béline, F. (2009). Challenges and innovations on biological treatment of livestock effluents. *Bioresource Technology* 100, 5431–5436.
- Berrow, M.L., Reaves, G.A., 1984. Background levels of trace elements in soils, pp. 333-340. En: *Proceedings of the First International Conference on Environmental Contamination*. CEP Consultants, Edinburgh, Scotland.
- Bidlingmaier, W., 1996. Odour emissions from composting plants. En: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B. e Papi, T. (Eds.). *The Science of Composting*, vol I. pp. 71-79. Blackie Academic & Professional, London.
- Bishop, P.L., Godfrey, C., 1983. Nitrogen transformation during sewage composting. *Biocycle* 24, 34–39.
- BOE 164, do 28 de xuño (2013). Real Decreto 506/2013, do 10 de xullo, sobre produtos fertilizantes.
- Blanco, B. (2010). Conclusiones de la experiencia en compostaje doméstico en distintos territorios. Programa de compostaje doméstico del PNIR. Congreso Internacional “Suelos y Materia Orgánica: Entre la Directiva y la Nueva Ley”. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León, European Compost Network (ECN) e Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos. Valladolid, 17 e 18 de noviembre.
- Blanco-Penedo, I.; Cruz, J.M.; López-Alonso, M.; Miranda, M.; Castillo, C.; Hernández, J. & Benedito, J.L. 2006. *Influence of copper status on the accumulation of toxic and essential metals in cattle*. *Environment International* 32, 901–906.

Bolan, N.S.; Laurenson, S.; Luo, J. y Sukias, J. (2009). Integrated treatment of farm effluents in New Zealand's dairy operations. *Bioresource Technology* 100, 5490–5497.

Bravo, C.T., Díez, M.A., Sánchez-Báscones, M., Antolín, J.M., Sánchez, L.F., 2012. Evolución del contenido de metales pesados en un suelo fertilizado con lodos de depuradora y residuos sólidos urbanos. En: M.T. Barral, M. Díaz-Raviña, R. Devesa-Rey, R. Paradelo (eds.). *Avances en la investigación sobre compost: materias primas, procesos, calidades y usos*. Ediciones Andavira, Santiago de Compostela.

Brinton, W.F., Evans E., Droffner M., Brinton R., 1995. A Standardized Test for Evaluation of Compost Self Heating. *Biocycle* 64:69 [Consulta: 29 de agosto de 2015]. Disponible na web: <http://www.woodsend.org/pdf-files/dewar.pdf>

Brix, H. y Arias, C.A. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecol. Eng.*, 25, 491-500.

BSI, 2011. PAS 100:2011, Specification for composted materials. British Standards Institution, London. [Consulta: 05 de setembro de 2015]. Disponible na web: http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/PAS%20100_2011.pdf

Bunt, A.C., 1988. Media and mixes for container-grown plants. Ed. Unwin Hyman. London. 309 pp.

Burés, S., 1997. *Sustratos*. Ediciones Agrotecnias. Madrid. 342 pp.

Cahyani, V.R., Matsuya, K., Asakawa, S. Kimura, M., 2003. Succession and phylogenetic composition of bacterial communities responsible for the composting process of rice straw estimated by PCR-DGGE analysis. *Soil Sci. Plant Nutr.* 49:619-630.

California Compost Quality Council (CCQC), 2001. Compost Maturity Index, Technical Report. [Consulta: 29 de agosto de 2015]. Disponible na web: <http://www.calrecycle.ca.gov/organics/products/quality/compmaturity.pdf>

Calvo, S. (2002). *La Educación Ambiental y la gestión del medio*. Investigación en la Escuela, 46.

Carrión, C.; Abad, M.; Puchades, R.; Fornes, F.; Maquieira, A., Noguera, V., 2005. Leaching of compost from agricultural wastes to prepare nursery potting media. *Acta Horticulturae*. 697: 117-124.

CCME (Canadian Council of Ministers for the Environment), 2005. Guidelines for Compost Quality. Composting Subcommittee Solid Waste Management Task Group. [Consulta: 05 de setembro de 2015]. Disponible na web: http://www.ccm.ca/files/Resources/waste/compost_quality/compostgdlns_1340_e.pdf

Cekmecelioglu, D., Demirci, A., Graves, R.E., Davitt, N.H., 2005. Applicability of optimised in-vessel food waste composting for windrow systems. *Biosyst. Eng.* 91, 479–486.

Chabbey, L., 1993. Heavy metals, maturity and cleanness of the compost produced on the experimental site of Chatillon. *Proc. Re C'93 Int. Recycling Congr., Palexpo, Geneva, Switzerland*, pp 62-8.

Chan, Y.C.; Sinha, R.K. y Wang, W. (2011). Emission of greenhouse gases from home aerobic composting, anaerobic digestion and vermicomposting of household wastes in Brisbane (Australia). *Waste Manag. Res.* 29(5), 540-548.

Chang, J.I., Hsu, T.E., 2008. Effect of compositions on food waste composting. *Bioresour. Technol.* 99, 8068–8074.

Chen, Y., Inbar, Y., 1993. Chemical and spectroscopical analyses of organic matter transformation during composting

in relation to compost maturity. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*. Renaissance Publications, Ohio, pp. 551–600.

Chen, Y., Senesi, N., Schnitzer, M., 1977. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 352.

Coelho, C., Cavani, L., Halle, A.T., Guyot, G., Ciavatta, C., Richard, C., 2011. Rates of production of hydroxyl radical and singlet oxygen from irradiated compost. *Chemosphere* 85, 630–636.

Colón, J.; Martínez-Blanco, J.; Gabarrell, X.; Artola, A.; Sánchez, A.; Rieradevall, J. y Font, X. (2010). Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling* 54, 893–904.

Compostadores SL (2004). [Manual de Compostatge en Jardí](#). Entitat Metropolitana de Serveis Hidràulics i Tractament de Residus de Barcelona.

[Consulta: 12 de setembro de 2015]. Disponível na web:

<http://www.compostaenred.org/documentacion/Manuales/2catManual%20de%20Compostatge%20en%20Jard%C3%A9.pdf>

Compostaenred (2010). Situación del compostaje doméstico y comunitario en el Estado español. Primera fase 2010: Cataluña, Galicia, Navarra, Comunidad de Madrid. Primer borrador de trabajo. Rivas Vaciamadrid (Madrid), 17 de octubre de 2010.

Compostaenred (2013). Red Estatal de Entidades Locales por el Compostaje Doméstico y Comunitario. Sección Que hacemos/Documentación.

[Consulta: 12 de setembro de 2015]. Disponível na web: <http://www.compostaenred.org/>

Conghos, M.M., Aguirre, M.E., Santamaria, R.M., 2003. Biodegradation of sunflower hulls with different nitrogen sources under mesophilic and thermophilic incubations. *Biol. Fert. Soils* 38, 282–287.

Contreras-Cornejo, H.A.; Macías-Rodríguez, L.; Cortés-Penagos, C. and López-Bucio, J., 2009. *Trichoderma virens*, a Plant Beneficial Fungus, Enhances Biomass Production and Promotes Lateral Root Growth through an Auxin-Dependent Mechanism in Arabidopsis. *Plant Physiology*, Vol. 149, pp: 1579-1592.

Costa, F.; García, C.; Hernández, T., Polo, A., 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Ed.: CSIC-CEBAS, Murcia.

Cronk J.K. (1996). Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 58 (2-3), 97-114.

Dannon, M., Franke-Whittle, I.H., Insam, H., Chen, Y. Hadar, Y., 2008. Molecular analysis of bacterial community succession during prolonged compost curing. *FEMS Microbiol. Ecol.* 65:133–144.

Das, K., Keener, H.M., 1997. Moisture effect on compaction and permeability in composts. *J. Environ. Eng.* 123, 275–281.

de Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., 1983. The biology of composting: a review. *Waste Manage. Res.* 1, 157–176.

Del Val, A. (2011). “El problema de los residuos en la sociedad del bienestar”. In *El planeta tierra*. Contracento Ed. Córdoba. Biblioteca Ben Rosch. Vol. III, 197-207 (in Spanish).

Díaz, M.J.; Jiménez, L.; Cabrera, F. e De Bertoldi, M., 2004. Using a second order polynomials model to determine the optimum vinasse/grape marc ratio for in vessel composting. *Compost Sci. Util.*, 12(3): 273-279.

Diputación Foral de Gipuzkoa (2013). [Consulta: 12 de setembro de 2015]. Disponível na web: <http://www4.gipuzkoa.net/medioambiente/compostaje/>

Dong, X. y Reddy, G.B. (2010). Soil bacterial communities in constructed wetlands treated with swine wastewater using PCR-DGGE technique. *Bioresource Technology* 101, 1175-1182

Dong, X. y Reddy, G.B. (2012). Ammonia-oxidizing bacterial community and nitrification rates in constructed wetlands treating swine wastewater. *Ecol. Eng.* 40, 189-197.

Dunne, E.J., Culleton, N., O'Donovan, G., Harrington, R. y Olsen, A.E. (2005). An integrated constructed wetland to treat contaminants and nutrients from dairy farmyard dirty water. *Ecol. Eng.* 24, 221-234.

EC, 2003. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. European Commission [Consulta: 12 de setembro de 2015]. Disponível na web: http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/irpp_bref_0703.pdf

Eggen, T., Vethe, O., 2001. Stability indices for different composts. *Compost Sci. Util.* 9, 19-26.

Eiland, F., Klammer, M., Lind, A.-M., Leth, M., Baath, E., 2001. Influence of initial C/N ratio on chemical and microbial composition during long term composting of straw. *Microb. Ecol.* 41, 272-280.

European Commission, 2001. Working document: biological treatment of biowaste, 2nd draft, p. 22.

European Commission, 2014. End-of-Waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment (Compost & Digestate): Technical Proposals. JRC Scientific and Policy Reports. [Consulta: 05 de setembro de 2015]. Disponível na web: <http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC87124.pdf>

Felipó, M.T., 2001. Los elementos potencialmente tóxicos (EPT) como criterio en la aplicación de residuos orgánicos al suelo. En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Eds. Jaime Boixadera e M. Rosa Tieraa. Universitat de Lleida.

Fernández-Gómez, M.J., Nogales, R., Insam, H., Romero, E. Goberna, M., 2012. Use of DGGE and COMPOCHIP for investigating bacterial communities of various vermicomposts produced from different wastes under dissimilar conditions. *Sci. Total Environ.* 414:664-671.

Fernández Reyes, J.J.; Jiménez Romero, J.R. y Ayuso Muñoz, J., 2007. Diseño y elección de alternativas para el tratamiento y depuración de los efluentes de los centros de ordeño en explotaciones de vacuno de leche. [Consulta: 12 de setembro de 2015]. Disponível na web: <http://www.unizar.es/aeipro/finder/MEDIO%20AMBIENTE/CG02.htm>

Finstein, M.S., Miller, F.C., 1985. Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control, and cost effectiveness. In: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Science Publications, Barking, Essex, pp. 13-26.

Fixen, P.E., Grove, J.H., 1990. Testing soil for phosphorus. p.141-180. En R.L. Westerman (ed.) *Soil testing and plant analysis*. 3rd ed. SSSA Book Ser. 3. SSSA, Madison, WI.

Flotats, X.; Bonmatí, A.; Fernández, B. y Magrí, A., 2009. Manure treatment technologies: On-farm versus centralized strategies. NE Spain as case study. *Bioresource Technology* 100, 5519-5526.

Flotats, X. y Burgos, E. (2010). La implicación ciudadana como factor clave para el éxito de los procesos de digestión anaerobia. El programa de prácticas docentes de digestión anaerobia de Can Barba (Vallés Occidental, Barcelona).

Congreso Internacional “Suelos y Materia Orgánica: Entre la Directiva y la Nueva Ley”. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León, European Compost Network (ECN) e Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos. Valladolid, 17 e 18 de noviembre.

Fuchs, J.; Berner, A.; Mayer, J.; Schleiss, K.; Kupper, T. 2008. *Effects of compost and digestate on environment and plant production – results of two research projects*. ORBIT 2008 - 13th - 15th of Oct. Wageningen, The Netherlands. 12 pp.

Gajalakshmi, S., Abbasi, S.A., 2008. Solid waste management by composting: state of the art. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 38, 311–400.

Gao, M.C., Li, B., Yu, A., Liang, F.Y., Yang, L.J., Sun, Y.X., 2010. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresour. Technol.* 101, 1899–1903.

García, J., Aguirre, P., Barragán, J., Mujeriego, R., Matamoros, V., Bayona, J.M., 2005. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands: long-term performance pilot study. *Ecological Engineering* 25, 405–418.

García, J. y Corzo, A. (2008). *Depuración con Humedales Construidos: Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial*. E-Prints, UPC. [Consulta: 12 de setiembre de 2015]. Disponible na web:
https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/2474/JGarcia_and_ACorzo.pdf?sequence=1

García-Gil, J.C., Soler-Rovira, P., Polo, A., 1999. Land Application of Municipal Solid Waste Composts and its Effect on Crop. R'99 Recovery, Recycling, Re-integration – 4th International Congress & Company Displays. Geneva – Switzerland. *Biological Processes (Volume IV)*. (Eds. Anis Barrage and Xaver Edelmann). Published by EMPA. pp 190-194.

Ge, B., McCartney, D., Zeb, J., 2006. Compost environmental protection standards in Canada. *J. Environ. Eng. Sci.* 5, 221–234.

Gea, T., Barrena, R., Artola, A., Sánchez, A., 2004. Monitoring the biological activity of the composting process: Oxygen uptake rate (OUR), respirometric index (RI), and respiratory quotient (RQ). *Biotechnology and Bioengineering* 88, 520-527.

Geary, P.M. y Moore, J.A. (1999). Suitability of a treatment wetland for dairy wastewaters. *Wat.Sci. Tech.* 40(3), 179-185.

Godden, B., Penninck, M.J., 1986. On the use of Biological and Chemical Indexes for determining agricultural compost maturity: Extension to the field scale. *Agricultural Wastes* 15:169-178.

Guerrero, T. (2012). Fomento del autocompostaje desde la Comunidad Autónoma. Agència de Residus de Catalunya. II Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario. Composta en Red, Barcelona, 15 de mayo de 2012.

Guo, R., Li, G.X., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T.B., Zhao, Y.Q., Shen, Y.J., 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresour. Technol.* 112, 171–178.

Hansgate, A.M., Schloss, P.D., Hay, A.G., Walker, L.P., 2005. Molecular characterization of fungal, community dynamics in the initial stages of composting. *FEMS Microbiol Ecol* 51: 209–214.

Hao, X., Chang, C., Larney, F.J., 2004. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. *J. Environ. Qual.* 33, 37–44.

Marcos A. Vázquez. Decentralised composting

- Harman, G.E., 2006. Overview of mechanisms and uses of *Trichoderma* spp. *Phytopathology* 96: 190–194.
- Harrington, R. e McInnes, R. (2009). Integrated Constructed Wetlands (ICW) for livestock wastewater management. *Bioresource Technology* 100, 5498–5505.
- Harrington, C. y Scholz, M. (2010). Assessment of pre-digested piggery wastewater treatment operations with surface flow integrated constructed wetland systems. *Bioresource Technology* 101, 7713-7723.
- Haug, R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Haug, R.T., 1986. Composting process design criteria, part 1: feed conditioning. *Biocycle*, 27, 36–43.
- He, L., Huang, G.H., Lu, H.W., 2011. Greenhouse gas emissions control in integrated waste management through mixed integer bilevel decision-making. *J. Hazard. Mater.* 193, 112–119.
- He, X.T., Logan, T.J., Traine, S.J., 1995. Physical and chemical characteristics of selected US municipal solid waste composts. *J Environ Qual* 24:543-552.
- He, Z.L., A.K. Alva, P. Yan, Y.C. Li, D.V. Calvert, P.J. Stoffella, D.J. Banks., 2000. Nitrogen mineralization and transformation from composts and biosolids during field incubation in a sandy soil. *Soil Sci.* 165:161-169.
- Healy, M.G., Rodgers, M., Mulqueen, J. (2007). Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology*, 98(12), 2268-2281.
- Herrmann, R.F., Shann, J.R., 1993. Enzyme activities as indicators of municipal solid waste compost maturity. *Compost Sci. Util.* 1, 54–63.
- Heuer, H.; Schmitt, H. & Smalla, K. 2011. *Antibiotic resistance gene spread due to manure application on agricultural fields*. *Current Opinion in Microbiology* 14:236–243.
- Huang, G.F., Wong, J.W.C., Wu, Q.T., Nagar, B.B., 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Manage.* 24, 805–813.
- Hue, N.V., Liu, J., 1995. Predicting compost stability. *Compost Sci. Util.* 3, 8–15.
- Huerta, O., López, M., Soliva, M., 2010a. Procesos de compostaje: caracterización de muestras. Colección estudios. Serie Medio Ambiente. Diputación de Barcelona. 431pp.
- Huerta, O., López, M., Soliva, M., Zaloña, M., 2010b. Compostaje de residuos municipales: control del proceso, rendimiento y calidad del producto obtenido. [Consulta: 29 de agosto de 2015]. Disponible na web: <http://upcommons.upc.edu/e-prints/handle/2117/9086>
- Huet, J., Druilhe, C., Trémier, A., Benoist, J.C., Debenest, G., 2012. The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. *Bioresour. Technol.* 114, 428–436.
- Hunt, P.G. y Poach, M.E. (2001). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Wat. Sci. Technol.*, 44(11/12), 19-25.
- Hunt, P.G., Poach, M.E., Matheny, T.A., Reddy, G.B. y Stone, K.C. (2006). Denitrification in Marsh-Pond-Marsh constructed wetlands treating swine wastewater at different loading rates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 487–493.

- Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M., Hoitink, H.A.J., 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Sci. Util.* 1, 52–65.
- Iglesias-Jiménez, E., 1991. Estudio del compostaje termófilo y aerobio de los residuos sólidos urbanos de Tenerife. Poder fertilizante del compost y dinámica de los nutrientes aportados en un sistema suelo- planta. Tesis Doc. Secr. Public. Int. Cient. Univ. La Laguna. ETD. S.A., Barcelona. 514 pp. (ISBN: 84- 7756-269-5).
- Iglesias Jiménez, E., 2001. Nitrogen availability from a mature urban compost determined by the ^{15}N isotopedilution method. *Soil Biol. Biochem.*, 33: 409-412.
- Iglesias-Jiménez, E., Álvarez C.E., 1993. Apparent availability of nitrogen in composted municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils*, 16: 313-318.
- Iglesias Jiménez, E., Pérez García, V., 1989. Evaluation of city refuse compost maturity. A review. *Biol. Wastes*, 27, 115-142.
- Iglesias Jiménez, E., García, V.P., 1992. Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 38, 331-343.
- Iglesias Jiménez, E.; Barral Silva, M.T.; Marhuenda Egea, F.C., 2007. Indicadores de estabilidad y madurez del compost. En: J. Moreno, J. y R. Moral (eds.), *Compostaje*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Iqbal, K.M., Shafiq, T., Ahmed, K., 2010. Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost. *Bioresour. Technol.* 101, 1913–1919.
- Inbar, Y., Chen, Y., Hadar, Y., Hoitnik, H.A.J., 1990. New approaches to compost maturity, *Biocycle*, 31:64-69.
- Jampeetong, A.; Brix, H. y Kantawanichkul, S. (2012). [Response of *Salvinia cucullata* to high \$\text{NH}_4^+\$ concentrations at laboratory scales](#). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 79(1), 69-74.
- Jakobsen, S.T., 1995. Aerobic decomposition of organic wastes 2. Value of compost as a fertilizer. *Resour. Conserv. Recy.* 13, 57–71.
- Jeris, J.S., Regan, R.W., 1973. Controlling Environmental Parameters for Optimum Composting. Part II, *Compost Sci.*, 14 (March-April):8-15.
- Jhorar, B.S.; Phogat, V. e Malik, E., 1991. Kinetics of composting rice straw with glue waste at different C/N ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Rest. Rehabil.*, 5: 297-306.
- Jiang, T., Schuchardt, F., Li, G.X., Guo, R., Zhao, Y.Q., 2011. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. *J. Environ. Sci.* 23, 1754–1760.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. y Haberl, R. (2000). *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing. 156 pp.
- Kaiser, J., 1996. Modelling composting as a microbial ecosystem: a simulation approach. *Ecol. Modell.* 91, 25–37.
- Kantawanichkul, S.; Kladprasert, S. y Brix, H. (2009). Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecol. Eng.* 35, 238-247.
- Keener, H.M., Dick, W.A., Hoitink, H.A.J., 2000. Composting and beneficial utilization of composted by-product materials. In: Dick, W.A. (Ed.), *Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-Products*. Soil Science

Marcos A. Vázquez. Decentralised composting

Society of America, Inc., Madison, pp. 315–341.

Kern, J. e Idler, C. (1999). Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. *Ecol. Eng.* 12(1-2), 13-25.

Kiehl, F.J., 1985. Fertilizantes orgánicos. Editora Agronómica Ceres Ltda, São Paulo.

Komilis D.P., Ham R.K., Park J.K., 2004. Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes. *Water Res.* 38:1707–1714.

Knight, R.L., Payne Jr., V.W.E., Borer, R.E., Clarke, R.A. Jr. y Pries, J.H. (2000). Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecol. Eng.* 15 (1-2), 41-55.

Kumar, M., Ou, Y.L., Lin, J.G., 2010. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Manage.* 30, 602–609.

Kurtz, L.T., Bray, R.H., 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci.* 59: 39-45.

Lafuente, M.; Pérez, R. y Soto, M. (202).10+1: Dez anos de compostaxe caseira e un ano de compostaxe comunitaria. En *Simón, X. e Copena, D. (Coord.). Actas del IV congreso internacional de Agroecoloxía e Agricultura Ecolóxica. Iniciativas agroecolóxicas innovadoras para a transformación dos espazos rurais. Vigo 21, 22 e 23 de xuño de 2012.* Ed. Grupo de Investigación en Economía Ecolóxica e Agroecoloxía, Universidade de Vigo, pp. 1335-1347 (ISBN | 978-84-616-1882-8).

Larney, F.J., Hao, X., 2007. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresour. Technol.* 98, 3221–3227.

Lasaridi, K.E. e Stentiford, E.I., 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Res.*, 32: 3717-3723.

Lansing, S.L. y Martin, J.F. (2006). Use of an ecological treatment system (ETS) for removal of nutrients from dairy wastewater. *Ecol. Eng.* 28 (3), 235-245.

Lashermes, G., Barriuso, E., Houot, S., 2012. Dissipation pathways of organic pollutants during the composting of organic wastes. *Chemosphere* 87, 137–143.

Li, Z., Lu, H., Ren, L., He, L., 2013. Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere* 93 (2013) 1247–1257.

Liang, C., Das, K.C., McClendon, R.W., 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresour. Technol.* 86, 131–137.

Lei, F., Vander Gheynst, J.S., 2000. The effect of microbial inoculation and pH on microbial community structure changes during composting. *Process Biochem.* 35, 923–929.

Lin, Y.P., Huang, G.H., Lu, H.W., He, L., 2008. Modeling of substrate degradation and oxygen consumption in waste composting processes. *Waste Manage.* 28, 1375– 1385.

Lleó, T.; Albacete, E.; Barrena, R.; Font, X.; Artola, A.; Sánchez, A. (2012). Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management, *Journal of Cleaner Production*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.08.011>.

López-Real, J., Foster, M., 1985. Plant pathogen survival during composting of agricultural waste. In: Gasser, J.K.R.

(Ed.), *Composting of Agricultural Wastes*. Elsevier Applied Science, London, pp. 291–299.

López, J., López, J., 1978. *El diagnóstico de suelos y plantas*. 3a ed. Ed. Mundi Prensa. Madrid.

López, M.J., Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F., López-González, J.A., Jurado, M., Bernal-Martínez, A., Cervera del Castillo, O., Moreno, J., 2012. Biodiversidad y evolución de bacterias mesófilas y termófilas durante el compostaje. En: M.T. Barral, M. Díaz-Raviña, R. Devesa-Rey, R. Paradelo (eds.). *Avances en la investigación sobre compost: materias primas, procesos, calidades y usos*. Ediciones Andavira, Santiago de Compostela.

Lossin, R.D., 1971. *Compost studies*. Part III. Disposing of animal wastes. Measurement of the chemical oxygen demand of compost. *Compost Sci.*, 12: 12-31.

Lundie, S y Peters, G.M. (2005). Life cycle assessment of food waste management options. *Journal of Cleaner Production* 13, 275–286.

MacNicol R.D., Beckett P.H.T., 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil* 85: 107–129.

Madejón, E., Díaz, M.J., López, R., Cabrera, F., 2002. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Biores. Technol.*, 85:73-78.

Madigan, M.T., Martinko, J.M., 2006. *Brock Biology of Microorganisms*, 11th edition. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

Magrama, Ministerio de Agricultura, Alimentación e Medioambiente, Madrid, 2013. *Gestión de biorresiduos de competencia municipal. Guía para la implantación de la recogida separada y tratamiento de la fracción orgánica*. Ministerio de agricultura, alimentación y medioambiente. [Consulta: 29 de agosto de 2015]. Disponible en web: http://www.magrama.gob.es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/guia_mo_def_tcm7-285227.pdf

Mantovi, P. ; Marmiroli, M.; Maestri, E.; Tagliavini, S.; Piccinini, S. y Marmiroli, N. (2003). Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresource Technology*, Volume 88, Issue 2, June 2003, Pages 85-94.

Mari, I., Ehaliotis, C., Kotsou, M., Chatzipavlidis, I., Georgakakis, D., 2005. Use of sulfur to control pH in composts derived from olive processing by-products. *Compost Sci. Util.* 13, 281–287.

Marschner, H., 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Academic Press. London.

Martín, B.; Urquiaga, R. y de Santos, S. (2011). *Manual básico de compostaje y vermicompostaje doméstico*. Red Estatal de Entidades Locales por el Compostaje Doméstico y Comunitario. Rivas Vaciamadrid.

Martínez, G., Giraldez, J.V., Ordóñez R., 2004. *Evolución temporal del madurado de alperujo procedente de almazara*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes de la Universidad de Córdoba, España.

Martinez, J.; Dabert, P.; Barrington, S. y Burton, C. (2009). Livestock waste treatment systems for environmental quality, food safety, and sustainability. *Bioresource Technology* 100, 5527–5536.

Martínez-Blanco, J.; Colón, J.; Gabarrell, X.; Font, X.; Sánchez, A.; Artola, A. y Rieradevall, J. (2010). The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management* 30, 983–994.

Masaguer, A., Benito, M., 2008. Evaluación de la calidad del compost, pp 286-304. En: Moreno, J.; Moral, R. (eds.). *Compostaje*. Mundi-Prensa. Madrid, España.

Marcos A. Vázquez. Decentralised composting

Mathur, S.P., Owen, G., Dinel, H., Schnitzer, M., 1993. Determination of compost biomaturity. Literature review. *Biol. Agric. Hortic.* 10, 65–85.

Meers, E.; Tack, F.M.G.; Tolpe, I. y Michels, E. (2008). Application of a full-scale constructed wetland for tertiary treatment of piggyery manure: monitoring results. *Water, Air and Soil Pollution* 193 (1-4), 15-24.

Mehlich, A., 1953. Determination of P, Ca, Mg, K, Na, and NH₄. North Carolina Soil Test Division (Mimeo 1953).

Mehlich, A., 1984. Soil Test Extractant: A modification of Mehlich II Extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15(12): 1409-1416.

Melse, R.W. y Timmerman, M. (2009). Sustainable intensive livestock production demands manure and exhaust air treatment technologies. *Bioresource Technology* 100, 5506–5511.

Mengel K., Kirkby E.A., Kosegarten H., Appel T., 2001. Principles of plant nutrition. Dordrecht: Kluwer Academic.

Michel, F.C.; Pecchia, J.A. e Rigot, J., 2004. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or Straw. *Compost Sci. Util.*, 12(4):323-334.

Miller, F.C., 1992. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In: Metting, F.B., Jr. (Ed.). *Soil Microbial Ecology, Applications in Agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 515–544.

Miller, F.C., 1996. Composting of Municipal Solid Waste and its components, in: Palmisano A.C.; Barlaz, M. (Ed.). *Microbiology of Solid Waste*. CRS, USA, Press. pp 115-154.

Miyatake, F., Iwabuchi, K., 2006. Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Biores. Technol.*, 97: 961–965.

Mohedo-Gatón, J.J., 2002. Estudio de la estabilidad durante el compostaje de residuos municipales. Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química. Universidad de Córdoba, España.

Molle, P., Lienard, A., Boutin, C., Merlin, G. e Iwema, A. (2005) “How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems” *Wat. Sci. Tech.* 51 (9), 11-21.

Monroy O., Viniegra G., 1990. Biotecnología para el aprovechamiento de los desperdicios orgánicos. Editorial Calypso, S.A. México. pp. 57.

Moral, R.; Paredes, C.; Bustamante, M.A.; Marhuenda-Egea, F. y Bernal, M.P. (2009). Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges. *Bioresource Technology* 100, 5454–5460.

Morand, P.; Robin, P.; Escandec, A.; Picot, B.; Pourcher, A.M.; Jiangping, Q., Yinsheng, L.; Hamon, G.; Amblard, C.; Luth, Fievet, S.; Oudart, D.; Pain, C.; Cluzeau, D. y Landrain, B. (2011). Biomass production and water purification from fresh liquid manure – Use of vermiculture, macrophytes ponds and constructed wetlands to recover nutrients and recycle water for flushing in pig housing. *Procedia Environmental Sciences* 9, 130-139.

Morel, J.L., Colin, F., Germon, J.C., Godin, P., Juste, C., 1985. Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost. En: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agriculture and other Wastes*. Eselvier App. Sci. Publ., London & New York, pp. 56-72.

Moreno, J., R. Moral, R., 2008. Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

- Moreno, J. Mormeneo, S., 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. p. 111-140. En: J. Moreno, J. y R. Moral (eds.), Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Munnecke, D.M., Huysmans, K., 1998. Fungal composting processes for polyaromatic hydrocarbons. Annual AAPG Conventions. Salt Lake City, Utah, USA, pp 17-20
- Newman, J.M.; Clausen, J.C. y Neafsey, J.A. (2000). Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. *Ecological Engineering*, Volume 14, Issues 1-2, September 1999, Pages 181-198.
- Nivala, J., Wallace, S., Headley, T., Kassa, K., Brix, H., van Afferden, M. y Müller, R. (2012). Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecol. Eng.* (2012), <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.028>.
- Nolan, T.; Troy, S.M.; Gilkinson, S.; Frost, P.; Xie, S.; Zhan, X.; Harrington, C.; Healy, M.G. & Lawlor, P.G. 2012. *Economic analyses of pig manure treatment options in Ireland*. *Bioresource Technology* 105, 15-23.
- Ollo Alcasena, M.A., 2014. Evaluación de distintos compost (industrial y doméstico) como ingrediente de sustrato y la acción de lavado sobre los mismos en pensamientos. Universidad Pública de Navarra.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circ 939. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC
- Osuna, D. (2012). Experiencias de compostaje familiar en jardín o terraza. II Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario. Composta en Red, Barcelona, 15 de mayo de 2012.
- Osuna, D. y Haas, M. (2012). Situación del compostaje doméstico y comunitario en el Estado español: 06 Perfiles de Usuarios. Tercer borrador de trabajo, Compostaenred, 2012. [Consulta: 12 de setembre de 2015]. Disponible en web: http://www.compostaenred.org/proyectos/Proyecto1/Documentos/SituaciondelCompostaje_Capitulo06_PerfilesdeUsuarios.pdf
- Pérez, R. e Soto, M. (2003). Manual de compostaxe caseira. Pequeño manual. [Consulta: 12 de setembre de 2015]. Disponible en web: http://www.udc.es/export/sites/udc/galeria_down/sociedade/medio_ambiente/compostaxe/manualcomp.pdf.
- Pérez, R.; Soto, M. Rodríguez, M. y González, D. (2010). Manual de Compostaxe caseira. 42 p. Ed. ADEGA, Santiago de Compostela (ISBN: 978-84-614-1987-6). [Consulta: 12 de setembre de 2015]. Disponible en web: http://www.udc.es/export/sites/udc/galeria_down/sociedade/medio_ambiente/compostaxe/manual_compostaxe_caseira.pdf
- Pérez Bocourt, Y., Rebolledo Ríos, R., Martínez Silva, J., 2010. Aislamiento e identificación de hongos en compost elaborado a partir de residuos sólidos urbanos. *Agro Sur* 38(1) 1-7:2010.
- Pérez Losada, C. (2004). *Els purins. Sistemes de tractament*. Producció Alimentària i Medi Ambient. Jornada Tècnica a la Universitat de Lleida. Lleida. Noviembre 2004.
- Peters, S., Koschinsky, S., Schwieger, F., Tebbe, C.C., 2000. Succession of microbial communities during hot composting as detected by PCR-single-strand-conformation polymorphism-based genetic profiles of small-subunit rRNA genes. *Applied and environmen. microbial*, 66: 930-936.
- Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F., Zorzi, G., 1997. The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. *Resour Conserv Recycl*; 21:129-43.

Plana, R. (2006). *Sistemas aerobios de tratamiento de residuos: Compostaje (II)*. Máster de Agrobiología Ambiental – Asignatura de generación, tratamiento y gestión de Residuos Orgánicos. Tema 5. Universidad Pública de Navarra y el País Vasco. Pamplona. Noviembre 2006.

Plana, R. (2007). *Uso, manejo y aplicación agrícola de los lodos resultantes de la biodigestión. Precauciones y transformaciones necesarias*. Programa de Fomento de la Gestión de Residuos: Especialización en el Manejo de la Materia Orgánica. Organizado por la Dirección General de Estructuras Agrarias de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación del Gobierno de Canarias. Tenerife. Mayo 2007.

Plana, R. (2010). La repercusión del compostaje doméstico y comunitario en los costes de gestión de los residuos orgánicos. I Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario. Composta en Red, Pamplona, 21 de octubre de 2010.

Plana González-Sierra, R., 2008. El compostaje de residuos orgánicos: Investigación del proceso a escala industrial y desarrollo de equipos experimentales para la determinación del sistema de tratamiento y el protocolo de trabajo precisos para un desarrollo eficiente del proceso biológico. Dirigida por Salustiano Mato de la Iglesia. Universidad de Vigo, Departamento de Ecología e Biología Animal.

Pressel, F., Bidlingmaier, W., 1981. Analyzing decay rate of compost. *Biocycle*, 22, 50–51.

Puig, I.; Freire, J. y Rodrigo, J. (2008). Estudio del compostaje doméstico en Cataluña. *Ent, environment and management*. Barcelona. [Consulta: 12 de setembre de 2015]. Disponible na web: http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20%28FORM%20-%20FV%29/Jornades,%20estudis%20i%20enllacos/calculadora_es.pdf

Puyuelo, B., Ponsá, S., Gea, T., Sánchez, A., 2011. Determining C/N ratios for typical organic wastes using biodegradable fractions. *Chemosphere* 85 (2011) 653–659.

Rebollido, R., Martínez, J., Aguilera, Y., Melchor, K., Koerner, I., Stegmann, R., 2008. Microbial populations during composting process of organic fraction of municipal solid waste. *Applied Ecology and Environmental Research* 6(3): 61-67.

Rasapoor, M., Nasrabadi, T., Kamali, M., Hoveidi, H., 2009. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. *Waste Manage.* 29, 570–573.

Resse, A y Bioteau, T. (2012). Impact of individual home-composting on the quantities of MSW collected. Irstea Rennes. Rennes Cedex, France.). [Consulta: 12 de setembre de 2015]. Disponible na web: http://www.miniwaste.eu/mediastore/fckEditor/file/Report_Individual%20Composting.pdf.

Richard, T.L., Hamelers, H.V.M., Veeken, A.H.M., Silva, T., 2002. Moisture relationships in composting processes. *Compost Sci. Util.* 10, 286–302.

Riffaldi, R., Levi-Minzi, R., Pera, A., de Bertoldi, M., 1986. Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses. *Waste Manage. Res.* 4, 387–396.

Rodríguez, B. (2010). Experiencias locais coa compostaxe caseira. *Cerna* 62, pp. 13-14.

Rodríguez, V.; García, X.M.; de Vega, C.; Sánchez, F.X.; Pérez, R. y Soto, M. (2003). Programas de compostagem caseira em diferentes localidades galegas. Conferencia Internacional sobre la Repercusión de la Política de la UE en la Gestión de los Residuos Orgánicos y sus Consecuencias en los Países del Sur de Europa. ISR-CER, Barcelona, 25 de noviembre.

- Roig, M. (2012). *El efecto del suelo en el autocompostaje*. II Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario. Composta en Red, Barcelona, 15 de mayo de 2012.
- Rudé, E. e Torres, R (2008). Evaluación de diferentes modelos de compostadores domésticos. Departament d'Enginyeria Química. Facultat de Química. Universitat de Barcelona.
- Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., Swings, J., 2003a. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. *Ann. Microbiol.*, 53(4): 349-410.
- Ryckeboer, J., Mergaert, J., Coosemans, J., Deprins, K., Swings, J., 2003b. Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. *J. Appl. Microbiol.* 94: 127-137.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P., 2001. Nitrogen transformation during organic waste composition by the Rutgers system and its effect on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Biores. Technol.*, 78(3):301-308.
- Santos, S. y Urquiaga, R. (2011). ¿Qué compostadores estamos utilizando?. Diagnóstico de los compostadores utilizados en las experiencias realizadas en España. Boletín nº7 CompostaenRed. Octubre de 2011 (www.compostaenred.org).
- Schulze, K.L., 1962. Continuous Thermophilic Composting. *Appl. Microbiol.*, 10:108-122.
- Senesi, N., 1989. Composted materials as organic fertilizers. *Sci. Total Environ.*, 81/82:521-542.
- da Silva, R.; Vázquez, M.A. y Soto, M. (2011). Experiencias de compostaje doméstico en los ayuntamientos de Ordes y Carballo (Galicia). En *Compostaje de residuos orgánicos y seguridad medioambiental*, J.I. López, M. Navarro e C. Rad (Coords.), pax. 42-52. Universidade de Burgos: Burgos (ISBN: 978-84-92681-49-5).
- Singh, R.P., Agrawal, M., 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manag.*, 28:347-358.
- Singh C.P., Amberger A., 1990. Humic substances in straw compost with rock phosphate. *Biol. Wastes*, 31:165-174.
- Smith, S.R., 2008. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metal in municipal solid waste compost compared to sewage sludge. *Environment International* 35: 142-156.
- Soliva, M., López, M., 2004. Calidad del compost: Influencia del tipo de materiales tratados y de las condiciones del proceso. Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. UPC.
- Spohn, E., 1978. Determination of compost maturity. *Compost Sci.*, 19, 26-7.
- Stentiford, E.I., 1996. Composting control: principles and practice. In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.), *The Science of composting*, Part 1. Blackie, Glasgow, pp. 56-59.
- Stentiford, E., 2002. The Specific Oxygen Uptake Rate (SOUR) – the English practice. In: *The Biological Treatment of Biodegradable Waste – Technical aspects*. Brussels, 8-10 April. [Consulta: 07 de setembro de 2015]. Disponível na web: <http://www.recycledorganics.com/lab/AS4454refdocs/Stentiford%202002.pdf>
- Stoffella, P.J., Kahn, B.A., 2001. *Compost Utilization In Horticultural Cropping Systems*. CRC Press.

Storino, F.; Arizmendiarieta, J.; Calleja-Cervantes, M.E.; Irigoyen, I.; Muro, J. y Aparicio-Tejo, P.M. (2012). Aportaciones de residuos cárnicos en la práctica del compostaje doméstico. III Jornadas de la Red Española de Compostaje, Universidade de Santiago de Compostela, 26-29 Junio.

Suler, D.J., Finstein, S., 1997. Effect of Temperature, Aeration and Moisture on CO₂ Formation in Bench-Scale, continuously Thermophilic Composting of Solid Waste. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33(2):345-350.

Sundberg, C., Smårs, S. Jönsson, H. 2004. Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. Technol.* 95:145-150.

Tang, Z., Yu, G.H., Liu, D.Y., Xu, D.B., Shen, Q.R., 2011. Different analysis techniques for fluorescence excitation-emission matrix spectroscopy to assess compost maturity. *Chemosphere* 82, 1202–1208.

Tanner, C.C.; Clayton, J.S. y Upsdell, M.P. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands—I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Water Research*, Volume 29, Issue 1, January 1995, Pages 17-26.

Tanner, C.C.; Clayton, J.S. y Upsdell, M.P. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands—II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Water Research*, Volume 29, Issue 1, January 1995, Pages 27-34.

Tiquia, S.M., 2002. Microbial transformation of nitrogen during composting. En: Insam, H., Riddech, N., Klammer, S. (Eds.), *Microbiology of Composting and Other Biodegradation Processes*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 237– 245.

Tiquia, S.M., 2010. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. *Chemosphere* 79, 506–512.

Tisdale, S.L., Nelson, W., 1966. *Soil Fertility and Fertilizers*. Segunda Edición. Macmillan Company. New Cork, Estados Unidos. 694p.

TMECC (Test Methods for the Examination of Composting and Compost), 2001. The United States Department of Agriculture & US Composting Council. USA. Edaphos International, Houston, TX.

Torras, A. (2010). Situación del compostaje doméstico y comunitario en el Estado Español. Primera fase 2010. I Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario. *Composta en Red*, Pamplona, 21 de octubre de 2010.

Torres, R. (2012). Universidad de Barcelona. Investigación en compostaje. II Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario. *Composta en Red*, Barcelona, 15 de mayo de 2012.

US EPA, 1992. *Composting Yard and Municipal Solid Waste*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Technomic Publishing Company, Inc., P. A., USA. [Consulta: 05 de setiembre de 2015]. Disponible na web:
<http://www.epa.gov/composting/pubs/cvtmsw.pdf>

Usui, T., Shoji, A., Yusa, M., 1983. Ripeness index of wastewater sludge compost. *Biocycle*, 24, 25–27.

Velarde E., de León Ortiz M., Cuellar I., Villegas R., 2004. *Producción y aplicación de compost*. Editorial MINRE, Cuba.

Vázquez, M.A.; de la Varga, D.; Plana, R. y Soto, M. (2012). Vertical flow constructed wetland treating high strength wastewater from swine slurry composting. *Ecol. Eng.*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.038>.

- Vázquez, M.A.; de la Varga, D.; Plana, R. y Soto, M. (2011). Vertical flow constructed wetland treating high strength wastewater from swine manure composting. *Smallwater*, 3rd International Congress Smallwater 11, Sevilla, 25-28 abril.
- Vázquez, M.A.; de la Varga, D. y Soto, M. (2012a). La calidad en el compostaje doméstico en Galicia. III Jornadas de la Red Española de Compostaje, Universidade de Santiago de Compostela, 26-29 Junio.
- Vázquez, M.A.; Plana, R.; Pérez, C.; Pita, L. y Soto, M. (2012b). Compostaje descentralizado de residuos de comedor en centros universitarios. III Jornadas de la Red Española de Compostaje, Universidade de Santiago de Compostela, 26-29 Junio.
- de Vega, C.; Pérez, R.; Rodríguez, V.; Villaverde, X.M. y Soto, M. (2004). Xestión sustentábel de residuos orgánicos: a experiencia en Galiza. II Congreso Internacional de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente. Santiago de Compostela, pax. 1623-1635. 22-24 de setiembre.
- Vogtmann, H., Fricke, K., Turk, T., 1993. Quality, physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. *Compost Sci Utiliz* 1:69–87.
- White, P.J., Brown, P. H., 2010. Plant nutrition for sustainable development and global health. *Annals of Botany* 105: 1073–1080.
- Williams, C.M. (2009). Development of environmentally superior technologies in the US and policy. *Bioresource Technology* 100, 5512–5518.
- Willson, G.B., Dalmat, D., 1986. Measuring compost stability. *Biocycle*, 27, 34–37.
- Woodbury, P.B., 1993. Potencial effects of heavy metals in municipal solid waste composts on plants and the environment. Rice Hall, Ithaca, NY 14853. (607) 255-1187.
- Xunta, 1999. Código Galego de Boas Prácticas Agrarias. Consellería de Agricultura, Gandeiría e Política Agroalimentaria. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Xunta, 2000. Plan de residuos agrarios de Galicia. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- Xunta, 2008. Plan de xestión de residuos urbanos de Galicia (PXRUG) 2007-2017. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, Santiago de Compostela.
- Xunta, 2013. O solo e a súa fertilidade (64 páx.). Ed. Consellaría do Medio Rural, Xunta de Galicia: Santiago de Compostela.
- Yaben, B., 2012. Experiencias de compostaje comunitario. [Mancomunidad de la Comarca de Pamplona \(Navarra\)](#). II Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario. Composta en Red, Barcelona, 15 de mayo de 2012.
- Yáñez, J., 1989. Análisis de suelos y su interpretación. *Horticultura*, 49, pp. 75-89.
- Zhu, N.W., 2006. Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. *Biores. Technol.*, 97(15):1870-1875.
- Zhu, N.W., 2007. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresour. Technol.* 98, 9–13.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* 22, 54–57.
- Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., de Bertoldi, M., 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. In: Gasser, J.K.R. (Ed.), *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Science Publishers, Barking, pp.

Marcos A. Vázquez. Decentralised composting

73–85.

Zucconi, F., de Bertoldi, M., 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L'Hermite, P., Zucconi, F. (Eds.), *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier, Barking, pp. 30–50.

Capítulo 2

Materiais e métodos

2. Materiais e métodos

Os métodos de análise aplicados poden ser divididos en dúas categorías:

2.1 Análises ou determinacións in situ:

- 2.1.2 pH
- 2.1.2 Potencial redox (ORP)
- 2.1.3 Condutividade
- 2.1.4 Osíxeno disolvido
- 2.1.5 Osíxeno intersticial
- 2.1.6 Temperatura
- 2.1.7 Densidade

2.2 Análises ou determinacións en laboratorio:

- 2.2.1 Preparación do extracto acuoso (P/V; 1/5)
- 2.2.2 pH
- 2.2.3 Condutividade
- 2.2.4 Humidade
- 2.2.5 Moenda da mostra
- 2.2.6 Contido de materia orgánica total: porcentaxe de sólidos volátiles (%SV)
- 2.2.7 Determinador elemental LECO: Método para determinar a porcentaxe de C e N
- 2.2.8 Nitróxeno total Kjeldhal, Nitróxeno como Amonio (NH_4^+) e Nitróxeno como Nitritos e Nitratos (Standard Methods (APHA, 1995), 4500)
 - 2.2.8.1 Nitróxeno como Amonio (NH_4^+): electrodo selectivo e destilación
 - 2.2.8.2 Nitróxeno como Nitritos e Nitratos (NO_2^- e NO_3^-): electroforese capilar e destilación (caso do nitrato)
- 2.2.9 Demanda Química de Osíxeno (DQO)
 - 2.2.9.1 Standard Methods (APHA, 1995), 5220
 - 2.2.9.2 Método Hach
- 2.2.10 Sólidos en suspensión totais e volátiles (Standard Methods (APHA, 1995), 2540)
- 2.2.11 Demanda Biolóxica de Osíxeno (DBO_5)
 - 2.2.11.1 Standard Methods (APHA, 1995), 5210
 - 2.2.11.2 Método DBO en fase dispersa para compost
 - 2.2.11.3 Método DBO en fase sólida para compost
- 2.2.12 Absorbancia dos extractos acuosos e en bicarbonato
- 2.2.13 Determinación respirométrica das mostras de compost
 - 2.2.13.1 Método SOUR
 - 2.2.13.2 Método IRGA
- 2.2.14 Test rottegrade (ou de autoquecemento)
- 2.2.15 Determinación e análise cuantitativa de metais e outros elementos
- 2.2.16 Determinación da concentración de anións e catións mediante cromatografía iónica (CI)
- 2.2.17 Método Olsen: Determinación do P dispoñíbel
- 2.2.18 Análises microbiolóxicas
 - 2.2.18.1 Método microbiolóxico de cultivo, para enumerar e valorar as comunidades de fungos e bacterias no compost: Método da dilución en platos
 - 2.2.18.2 Tinción diferencial de Gram
 - 2.2.18.3 Proba da Oxidasa

2.2.18.4 Identificación de microorganismos: Sistemas miniaturizados API[®]

2.2.19 Análise de invertebrados: Funil de Berlese-Tullgren

2.2.20 Propiedades físicas das mostras de compost

Táboa 2-1. Análises realizadas, métodos empregados e condicións básicas de aplicación.

Parámetro	Método e fundamento	Tipo e cantidade de mostra ^a
Secado	Método estándar EPA	F (10–15 g mh)
Humidade	Secado a 103 – 105°C, e gravimetría	< 2 cm
Moenda	Picadora de cociña, muíño de bolas Fritsch Analysette 3 Spartan	S (20–25 g ms) Sen áridos.
Extracto acuoso	Proporción 1:5 P:V ^b Centrifugado ou filtrado	F (40 g mh) ^c
pH e condutividade	Mostra líquida, Extracto acuoso 1:5 P:V ^b Equipos Crison e Mettler Toledo	^d F (5 g mh)
MOT (%SV)	Perdas por combustión a 540 °C (3–4 h)	S (5–10 g ms)
C e N	Combustión directa Condutividade térmica e absorción IR (LECO TruSpec [®])	S (0,2 g ms) Moída
DQO extracto acuoso 1:5 P:V ^b filtrado DQO mostras líquidas	Standard Methods (APHA, 1995), 5220 HACH	^{c, d}
DBO ₅	Standard Methods (APHA, 1995), 5210 Método DBO fase dispersa para compost Método DBO fase sólida para compost	^d F dispersión (6-16 g/L) F > 0,5 g SV
SST e SSV	Standard Methods (APHA, 1995), 2540)	^d
Absorbancia extracto 1:5 P:V ^b filtrado (acuoso e NaHCO ₃ 0,5M)	Espectrofotómetro EGS 1932 Medicións a 465 e 665 nm	F (40 g mh) ^c
Respirometría (consumo de O ₂ , produción de CO ₂)	Método SOUR IRGA (Analizador de CO ₂ EGM-4 PP Systems)	F (3 - 8 g mh) F (50–90 g mh)
Test rottegrade (autoquecemento)	Método vaso Dewar	F (2 L)
Metais: Al, As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Sr, Ti, V e Zn	ICP-MS. Thermo Scientific iCAP 6000 Series. Microondas. (US EPA3051)	S (0,5 g ms) Moída
Anións e catións (extracto KCl 6%): NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻ , Ca ²⁺ e Mg ²⁺	Cromatografía iónica, Dionex ICS 2000	F (10 g mh) Desmenuzada <2 mm
P dispoñíbel en extracto NaHCO ₃ 0,5M	P Olsen	S (2,5 g ms)
Análises microbiolóxicas	Dilución platos (UFC fungos e bacterias) Tinción de Gram (Gram +/-) Test oxidasa (Oxidasa +/-) Sistemas API [®] (xénero e subxénero)	F (1 g mh)
Identificación de invertebrados	Método do funil de Berlese-Tullgren + microscópio óptico ou lupa	F (70–150 g mh)
Nitróxeno total Kjeldhal	Standard Methods (APHA, 1995), 4500)	^d (50 mL) S (1,0 g ms)
Nitróxeno como amonio (NH ₄ ⁺)	Electrodo selectivo, Crison 9663 Destilación, (APHA, 1995), 4500)	^d (50 mL) ^c (20 mL)
Nitróxeno como nitritos e nitratos (NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻)	Electroforese capilar, HP ^{3D} CE Destilación (caso do nitrato)	^{c, d} ^c (20 mL)
Propiedades físicas	Método caixa tensión con leito area Secado a 103 – 105°C, gravimetría	F (2 L)

^aTipo de mostra: F (fresca), S (seca); mh: materia húmida, ms: materia seca. ^bProporcións 1:5 en peso:volumen (P:V) de mostra húmida (g):líquido extractante (mL). ^cPrecísanse 40 g mh para a preparación de cada tipo de extracto, que orixina suficiente mostra para as distintas análises a realizar. ^dMostras líquidas (lixiviados, efluentes, etc).

2.1 Análises e determinacións in situ:

Nestes casos trátase de medidas básicas que requiren de equipos sinxelos, como poden ser balanzas ou sondas ou eléctrodos específicos ben acondicionados e previamente calibrados, de ser o caso:

2.1.1 e 2.1.2 pH e potencial redox: electrodo “pH & redox 26” de Crison con sonda multiparamétrica 5045 de Crison e patróns de calibración de 4.01, 7.00 e 9.21 de Crison para pH e patrón de verificación de +220 mV para potencial redox.

2.1.3 Condutividade: electrodo calibración de 147 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 12.88 mS/cm e 111.8 mS/cm de Crison.

2.1.4 Osíxeno disolvido: electrodo disolución cero de osíxeno HI 7040 de Hanna.

2.1.5 Osíxeno intersticial: sonda de aspiración Sensotrán provista dun oxímetro portátil ToxiRAE II, cun rango de temperatura de -20 a 45 °C. É preciso determinar esta medida en distintos puntos da masa de compostaxe e a distintas profundidades de forma regular (frecuencia establecida de antemán).

Material e equipos:

- Oxímetro portátil ToxiRAE II, cun rango de temperatura de -20 a 45 °C
- Sonda de aspiración

Procedemento:

- Crávase a sonda á profundidade desexada, ábrese o sistema para que pola válvula do extremo da sonda poida fluír o gas, e coa pera de goma aspírase o aire intersticial. O gas vai pasar polo oxímetro portátil, que dará a lectura da concentración de osíxeno.
- Antes e despois de medir o osíxeno nas pilas débese de tomar o valor de osíxeno no aire. Esta é a forma de purgar o equipo para evitar que medidas anteriores poidan influír no resultado.
- Débense realizar todas as medicións antes de calquera volteo, e en caso de ter que facerse posteriormente, deberase esperar polo menos catro horas para que se recuperen as condicións da pila.

2.1.6 Temperatura: É preciso medir a temperatura en distintos puntos da masa de compostaxe e a distintas profundidades de forma regular (frecuencia establecida de antemán).

Material e equipos:

- Termómetro termopar Hanna HI 935005 de -50 a 199,9 °C
- Sonda de temperatura de 50 cm

Procedemento:

- Crávase a sonda á profundidade desexada e espérase o tempo necesario ata que a temperatura estea estabilizada. Isto pode levar varios minutos, especialmente se o punto anterior que se mediu coa mesma sonda tiña unha temperatura máis elevada que o actual.
- Antes e despois de medir as temperaturas nas pilas hase de tomar o valor de temperatura ambiente, para o cal debe deixarse uns minutos a sonda nun lugar á sombra coa súa punta no aire, sen facer contacto co chan ou algunha outra superficie. Débese apuntar a hora á que se toman as dúas medidas.
- Débense facer todas as medicións antes de calquera volteo, e en caso de ter que facerse posteriormente, deberase esperar polo menos catro horas para que se recuperen as condicións da pila.

2.1.7 Densidade: Realízanse un mínimo de 3 determinacións da densidade do compost in situ. O caldeiro debe estar graduado, e ter unha marca indeleble que fixe o volume de 5 litros.

Material e equipos:

- Balanza industrial Gram serie DM uso estándar, modelo DM-15K
- Caldeiro graduado

Procedemento:

- Tómanse coa maior precisión posíbel 5 L de mostra fresca
- Anótase o peso do caldeiro baleiro e con mostra.

Cálculos:

- A densidade vaise determinar mediante esta fórmula:

$$\text{Densidade (g/mL)} = \{(pb+mf)-pb\} / 5000$$

Onde pb é o peso caldeiro baleiro e (pb + mf) é o peso caldeiro con mostra fresca.

2.2 Análises ou determinacións en laboratorio:

2.2.1 Preparación do extracto acuoso (P/V; 1/5)

A partir do extracto acuoso da mostra húmida pódense determinar diferentes parámetros fisicoquímicos, químicos e biolóxicos que poden dar moita información sobre o proceso de compostaxe e calidade do compost. A súa preparación é sinxela, pero debe ser rigurosa para obter resultados fiables.

Os parámetros básicos que se poden determinar no extracto acuoso son principalmente o pH, a condutividade eléctrica, a DQO, a coloración ou absorbancia, o nitróxeno amoniacal solúbel (N-

NH_4^+), compoñentes solúbeis en auga coma os nitritos (NO_2^-) e nitratos (NO_3^-), os sulfatos (SO_4^{2-}), os fosfato (PO_4^{3-}) ou a concentración de calcio (Ca^{2+}) e de magnesio (Mg^{2+}). En función do parámetro que se queira determinar, pode variar un pouco a forma de preparar o extracto acuoso, sobre todo no relativo á filtración do extracto obtido para eliminar sólidos que poideran danar os equipos que se vaian empregar. Así por exemplo para determinar pH e condutividade non é preciso filtrar, pero para a determinación de catións e anións por cromatografía iónica (CI) débense empregar filtros de 0,45 μm para eliminar as partículas e deste xeito non danar os capilares do equipo.

Materiais e equipos:

- Axitador magnético
- Botella ou vaso de axitación
- Centrífuga ou sistema de filtración a baleiro
- Recipientes para conservar o extracto acuoso

Procedemento:

- extracto realízase na proporción mostra húmida/auga de 1/5 (P/V). Para mostras homoxéneas de compost é suficiente con pesar 40g ($\pm 0,01$) de mostra na botella ou vaso de axitación e engadir 200 mL de auga destilada.
- Débese axitar mecanicamente durante 30 minutos exactos, xa que os resultados poderíanse ver alterados se a extracción non durase o tempo establecido ou fose diferente entre mostras.
- Traspasáse o sobrenadante aos tubos de centrífuga e centrifúgase durante 15 minutos a 3500 rpm. Unha alternativa a isto é filtrar a baleiro a mistura, para obter un filtrado limpo de sólidos.
- líquido resultante da centrifugación debe filtrarse empregando filtros axeitados para a determinación que se vaia realizar, e posteriormente hai que gardar o líquido resultante en ecipientes axeitados para a súa conservación.

2.2.2 pH

Materiais e equipos:

- pH-metro “Mettler Toledo” ou “Crison”
- Balanza analítica
- Vaso de precipitados de 100 mL
- Disolucións tampón de pH 4, 7 e 10 unidades

Procedemento:

- De forma xenérica prepárase o extracto acuoso pesando nun vaso tarado de 100ml aproximadamente 5 gramos de mostra húmida, e engadíndolle 25 mL de auga destilada. Temos deste xeito unha mistura 1:5 (p/v), que se debe axitar durante 5 minutos antes de realizar a medida. Pódese empregar o extracto acuoso (1/5; P/V) en caso de telo xa preparado.
- Emprégase para realizar a medida un pH-metro “Mettler Toledo” ou “Crison”, provisto dun electrodo de vidro que se sumerxe nunha porción do extracto acuoso. A lectura dixital da o

valor de pH con dous decimais, que se debe tomar unha vez que estea estabilizada, realizando a medida por duplicado.

- Periodicamente procédese á calibración do pH-metro con disolucións tampón de pH 4, 7 e 10 unidades (Mettler Toledo ou Crison buffer solutions).

2.2.3 Condutividade

Tómase esta medida simultaneamente coa medida do pH, e obtense do mesmo xeito o extracto acuoso onde se realiza a determinación.

Materiais e equipos:

- Condutímetro “Mettler Toledo” ou “Crison”
- Balanza analítica
- Vaso de precipitados de 100 mL
- Disolucións estándar de condutividade 84 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 12.88 mS/cm

Procedemento:

- Prepárase o extracto acuoso pesando nun vaso tarado aproximadamente 5 gramos de mostra húmida, e engadíndolle 25 mL de auga destilada. Tense deste xeito unha mistura 1:5 (p/v), que se debe axitar durante 5 minutos antes de realizar a medida directamente no extracto ou mistura, sen necesidade de filtración. Pódese empregar o extracto acuoso (1/5; P/V) en caso de telo xa preparado.
- Emprégase para realizar a medida un condutímetro “Mettler Toledo” ou “Crison”, provisto dun electrodo de vidro que se sumerxe nunha porción do extracto acuoso. A lectura dixital da o valor de condutividade en $\mu\text{S}/\text{cm}$ ou en mS/cm , que se debe tomar unha vez que estea estabilizada, realizando a medida por duplicado.
- Periodicamente procédese á calibración do condutímetro con disolucións estándar de condutividade 84 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 12.88 mS/cm (Mettler Toledo ou Crison standard solutions).

2.2.4 Humidade

A determinación da humidade é un parámetro sinxelo e á vez imprescindible, xa que, ademais da información que pode aportar respecto ao proceso e ao estado do material analizado, precísase para poder realizar outras determinacións e para a expresión dos resultados, sobre materia seca, que facilita a comparación entre mostras.

Materiais e equipos:

- Estufa
- Balanza analítica
- Crisois

Procedemento:

- Tómase unha mostra representativa de compost, entre 10 e 15 g, e colócase nun crisol previamente tarado. Despois de determinar o seu peso, introdúcese nunha estufa a 103 – 105°C (método estándar EPA) durante 48 horas e determinase o seu peso.
- Vólvese introducir na estufa á mesma temperatura durante 2 horas, e se o valor do peso non experimentou modificación, tomamos ese valor como o peso da mostra seca.
- Realízase esta determinación por duplicado, obtendo deste xeito un valor medio coa correspondente desviación estándar.

Cálculos:

- contido de humidade da mostra calcúlase mediante a fórmula:

$$\% \text{ Humidade} = ((P1-P2)/P1) \times 100$$

Onde P1 = peso húmido da mostra e P2 = peso seco da mostra.

2.2.5 Moenda da mostra

A meirande parte das análises realizadas sobre mostra seca necesitan a moenda previa dos materiais para asegurar a homoxeneidade da mostra e a reproducibilidade das análises, sobre todo naqueles casos onde a determinación vai realizarse sobre cantidades moi pequenas de material. Necesítase mostra seca e moída para realizar as análises seguintes: determinación do C e do N, determinación de metais e outros elementos e determinación do P dispoñíbel mediante o método Olsen. Tamén para a determinación dos sólidos volátiles pode empregarse mostra seca e moída, aínda que neste caso non é imprescindible, pois pode determinarse como etapa posterior ao secado da mostra (determinación do contido en humidade).

É evidente que o sistema de moenda e a medida da partícula inflúe nos resultados de moitas das determinacións (influenza na solubilidade e extractabilidade), por tanto deben manterse as condicións e indicalas na análise.

Materiais e equipos:

- Muíños: Picadora de cociña, muíño planetario de bolas Retsch PM 400 e muíño de bolas Fritsch Analysette 3 Spartan
- Pinzas
- Botes de plástico
- Espátula

Procedemento:

- Para moer a mostra hai que sacar previamente os materiais non aptos para seren triturados: pedras, metais, vidros, etc

- A cantidade de mostra que se vai moer virá dada en cada caso en función das análises que se deben facer coa mostra seca e moída.
- É aconsellábel seguir as instrucións de uso dos muíños, así como as indicacións referentes á súa limpeza.
- Unha vez moída, a mostra gárdase nun bote de plástico, pechado, nun lugar o máis seco posíbel. Debe estar ben etiquetada.

Unha das problemáticas máis frecuentes asociada á moenda deriva da posíbel contaminación que poidan sufrir as mostras por parte dos compoñentes do muíño. Se as partículas a moer son moi duras ou levan impurezas metálicas poden desgastar o muíño e afectar á composición da mostra, especialmente cando se trata de muíños con compoñentes metálicos. Para evitar isto é convinte empregar muíños de ágata ou de composición que non afecte á matriz a analizar. Estudos realizados neste senso (Huerta e col., 2007) indican que pode haber un certo incremento de metais, principalmente Ni e Cr.

Tamén nesta mesma liña estudos como o de Storino e col. (2013) profundizan na calidade do triturado vexetal empregado en compostaxe a pequena escala en función o método empregado para trituralo, e en termos xerais os resultados obtidos indican que os diferentes métodos para triturar o estruturante poden incrementar levemente o contido de metais, pero non soen comprometer a calidade final do compost.

2.2.6 Contido de materia orgánica total: porcentaxe de sólidos volátiles (%SV)

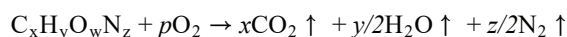
Os sólidos volátiles ou MOT vanse determinar nunha análise posterior á humidade, por calcinación a 540°C dos mesmos crisois que se empregan para determinar a humidade, unha vez que isto estea feito. Realízase a determinación por duplicado para cada unha das mostras.

Materiais e equipos:

- Estufa
- Forno mufla
- Desecador
- Balanza analítica
- Crisoi

Procedemento:

A materia orgánica ao queimarse transfórmase en CO₂ e vapor de auga principalmente; o residuo en forma de cinzas identifícase coa materia inorgánica. É por tanto unha gravimetría indirecta na que se mide a perda de peso a causa da combustión da materia orgánica (Huerta e col., 2010):



- Pártese dunha mostra de compost húmido de 10 a 15 g, pesados na balanza granataria, que se vai secar na estufa. Debemos eliminar completamente os posibles plásticos que conteña a mostra, para que non sexan cuantificados coma materia orgánica, falseando deste xeito o valor final de MOT.
- Unha vez feito isto e determinada a humidade (M1), introdúcese no forno mufla durante 4 horas os crisóis a 540 °C. Si se dispón da mostra seca e moída, pódese partir directamente deste punto, mais se a mostra seca leva tempo gardada, débese secar de novo en estufa a 60°C durante ao menos 2 horas.
- Despois de enfriar en desecador pésase, e vólvese meter na mufla o crisol durante 5 minutos á mesma temperatura. Despois de enfriar novamente, vólvese pesar, e cando o peso se manteña constante teremos o peso da mostra despois da calcinación a 540 °C (M2).

Cálculos:

- Os sólidos volátiles calcúlanse mediante a fórmula:

$$\text{MOT ou \% Sólidos Volátiles} = ((M1-M2)/M1) \times 100$$

Onde M1 = peso en gramos da mostra a 105 °C e M2 = peso en gramos da mostra a 540 °C.

As cinzas resultantes deben presentar un aspecto blanquecino para asegurar que todo o material foi calcinado.

2.2.7 Determinador elemental LECO: determinación da porcentaxe de Carbono e Nitróxeno

Emprégase un determinador elemental simultáneo LECO TruSpec[®], que é un método de combustión directa. É un sistema de dobre etapa de forno que opera a temperaturas de ata 1050 °C con osíxeno puro para garantir a combustión completa de todas as mostras orgánicas, sen necesidade de reactivos adicionais metálicos ou oxidantes ou outros gases portadores.

Por tanto este sistema, a diferenza do Kjeldhal, non emprega ácidos nin catalizadores. Non produce residuos tóxicos, e por tanto non é necesario tratar os mesmos. O tempo de análise por mostra é de aproximadamente 4 minutos, reducíndose deste xeito o tempo para determinar a relación C/N de forma notoria. Podemos empregar ata 1 gramo de mostra, o que nos proporciona resultados cunha grande representatividade. O método de detección é mediante condutividade térmica e absorción IR.

Unha vez que se introduce a mostra no equipo, esta vai pasar primeiro pola cámara de purga, onde se vai eliminar o gas atmosférico que poidese acompañar a mostra. Despois é introducida no forno. Os gases de combustión son arrastrados dende o forno, pasan polo enfriador termoeléctrico e quedan recollidos no sistema de recollida de alícuota. O uso de refrixeradores termoeléctricos en analizadores LECO permite a eliminación de humidade eficazmente, sen o uso de produtos químicos. O gas portador helio emprégase para arrastrar a alícuota a través de dúas celdas independentes de IR para a determinación posterior de Carbono. Despois de pasar por un reactivo de redución, a alícuota chega a unha celda de condutividade térmica para a detección de Nitróxeno.

Materiais e equipos:

- Determinador elemental simultáneo LECO TruSpec®
- Cápsulas de aluminio
- Balanza analítica

Procedemento:

- Pézase unha mostra de compost seco e moído de aproximadamente 0,2 gramos nunha balanza analítica, empregando un papel de aluminio o unha cápsula, e colócase no cargador automático.
- Por gravidade o cargador automático permite a análise sen supervisión, aumentando deste xeito a fiabilidade a longo prazo.
- Obtemos os valores para C e N en porcentaxe para cada mostra analizada.

NOTA: Alternativamente ao equipo LECO usado, os servizos de apoio á investigación (SAI) da Universidade da Coruña (UDC) empregan un analizador elemental Carlo Erba EA-1108, dotado dun automostreador automático AS200 para 50 mostras. Neste equipo o tamaño de mostra é de 0,002 gramos (admitindo ata un máximo de 0,1 gramos). Neste caso a separación dos produtos da combustión (mestura resultante de gases) realízase a través dunha columna cromatográfica que separa os gases CO₂ e N₂. Os gases separados son detectados por un detector de condutividade térmica (TCD), e pode tamén determinarse o carbono orgánico total (COT) por tratamento previo da mostra.

2.2.8 Determinación do Nitróxeno total Kjeldahl (NTK), Nitróxeno como Amonio (NH₄⁺) e Nitróxeno como Nitritos e Nitratos

2.2.8.1 Nitróxeno total Kjeldahl (NTK)

O método Kjeldahl permite a transformación do nitróxeno presente nas mostras de orixe biolóxico en amoníaco e posterior determinación deste por medio dunha simple volumetría ácido-base. Baixo a denominación de nitróxeno total Kjeldahl (NTK) inclúense o nitróxeno como amonio e os compostos nitroxenados de tipo orgánico, a excepción daqueles que se atopan en forma de azida, azina, azo, hidrazona, nitrito, nitrato, nitrilo, nitroso, oxima e simicarbazona. Basicamente o método consta de dúas etapas:

1. Na primeira (dixestión) carbonízase a mostra grazas á acción dunha mestura ácida quente, transformándose o nitróxeno en sales amónicas.
2. A segunda lévase a cabo nun sistema de destilación onde a adición dunha disolución concentrada de NaOH transforma o ión amonio (NH₄⁺) en amoníaco (NH₃), que é recollido sobre ácido bórico (H₃BO₃) ao 2%, que será valorado posteriormente cunha disolución de HCl.

Reactivos:

1. Mestura ácida 1 composta por ácido sulfúrico ao 96% e fosfórico ao 85%, en proporcións volumétricas 9:1.
2. Catalizadores: mestura 2 de sulfato potásico e sulfato de cobre en proporción máscica 1:9 e

- mestura 3 reactiva de selenio (comercial).
- 3. Disolución de NaOH ao 32% (p/v).
- 4. Ácido bórico (H_3BO_3) ao 2% (p/v).
- 5. Disolución de HCl previamente valorada (0,01N).
- 6. Indicador Kjeldahl (mestura de verde de bromocresol e laranxa de metilo).

Materials e equipos:

1. Dixestor ou bloque calefactor para dixestión ácida Kjeldahl Büchi 435.
2. Equipo de destilación automática Büchi 435.
3. Matraz de dixestión Kjeldahl.
4. Recipientes axeitados.
5. Material para valoración.

Procedemento

- Mídense 50 mL de mostra (V1) e traspásanse a un matraz Kjeldahl. Con mostras sólidas, pébase exactamente, con precisión de 0,1 mg, 1 g de mostra (m1) e depositase nun tubo de dixestión.
- Engádense 15 mL da mestura ácida e unha punta de espátula de cada un dos catalizadores: mesturas 2 e 3.
- Colócase o matraz no bloque dixestor e quéntase durante 4 horas.
- Despois dun curto período de tempo observarase a carbonización da materia orgánica da mostra. Máis tarde a mestura líquida volverase dunha cor verde clara (indicativo da resolubilización dos materiais dixeridos).
- Deixase enfriar o matraz e colócase no equipo de destilación. Fíxanse as condicións da mesma e lévase a cabo a destilación automática.
- Retírase o erlenmeier (que previamente contiña ácido bórico) co destilado e valórase aparte.

Cálculos:

- destilado é valorado con HCl 0.1 N (N) tomando nota do volume de ácido consumido (V2) e o Nitróxeno Total Kjendhal é calculado segundo a seguinte expresión:

$$NTK \text{ (mg/L)} = (V2 * N * 14000) / V1$$

- No caso de mostras sólidas, por exemplo compost, empregamos a seguinte expresión:

$$NTK \text{ (mg/g)} = (V2 * N * 14000) / m1$$

2.2.8.2 Nitróxeno amoniacal ($N-NH_4^+$)

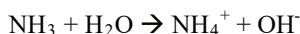
a) Mediante electrodo selectivo

O amonio é determinado por unha medición sinxela con electrodo selectivo (Crison 9663) facendo previamente un calibrado segundo a concentración esperada nas mostras a partires dunha disolución nai de 0.1M NH_4Cl e empregando $MgSO_4$ como axustador da forza iónica, seguindo o procedemento básico do funcionamento de dito eléctrodo indicado nas instrucións do mesmo e

empregando o material específico. Este electrodo selectivo está deseñado para medir concentracións e actividades do ión amonio. A membrana está ubicada na parte inferior e non precisa recheo con electrolito interno. É un electrodo indicador que necesita ser operado simultaneamente cun electrodo de referencia (sistema de referencia Ag/AgCl e electrolito intermedio LiCH₃COO 0,1 M).

O principio de funcionamento do electrodo selectivo explícase tendo en conta o seguinte:

- O amoníaco atópase en disolucións acuosas nas formas de NH₃(aq) e NH₄⁺. A especie NH₃(aq) difunde a través da membrana selectiva do eléctrodo cara unha disolución interna de NH₄Cl onde se establece o equilibrio químico:



- Deste xeito tense que cumprir que $[\text{NH}_4^+][\text{OH}^-] = k [\text{NH}_3]$, e como a disolución de NH₄Cl é o suficientemente concentrada pódese considerar que a $[\text{NH}_4^+]$ é constante, e deste modo pode simplificarse tal que:

$$[\text{OH}^-] = k [\text{NH}_3]$$

- A sonda interna do eléctrodo detecta o potencial redox (E) que é función da $[\text{OH}^-]$, así:

$$E = E^0 - k \ln [\text{OH}^-]$$

- Como $[\text{OH}^-] \sim [\text{NH}_3]$, e tendo en conta o comportamento recto (con pendente e ordenada na orixe) nun determinado valor de concentracións podemos considerar:

$$E = A - B \log [\text{N-NH}_3]$$

Reactivos:

1. Disolución 0.1M NH₄Cl
2. MgSO₄ como axustador de forza iónica (ISA)
3. Materiais e quipos:
4. Electrodo selectivo Crison 9663

Procedemento:

- A un volume de 50 mL para cada unha das disolucións de calibrado engádeselle un 10% de volume do axustador de forza iónica (previamente preparado) e determínase o potencial indicado polo eléctrodo.
- Cos resultados que se obteñen para as disolucións de calibrado pódese facer a recta de calibrado e obter a ecuación coa que se determinará a concentración de amonio.
- A un volume de 50 mL de mostra engádeselle un 10% do volume de axustador de forza iónica previamente preparado e determínase o potencial indicado polo eléctrodo, valor co cal vai poderse determinar a concentración de amonio presente.

Á hora de realizar a recta de calibrado e as medidas nas mostras débense ter en conta estas consideracións:

- Mostrs e patróns deben estar á mesma temperatura

- Débense realizar todas as medidas asegurándose ter unha axitación idéntica e constante
- Danos estruturais e mecánicos, así como os depósitos sobre a membrana, interfíren na resposta do electrodo
- A forza iónica debe ser a mesma en todas as disolucións patrón e tamén nas mostras. Ademais o valor do pH debe situarse entre 3 e 8,5. Isto garantízase xeneralmente coa adición do axustador de forza iónica, que tamén nalgúns casos elimina posíbeis efectos matriz (Ionic Strength Adjusters ou ISA).

b) Mediante destilación

A análise da concentración de nitróxeno amoniacal (N-NH_4^+) realizouse dacordo ao procedemento indicado no apartado 4500 do Standard Methods (APHA, 2005). A determinación do N-NH_4^+ solúbel basease nunha destilación tipo Kjeldahl, pero sen realizar a dixestión da mostra.

Reactivos:

1. Disolución de KCl 2N.
2. Óxido de magnesio (MgO).
3. Disolución de HCl 0,01N
4. Disolución de ácido bórico (H_3BO_3) ao 2%
5. Disolución indicadora de Indicador Mixto

Materiais e equipos:

1. Destilador Büchi
2. Recipientes axeitados

Procedemento:

- Mídense 20 mL de extracto acuoso (relación 1:5 P/V) aos que se lle engaden 0,1 gramos de MgO xusto antes da destilación nun destilador en corrente de vapor (Büchi 435) durante 4 minutos.
- Recóllese o destilado nun erlenmeier con 5 mL de ácido bórico (H_3BO_3) ao 2% tinguido con 3 gotas de Indicador Mixto.
- A valoración faise con HCl 0,01N gota a gota. (IPLA, 1984).

Cálculos:

- cálculo da concentración de N-NH_4^+ ven indicado pola ecuación:

$$\text{N-NH}_4^+ (\text{mg/L}) = (V_{\text{HCl}} \times N_{\text{HCl}} / V_{\text{mostra}}) \times \text{PM}_\text{N} \times 1000$$

Onde V_{HCl} é o volume de ácido clorhídrico gastado na valoración e V_{mostra} é o volume de mostra engadido para realizar a análise, N_{HCl} é a normalidade do ácido clorhídrico empregado e PM_N é o peso atómico do nitróxeno.

2.2.8.3 Nitróxeno como nitritos e nitratos: (N-NO_2^- e N-NO_3^-)

a) Mediante electroforese capilar

A técnica de electroforese capilar consiste en aplicar unha corrente eléctrica a un microcapilar, de forma que se crea un campo eléctrico que produce un fluxo electroosmótico e fai migrar as especies cargadas a distinta velocidade. As diferenzas de mobilidade das distintas especies no fluxo electroforético dependen fundamentalmente da carga das especies e das forzas de fricción, que están relacionadas coa forma e tamaño das mesmas así como coa viscosidade do medio.

Empregábase un equipo Hewlett Packard ^{3D}CE. O capilar empregado é de sílice fundida cunha lonxitude efectiva de 40 cm e un diámetro interno de 50 μm . Como electrólito condutor da corrente utilízase unha disolución de fosfato de sodio (0.1M). A inxección da mostra efectúase por presión a 50 mbar durante 4 segundos. As determinacións son realizadas a unha voltaxe de 30 kV con polaridade negativa e a unha temperatura de 30 °C. A detección dos ións lévase a cabo a unha lonxitude de onda de 214 nm, empregando 450 nm como lonxitude de onda de referencia. A calibración efectúase con patróns de concentracións de nitrito e nitrato comprendidas entre 5 e 50 mgN/L. Tanto a calibración como as análises realizadas mediante este método foron levadas a cabo por persoal do Grupo de Investigación de Enxeñería Ambiental da UDC.

Materiais e equipos:

- Equipo Hewlett Packard ^{3D}CE

Procedemento:

- As mostras deben ser previamente filtradas a través de filtros acoplados a xeringa de 0,2 μm de diámetro de poro
- A continuación as mostras son analizadas por electroforese capilar

b) Nitróxeno nítrico (N-NO_3^-) mediante destilación

A determinación do N-NO_3^- fundaméntase nunha destilación tipo Kjeldahl, pero sen realizar a dixestión da mostra.

Reactivos:

1. Disolución de KCl 2N.
2. Óxido de magnesio (MgO).
3. Aleación Devarda (Aluminio: 44% - 46% // Cobre: 49% - 51% // Zinc: 4% - 6%).
4. Disolución de ácido bórico (H_3BO_3) ao 1%
5. Disolución indicadora de Indicador Mixto
6. Disolución de HCl 0,01N

Materiais e equipos:

- Destilador Büchi
- Recipientes axeitados

Procedemento:

- Realízase simultaneamente co Nitróxeno amoniacal.
- Tras a destilación engádense 0,2 gramos de Aleación Devarda e vólvese destilar durante outros 4 minutos.
- Recóllese o destilado nun erlenmeier con 5 mL de ácido bórico (H_3BO_3) ao 1% tinguido con 3 gotas de Indicador Mixto.
- A valoración faise con HCl 0,01N gota a gota.

Cálculos:

- cálculo da concentración de $N-NO_3^-$ ven indicado pola ecuación :

$$N-NO_3^- \text{ (mg/L)} = (V_{HCl} \times N_{HCl} / V_{mostra}) \times PM_N \times 1000$$

Onde V_{HCl} é o volume de ácido clorhídrico gastado na valoración e V_{mostra} é o volume de mostra engadido para realizar a análise, N_{HCl} é a normalidade do ácido clorhídrico empregado e PM_N é o peso atómico do nitróxeno.

2.2.9 Demanda Química de Osíxeno (DQO): Standard Methods (APHA, 1995), 5220 e Método Hach

De forma xeral, a Demanda Química de Osíxeno (DQO) indica a capacidade de consumo de osíxeno da materia orgánica contida nunha mostra, neste caso compost, independentemente da súa degradabilidade fronte a procesos bacterianos. A DQO non mide ben a demanda de osíxeno dalgúns compostos que se oxidan mellor baixo condicións naturais, coma por exemplo o ácido acético, debido á súa volatilidade, feito polo que se transfire á fase gas do ensaio, se ben a porcentaxe de oxidación dos ácidos graxos volátiles depende do método concreto utilizado. Pola contra, mide ben o consumo producido por outros compostos lentamente degradábeis por acción bacteriana. É polo tanto a cantidade de osíxeno necesaria para oxidar a fracción orgánica da mostra, que é susceptible de reaccionar con oxidantes fortes. Para isto utilízase unha mistura de oxidantes fortes, como son o dicromato de potasio e o ácido sulfúrico, $K_2Cr_2O_7$ e H_2SO_4 respectivamente, cos cales se dixire a fracción orgánica durante unhas dúas horas, en medio ácido e a alta temperatura. Para facilitar a oxidación de certas clases de compostos orgánicos necesítase un catalizador (sulfato de prata). A reacción principal con dicromato como axente oxidante pode ser representada de modo xeral pola seguinte ecuación:

Catalizador e calor



É posíbel relacionar as medicións de DQO cos valores da Demanda Biolóxica de Osíxeno (DBO). Obtense deste xeito un apreciable aforro de tempo, xa que os resultados da DQO pódense ter en aproximadamente 3 horas. Dado que a materia orgánica máis facilmente degradábel é a primeira en degradarse, a medida que se elimina DBO por tratamento ou evolución de proceso de compostaxe, aumenta a relación DQO/DBO.

Nas mostras de compost determínase a DQO no extracto acuoso 1:5 (P/V), unha vez que se filtra. Por tanto obtérase a DQO do filtrado, ou DQO solúbel. Para filtrar a mostra e eliminar os sólidos,

empregase papel de filtro, e aplícase baleiro cun funil Büchner se fora preciso, ou ben úsase unha centrífuga para obter o sobrenadante.

2.2.9.1 Dacordo ao **Standard Methods** (APHA, 1995) sométese a mostra a unha dixestión con exceso de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$). Despois da dixestión o dicromato de potasio non-reducido que queda determínase pola valoración con sulfato de amonio ferroso. Por tanto, a demanda de osíxeno mídese en función da cantidade de oxidantes utilizados na dixestión.

Reactivos:

1. Solución dixestora ($K_2Cr_2O_7 + HgSO_4$ en H_2SO_4).
2. Solución catalítica (Ag_2SO_4 en H_2SO_4).
3. Solución valoradora de sulfato de amonio ferroso en H_2SO_4 (FAS).
4. Solución patrón de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$).
5. Disolución indicadora de ferroína.

Materiais e equipos:

1. Tubos de dixestión de vidro Pírex de 16x100 mm, con tapóns de rosca de baquelita previamente selada con cinta de Teflón (evita o ataque da solución oxidante ao tapón).
2. Dispensador automático (1-10 mL).
3. Axitador ou vórtex.
4. Bloque de dixestión a 150 °C.
5. Micropipetas (1-10 mL).
6. Matraz erlenmeyer (100 mL), imán, variña imantada, bureta (25 mL), axitador magnético, vaso de precipitados de plástico para residuos, etc., para a retrovaloración.

Procedemento:

- Engádense aos tubos de dixestión 2.5 mL de mostra con micropipeta (ter en conta que o valor de DQO debe ser inferior a 900 mg/L, polo tanto realízanse dilucións se fose necesario), de forma simultánea prepárase tamén un branco con 2.5 mL de auga destilada.
- A cada un dos tubos engádeselle 1.5 mL de solución dixestora e 3.5 mL de solución catalítica cos dispensadores automáticos de cada disolución.
- Cérranse os tubos co tapón roscado, despois do selado con Teflón e tras axitación vigorosa mantéñense un mínimo de 2 horas a 150 °C no dixestor. A continuación retíranse os tubos do dixestor e deixanse enfriar a temperatura ambiente.
- Empregase a solución de FAS para valorar as mostras e branco.
- Engádese 10 mL da solución patrón de dicromato a unha mestura 10 mL de auga destilada e 10 mL de ácido sulfúrico ó 98% xa frío. Valórase coa disolución da que se quere determinar a súa normalidade. Este procedemento debe realizarse cada vez que se fagan as determinacións de DQO, debido a que a súa normalidade pode variar co tempo.

Cálculos:

- valor da DQO exprésase en mg de O_2/L e ven determinado pola seguinte expresión:

$$DQO = ((B-A)*N*8000)/2.5$$

Onde, B son os mL de solución valoradora consumidos polo branco. A son os mL de solución valoradora consumidos pola mostra. N é a normalidade da solución valoradora e é calculada mediante a seguinte expresión:

$$N = (10 \cdot 0.003) / C$$

C son os mL de solución FAS consumidos na súa valoración.

2.2.9.2 Método Hach para determinación da Demanda Química de Osíxeno

Materiais e equipos:

- Bloque reactor dixital Hach DRB200 para DQO
- Viais de DQO Hach
- Espectrofotómetro Hach para determinación colorimétrica DR/2000

Procedemento:

É este un test comercial da casa Hach que emprega cubetas para DQO, no cal xa se teñen preparados nestes viais ou cubetas os reactivos, e o procedemento consiste en por un volume de mostra predeterminado no vial en función do rango que se estea empregando.

- Unha vez que se introduce o volume de mostra no vial (en función da DQO esperada empregarase un ou outro rango), tense que pechar e invertir de forma coidadosa, para misturar mostra e reactivos.
- Prepárase do mesmo xeito un branco, empregando en vez e mostra o mesmo volume de auga destilada.
- seguinte paso é a dixestión da mostra e do branco empregando un dixestor de DQO durante 2 horas a 150 °C.
- Pasadas as dúas horas deixase enfriar a cubeta ou vial, e procédese a avaliar a DQO mediante espectrofotometría. Débense restar ás concentracións de DQO das mostras o posible valor que obteñamos para o branco.

Os tres rangos para os cales se dispón de kits comerciais para esta experiencia son os seguintes:

Nota: Indícase o volume de mostra que hai que empregar en cada rango.

- Rango A: 0 – 150 mg O₂/l: 2 ml de mostra
- Rango B: 0 – 1500 mg O₂/l: 2 ml de mostra
- Rango C: 0 – 15000 mg O₂/l: 0.5 ml de mostra

En función da DQO esperada, empregarase un ou outro rango, facendo as oportunas dilucións de ser preciso. Para as etapas iniciais dun proceso de compostaxe, a DQO solúbel esperada vai ser en calquera caso superior aos 700 mg/L, xa que segundo Lossin (1971) este é o valor para o cal o compost estaría estabilizado a partires dos 70 días de proceso.

2.2.10 Sólidos en suspensión totais e volátiles. (Standard Methods (APHA, 1995), 2540)

Os sólidos en suspensión totais (SST) son os que quedan como residuo no filtro empregado para a súa determinación despois da filtración e posterior evaporación da auga a 110 °C. A calcinación do filtro a 550 °C permite determinar os sólidos en suspensión volátiles (SSV), por diferenza con respecto aos sólidos en suspensión totais no mesmo filtro.

A determinación tanto de SST coma de SSV son de importancia para definir a calidade da auga e tamén os efectos e eficiencia do seu tratamento. As fraccións fixa e volátil dan unha boa idea sobre o tipo ou a orixe da contaminación da auga, especialmente á hora de discernir en qué medida intervéna a materia orgánica contida nela.

Materiais e equipos:

1. Equipo de filtración a baleiro, consistente en bomba de baleiro, matraz kitasato, funil de vidro, placa porosa e pinzas de suxección.
2. Filtros de microfibra de vidro de 47 mm de diámetro e 1.2 µm de diámetro de poro.
3. Crisóis de porcelana resistentes a 550 °C.
4. Estufa.
5. Mufla.
6. Desecador.
7. Balanza analítica.
8. Axitador magnético e imán.
9. Pipetas e probetas

Débase ter en conta que ao empregar un filtro de 1.2 µm de diámetro de poro estanse a determinar exclusivamente os sólidos en suspensión, sen incluír os de tipo coloidal ou disoltos, que teñen un tamaño de partícula inferior.

Procedemento:

- filtro de microfibra de vidro é acondicionado antes do seu uso durante 1/2 h na mufla a 550 °C e 1 hora no desecador. Isto é previo á filtración, e o seu peso en balanza analítica é determinado en gramos (M1 en g).
- Un determinado volume da mostra homoxeneizada (V en mL) é filtrado a través do filtro, (xa acondicionado e pesado en balanza analítica), disposto no sistema de montaxe de filtración a baleiro.
- filtro sécase en estufa a 100 °C para asegurar a correcta evaporación da auga ata peso constante. A continuación aclimátase ata acadar temperatura ambiente no desecador durante unha hora e pébase en balanza analítica, obtendo a súa masa en gramos (M2 en g). A determinación dos SST realízase segundo a seguinte expresión:

$$\text{SST (mg/L)} = ((M1-M2)/V)*10^6$$

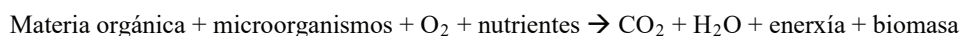
- A determinación dos SSV realízase de forma secuencial aos SST. Unha vez que se pesa o filtro usado para determinar os SST xa seco, vaise manter durante 1/2 hora a 550 °C en forno mufla, con posterior etapa de aclimatación dunha hora en desecador (ata temperatura ambiente) para

ser pesado con posterioridade (M3 en g). Procédese á determinación dos SSV por diferenza cos SST segundo a seguinte expresión:

$$\text{SSV (mg/L)} = ((M2-M3)/V) \cdot 10^6$$

2.2.11 Demanda Biolóxica de Osíxeno (DBO₅)

A Demanda Biolóxica de Osíxeno (DBO) é, máis que un parámetro, unha proba indicadora da capacidade das augas contaminadas para empregar o osíxeno disolto dispoñíbel. Dende o punto de vista ambiental, as probas de DBO constitúen unha estimación semicuantitativa da cantidade de materia orgánica facilmente biodegradábel que contén unha mostra de auga. Defínese a DBO como a cantidade de osíxeno usada polos microorganismos no proceso de degradación bioquímica da materia orgánica presente na auga. Os microorganismos aerobios que viven na auga, ante a presenza de materiais nutritivos, intentan aproveitar ao máximo as circunstancias ambientais e abastecerse do osíxeno imprescindible para a súa actividade vital. Estes procesos pódense expresar mediante a seguinte ecuación:



O osíxeno disolvido na auga e a cantidade de elementos nutritivos son factores limitantes para o crecemento dos microorganismos, e debe terse en conta que a variación no contido de osíxeno é función da cantidade e do carácter da materia orgánica. Así mesmo, o tipo e número de microorganismos presentes é un factor importante.

A DBO nas augas residuais é debida a tres clases de compostos:

1. Compostos orgánicos carbonosos utilizados polos organismos aerobios como fonte de alimento.
2. Compostos nitroxenados derivados do nitrato, do amonio e compostos orgánicos do nitróxeno (específicos de bacterias como Nitrosomas e Nitrobacter).
3. Compostos inorgánicos, principalmente ferro e/ou xofre: Fe²⁺, SO₃, S²⁻, etc., que oxidan ao osíxeno disolvido.

A determinación da DBO pode comprender tanto a DBO carbonosa (DBOC₅) como a non-carbonosa. Porén, nas augas procedentes dun tratamento primario, non hai un grande número de bacterias nitrificantes que poidan oxidar ao amonio. Ademais a DBO nitroxenosa (DBOn) acostuma a exercer a partir do 5º día. Cando se inhibe a demanda nitroxenosa de osíxeno, moitos autores consideran que se deben indicar os datos coma demanda biolóxica de osíxeno carbonosa ou DBOC₅, e cando non se inhiba, coma DBO₅.

En xeral, o que interesa é obter a DBOC₅. O valor da DBO límite conséguese aproximadamente aos 20 días nas condicións do ensaio estándar. Na práctica procúrase utilizar a DBO aos 5 días (DBO₅), que alén diso constitúe o parámetro normativo para os límites de vertedura de augas residuais tratadas. No caso de que se sospeitase que a DBO nitroxenosa pode aparecer antes de 5 días, hai que inhibir o proceso cun inhibidor da nitrificación como 2-cloro-6-triclorometilpiridina ou N-aliltiourea (ATU), para que a determinación de DBOc sexa efectiva.

2.2.11.1 Método DBO Standard Methods (APHA, 1995), 5210)

Reactivos:

1. Hidróxido sódico en lentellas.
2. Nutrientes (micro e macronutrientes): CaCl_2 (N1), FeCl_3 (N2), MgSO_4 (N3) e tampón fosfato (STP).
3. Disolucións 1N de NaOH e HCl para neutralizar o pH da mostra entre 6.5-7.5 se fose necesario.
4. Inhibidor da nitrificación: N-aliltiourea (ATU)

Materiais e equipos:

1. Equipo manométrico para a determinación de DBO do proveedor Velp Científica, que consta de:
 - Base metálica acondicionada cun motor que acciona o sistema de axitación de forma constante, sen paradas e sen quentarse, para que isto non poida interferir na medida.
 - Botellas de 550 mL de vidro afumado (para evitar o paso de luz, evitando deste xeito as posibles reaccións fotosintéticas xeneradoras de gases).
 - Capuchón para a deposición de NaOH en cada botella.
 - Manómetros individuais que posibilitan a lectura da DBO diaria e DBO_5 mantendo os valores ata o momento da nova calibración.
2. Probeta de plástico de 500 mL.
3. Micropipetas (100-1000 μL) coas correspondentes puntas de pipeta.
4. Espátula.
5. Cámara de 20 °C.

O equipo rexistra o valor da DBO ao cabo de cada día de ensaio (período de 24 h desde o comenzo) ata o 5º día, sempre e cando non se exceda do rango correspondente á escala elixida. Si se prevé que isto poida ocorrer, será necesario adiantarse e abrir os ensaios para que entre aire, por a cero o medidor e volver comezar o rexistro. Previamente tomarase nota dos datos acumulados. Igualmente, si se considera necesario prolongar o período de lectura máis aló dos 5 días, deberase por a cero o medidor, aínda que agora sen abrir os ensaios, a non ser que se supere a escala.

Procedemento:

- Empregamos dilucións para os influentes (lixiviados procedentes da compostaxe dos residuos da explotación porcina) a tratar no humidal construído, pero non inóculo, por considerar que estas mostras conteñen suficiente cantidade de microorganismos e de elementos nutrientes. No caso dos efluentes non se requirirá ningunha dilución nin tampouco inóculo.
- A DBO esperada sóese atopar entre o 50 ou 60% da DQO en augas residuais urbanas. Porén, en lixiviados procedentes da compostaxe de residuos gandeiros é habitual que as mostras conteñan unha concentración elevada de DQO refractaria. Polo tanto, unha vez determinada a DQO pode estimarse de xeito teórico a DBO, pero tendo en conta que será menor á ratio DBO/DQO esperada para augas urbanas. A mesma estimación pode ser realizada para os efluentes provintes de tratar estes lixiviados no humidal construído. Consecuentemente a isto tomarase un ou outro volume final de mostra para a realización da análise.

Táboa 2-2. Diferentes escalas de uso no equipo Velp Scientifica e volume de mostra requirido en cada caso

Escala	Volume final (mL)
A: 0 – 1000 mg O ₂ /L	100
B: 0 – 600 mg O ₂ /L	150
C: 0 – 250 mg O ₂ /L	250
D: 0 - 90 mg O ₂ /L	400

- O volume específico, coa dilución previa xa realizada en caso de ser preciso, é tomado coa probeta e vértese na botella de cor topacio. Engádesse o imán e a continuación son adicionados con micropipeta os micronutrientes e macronutrientes na concentración de 1 mL/L. Deixase a mostra axitando no bloque magnético para aclimatación coa temperatura da cámara de 20 °C, ponse sobre a botella o capuchón e engádesse con axuda dunha espátula a NaOH necesaria. Unha vez aclimatada a mostra enróscase na cabeza da botella o sistema manométrico e prográmase para comezar a toma de datos.

2.2.11.2 Método DBO en fase dispersa para compost

O compost dispérsase en auga e mídese a DBO do líquido resultante por aplicación do ensaio estándar de DBO (APHA, 1995). Cada ensaio farase por duplicado. Deste xeito, o volume de mostra de compost disperso necesario pode variar entre 700 e 1100 mL.

Reactivos:

1. Nutrientes (micro e macronutrientes): solucións de CaCl₂ (N1), FeCl₃ (N2), MgSO₄ (N3) e disolución tampón fosfato (STP) sen NH₄Cl, para evitar a estimulación da demanda nitroxenada de osíxeno.
2. Inhibidor da nitrificación: N-aliltiourea (ATU)

Materiais e equipos:

1. Equipo manométrico para a determinación de DBO do provedor Velp Scientifica, que consta de:
 - Base metálica acondicionada cun motor que acciona o sistema de axitación de forma constante, sen paradas e sen quentarse, para que isto non poida interferir na medida.
 - Botellas de 550 mL de vidro afumado (para evitar o paso de luz, evitando deste xeito as posibles reaccións fotosintéticas xeneradoras de gases).
 - Capuchón para a deposición de NaOH en cada botella.
 - Manómetros individuais que posibilitan a lectura da DBO diaria e DBO₅ mantendo os valores ata o momento da nova calibración.
2. Probeta de plástico de 500 mL.
3. Micropipetas (100-1000 µL e 1-10mL) coas correspondentes puntas de pipeta.
4. Espátula.
5. Cámara de 30 °C.

6. Triturador de sólidos e criba

Procedemento:

- Cóllese unha alicuota de compost fino de 9 a 24 g (en peso húmido), dispérsase en 1500 mL de auga destilada coa axuda do triturador de sólidos, e pásase por unha criba de 2-3 mm de paso de luz.
- En función da actividade esperada, escóllese unha ou outra escala do equipo manométrico de DBO, tal como se indica na táboa 1.
- resultado do ensaio (realizado por duplicado) é a curva de DBO, expresada en mgO₂/L fronte ao tempo en días.

Cálculos:

- Esta curva transfórmase na velocidade específica de consumo de osíxeno (VECO) mediante a seguinte ecuación (para cada tempo t de medida):

$$VECOt \text{ (mgO}_2\text{/gSV}\cdot\text{d)} = DBOt \cdot V_f / (t \cdot V_m \cdot [SV]) = DBOt / (t \cdot [SV]) \cdot 1,08$$

Onde V_f é o volume de líquido no ensaio (táboa 1), V_m é o volume de mostra, t é o tempo de medición e [SV] a concentración de sólidos volátiles na mostra. Ademais, pódese ver na táboa 1 que V_f/V_m = 1,08.

Táboa 2-3. Escalas e volumes de mostra e reactivos requiridos no equipo Sensor VELP Scientifica para compost en fase dispersa

Escala e rango (mg O ₂ /L)	V final (V _f , mL)	Mostra (mL)	STP (mL)	N1, N2, N3 (mL x3)	ATU (mL)
A: 0 – 1000	100	93	3	1	1
B: 0 – 600	150	140	4,5	1,5	1
C: 0 – 250 mg	250	235	7,5	2,5	1
D: 0 - 90 mg	400	375	12	4	1

STP: solución tampón de fosfato, N1, N2, N3: solucións de nutrientes, ATU: solución de alitiourea

2.2.11.3 Método de DBO en fase sólida para compost

Como alternativa ao método anterior, considerouse que o equipamento do método estándar da DBO en fase líquida pode empregarse tamén para medir o consumo de osíxeno en fase sólida dunha mostra de compost. Para investigar esta posibilidade, seleccionouse unicamente a escala de medición de maior rango (escala A na táboa 1).

Procedemento:

- A mostra de compost fino adiciónase directamente como sólido á botella de ensaio de DBO, sen nutrientes nin outros aditivos. O tamaño da mostra non debe ser inferior a 0,5 g SV.
- Débese ter en conta que este procedemento subestima a medida da velocidade específica acumulada de consumo de osíxeno (VEACO), xa que no recipiente sen líquido hai máis fase gasosa (e polo tanto máis osíxeno) do previsto que en calquera que sexa a escala empregada, polo que a caída de presión para un mesmo consumo de osíxeno será menor, e polo tanto a lectura menor.

- A escala que mellor se adapta a este inconvinte é a A, pois é a que ten o menor volume de fase líquida (100 mL de líquido) e o maior volume de fase gasosa.
- resultado do ensaio (por duplicado) é tamén unha curva de DBO, expresada en mg/L fronte ao tempo en días.

Cálculos:

- Esta curva transfórmase en VEACO mediante a seguinte ecuación:

$$\text{VEACOt (mgO}_2\text{/gSV}\cdot\text{d)} = \text{DBOt}\cdot 0,1 / (t * \text{SV})$$

Onde SV é a cantidade de sólidos volátiles da mostra de compost utilizada no ensaio.

2.2.12 Absorbancia dos extractos acuosos e en bicarbonato

Determinar a absorbancia, a distintas lonxitudes de onda, dos extractos acuosos ou en solución de bicarbonato obtidos dunha mostra de compost é un método que pode axudar a determinar o grao de estabilidade do mesmo (Chen e Inbar, 1993). Na bibliografía menciónase este coma un dos métodos empregados para determinar a madurez, aparecendo con frecuencia referenzas á diminución do carbono solúbel ao longo do proceso e a relación que ten co espectro de absorción visíbel ou UV do extracto acuoso (Chefetz e col., 1998, Said-Pullicino e Gigliotti, 2007). Tamén se atopan moitas referenzas aos espectros de absorción dos extractos de substancias húmicas (Chen e col., 1977; Saña, 1985; Chen e Inbar, 1993; Canet e Pomares, 1995).

a) Nos extractos acuosos un aumento da densidade óptica revela madurez, xa que o carbono extraíbel (substancias húmicas en xeral) terá unha maior porcentaxe de ácidos húmicos (máis escuros) respecto aos ácidos fúlvicos (máis claros). A determinación da absorbancia vaise realizar a 465 e 665 nm (sendo estas as lonxitudes de onda características para coñecer o grao de estabilización).

b) A razón de densidade óptica (E4/E6), cociente da absorbancia a 465 e 665 nm, tamén é considerada un indicador do grao de madurez ou condensación dos núcleos aromáticos do humus. Trátase doutro método de contrastada relevancia aplicado aos ácidos húmicos nunha solución modificada, formada por unha mistura destes e NaHCO_3 , co pH axustado a 8,3 con NaOH (Dios Pérez, 2008). Neste estudo empregáronse os extractos finais usados na determinación do fósforo Olsen (onde se usa unha disolución de NaHCO_3 0,5M), tendo neste caso o pH da solución axustado a 8,5 empregando NaOH. A ratio de absorbancia a 465 e 665 nm é o valor de E4/E6. Esta relación tende a incrementarse gradualmente co tempo de compostaxe, indicando un incremento da cantidade de ácidos húmicos. Dacordo con Chen e col. (1977), os valores da ratio E4/E6 están correlacionados positivamente coa acidez total e negativamente co contido en carbono. Na práctica a compostaxe de restos verdes proporciona uns valores crecentes desta relación entre 5 e 8.

Materiais e equipos:

- Espectrofotómetro EGS 1932
- Cubetas para espectrofotómetro

Procedemento:

Polo tanto, para as mostras de compost vanse analizar:

- Os valores de absorbancia dos extractos acuosos a 465 e 665 nm. (extracto 1:5, relación P:V de compost húmido) e tamén,
- A relación ou razón de densidade óptica E4/E6, empregando neste caso os extractos obtidos para a determinación do Olsen P (extractos en NaHCO_3 co pH axustado a 8.5 con NaOH).

2.2.13 Determinación respirométrica das mostras de compost: métodos SOUR e IRGA

2.2.13.1 Método respirométrico SOUR

A materia orgánica ou substrato non estabilizado vai ser degradada polos microorganismos, e a maior actividade dos mesmos e maior concentración de substrato, maior será o consumo de osíxeno. Polo tanto pode establecerse unha escala de estabilidade do compost en función da velocidade específica de consumo de osíxeno (por exemplo en $\text{mg O}_2/\text{gSV.h}$), ou da demanda específica de osíxeno (mgO_2/gSV) satisfeita nun determinado intervalo de tempo. Lasaridi e Stentford (1998), facendo uso do método respirométrico SOUR, propuxeron un valor de velocidade máxima puntual de consumo de osíxeno de $1 \text{ mgO}_2/\text{gSV.h}$ como indicador dun compost estábel.

Reactivos:

1. Nutrientes (micro e macronutrientes): solucións de CaCl_2 (N1), FeCl_3 (N2), MgSO_4 (N3) e disolución tampón fosfato (STP) sen NH_4Cl , para evitar a estimulación da demanda nitroxenada de osíxeno.
2. Inhibidor da nitrificación: N-aliltiourea (ATU)

Material

1. Triturador de sólidos e criba
2. Oxímetro portátil YSI Pro ODO
3. Axitador magnético, bomba de aireación de acuario con difusor e temporizador
4. Matraz erlenmeier de 500 mL
5. Probeta de plástico de 500 mL.
6. Micropipetas (1-1000 μL e de 1-10 mL) coas correspondentes puntas de pipeta.
7. Balanza analítica e espátula.
8. Cámara de 30 °C.

Procedemento

- Cóllese unha submostra de 3-8 g (en peso húmido) de compost, dependendo do material e da actividade esperada. A mostra dispérsase en 400 mL de auga destilada no propio triturador de sólidos, e cribase a través dun paso de luz de $2\text{-}3 \text{ mm}^2$, para eliminar as partículas máis grosas.
- Transfírese o contido a un matraz erlenmeier de 500 mL, e engádense 15 mL da disolución tampón de fosfato e 5 ml de cada unha das solucións de nutrientes de CaCl_2 , FeCl_3 e MgSO_4 , feitas acorde aos métodos estandarizados para a determinación da DBO. Deste xeito asegúrase que no ensaio respirométrico non vai haber ningún problema ou limitación provocado polo pH

ou os nutrientes. Tamén se engade 1 ml de ATU (aliltiourea), para suprimir o potencial da demanda nitroxenada de osíxeno.

- Acabamos de completar ata aproximadamente 500 mL con auga destilada, e colocamos o matraz na cámara de 30 °C, onde se van realizar as medicións.
- A disolución do matraz debe estar en continua axitación toda a experiencia (mínimo de 20 horas), e deben intercambiarse periodos de aireación e non aireación de 45 e 15 minutos respectivamente, coa axuda dun temporizador e dunha bomba de aireación.
- Rexístranse as medidas do osíxeno disolto cada 2 minutos, empregando un oxímetro portátil YSI Pro ODO, obtendo ao final do proceso un respirograma.
- Tratando o mesmo podemos obter a curva que da a variación típica da respiración (consumo de osíxeno) nun experimento SOUR, fronte ao tempo.
- Desta curva obtéñense os valores de SOUR (*Specific Oxygen Uptake Rate*, que representa o consumo máximo de osíxeno) e de OD₂₀ (é a demanda de consumo de osíxeno acumulada nas primeiras 20 horas).

2.2.13.2 Método respirométrico IRGA

O método IRGA (nas súas siglas en inglés Infra-Red Gas Analyser) proporciona información sobre a concentración de CO₂ que desprenden as mostras de compost. O equipo empregando é un EGM-4 PP SYSTEMS, provisto dunha campá de vidro para illar a mostra que se vai estudar, e un detector IR para analizar o desprendemento de CO₂. Considérase unha respirometría, xa que mide a respiración da biomasa microbiana das mostras. O desprendemento de CO₂ informa da actividade e/ou crecemento da biomasa microbiana en relación coa materia orgánica dispoñible:



O proceso lévase a cabo nun recipiente pechado constituído por unha campá de vidro, dentro da cal vai estar contida a mostra sobre a cal queremos determinar a respiración. O CO₂ liberado polo compost vaise analizar mediante un detector infravermello. A pesares de que este método emprégase fundamentalmente en solos, en compost pode obterse unha información interesante que nos permite diferenzar entre mostras de compost estabilizadas e non estabilizadas. As unidades habituais para presentar os resultados son en gCO₂/m²*h. Porén, pódense converter estes valores a mgO₂/gSV*h, e deste xeito pódense comparar os resultados obtidos con outros métodos respirométricos, como por exemplo o protocolo normalizado TMECC 05.08-A, relativo á taxa específica de consumo de O₂, da fundación americana *Test Method for the Examination of Composting and Compost* (TMECC, 2001) ou o método SOUR proposto por Lasaridi e Stentiford (1998).

É por tanto necesario coñecer previamente os valores de humidade e sólidos volátiles das mostras que se van tratar. Como non se dispoñía da mesma cantidade de mostra para todas as mostras, empregáronse valores distintos, sendo a media de 70±20 gramos, cantidade para a cal obtemos uns resultados satisfactorios nos casos estudados.

Materiais e equipos:

- Analizador de CO₂ EGM-4 PP SYSTEMS

Procedemento:

- Pésase a cantidade de mostra axeitada (neste caso compost) e deposítase nunha bandexa, para posteriormente cubrir coa campá de vidro e iniciar o proceso de medida de CO₂.
- Para isto o sistema extrae o fluxo gasoso durante 124 segundos, e deste xeito o detector IR suministra o valor da concentración de CO₂. Da pendente da gráfica obtida obtense o valor de CO₂ desprendido con respecto ao tempo.
- Este índice multiplicado pola razón de pesos moleculares do O₂ e do CO₂, (0,727) convértese na velocidade específica de consumo de osíxeno expresado en mgO₂/gSV*h.
- Entre mostra e mostra, así como antes de iniciar a medida, é necesario purgar o equipo, para que non interfiran as mostras previas nas medidas que se obteñen.

2.2.14 Test de autoquecemento (test *Rottegrade*) en vasos Dewar

O método determina a estabilidade do material por temperatura, medindo a súa capacidade de autoquecemento, que será maior ou menor en función da cantidade de materia orgánica facilmente degradábel que aínda conteña. É un método relativo onde o resultado vai depender de como se realice.

Materiais e equipos:

- Vaso Dewar
- Sonda de temperatura
- Cámara de 20 °C

Procedemento:

- O material a analizar, mínimo de 2 litros, introdúcese no vaso Dewar ata enchelo ata o borde, pero sen compactar. Dánselle pequenos golpes na base para que asente suavemente todo o material.
- Debe asegurarse que o contido de humidade da mostra sexa de aproximadamente o 50%. Para isto deixárase secar a mostra ao aire ou humectárase, segundo sexa o caso.
- Introdúcese unha sonda de temperatura e diariamente compárase a temperatura ambiente coa do material.
- A análise detense unha vez que o material acadou unha temperatura máxima e comece a enfriarse.

Consideracións previas á realización do test:

- As condicións do material deben permitir o desenvolvemento da actividade biolóxica degradativa, para o cal é preciso ter unha humidade correcta e unha matriz porosa.
- volume do vaso debe permitir canto menos introducir a suficiente mada para que exista unha xeración de calor. Recoméndase un mínimo de 2 litros.
- A temperatura do lugar onde se realice a proba debe ser constante e non extrema, sendo a máis axeitada 20 °C.

- É aconsellábel realizar un mínimo de tres réplicas, tomando como resultado aquela que dea un grao de estabilidade máis baixo (Brinton e col., 1995).
- Non se recomenda aplicar sobre residuo fresco, sen tratar ou sen acondicionar con estruturante, xa que non se podería obter un resultado fiable ao non garantir as condicións físicas do material.

Análise dos resultados:

O diferencial maior entre a temperatura ambiente e a do material é o que se toma como resultado, e en base a este valor determínase o grao de estabilidade, dacordo á táboa seguinte:

Táboa 2-4. Graos de estabilidade e descripción do compost no test Rottegrade

Diferencial temperatura (°C)	Grao de estabilidade (Rottegrade)	Descrición	Tipo de compost
0 – 10 °C	V	Moi estábel	Compost acabado
10 – 20 °C	IV	Moderadamente estábel	Compost acabado
20 – 30 °C	III	Material aínda en descomposición	Compost activo
30 – 40 °C	II	Produto inmaduro, xove ou moi activo	Compost activo
40 – 50 °C (ou máis)	I	Fresco ou cru, recén misturado	Compost fresco

2.2.15 Determinación e análise cuantitativa de metais e outros elementos

Utilizouse un analizador ICP-MS para determinar a concentración dos seguintes metais e elementos nas mostras de compost: Al, As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Sr, Ti, V e Zn.

Materiais e equipos:

- Microondas de laboratorio
- Matraces aforados de 50 ou 100 mL
- Papel de filtro
- Funil para realizar a filtración, de vidro ou polipropileno
- Balanza analítica
- Analizador ICP-MS Thermo Scientific iCAP 6000 Series

Procedemento:

As mostras foron preparadas pesando aproximadamente 0,5 g de mostra (a partires dunha mostra de aproximadamente 50 g, previamente secada e moída para homoxeneización), engadindo 10 ml de HNO₃ cc destilado e quentando ata 175°C durante 10 min, segundo o método US EPA 3051 (2007), de dixestión ácida asistida por microondas, usando para isto unha unidade axeitada de microondas de laboratorio.

- Engádese mostra e ácido nun tubo de microondas, que pode ser de polímero de fluorocarbono

(PFA ou TFM) ou ben de cuarzo. Este tubo é axeitado para evitar as sobrepresións durante o quentamento da mostra.

- Unha vez pechado introdúcese no microondas e quéntase ata 175°C durante 10 min.
- Despois de enfriar, o contido debe ser filtrado, centrifugado, ou ben débese esperar a que sedimente, e diluír posteriormente o volume obtido para ser analizado polo método de determinación apropiado.

Aparte das mostras de compost, analízanse tamén dúas mostras dun material estándar, para avaliar a exactitude do método en función da porcentaxe de recuperación que obteñamos para cada elemento. Os resultados para metais pesados e elementos en xeral son a media e a desviación típica da medida dunha preparación de cada unha das mostras, con $n=3$ determinacións.

2.2.16 Determinación da concentración de anións e catións mediante cromatografía iónica (CI)

O tipo de catións e anións presentes no extracto acuoso do compost poden dar información dos materiais iniciais empregados e dalgúns cambios no proceso de compostaxe, así como do posíbel comportamento unha vez que se aplique ao solo, e se poden chegar a presentar problemas de fitotoxicidade. Tamén se considera importante a determinación de anións e catións no extracto acuoso para determinar que parte de determinados nutrientes é máis asimilábel por parte dos vexetais.

Mediante este método en dúas etapas, determínase a concentración dos ións amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), fosfato (PO_4^{3-}), calcio (Ca^{2+}) e magnesio (Mg^{2+}). O estudo pormenorizado da concentración destes ions permitirá entre outros aspectos:

- Determinar a presenza de amonio e nitrato nas diferentes mostras estudadas, así como o establecemento da relación $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$.
- Determinar e estudar a concentración de sulfatos e fosfatos, e tamén dos macronutrientes secundarios dispoñibles Ca e Mg, podendo comparar desta forma a súa concentración dispoñible ou lábil coa concentración total.

Este método para determinar a concentración dos diferentes ións consta de dúas etapas: (1) En primeiro lugar extraéanse os nutrientes do compost, obtendo deste xeito unha solución ou extracto que os conteña. Isto pode realizarse con diferentes extractantes, e neste caso vaise empregar unha solución de cloruro potásico, KCl, de concentración 6%. (2) Unha vez que os nutrientes foran extraídos do compost e estean en disolución, poderase determinar a súa concentración mediante cromatografía iónica (CI). É esta unha técnica moi fiable, segura e precisa.

Materiais e equipos:

- Matraces aforados de 50 ou 100 mL
- Papel de filtro
- Funil para realizar a filtración, de vidro ou polipropileno
- Filtro de xeringa
- Balanza analítica

- Cromatógrafo iónico Dionex ICS 2000

Procedemento:

- Tómase unha submostra de compost húmido, con coidado desmenúzanse os agregados e elimínanse pequenos trozos ou pedras, obtendo na medida do posíbel unha mostra homoxénea, evitando pedras, achas e calquera material en xeral cun tamaño de partícula que non interfira na realización da análise.
- Pésanse aproximadamente 10 gramos de mostra húmida, que son traspasados a un matraz erlenmeyer (matraz cónico).
- Engádense 50 ml da disolución 6% KCl ao matraz, e tápase cun tapón axeitado. Os diferentes matraces colócanse nun axitador orbital, onde terá lugar o proceso de extracción dos nutrientes.
- Despois de 20 minutos de axitación, filtrase o contido do matraz a través dun funil Büchner.
- Tómase un pequeno volume deste filtrado obtido, e vólvese filtrar empregando desta volta un filtro de xeringa cun tamaño de poro de 0,2 μm . Si se observan partículas nesta solución que se obtén, débese volver filtrar a través do filtro de xeringa.
- Úsase unha micropipeta para engadir un volume determinado do filtrado final a un vial axeitado para a cromatografía iónica. Para facer dilucións en caso de que as concentracións esperadas sexan altas, non se ten máis que engadir o volume requirido de auga destilada.
- Finalmente, a concentración dos diferentes ións será determinada por cromatografía iónica nos extractos obtidos en cada unha das mostras de compost.

Nota: A concentración de fosfatos é convertida a porcentaxe de P (% sobre materia seca), expresada coma $\% \text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ sobre masa seca (ms). Para isto multiplicamos o valor da concentración de fosfato pola relación de pesos moleculares (0,326).

2.2.17 Método Olsen: Determinación do P dispoñíbel

O método de Olsen con bicarbonato de sodio foi desenrolado por Sterling R. Olsen e os seus colaboradores en 1954 para predicir a resposta do cultivo á adición de fertilizantes de P en solos calcáreos. Emprégase como método preferente en solos calcáreos, particularmente aqueles con máis dun 2% de carbonato de calcio, pero non obstante tense demostrado nalgunhas investigacións ser razoabelmente eficaz para solos ácidos (Fixen e Grove, 1990). No presente estudo, aplicouse este método ás mostras de compost para determinar o P dispoñíbel.

O método basease no uso dunha disolución de NaHCO_3 0,5M para diminuír as concentracións de Ca^{2+} soluble por precipitación coma CaCO_3 , e de Al^{3+} e Fe^{3+} por formación de hidróxidos de ferro e aluminio, co cal aumenta a solubilidade do P. Para Olsen, un valor de 10 mg/kg en solo considérase xeralmente óptimo para o crecemento vexetal, aínda que outros autores elevan ese valor mínimo desexábel de P no caso do solo galego a 25 mg/kg (Xunta, 2013).

Para as mostras de compost vamos determinar a concentración de Olsen P, e por tanto determinar se serían fertilizantes axeitados para introducir P no medio de cultivo, así como a cantidade dispoñíbel deste nutriente.

Reactivos:

1. Extractante: Solución extractora de Olsen (NaHCO_3 0.5 M, pH 8.5): Disolver 42 g de bicarbonato de sodio en auga destilada e completar a un volume final dun litro. Axustar o pH da solución a un valor de 8.5 engadindo hidróxido de sodio ao 50%.
2. Solución de molibdato de amonio: Disolver 12g de molibdato de amonio, 0,3g de tartrato de antimonio potásico e 148ml de ácido sulfúrico concentrado (18M) H_2SO_4 , completando a un volume final de 1 litro.

Materiais e equipos:

- Mostras de compost secas, moídas e tamizadas a aproximadamente 2 mm
- Pipeta de 25 ml
- Matraz Erlenmeyer de 100 ml
- Soporte universal
- Papel de filtro Whatman No #1
- Funís normais e funís Buchner
- Axitador orbital con capacidade de 200 (ou máis) r.p.m.
- Balanza analítica
- Espectrofotómetro EGS 1932

Procedemento:

- Pésanse 2.5 g de compost seco e transfírense a un matraz erlenmeyer de 100 ml.
- Engádense 50 ml de solución extractora de Olsen a cada matraz, e axítanse a 200 ou máis r.p.m. durante 30 minutos a unha temperatura ambiente menor a 24-27°C.
- Pásase o extracto por un papel de filtro Whatman No #1. Fíltrase a baleiro se é necesario, empregando un funil Buchner. Se os extractos non son claros, tense que filtrar de novo cun filtro de xeringa de 0,45 μm , eliminando deste xeito a posíbel materia coloidal presente. Débese obter un filtrado final totalmente libre de partículas, para evitar as fluctuacións nas lecturas do espectrofotómetro. Cómpre indicar que son tamén estes extractos os que se van empregar para determinar a razón de densidade óptica (E4/E6).
- Neutralízase engadindo de 0.5ml a 2ml de H_2SO_4 1.5N, a un volume de filtrado de 2.5ml a 10ml, e engádense 4ml de solución de molibdato de amonio e 4 ml dunha solución de ácido ascórbico 1,5% (p/v).
- Complétase finalmente a solución a un volume de 50ml, e unha alícuota de 1ml vai ser empregada para determinar o contido de P mediante espectrofotometría a 882nm.

Nota: A concentración de P Olsen (en mg/Kg) é convertida a porcentaxe de P (expresada coma %P sobre materia seca) multiplicando polo factor 1/10000, e deste xeito pódese obter unha relación entre os valores de P Olsen e a concentración de fosfatos, e relacionar ambos parámetros coa concentración total de P.

2.2.18 Análises microbiolóxicas

Mediante as análises microbiolóxicas vanse determinar as concentracións ou unidades formadoras de colonias (UFC) de bacterias mesófilas aerobias e fungos das mostras de compost, empregando o método da dilución en platos. Unha vez feito isto aplicaráselle a tinción de Gram e o test da oxidasa a certas colonias de bacterias seleccionadas ao azar, e despois de realizar un cultivo para algunhas delas, empregarase o test comercial API[®] para a identificación dos microorganismos obxecto de estudo.

2.2.18.1 Método microbiolóxico de cultivo, para enumerar e valorar as comunidades de fungos e bacterias no compost: Método da dilución en platos

O número de bacterias e fungos en compost pode ser determinado empregando un método estándar coñecido como o método da dilución en platos. Aplicando esta técnica, conseguimos enumerar as unidades formadoras de colonias (UFC) de bacterias e fungos no compost.

Os medio de crecemento en placas Petri que vamos empregar van ser os seguintes:

1. Para a **enumeración de bacterias aeróbicas mesofilicas:**

O medio vai ser agar triptona soia (TSA) en dilución 1:10, contendo 50 ppm de cicloheximida. O antibiótico cicloheximida mata os fungos e é usado no medio para seleccionar o crecemento de bacterias. É xeralmente usada soamente en investigacións *in vitro*, e non é apta para o seu uso en humanos comoa antibiótico.

2. Para a **enumeración de fungos:**

O medio vai ser agar de papa dextrosa (PDA), medio común de cultivo microbiolóxico que se prepara a partires de infusión de pataca, contendo 100 ppm de cloranfenicol. Os antibióticos antibacterianos como a penicilina ou o cloranfenicol matan as bacterias, e inclúense no medio de cultivo para permitir só o crecemento de fungos.

Mediante o uso da selección antibiótica é posíbel determinar de forma separada bacterias e fungos de mostras medioambientais como poden ser solos, mostras de auga, mostras de compost, etc.

Materiais e equipos:

- Botes universais de 20 ml que conteñan 9 ml de auga esterilizada
- Micropipeta automática de 1ml
- Puntas de pipeta de 1ml esterilizadas
- Variñas de plástico (asas de Digralsky) esterilizadas para esparcir a dilución sobre as placas Petri
- Axitador Vórtex
- Balanza

Todo o equipo debe estar esterilizado. A auga e o material que se emprega debe ser esterilizado nun autoclave a 121°C e unha presión de 15 p.s.i durante 20 min, para eliminar todo resto de contaminación microbiolóxica.

Procedemento:

Para cuantificar o número de bacterias e fungos cultivadas en compost, empregaremos este método, representado esquematicamente no diagrama seguinte:

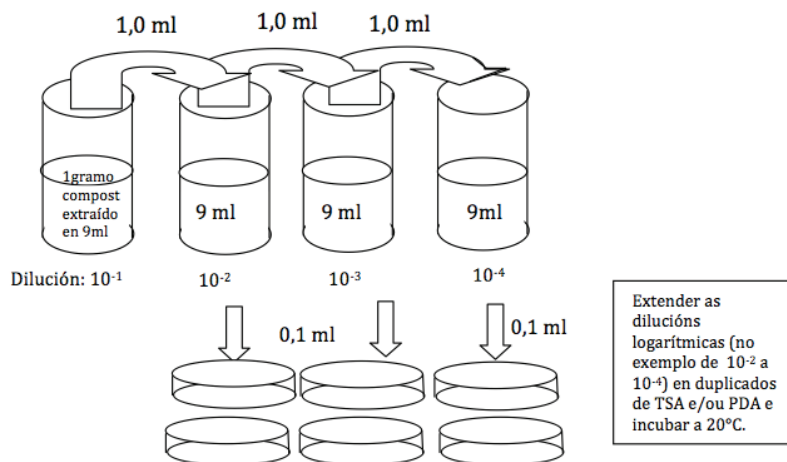


Figura 2-1. Diagrama co fundamento da metodoloxía da dilución en platos.

- As bacterias e fungos van ser extraídos dunha cantidade coñecida de compost (aproximadamente 1 gramo), nun certo volume de auga destilada (no noso caso 9 ml) por axitación vigorosa nun axitador vórtex durante 2 minutos.
- Despois disto, 1 ml do extracto (bacteriano e/ou de fungos) é pipeteado en 9 ml de auga, obtendo un volume final de 10 ml. Por tanto estas “etapas -10” representadas no diagrama veñen sendo dilucións en serie, é dicir, obteremos deste xeito dilucións 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} e así sucesivamente, chegando á dilución requirida segundo a actividade bacteriana ou fúnxica esperada.
- Unha vez feitas as dilucións necesarias, colleremos un volume de 0.1 ml de mostra coa axuda dunha micropipeta, que será depositado na superficie das placas petri preparadas con TSA ou PDA, segundo queiramos determinar bacterias ou fungos. Este volume de mostra debe ser esparcido cuidadosamente por toda a superficie do medio de cultivo empregando as asas de Digralsky, que son varañas de plástico ou vidro esterilizadas, e canto menos debe facerse un duplicado para cada mostra (TSA e/ou PDA), sendo o ideal un triplicado.
- As placas petri son incubadas a 20°C para permitir o crecemento de fungos e bacterias. Para evitar condensacións de auga sobre a superficie do agar que poidan dispersar as colonias superficiais e falsear o recuento, sóense ubicar as placas na estufa ou cámara de forma invertida.

Colonias visibles de fungos e bacterias crecerán a partires de células individuais, como se representa no esquema seguinte:

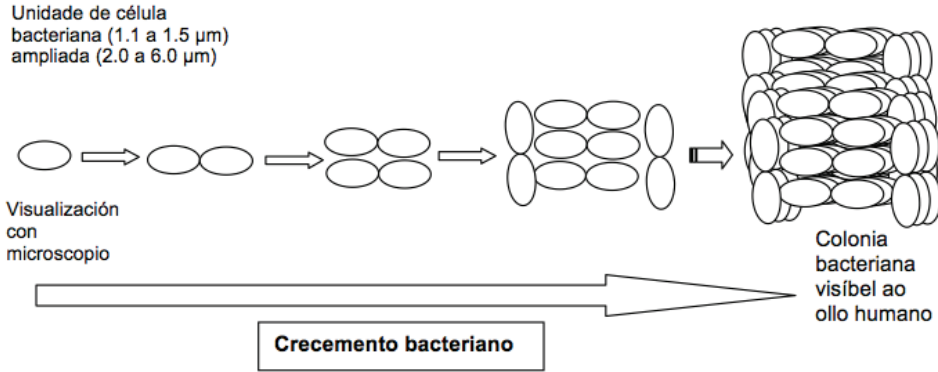


Figura 2-2. Crecemento bacteriano por división celular desde unha unidade celular ata unha colonia bacteriana visíbel.

Cálculos:

As colonias son contadas nos platos de dilución, onde son perfectamente visibles (xeralmente o intervalo óptimo para contar colocias vai de 50 a 200 unidades). O número de bacterias ou fungos é expresado como **unidades formadoras de colonias** (UFC) por gramo de compost.

$$\text{UFC (por gramo de compost)} = \text{Número contado} \times \text{factor de dilución}$$

Determinación de fungos

A diferenza das bacterias, que son organismos unicelulares, os fungos son organismos filamentosos multicelulares, feito que fai que a súa cuantificación sexa máis difícil. A técnica da dilución en platos pode ser empregada para intentar obter unha estimación relativa do número de propágulos dos fungos (UFC). Non obstante, hoxe en día empréganse outros métodos con biomarcadores para esta finalidade, que proporcionan resultados cunha maior exactitude.

2.2.18.2 Tinción diferencial de Gram

Unha tinción diferencial consta de tres pasos principais: (1) uso dun colorante primario, o cal vai ser empregado para tinguir todas as células na tinción, (2) un paso de decoloración, o cal só vai eliminar o colorante de certos tipos de células e (3) o uso dun colorante de contraste, que vai tinguir as células recién decoloradas pero non vai ter efecto sobre as células que aínda reteñen o colorante primario.

A tinción proposta polo médico danés Christian Gram en 1884 é unha das tincións diferenciais máis

utilizadas en bacterioloxía, e permite clasificar os cultivos bacterianos en menos de 24 horas en Gram positivos (Gram +) e Gram negativos (Gram -). As bacterias Gram negativas e Gram positivas son dúas divisións amplas de todas as bacterias, coa principal diferenza entre ambas na estrutura das súas membranas celulares. Se ben ambos tipos poden causar enfermidades infecciosas, as bacterias Gram negativas son unha grande preocupación para a saúde pública porque a súa estrutura celular fainas resistentes aos antibióticos. As bacterias Gram positivas posúen unha grosa capa de peptidoglucano, ademais de dúas clases de ácidos teicoicos: ancorado na cara interna da parede celular e unido á membrana plasmática, atópase o ácido lipoteicoico, e máis na superficie, o ácido teicoico que está ancorado soamente no peptidoglucano (tamén coñecido como mureína). Pola contra, a capa de peptidoglucano das Gram negativas é delgada, e atópase unida a unha segunda membrana plasmática exterior (de composición distinta á interna) por medio de lipoproteínas. Ten unha capa delgada de peptidoglucano unida a unha membrana exterior por lipoproteínas. A membrana exterior está feita de proteína, fosfolípido e lipopolisacárido.

Por tanto, a reacción da tinción de Gram baséase na cantidade de peptidoglucano que se encontra nas paredes celulares destas bacterias. As bacterias Gram positivas teñen moitas capas de peptidoglucano, e por tanto vai ser máis difícil decolorar unha célula Gram positiva que unha Gram negativa. Unha mistura de alcol elimina o cristal violeta da célula Gram negativa, pero non da Gram positiva. Despois disto, cando outro colorante, xeralmente safranina, se engade, as células Gram positivas seguen de cor azul-violeta mentras que as Gram negativas absorben a cor vermella da safranina.

Ao final do procedemento de tinción, as células Gram positivas serán da cor do cristal violeta, ou colorante primario, e as células Gram negativas serán da cor da safranina, que é o colorante de contraste.

- Microorganismos Gram (+): cor violeta
- Microorganismos Gram (-): cor vermella/rosa
- Por tanto, coa Tinción de Gram determinaremos se as células bacterianas son Gram (+) Gram (-), e tamén a morfoloxía celular dos microorganismos existentes, por observación microscópica posterior. De forma xeral pódense distinguir varias formas distintas:
- Os cocos de forma esférica. Poden presentarse illados despois da división celular (Micrococos), por pares (Diplococos), formar cadeas (Streptococos), ou agruparse de xeito irregular (Estafilococos).
- Os bacilos posúen forma alongada. En xeral soen agruparse en forma de cadea (Streptobacilos) ou en fileira.
- Tamén poden distinguirse os espirais, que se clasifican en espirilos se son de forma ríxida ou espiroquetas se son brandas e onduladas. Se posúen forma de vírgula, lixeiramente curvados, entón chámaselles vibrións.

Reactivos:

- Violeta de Genciana
- Fuchsina básica ou Safranina
- Reactivo de Lugol
- Alcol de 96°
- Aceite de inmersión

Materiais e equipos:

- Portaobxectos
- Ansa ou asa microbiolóxica
- Pinzas portaobxectos
- Suspensión de microorganismos
- Chisqueiro
- Microscopio

Procedemento:

- Extensión: Depositar cunha asa de sembra unha gota do material a examinar no centro dun portaobxectos limpo. Extender suavemente ata ocupar unha superficie de aproximadamente 1 cm². Si se trata de observar un microorganismo que está nun medio de cultivo sólido (como é o noso caso, onde empregaremos os cultivos obtidos nas placas petri),ponse previamente unha gota de auga destilada no centro do portaobxectos e a continuación tócase lixeiramente a colonia e faise a extensión.
- Secado: Deixar secar a preparación ao ar o con calor suave.
- Fixación: Para isto, tómase o portaobxectos coas pinzas e pásase 3-4 veces pola chama do chisqueiro ata que toda a auga quede evaporada.
- Tinguir con Violeta de Genciana durante un minuto.
- Engadir o reactivo de Lugol, e deixalo actuar durante un minuto.
- Lavar con auga.
- Decolorar con alcol ata que saia exento de colorantes. Xeralmente chega cuns 30 segundos.
- Lavar con auga.
- Engadir Fuchsin básica, e deixala actuar 1-2 minutos.
- Lavar, secar e observar ao microscopio con obxectivo de inmersión.

2.2.18.3 Proba da Oxidasa

Esta proba serve para determinar a presenza de enzimas oxidadas. A reacción da oxidasa débese á presenza dun sistema citocromooxidasa que activa a oxidación do citocromo, que é reducido polo osíxeno molecular e produce auga, ou peróxido de hidróxeno, segundo a especie bacteriana.

En microbioloxía a proba da oxidasa emprégase como unha característica fenotípica na identificación de cepas bacterianas, pois determina se a bacteria produce citocromo oxidasa (e polo tanto utiliza osíxeno na cadea de transporte de electróns). As bacterias que deben utilizar osíxeno denomínanse aerobias e as que poden utilizar osíxeno pero tamén outros compostos denomínanse anaerobias facultativas.

A proba da oxidasa emprégase sobre todo para identificar todas as especies de Neisseria (+), e diferenciar entre Pseudomonas (oxidasa positivos) e os membros oxidasa negativos das enterobacterias. No test da oxidasa a reacción de cor positiva (cor púrpura) prodúcese aos 5-10 segundos e indica oxidasa positiva. Por conseguinte, a non presenza de cor indica unha oxidación negativa.

- As bacterias Gram negativas, oxidasa negativas (enterobacterias), serán identificadas empregado o método API 20E

- As bacterias Gram negativas, oxidasa positivas (pseudomonas), serán identificadas empregado o método API 20NE

O osíxeno actúa por tanto como aceptor final de electróns na cadea transportadora de electróns. Polo xeral, o sistema citocromooxidasa só se atopa nos organismos aerobios, algúns anaerobios facultativos e, excepcionalmente, nalgún microaerófilo (*Vibrio fetus*). Pero os anaerobios estrictos carecen de actividade oxidasa. Así mesmo, a presenza de oxidasa vai ligada á produción de catalasa, xa que esta vai degradar o peróxido de hidróxeno que se produce como consecuencia da redución do osíxeno, a acumulación do cal é tóxica.

A proba da oxidasa emprégase sobre todo para:

- Identificar todas as especies de *Neisseria* (+).
- Diferenciar *Pseudomonas* dos membros oxidasa negativos das enterobacterias.

O reactivo da oxidasa máis recomendado é a solución acuosa ao 1% de diclorhidrato de tetrametil-p-fenilendiamina (reactivo de Kovacs). É menos tóxico e moito máis sensíbel que o correspondente composto dimetilo (reactivo de Gordon e McLeod), pero é máis caro. Este reactivo tingue as colonias oxidasa positivas de cor lavanda, que vira gradualmente a púrpura-negruzco intenso.

Procedemento para a realización da proba da oxidasa de forma directa e/ou indirecta:

a) Procedemento en placa directa:

- Agregar directamente 2-3 gotas de reactivo a algunhas colonias. Non inundar toda a placa e non invertila.
- Observar os cambios de cor. Co reactivo de Kovacs a reacción prodúcese nuns 10-15 segundos, mentras que co de Gordon e McLeod é dentro dos 10-30 minutos iniciais.

b) Procedemento indirecto sobre papel:

- Colocar un trozo de papel de filtro nunha placa Petri.
- Agregar 2-3 gotas do reactivo de Kovacs no centro do papel.
- Extender coa asa de sementar unha colonia sobre o papel impregnado.
- A reacción de cor positiva (cor púrpura) prodúcese aos 5-10 segundos. A non presenza de cor indica unha oxidación negativa

2.2.18.4 Identificación de microorganismos: Sistemas miniaturizados API®

Os sistemas miniaturizados API® (Índice Analítico de Perfil, nas súas siglas en inglés API, *Analytical Profile Index*) son métodos rápidos que permiten a identificación de microorganismos a través da realización de diferentes probas bioquímicas. Estes sistemas consisten nun dispositivo de plástico con varios microtubos que conteñen diferentes medios de cultivo deshidratados ou diferentes substratos de enzimas dacordo ao tipo de proba que se require montar.

Entre algunhas das probas bioquímicas que poden realizarse con estes sistemas están as probas de fermentación de carbohidratos, a determinación da produción de H₂S ou a determinación da hidrólise da xelatina, entre outras.

Por tanto, son un conxunto de probas bioquímicas que se concentran en moi pouco espazo mediante o uso de pocillos ou microtubos co reactivo correspondente xa preparado para ser empregado (distintos substratos deshidratados).

Vemos como no mercado existe unha variedade de galerías para ser utilizadas na identificación de diferentes tipos de microorganismos, e aínda que todos estes sistemas teñen o mesmo fundamento, difiren no número e tipo de probas que permiten realizar, xa que a súa selección está directamente relacionada coa actividade metabólica do xénero ao que pertence o microorganismo a identificar. Dos diferentes sistemas ou métodos comerciais existentes, serán dous os que empreguemos neste experiencia, o sistema API 20E e o sistema API 20NE (bioMérieux, Marcy-l'Etoile, France):

A. API[®] 20E (bioMérieux 2010)

É un método de probas bioquímicas para a identificación de bacterias da familia ou grupo das enterobacterias (*Enterobacteriaceae*) e outros bacilos Gram negativos, mediante 23 probas bioquímicas estandarizadas e miniaturizadas e unha base de datos. Este sistema pode identificar 108 xéneros e 104 especies destas bacterias. É unha galería conformada por 20 microtubos.

Cando se utiliza esta galería, as cartas de cores correspondentes ás probas negativas e positivas son as seguintes:

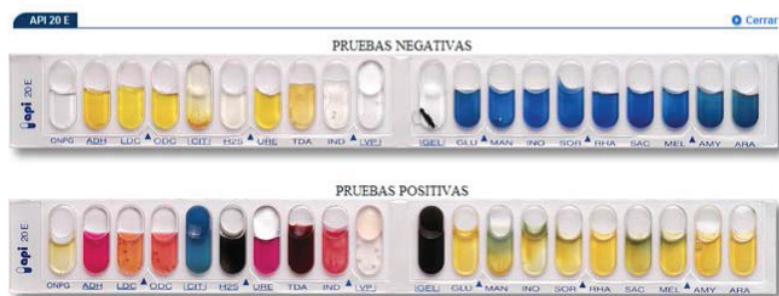


Figura 2-3. Método comercial API[®] 20E (bioMérieux 2010)

B. API[®] 20NE (bioMérieux 2010)

Por outra banda, o sistema API 20NE permite a identificación de bacilos Gram negativos non pertencentes ao grupo das enterobacterias, coma por exemplo *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Moraxella*, *Vibrio* ou *Aeromonas*, entre outros. É tamén unha galería, conformada neste caso por 20 microtubos.

Cando se utiliza esta galería, as cartas de cores correspondentes ás probas negativas e positivas son as seguintes:



Figura 2-4. Método comercial API® 20NE (bioMérieux 2010)

Obsérvase como ambos métodos só poden ser empregados con bacterias Gram negativas, así que o primeiro paso será realizar unha tinción diferencial de Gram nas colonias bacterianas de interese, para determinar o seu Gram, e tamén a forma da bacteria en cuestión.

Procedemento para inocular os sistemas miniaturizados:

- Cada microtubo do sistema debe inocularse cunha suspensión en solución salina ao 0,85% dun cultivo puro do microorganismo a ser identificado.
- Nalgúns casos estes microtubos deben encherse completamente coa suspensión, mentras que noutros requírese tamén engadir parafina líquida estéril, que proporciona as condicións anaeróbicas necesarias.
- Todas as instrucións para a preparación da suspensión, así como para a inoculación de cada un dos microtubos, e as condicións de incubación atópanse claramente especificadas nos manuais de uso sinalados polo fabricante para cada tipo de kit ou galería.

Interpretación dos resultados:

A presenza de enzimas e/ou de produtos metabólicos xerados durante o período de incubación dan lugar a unha reacción cos substratos contidos nos microtubos e desenrolan nos mesmos unha coloración que pode aparecer de forma espontánea ou co agregado dalgún reactivo para o seu revelado.

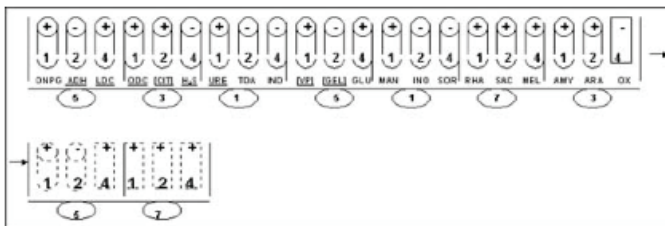


Figura 2-4. Exemplo cos resultados obtidos cun sistema miniaturizado API® 20E

A interpretación dos resultados baséase na observación directa das coloracións desenroladas.

Levamos a cabo isto mediante a comparación ou contraste da cor obtida en cada microtubo co que mostra a carta de cores. Dacordo a esa interpretación, podemos establecer un resultado positivo (+) ou negativo (-).

Despois do período de incubación e de comparar, coa carta de cores, os resultados obtidos en cada microtubo, colócanse na folla de resultados que suministra o fabricante (ver figura anterior).

Os datos así obtidos poden transformarse nun código de 7 díxitos denominado “perfil numérico”, que resulta da suma dos valores correspondentes ás probas positivas asignados previamente na plantilla. Nalgúns sistemas miniaturizados recoméndase a realización de probas bioquímicas opcionais, que permiten obter dous díxitos adicionais.

O código obtido corresponderá a un determinado xénero ou especie, dacordo á información contida nas bases de datos suministradas polo fabricante e que poden encontrarse dispoñíbeis en forma impresa e/ou electrónica.

2.2.19 Análise de invertebrados: Funil de Berlese-Tullgren

Este método para a determinación de invertebrados en mostras de solos foi descrito en primeiro lugar por Berlese (1905) e logo foi modificado por Tullgren (1918), quen lle agregou o uso dunha fonte de luz. É un método dinámico, e como tal require da migración activa dos individuos. Por exemplo, os artrópodos móvense a través do solo en resposta a cambios nun gradiente de humidade e de temperatura (Merchant e Crossley, 1970), e por tal motivo estes métodos extraen só organismos activos e de boa mobilidade.

Materiais e equipos:

- Funil de Berlese-Tullgren
- Balanza
- Pinzas
- Microscopio óptico

Procedemento:

- De forma xenérica, o equipo está composto por un funil sobre o cal se coloca un tamiz cun diámetro de malla de 3 mm (o paso de luz pode ser variábel en función do tipo de invertebrados que queiramos determinar).
- Sobre o tamiz colócase un volume aproximado de 150 cm³ de solo ou compost de forma invertida e lixeiramente desagregada manualmente e sobre o conxunto aplícase unha fonte de luz de 40 W de intensidade a 40 cm de distancia durante 10 días.
- Para evitar un secado demasiado rápido, a mostra debe ser humedecida regularmente durante as primeiras 72 horas. A medida que a mostra se vai secando, os exemplares concéntranse na parte inferior da mesma, e acaban caendo a un recipiente ou colector, completamente escuro, situado no extremo do funil e que contén alcol ao 70% como fixador e conservante.

- Posteriormente procédese ao recoñecemento dos organismos, baixo lupa ou microscopio óptico, e á súa clasificación.

A maioría dos organismos do solo e compost son lucífugos (fuxen da luz) ao tempo que higrófilos (con afinidade pola humidade), polo que resulta fácil extraelos aplicándolles un gradiente crecente de luz e calor, o cal é o fundamento deste tipo de técnica.

En resumo, este método emprega o fototropismo dos organismos e o calor para lograr que pasen dun substrato determinado a un frasco colector colocado debaixo do sistema, o cal é pechado e inclúe un foco na parte superior, unha malla onde se colocan as mostras, e na parte baixa o frasco colector.

2.2.20 Propiedades físicas das mostras de compost

Todo substrato considerado bo debe ter as seguintes características físicas (Raviv e col. 1986): alta retención de auga facilmente dispoñible, aporte axeitado de aire, distribución do tamaño de partículas que manteñan as dúas condicións anteriormente expostas, baixa densidade aparente para que o substrato sexa lixeiro, pero suficientemente alta para que a pranta poida anclarse, alta porosidade, estrutura estábel para que o substrato non se contraia nin inche ao longo do tempo de cultivo.

2.2.20.1 Preparación da mostra

En aras de obter unha mostra o máis representativa posíbel para a determinación das propiedades físicas, débense obter aproximadamente 10 litros dunha mostra homoxénea de compost.

Procedemento:

- Unha vez no laboratorio, a mostra débese misturar e retirar os anacos cun tamaño superior aos 2-3 cm (por exemplo pedazos de estruturante, que poden ter unha presenza significativa sobre todo nas primeiras etapas do proceso de compostaxe).
- Para cada mostra o pretratamento ou acondicionamento da mesma lévase a cabo enchendo dous tubos de plástico de aproximadamente 2 litros de volume, abertos por arriba e cunha malla de plástico na parte inferior para conter o material, pero que permite o paso da auga. Colócanse sobre unha rexilla nun baño de auga baleiro e énchese lentamente o mesmo con auga ata 1 cm por debaixo do borde superior do tubo, tal como se indica na figura 2-5.



Figura 2-5. Saturación con auga das mostras de compost na etapa de pretratamento

- Déixanse en repouso mantendo o nivel de auga constante ata humidificación completa da mostra, aproximadamente durante unhas 36 horas.
- Transfírense os tubos á mesa de succión de leito de area (figura 2-6) e aplícase unha presión hidrostática de -50 cm de columna de auga a todo o leito (medida a partires do fondo ou parte inferior do tubo, tal como se pode apreciar na figura 2-7), durante 48 horas.



Figura 2-6. Detalle do leito de area



Figura 2-7. Aplicación das presións hidrostáticas no leito de area

- Transcorrido este tempo e xa coa mostra acondicionada para a determinación dos parámetros de interese, místúrase o contido dos dous tubos de 2 litros e transfírense en porcións duns 50 mL de mostra a outros dous cilindros dun volume inferior ao empregado inicialmente na etapa de acondicionamento. Estes novos cilindros están formados por dous aneis (superior e inferior), e débese procurar non compactar a mostra nin deixar ocos de aire. Realízase esta operación ata encher completamente o cilindro, obténdose desta maneira un duplicado por

cada mostra de interese.

- Colócanse estes cilindros no baño de auga e énchese lentamente ata 1 cm por debaixo do borde superior do anel superior, mantendo o nivel de auga constante durante 24 horas ata humidificación completa da mostra.
- Pasado este tempo transfírense os novos cilindros totalmente humificados para o leito de area e aplícase agora unha presión hidrostática de -10 cm de columna de auga (1 kPa) a todo o leito, medidos a partires do fondo do cilindro (é dicir, do fondo do anel inferior). Esta succión debe ser aplicada ata equilibrio, aproximadamente durante unhas 72 horas.
- Pasadas as 72 horas retíranse os cilindros da mesa de succión, transfírense a unha bandexa e sepáranse os aneis superior e inferior de forma moi coidadosa, coa axuda dunha espátula ou coitelo, evitando a compactación ou a deformación da mostra.
- Pézase o anel inferior tensionado a -10 cm de columna de auga e despois sécase en estufa a 105 °C, volvendo pesarse o anel seco transcurrido un mínimo de 24 horas ou ben ata que se acade peso constante. A altura e diámetro da mostra seca, retirada coidadosamente do anel para non romper a súa estrutura, tamén se determina empregando un calibrador.

Calcúlanse as seguintes propiedades físicas a partires dos pesos secos e húmidos da mostra do anel inferior (de volume coñecido), ademais da altura e diámetro da mostra seca:

- **Densidade aparente seca (DAS):** $g\ ms/cm^3$ mostra (referida ao volumen de mostra unha vez pretratada nos tubos).
- **Densidade aparente húmida (DAH):** g/cm^3 mostra (referida ao volumen de mostra unha vez pretratada nos tubos).
- **Valor de contracción (C):** variación do volumen de mostra (%) en todo o proceso de hidratación, drenado e secado.
- **Densidade real ou de partícula (DR):** densidade a “porosidade nula” considerando as densidades teóricas das fraccións orgánica e inorgánica.
- **Porosidade ou espacio poroso total (P):** calcúlase a partires da densidade aparente seca e a densidade de partícula.
- **Volume ou capacidade de aire (CA):** en %, é a diferenza entre a porosidade total e o volume de auga.
- **Volume ou capacidade de retención de auga a 1 kPa (CRA):** capacidade de retención de auga expresado en porcentaxe de volume sobre a húmida, % (v/v).
- **Free Air Space (FAS):** en %, é o volume baleiro dispoñíbel para o aire respecto ao volume total.

A continuación danse as ecuacións de cálculo de cada un destes parámetros.

2.2.20.2 Volume do anel de mostra

Calculábase o volume do anel inferior de mostra aplicando a seguinte ecuación:

$$V_1 = \{\pi \times (0,5 d_1)^2 \times h_1\}$$

Onde:

- V_1 é o volume do anel inferior (cm^3)
- d_1 é o diámetro do anel inferior (cm). Considérase que o diámetro da mostra inicial humificada vai ter este mesmo valor.
- h_1 é a altura do anel inferior (cm). Considérase que a altura do anel inferior tamén vai ser a altura inicial da mostra humificada.

2.2.20.3 Densidade aparente seca (DAS)

A densidade aparente seca ou masa volumétrica defínese como a relación entre a masa do material sólido seco (a 105°C) e o volume que ocupa nunhas condicións determinadas, incluíndo o material sólido e o espazo poroso total (poros internos + poros interparticulares), (Burés, 1997). A densidade aparente depende do grao de compactación e do tamaño das partículas, cousa que non ocorre coa densidade real. Exprésase xeralmente en g/cm^3 , g/L ou kg/m^3 . Os valores axeitados para as densidades aparentes dun substrato son inferiores a $0,4 \text{ g}/\text{cm}^3$ (Abad e col., 1992). Para a DAS teremos valores maiores canto menor sexa o contido de materia orgánica (MO). Debe considerarse así mesmo a humidade, o tamaño medio das partículas e a proporción da fracción superior e inferior a 1 mm que compón a mostra. O feito de ter unha maior fracción de mostra grosa (superior a 1 mm) condiciona un grao de empacamento menor, unha estrutura máis esponxosa e valores máis baixos deste parámetro. A DAS incrementábase co tempo de compostaxe, como consecuencia dunha maior descomposición da MO e dunha redución do tamaño das partículas.

$$\text{DAS (kg/m}^3) = \{(m_3 - m_1) / V_1\} \times 1000$$

Onde:

- DAS é a densidade aparente seca (kg/m^3)
- m_1 é a masa do anel (g)
- m_3 é a masa da mostra seca incluíndo o anel (g)
- V_1 é o volume do anel de mostra (cm^3)

2.2.20.4 Densidade aparente húmida (DAH)

A densidade aparente húmida defínese como a relación entre a masa do material sólido húmido, tensionado a 10 cm de columna de auga e o volume aparente que ocupa, incluíndo o espazo poroso entre partículas. Exprésase en g/cm^3 ou en g/L (Martínez, 1992). A DAH reúne dúas compoñentes, a DAS e a humidade que reteñen as partículas da matriz do substrato a unha tensión de 1 kPa (ou - 10 cm de columna de auga). Ao aumentar a densidade aparente, aumenta tamén a retención de auga por diminuír a porosidade total e o tamaño dos poros. Xeralmente un aumento da retención de auga tamén é síntoma dun menor tamaño de partícula, como indica Handreck (1983).

$$\text{DAH (g/cm}^3) = (m_2 - m_1) / V_1$$

Onde:

- DAH é a densidade aparente húmida (g/cm^3)
- m_1 é a masa do anel (g)
- m_2 é a masa da mostra húmida tensionada a -10 cm ca (columna de auga), incluíndo o anel (g)
- V_1 é o volume do anel de mostra (cm^3)

2.2.20.5 Valor de contracción (C)

O valor ou volume de contracción é a perda de volume que experimenta un substrato que se atopa nunhas condicións normalizadas de humidade cando se somete a un proceso de desecación. Normalmente exprésase en % de perda de volume cando o substrato sécase a $105\text{ }^\circ\text{C}$ durante 24 horas (ata acadar peso constante), referido ao volume aparente nunhas condicións de humidade determinadas (Martínez, 1992). Unha contracción de volume inferior ao 30 % é a apropiada para un substrato (Abad e col., 1992). O valor ou volume de contracción aumenta co contido de substancias húmicas, por tanto aumenta canto maior sexa o tempo de compostaxe, presentando una variación importante en volume no estado de hidratación e deshidratación.

Táboa 2-4. Clasificación do volume de contracción

C (%)	Clasificación
0-10	Moi baixo
10-20	Baixo
20-30	Medio
> 30	Alto

Calcúlase o valor de contracción da mostra, despois do secado en estufa, aplicando a seguinte ecuación:

$$C (\%) = \{(V_1 - V_m) / V_1\} \times 100$$

Onde:

- C (%) é o valor da contracción da mostra, despois do secado, expresado en porcentaxe
- V_1 é o volume do anel de mostra (cm^3). Correspóndese co volume da mostra humificada.
- V_m é o volume medio da mostra seca (cm^3), que se calcula empregando a seguinte ecuación:

$$V_m (\text{cm}^3) = \pi \times (0,5 d_2)^2 \times h_2$$

Onde:

- d_2 é o diámetro da mostra seca (cm) determinado cun calibrador.
- h_2 é a altura da mostra seca (cm) determinado cun calibrador.

2.2.20.6 Densidade real ou de partícula (DR)

A densidade real, ou densidade das partículas que compoñen un substrato, é a relación entre a masa ou peso das partículas e o volume real que ocupan, sendo o volume real o ocupado polo material sólido do substrato, incluídos os poros pechados (Burés 1997). Non se consideran os poros intraparticulares abertos nin os interparticulares. O seu valor é o propio do material e non depende do grupo de compactación nin do tamaño da partícula, como sucede na densidade aparente. Defínese un intervalo óptimo da densidad real dun substrato que vai entre 1.45 g/cm³ e 2.65 g/cm³, coincidindo estes valores coa densidade definida polos compoñentes orgánicos e minerais deste (Abad e col., 1992). É dicir, dacordo con De Boodt e col. (1974), a densidade real dos materiais orgánicos é de 1.45 g/cm³ e a das cinzas, como materia mineral, é de 2.65 g/cm³. As variacións na densidade real ou densidade de partícula (DR) das mostras analizadas veñen condicionadas polo seu contido en MO, existindo unha correlación negativa entre estes dous parámetros. Apréciase que os valores máis baixos de densidade real correspóndense con aquelas mostras que presentan contidos máis altos de materia orgánica. É de esperar que o valor deste parámetro aumente a medida que avanza o proceso de compostaxe.

Cálculase a densidade real como unha estimación indirecta a partires da determinación da materia orgánica e das cinzas obtidas no proceso de calcinación aplicando esta ecuación:

$$1/DR = X_{mo} / 1550 + X_{mi} / 2650$$

Onde:

- DR é a densidade de partícula (kg/m³)
- X_{mo} é o contido en materia orgánica, expresada en fracción de masa (1 - fracción de cinzas)
- X_{mi} é o contido en materia inorgánica (fracción de cinzas)
- 1550 considérase que é o valor da densidade da materia orgánica (kg/m³)
- 2650 considérase que é o valor da densidade das cinzas (kg/m³)

Polo tanto, a densidade real ou de partícula (DR) va ser a media ponderada (en función das respectivas fraccións X_{mo} e X_{mi}) das densidades da materia orgánica (d_{mo} = 1550) e da materia inorgánica (d_{mi} = 2650). Varía da seguinte forma respecto da % de materia orgánica da mostra:

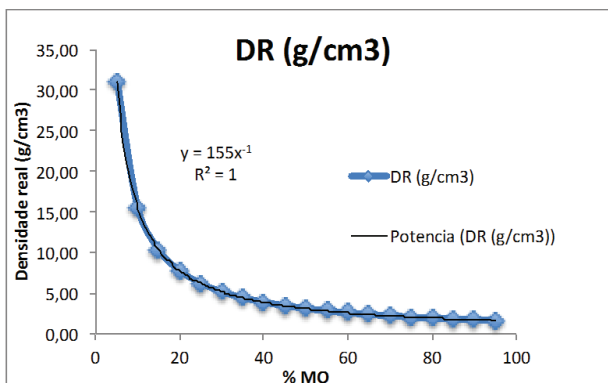


Figura 2-8. Variación da densidade real (g/cm³) en función da % de MO da mostra

2.2.20.7 Porosidade ou espazo poroso total (P)

O espazo poroso total ou porosidade total dun substrato é a porcentaxe do seu volume que non se encontra ocupada polo material sólido (material mineral e materia orgánica) e cuantifica o espazo ocupado polos seus poros. Polo tanto é a fracción de volume baleiro respecto ao volume total, e enténdese como espazo baleiro o volume que non está ocupado pola fracción sólida do residuo. O espazo poroso total é a relación entre o volume de poros e o volume aparente do substrato, expresado coma porcentaxe en volume.

Segundo Burés (1997), Bunt (1988) e Abad e col. (2004) o espazo poroso total óptimo para un substrato debe ser superior ao 80 %. Se o residuo non ten porosidade debe ser acondicionado con material estruturante, xa que é importante operar nunhas condicións de traballo que faciliten a existencia de poros (con diferentes tamaños) e que estes estean ocupados equilibradamente por aire e auga. En xeral, pódese observar como a porosidade está correlacionada coa DAS e coa concentración de MO do mesmo xeito, rexistrándose os valores máis altos de porosidade naquelas mostras que presentan valores máis baixos de DAS e un menor contido de materia orgánica. A medida que avance o proceso de compostaxe vaia aumentando o espazo poroso total, debido á redución da porcentaxe de materia orgánica na mostra, feito que tamén incide na redución do tamaño de partícula.

Táboa 2-5. Clasificación da porosidade dos materiais

Porosidade (%)	Clasificación
< 50	Moi baixa
50-65	Baixa
65-80	Media
80-90	Alta
> 90	Moi alta

Calcúlase aplicando a seguinte ecuación:

$$P (\%) = \{1 - (DAS/DR)\} \times 100$$

Onde

- P (%) é a porosidade total, expresada en porcentaxe de volume de mostra húmeda, % (v/v) para unha presión de - 10 cm
- DAS é a densidade aparente seca (kg/m^3)
- DR é a densidade real ou de partícula (kg/m^3)

O cociente entre a densidade aparente seca (DAS) e a densidade real ou de partícula (DR) é o volume de partícula:

$$\text{Volume de partícula} = DAS / DR$$

O cociente entre a densidade aparente seca (DAS) e a porosidade total (P) relaciónase da seguinte forma:

$$DAS / P = (\text{kg ms} / \text{m}^3 \text{ mostra}) / (\text{kg ms} / \text{m}^3 \text{ partícula})$$

$$DAS / P = \text{m}^3 \text{ partícula} / \text{m}^3 \text{ mostra} = \text{Volume de partícula}$$

Deste xeito, a porosidade total (P) tamén se pode definir como:

$$\text{Porosidade total} = 100 - \text{Volume de partícula}$$

Empregando este concepto, chegamos a esta relación, que ten un claro significado físico, doado de entender:

$$\text{Volume de mostra} = \text{Volume de partícula} + \text{Volume de auga} + \text{Volume de aire}$$

2.2.20.8 Relacións aire – auga

A metodoloxía empregada para a determinación das relacións aire-auga é a descrita por De Boodt e col. (1974). Esta metodoloxía parte dunha mostra previamente saturada de auga, que vai someterse a diferentes tensións predeterminadas. A auga liberada nestas condicións sae do substrato por drenaxe a través dun leito de area, sendo a presión de entrada de aire do leito moi superior á máxima presión de tensión aplicada.

Unha vez se acadan as condicións de equilibrio determínase por gravimetría o contido de auga da mostra. As determinacións consisten na medida da humidade volumétrica do substrato a distintos valores do potencial matricial, expresados en termos de presión negativa ou tensión (empregándose como unidades cm, pF, Pa ou kPa). O valor de tensión que se aplicou neste traballo foi de 10 cm de columna de auga ou c.a. (1 kPa). Estímase que a 10 cm de c.a. o estado hídrico do substrato aproxímase á capacidade do contedor, e isto radica no feito de que a maioría dos testos utilizados comercialmente acostuman a ter unha altura de contedor duns 10 cm. Ademais é esta a tensión mínima para obter un contido mínimo de aire. Por iso, os valores desta curva para o aire e a auga corresponden á capacidade de contedor para testos desta altura.

A. Capacidade ou volume de aire a 1 kPa (CA)

O volume de aire, ou capacidade de aire, é aquela parte do volume dunha mostra que está ocupada por aire, medido baixo condicións de -10 cm de succión. A capacidade de aireación (CA) debe ser superior ao 15%, xa que valores menores presentarían unha aireación limitante, o que representaría riscos de asfixia radicular e posíbel morte da pranta.

Aquelas mostras cunha maior proporción de partículas grosas (> 1mm) van presentar maiores valores de CA. Este parámetro tamén está condicionado pola capacidade de humectación dos materiais e a súa hidrofília. A capacidade de retención de auga (CRA) presenta un comportamento inverso ao descrito no apartado anterior, xa que ambos parámetros son complementarios en relación á distribución aire-auga na porosidade.

Táboa 2-6. Criterio de clasificación para volume de aire

CA (%)	Clasificación
20-30	Fácil manexo (óptimo)
< 15	Risco de asfixia radicular

$$CA (\%) = P (\%) - CRA (\%)$$

onde:

- CA é o volume de aire en porcentaxe de volume % (v/v) de mostra húmida, para una presión hidrostática de -10 cm
- P (%) é a porosidade total, expresada en porcentaxe de volume da mostra húmida, % (v/v) para unha presión de -10 cm
- CRA é a capacidade de retención de auga expresada en porcentaxe de volume da mostra húmida, % (v/v) para unha presión de -10 cm

B. Capacidade de retención de auga a 1 kPa (CRA)

Os substratos, como característica diferencial respecto dos solos, poden reter unha grande parte do seu contido hídrico a baixas tensións, polo cal tensións moi pequenas serán suficientes para eliminar un grande volume de auga contida nos poros, que irán enriquecéndose en aire. Os compost cun maior contido en fracción fina (<1mm) son os que presentan maior retención de auga, feito que explica maiores valores de retención de auga no caso das mostras provintes dun proceso cun maior efecto degradativo (por exemplo dixestores aerobios).

Xeralmente un aumento da retención de auga é síntoma dun menor tamaño de partícula, como indica Handreck (1983), quen estudou o tamaño de partícula e as propiedades físicas de diferentes substratos, concluíndo que a fracción menor de 0,5 mm e en particular a que vai de 0,1 a 0,25 mm, é a que presenta a máxima influencia na porosidade e na retención de auga. É de esperar que a medida que avanza o proceso de compostaxe aumente a capacidade de retención de auga.

Táboa 2-7. Criterio de clasificación para a capacidade de retención de auga a 1kPa de tensión

CRA (% v/v)	Clasificación
55-70	Fácil manexo (óptimo)

$$CRA (\%) = \{(m_2 - m_5) / V_1\} \times 100$$

Onde:

- CRA é a capacidade de retención de auga expresada en porcentaxe de volume da mostra húmida, % (v/v) para unha presión de -10 cm.
- V_1 é o volume do anel de mostra (cm^3).
- m_2 é a masa en gramos da mostra húmida máis a do anel da mostra para unha presión hidrostática de - 10 cm.

- m_5 é a masa en gramos da mostra seca máis a do anel da mostra para unha presión hidrostática de - 10 cm.

2.2.20.9 FAS (Free Air Space)

O termo FAS, derivado das siglas en inglés Free Air Space, defínese como o volume baleiro dispoñíbel para o aire respecto ao volume total, sendo o volume dispoñíbel para o aire o que non está ocupado nin pola fracción sólida do residuo nin pola auga. Así pois, proporcionar un FAS axeitado resulta de vital importancia para o desenvolvemento do proceso, xa que este parámetro está directamente relacionado coa dispoñibilidade do osíxeno para os microorganismos. O rango óptimo proposto para a compostaxe por Haug (1993) e Madejón e col. (2002) está na orde do 30-35%.

Un excesivo valor de FAS pode indicar: (a) por unha banda que podería terse empregado outro tipo de axente estruturante, menos poroso, (b) e por outra, e fundamental, que a porcentaxe de humidade das mostras non é a correcta, e debería terse regado durante esta etapa do proceso. Emporiso, e considerando o escalado do proceso, un FAS elevado asegurará que non haxa problemas de compactación do material se o proceso se leva a cabo nunha planta industrial, pero é necesario un estrito control da humidade para evitar problemas de desecación excesiva da mostra.

Cabe esperar que nun proceso de compostaxe, a medida que avanza, diminúa a humidade do material a compostar e aumente a porosidade, e por tanto tamén o FAS. Na ecuación do FAS é o valor da humidade o que ten maior impacto, sendo necesario considerar a humidade da mostra durante todo o proceso e o valor de FAS para poder desenvolver de xeito satisfactorio a compostaxe do material.

Neste senso, o FAS é inversamente proporcional á humidade, é dicir, valores altos de humidade van proporcionar menores porcentaxes de FAS, e é directamente proporcional á porosidade, xa que aumenta o FAS a medida que aumenta a porosidade.

$$\text{FAS (\%)} = 100 (1 - \text{DAS/DR}) (1 - \text{H}/100)$$

ou

$$\text{FAS (\%)} = P (1 - \text{H}/100)$$

Onde:

- FAS é o volume baleiro dispoñíbel para o aire respecto ao volume total, en %
- DAS é a densidade aparente seca (kg/m^3)
- DR é a densidade real, ou densidade de partícula
- H é o contido en humidade da mostra, en %
- P é a porosidade total da mostra, en %

2.3 Referencias

- Abad, M., Martínez, M.D., Martínez, P.F., Martínez, J., 1992. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. En I Jornada de Sustratos. Actas de Horticultura 11:141-154, Madrid.
- Abad, M.; Noguera, N.P., Carrión, C., 2004. Los sustratos en los cultivos sin suelo. Capítulo 4. Pp. 113-158. En: Urrestarazu Gavilan M. 2004. Tratado de cultivo sin suelo. Ed. Mundi- Prensa. 914 pp.
- APHA (2005). *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater*, 21st Ed. Washington: American Public Health Association/American Water Works Association/ Water Environment Federation.
- Brinton, W.F., Evans E., Droffner M., Brinton R., 1995. A Standardized Test for Evaluation of Compost Self Heating. *Biocycle* 64:69 [Consulta: 29 de agosto de 2015]. Disponible na web: <http://www.woodsend.org/pdf-files/dewar.pdf>
- Bunt, A.C., 1988. Media and mixes for container-grown plants. Ed. Unwin Hyman. London. 309 pp.
- Burés, S., 1997. Sustratos. Ediciones Agrotecnias. Madrid. 342 pp.
- Canet, R. e Pomares, F. (1995). Changes in physical, chemical and physicochemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in Valencia. *Bioresource Technol.*, 51: 259-264
- Chefetz, B., Chen, Y. e Hadar, Y. (1998). Water-extractable components released during composting of municipal solid waste. *Acta Horticulturae*, 469: 111-118. ISHS.
- Chen, Y. e Inbar, Y. (1993). Chemical and spectroscopical analyses of organic Matter Transformations during composting in relation to compost maturity. En: Hoitink and Keener, H.M. (Eds). *Science and Engineering of composting: Design, environmental, microbiological and utilization aspects*. The Ohio state University. pp: 551-600.
- Chen, Y., Senesi, N. e Schnitzer, M. (1977). Information provided on humic substances by the E4/E6 ratios. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41: 352-8.
- De Boodt, M., Verdonck, O., Cappaert, J., 1974. Methods for measuring the waterrelease curve of organic substrates. *Acta Hort.* 37:2054-2062.
- Dios Pérez, M., 2008. Estudio y desarrollo de técnicas respirométricas para el control de la estabilidad del compost. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba. ISBN-13: 978-84-7801-937-3
- Fixen, P.E. e Grove, J.H. (1990). Testing soils for phosphorus. En: *Soil Testing and Plant Analysis*; Westerman, R.L. (ed.), SSSA: Madison, Wisconsin, 141-180.
- Handreck, K.A., 1983. Particle size and the physical properties of growing media for containers. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 14:209-222.
- Haug, R.T., 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Huerta, O., López, M. e Gallart, M. (2007). Efecte del pretractament de la mostra sobre el contingut final de metalls pesants en el compost. IV Jornada de Doctorat del Departament de Biotecnologia Agroalimentària i Sostenibilitat. UPC.
- Huerta, O., López, M., Soliva, M., 2010. Procesos de compostaje: caracterización de muestras. Colección estudios. Serie Medio Ambiente. Diputación de Barcelona. 431pp.
- IPLA, 1984. *Metodi Analitici*. IPLA Ed., Torino, Italy.
- Lasaridi K.E. and Stentiford E.I. (1998). "A simple respirometric technique for assessing compost stability". *Water Research*. Vol 32, nº12, pp 3717-3723.
- Lossin, R.D. (1971). Compost studies. Part III. Disposing of animal wastes. Measurement of the chemical oxygen demand of compost. *Compost Sci.*, 12: 12-31.

Marcos A. Vázquez. Decentralised composting

Madejón, E., Díaz, M.J., López, R., Cabrera, F., 2002. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Biores. Technol.*, 85:73-78.

Martínez, F.X., 1992. Propuesta de metodología para la determinación de las propiedades físicas de los sustratos. *Actas de las I Jornadas de Sustratos, S.E.C.H.* 55- 65.

Merchant, V.A. e Crossley, D.A. (1970). An inexpensive, high-efficiency Tullgren extractor for soil microarthropods. *J. Georgia Entomol. Soc.* 5: 83-87

Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circ 939*. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC

Raviv, M., Chen, Y., Inbar, Y., 1986. Peat and peat substitutes as growth media for container-grown plants, p. 257–287. In: Y. Chen and Y. Avnimelech (eds.). *The role of organic matter in modern agriculture*. Martinus Nijhoff, Dordrecht.

Said-Pullicino, D., Erriquens, F.G. e Gigliotti, G. (2007). Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresource Technol.*, 98: 1822-1831.

Saña, J. (1985). *La utilització dels fangs de depuradores d'aigües residuals urbanes com a adobs: caracterització de la seva fracció orgànica*. Tesi Doctoral. Facultat d Farmàcia. Universitat de Barcelona. 396p.

Storino, F., Irigoyen, I. e Muro, J. (2013). Trituración de estructurante para compostaje a pequeña escala: ¿una posible fuente de contaminación metales pesados en compost? En: VII Congreso Ibérico de Agroingeniería y Ciencias Hortícolas. Madrid, 26-29 Agosto.

TMECC (Test Methods for the Examination of Composting and Compost), 2001. The United States Department of Agriculture & US Composting Council. USA. Edaphos International, Houston, TX.

US EPA, 2007. Method 3051. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils. U.S. Environmental Protection Agency, USA. [Consulta: 12 de setembro de 2015]. Disponível na web: <http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>

Xunta (2013). *O solo e a súa fertilidade* (64 pax.). Ed. Consellaría do Medio Rural, Xunta de Galicia: Santiago de Compostela.

Chapter 3

Use of BOD Test to Assess Compost Stability

3. Use of BOD Test to Assess Compost Stability

3.1 Abstract

As a sustainable approach to turn organic waste into a soil improving material, composting was extensively promoted in last few years and extended to small councils and even to home and community scale composters. This led to a large number of people being involved in managing organic waste, composting process and compost use that usually has not access to specialised laboratories. Thus a need arises for simpler and economically available methods to determine the stability of the produced compost. In the present work, the use of ordinary equipment of standard BOD₅ assays for obtaining respiration indices was assessed and compared with a reference respirometric method. The results indicate that BOD₅ assays can be successful in obtaining either liquid or dry static respiration index although only liquid BOD₅ (LBOD) assay reproduces the conditions and simplicity of wastewater BOD₅ procedure. LBOD method offers a unique parameter, either expressed as the accumulated specific oxygen demand (LABOD_{5d}) or as average consumption rate (LBODr_{5d}) after 5 d of assay. By comparison with the results of respirometric method, the equivalent stability threshold resulted in 4.6 mgO₂/gVS·d of LBODr_{5d}. Furthermore, the ratio LBODr_{5d} to the 20 h accumulated oxygen demand obtained by the reference respirometric method resulted in 0.31±0.03 being independent of the degree of compost stabilisation.

3.2 Introduction

Organic waste constitutes a major fraction of municipal solid waste and composting is needed to reuse and recycle it and contributes to sustainability (Moreno and Moral, 2008). However, the quality of compost is an important environmental factor which must be determined by the presence of various recalcitrant inorganic and organic pollutants, its stability, nutrient content of and other physico-chemical and biological parameters (Barral et al., 2007). Among compost characteristics, it is crucial that the compost produced and applied to the soil is stable and mature. The application of compost lacking these properties of stability and maturity results in a biological inhibition of nitrogen assimilation in the soil by the populations of microorganisms, which can lead to serious deficiencies of N in plants, and therefore a depressive effect in crops yields (Moreno and Moral, 2008). Moreover, the rapid decomposition of organic matter from non-stabilized composts causes a rapid decrease on the concentration of O₂ in the rhizosphere and the redox potential in the soil (Moreno and Moral, 2008) or leads to greenhouse gas emissions during storage and use (European Commission, 2014). Different chemical parameters, in particular the C/N ratio, chemical oxygen demand (COD) of aqueous extract, the absorbance ratio at 465 and 665 nm (E₄/E₆) and the ratio NH₄⁺/NO₃⁻, and microbial respiration rates reflect compost stability and maturity (Bernal et al., 1998, Barrena et al., 2006; Vázquez et al., 2015).

In addition to industrial composting plants for urban areas of different size, small-scale composting systems are especially useful in rural areas and areas of low population. Small-scale composters include home or domestic composters serving a single house, community level composters and composting systems in establishments generating small amounts of organic waste. In the last few years some thousands to tens of thousands of home composters have been installed in Galicia, as well as in other regions of Spain and other European countries. Home composting has been shown

to be ecologically and economically viable (Andersen et al., 2011; Lleó et al., 2013). Even for large cities as Paris in France and Toronto in Canada, Adhikari et al. (2010) estimated a potential for decentralised composting systems to accommodate up to 50% of generated municipal organic waste. Home and community composting programs have led to a large number of people being involved in managing organic waste, composting process and compost use. Usually, this work is carried out by users with the advice of educational teams but without access to specialized laboratories. Usually, the chemical and physical quality of home compost is guaranteed by the correct source selection of raw materials to be composted. However, determining the stability of the produced compost require the use of more sophisticated analytical tools.

Methods determining oxygen consumption or carbon dioxide generation by a compost sample are known as respirometric techniques (Lasaridi and Stentiford, 1998; Barrena et al., 2006). They are divided into two classes: static and dynamic methods. In the dynamic methods, the test is carried out with a continuous supply of oxygen to the biomass while in static methods there is no continuous supply of air. The last includes methods working with solid sample or liquid (water suspension) sample. The biodegradable organic material or non-stabilized substrate will be degraded by microorganisms, and the higher activity and higher substrate concentration, the greater the rate of oxygen consumption. Therefore, a scale of compost stability could be established e.g. based on the specific oxygen uptake rate (i.e. SOUR, $\text{mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$) or on the accumulated specific oxygen demand satisfied in a given time interval (i.e. ASOD_{20h}, mgO_2/gVS).

Lasaridi and Stentiford (1998) have proposed a procedure for a liquid phase respirometric method. Although the respirometric method developed by Lasaridi and Stentiford (1998) is one of the simplest techniques, it requires the use of a dissolved oxygen (DO) probe which must be periodically calibrated and maintained under strict conditions which makes the method expensive and not always available. Recently, several approaches based on determination of the oxygen consumption by measuring the pressure in the gas phase above the solid sample or liquid suspension contained in an airtight vessel were developed. The commercially available OxiTop® measuring system provides static respiration index and appeared as a method less complicated than other static methods (oxygen generation methods) and dynamic methods. Binner et al. (2012) found a very strong correlation between respiration index obtained by the Sapromat® and OxiTop® method, although OxiTop® clearly gave lower values (88% on average) than Sapromat®. However, OxiTop® remained as an expensive and sophisticated method which is unavailable for most applications in developing countries (Bożym, 2012) as well as in composting installations of small municipalities (Oviedo-Ocaña et al., 2015) and particularly for home and community level composting programs.

Thus a need arises for simpler methods to determine the compost stability. In the wastewater field, the biochemical oxygen demand (BOD₅) method is universally used and accepted as a standard method for the determination of readily biodegradable organic matter. In fact, OxiTop® method with the sample in suspension is based on the same principles of the BOD₅ method, as previously reported (Grigatti et al., 2007; Aspray et al., 2015). The direct determination of BOD₅ in eluates obtained by water-extraction of waste or compost samples have done contradictory results, being discarded as a stability index for fresh solid waste samples (Barrena et al., 2009), while a correlation between cumulative oxygen consumption during 4 days and eluate BOD₅ was reported.

Barrena et al. (2009) attributed this behaviour to the possible presence of significant amount of non-extractable biodegradable organic matter, which is not accounted in the eluate BOD₅ test but degraded in the solid simple respirometry assay. Similar results were obtained by Cossu and Raga (2008), who found a correlation between the ratio of BOD₅ to COD (chemical oxygen demand) in eluates and the static respiration index of compost solid sample but not for solid waste excavated from landfills. These previous attempts of BOD₅ use as stability indicator are promising and we hypothesize that the determination of BOD₅ on a compost dispersion (as that used by Lasaridi and Stentiford, 1998) instead on the compost eluate could give better results.

The objective of the present research was to develop a respirometric method based on economical, simple and robust techniques usually present as ordinary equipment in many laboratories of wastewater analysis over the world. With this aim, we propose the use of the standard method for biological oxygen demand (BOD₅) analysis in wastewater (APHA, 2005), and determine the suitable conditions of application to obtain the accumulated oxygen demand of compost samples. For this purpose, an ordinarily used BOD₅ manometric apparatus was used with liquid (in suspension) compost samples and the results were compared with those obtained by the respirometric method of Lasaridi and Stentiford (1998). Furthermore, an attempt to use the same equipment for the direct BOD₅ determination of solid samples was carried out.

3.3 Materials and methods

3.3.1 Compost samples

The compost used in this study comes from a composter bin of 340 L (Container KOMP 340) receiving organic waste from a university canteen, mixed with bulking agent in 1:1 vol. ratio. Bulking agent consisted of finely shredded (<5mm grain size) green waste (pruning included) also generated in the university campus and provided by the garden maintenance company. Samples of stabilized compost (S), with a minimum of 90 days of processing, and fresh or unstable compost (UN) obtained during the first two weeks of the process were used. From the original compost sample the coarse particles of more than 10 mm size are removed to obtain the sample of fine compost, which is used for the stability tests.

3.3.2 Respirometric methods used and common requisites

Three different methods were applied to samples of unstable and stabilized compost:

- 1) As reference, an adaptation of the respirometric method of Lasaridi and Stentiford (1998) was used (Fig. 3-1A), which enables to determine the standard respiration index of stable and unstable samples.
- 2) BOD method in liquid phase: The compost sample is dispersed in water and the biological oxygen demand is determined. The measurements are performed under defined conditions of nutrient availability and inhibition of nitrification.
- 3) BOD method in dry (solid) phase: The compost sample is only corrected for moisture (60-70%) and added as solid to the BOD bottle.

All assays were carried out in duplicated in a room with a controlled temperature at 30°C. BOD assays consisted of measuring the pressure drop in the headspace in the closed bottle. In this study the equipment "BOD Sensor VELP Scientifica" has been used (Fig. 3-1B). This included BOD bottles of 525 mL of total volume, pellets of sodium hydroxide (NaOH) for the absorption of CO₂ produced, and pressure reduction transducer for oxygen consumption measurement. The system records the BOD value after each 24 hour period until day 5, provided that they do not exceed the range in the selected scale. If this happens it is necessary to restore the availability of oxygen by opening the system to air, reset the meter and re-start measurement. In this case, previously accumulated data were manually added to the new measurement. As the most common BOD devices, VELP Scientifica equipment have different measurement scales for the application based on the expected BOD of the sample, and each scale uses a different sample volume. Selecting the suitable scale is an important factor in order to obtain reliable BOD values, although we hypothesize that the criteria should be the same as for BOD determination in wastewater samples. In any case, depending on the predictability of the BOD in the dispersed compost mixture, it may be necessary to use two scales simultaneously in replicated assays.

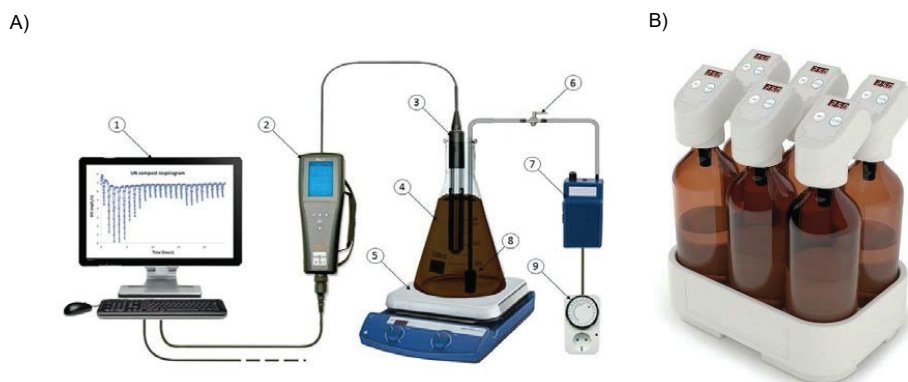


Fig. 3-1. A) Layout of the respirometry system with DO probe, where: 1) Computer, 2) DO meter, 3) DO probe, 4) Compost suspension, 5) Magnetic stirrer, 6) Stopcock, 7) Air pump, 8) Air stone, 9) Timer. B) BOD Sensor system (VELP Scientifica). Note that the system A only allows to determine a sample at a time (it must be multiplied for more than one sample), whereas the B compact system allows the determination of 6 samples simultaneously.

For liquid phase methods A and B, a sample of fine compost (3-8 g wet matter, depending on the expected activity), was dispersed in 400 mL of distilled water in a solid grinder or kitchen blender, and then passed through a sieve of 3 mm mesh to remove coarse particles that have not been crushed. This means that near all organic matter particles were shredded to a size <3 mm and all the biodegradable substrate was transferred to the liquid suspension. Following, 15 mL of the phosphate buffer (PB), 5 mL of each of the nutrient solutions of CaCl₂ (27.5 g/L), FeCl₃·6H₂O (0.25 g/L) and MgSO₄·7H₂O (22.5 g/L) were added. These solutions were prepared according to standardised methods to determine BOD (APHA, 2005). These methods ensure that the respirometric tests did not have any limitations caused by pH fluctuations or nutrient availability. Furthermore, 1 mL of the solution allylthiourea (ATU, 1 g/L) was also added as a nitrification inhibitor in order to suppress the potential of nitrogen oxygen demand. pH was regulated to 7.0-7.1 with dilute solutions of NaOH or HCl and the total volume was completed with distilled water to 500 mL. When necessary, all the amounts were double in order to obtain 1000 mL of compost suspension.

Simplicity is the main characteristic of the BOD system (Fig. 3-1B), because it uses more compact and simpler equipment, as well as a more defined procedure, and easily allows the simultaneous determination of several samples. On the other hand, the method with oxygen probe requires a more sophisticated installation (Fig. 3-1A) which must be multiplied in order to analyse several samples at a time.

3.3.3 Respirometric method in liquid phase with DO probe (SOUR)

With this method we determined reference values for the specific oxygen uptake rate (SOUR). 500 mL of the compost dispersion prepared and supplemented as indicated in section 2.1 was transferred to a 500 mL Erlenmeyer flask. The solution in the flask was stirred for the duration of the test (a minimum of 20 hours) and during the test period aerated for 45 minutes and rested for 15 minutes each hour with the help of a timer and an aquarium air pump. Slow stirring speed was applied so no turbulence was created within the liquid. The aeration must be sufficient to raise the oxygen concentration quickly after each period of non-oxygenation but avoiding a too vigorous aeration which could carry material out of the flask. For this, a small valve, placed in the ventilation channel, and an air diffuser at the end of the channel in the inner base of the flask, was used. A layout of the system is shown in Fig. 3-1A.

Dissolved oxygen measurements were recorded every 2 minutes from the start, using the YSI Pro ODO Optical Dissolved Oxygen Instrument (portable DO probe). At the end of the process (generally, from 20 to 24h) data was transferred to a computer and the corresponding respirogram was obtained. Optionally, data can be transferred to the computer on real time thus allowing following the course of the experiment. Respirogram analysis was done on a spreadsheet and consisted of obtaining the slopes of the respirogram (i.e. the rate of oxygen concentration) during non-aeration periods. The SOUR curve was obtained by dividing the slope by the compost concentration (volatile solids, VS) and plotting it against the time. Two derived parameters are obtained:

SOUR_m: The maximum specific oxygen uptake rate (in mgO₂/gVS·h).

ASOD_{20h}: The specific oxygen demand (in mgO₂/gVS) accumulated after 20 hours, which is the area under the SOUR curve between t=0 and t=20 h, and was calculated by applying a graphical integration method.

3.3.4 BOD method in a liquid phase (LBOD)

An aliquot volume ranging between 100 and 400 mL representative of the compost dispersion prepared and supplemented as indicated in Section 2.2 was carefully obtained and subjected to BOD measurement following the instructions of the equipment manufacturers (VELP Scientifica). The test gives the BOD curve (mgO₂/L) plotted against time in days. This curve will become liquid specific biological oxygen demand rate (LBODr) by the following equation (for each time t of measurement):

$$\text{LBODr (mgO}_2\text{/gVS}\cdot\text{d)} = \text{BOD} / (\text{t} \cdot \text{VS})$$

where t is the measuring time (d) and VS the volatile solids concentration in the sample (mg VS/L). For t = 5 d, this equation gives the average LBODr over the 5 days assay (LBODr_{5d}).

In addition, the liquid accumulated specific biological oxygen demand (LABOD_{5d}) after 5 days of assay was obtained as:

$$\text{LABOD}_{5d} \text{ (mgO}_2\text{/gVS)} = \text{BOD}_5 / \text{VS} = \text{LBODr}_{5d} \cdot 5$$

3.3.5 BOD method in solid phase (DBOD)

As an alternative to the liquid phase method above described, it was considered that the standard equipment of the BOD method in the liquid phase could also be used to measure the oxygen consumption in the solid (dry) phase (DBOD). The sample of fine compost is added directly as solid to the BOD bottle test without nutrients or other additives. As the volume of the compost sample was smaller than the lower volume sample of the BOD test (100 mL), the lower volume scale was selected and a simulated sample concentration was used for calculations. This simulated sample concentration was obtained by dividing the sample amount used (gVS) by the scale volume (0.1 L). Additionally, as the volume of air phase in the assay bottle was approximately 23% higher than that corresponding to the liquid BOD method, a factor of correction of 1.23 was applied in order to obtain equivalent dry biological oxygen demand rate (DBODr). In this way, while the test result is also a BOD curve, expressed in mgO₂/L versus time in days, the DBODr curve is obtained by the following equation:

$$\text{DBODr (mgO}_2\text{/gVS}\cdot\text{d)} = \text{BOD} \cdot 1.23 / (\text{t} \cdot \text{VS})$$

where t is the measuring time (d) and VS is here the simulated concentration of volatile solids of compost sample used in the test. For t = 5 d, this equation gives the average DBODr over the 5 days assay (DBODr_{5d}).

In addition, the dry accumulated specific biological oxygen demand (DABOD_{5d}) after 5 days of assay was obtained as:

$$\text{DABOD}_{5d} \text{ (mgO}_2\text{/gVS)} = \text{BOD}_5 / \text{VS} = \text{DBODr}_{5d} \cdot 5$$

3.3.6 Numerical analyses

Calculations of mean and standard deviation values, coefficients of variation, regression analysis and numerical integration were carried out in Microsoft Excel, as well as one-way analysis of variance to compare sets of data by means of the probability (p) value.

3.4 Results and discussion

3.4.1 SOUR method

Oxygen flow and stirring speed may influence the respirogram resolution. The first tests have shown that these parameters should be regulated so that a stirring speed below 100 rpm and gentle aeration are obtained. Too high a stirring speed gives agitation resulting in noise in the reading caused by generating air bubbles within the liquid. If no mixing takes place there is a reduction in the speed value of the recorded oxygen consumption. In an experiment with mature compost and four successive periods of 10 minutes of stirring followed by 10 minutes of not stirring, oxygen consumption resulted in $2.25 \pm 0.20 \text{ mgO}_2/\text{L}\cdot\text{h}$ (60-100 rpm agitation) and $0.76 \pm 0.11 \text{ mgO}_2/\text{L}\cdot\text{h}$ (without agitation).

These data show that agitation is necessary, but should not be excessive. Simple laboratory stirrers are enough if they allow selecting and maintaining a reliable reduced agitation. On the other hand, the aeration equipment should allow regulation of the flow, at least qualitatively, to prevent the excess production of large foam during the test, or even to prevent the output of part of the sample from the flask.

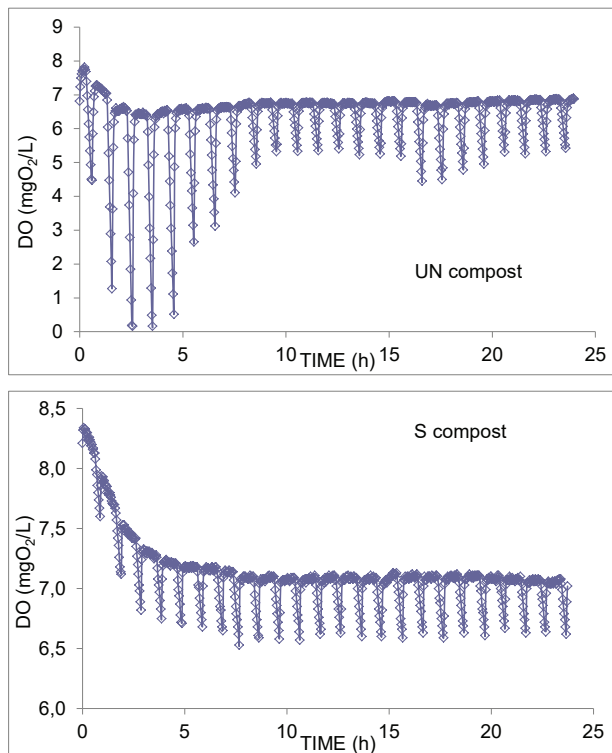


Fig. 3-2. Respirograms obtained for unstable compost (UN) and stable compost (S) in liquid phase using the OD probe (SOUR method). Note the different scales on the vertical axis.

Having chosen the operating conditions, two tests in duplicate with stabilized and unstable compost have been conducted. Also, in a further stabilized compost trial, 150 mg of glucose was initially added, with the aim of analysing the test response to the presence of an easily biodegradable substrate. Fig. 3-2 presents the typical respirograms obtained and Fig. 3-3 SOUR curves versus time.

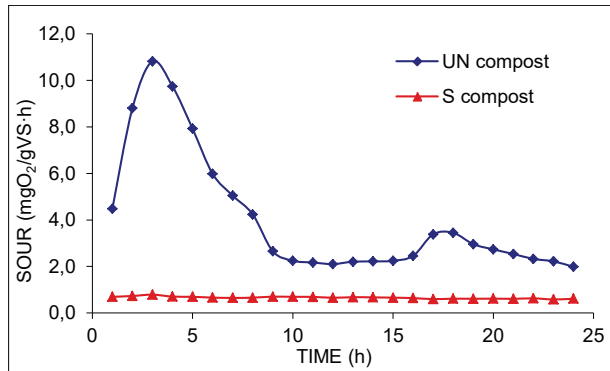


Fig. 3-3. Typical SOUR curves versus time for stable (S) and unstable (UN) compost (liquid phase with OD probe), from which the values of SOUR_m and ASOD_{20h} were obtained.

Table 3-1 shows the parameters derived for SOUR method testing with stabilized and unstable compost. Both index SOUR_m and ASOD_{20h} are clearly differentiated for one compost from another, being much higher in the case of non-stabilized compost. The stabilized compost had a SOUR_m below 1 mgO₂/gVS·h, thus agreeing with the figures given by Lasaridi and Stentiford (1998) and recently proposed as standard by European Commission (2014) for stable compost. The stabilized compost offered a SOUR basis around 0.5 mgO₂/gVS·h and with no variation of oxygen consumption throughout the time (Fig. 3-3). The unstable compost presents a SOUR_m which is 6 to 10 times higher than that of the stabilized compost, with the maximum in the first hours of testing, due to the degradation of organic matter easily biodegradable. Once this is degraded the curve of oxygen consumption declines but remained over a SOUR basis of 2 mgO₂/gVS·h, almost four times that of stabilized compost.

Table 3-1. SOUR_m, SOUR basis and ASOD_{20h} for two different samples of compost (repirometry in liquid phase with OD probe).

	UN compost			S compost			
	UN1	UN2	Mean	S1	S2	S3	Mean
Compost sample (g)	8.04	5.20	6.6±2.0	8.0	8.1	8.0	8.0±0.1
VS (g/L)	2.57	1.68	2.1±0.6	2.88	2.42	2.88	2.7±0.3
SOUR basis (mgO ₂ /gVS·h)	2.1	2.9	2.5±0.6	0.55	0.55	0.35	0.5±0.1
SOUR _m (mgO ₂ /gVS·h)	10.8	6.0	8.4±3.4	0.8	1.0	0.7	0.8±0.2
ASOD _{20h} (mgO ₂ /gVS)	83.4	75.6	79.5±5.5	12.5	13.2	nd	12.8±0.5
ASOD _{20h} / SOUR _m	7.7	12.7	10.2±3.5	15.8	14.4	nd	14.4±2.1

3.4.2 BOD method in liquid phase (LBOD)

As a preliminary trial, five duplicate trials with stable compost were carried out using different concentrations of compost (from 0.2 to 3.0 gVS/L) and BOD equipment scales in order to obtain a first value of BOD₅ of the compost sample. From the ASOD_{24h} of 12.8 mgO₂/gVS previously obtained with the SOUR method (Table 3-2), an estimation of maximum BOD₅ of 77.1 mgO₂/gVS was obtained by extrapolation from 20 to 120 h (5 d). However, the correct liquid BOD assay indicated a BOD₅ only 17.5±1.1 mgO₂/gVS, which resulted about 22.4 % of the indicated maximum. From this preliminary trial, it was also considered that the final reading should not be less than 15%, and preferably should be higher than 30% of full scale of BOD equipment. Furthermore, the concentration of VS in the assay should not be less than 0.5 g/L, and it is suggested to work on the order of 2 gVS/L.

Table 3-2. Results of respirometric assays with BOD in liquid phase.

Compost sample	UN1	UN2	UN3	S1	S2
Scale (range, mg O ₂ /L)	A (<1000)	B (<600)	C (<250)	D (<90)	D (<90)
Volume (mL)	100	150	250	400	400
Compost sample (g)	1.04	1.56	4.06	6.61	6.58
Conc. (gVS/L)	1.68	1.68	2.60	2.44	3.01
BOD ₅ (mgO ₂ /L)	215.5±7.8	193.0±18.4	366.0±14.1	50.4 ± 3.9	52.6±3.1
Final reading (% maximum)	21.6	32.2	146.4 ^b	56.0	58.4
LABOD _{5d} (mgO ₂ /gVS)	128.3 ± 4.6	114.4 ± 10.9	137.1 ± 5.2	20.6 ± 1.6	17.5±1.0
LBOD _{r5d} (mgO ₂ /gVS·d)	25.7±0.9	22.9±2.2	27.4±1.0	4.1±0.3	3.5±0.2
CV (%)	3.6	9.5	3.9	7.7	5.9
LABOD _{5d} / ASOD _{20h} ^a	1.61	1.44	1.72	1.60	1.36
LBOD _{r5d} / SOUR _m ^a	3.1	2.7	3.3	5.0	4.3
LBOD _{r5d} / ASOD _{20h} ^a	0.32	0.29	0.34	0.32	0.27

^a Ratio between index from LBOD method and SOUR method. ^b During this assay the bottle was opened in order to re-establish oxygen availability and the measurement was re-started.

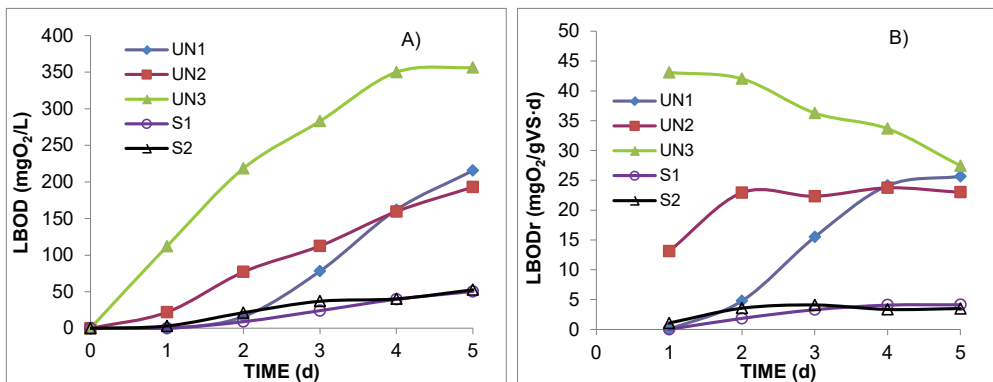


Fig. 3-4. Evolution of LBOD curves (A) and LBODr curves (B) for two types of compost (UN: unstable, S: stable) in liquid phase BOD assays.

Once these criteria were established, 4 new duplicate trials using different types of compost were conducted and the results were contrasted with those obtained in respirometric analysis that were performed in pairs when the BOD was under study. The results are shown in Fig. 3-4 and in Table 3-2, including that obtained for the valid assay from the preliminary trial.

As BOD equipment only registered accumulated oxygen consumption at the end of each day, it is clear that the maximum LBODr (Fig. 3-4B) cannot have the same values and meaning than the SOUR_m obtained from the OD probe method. On the other hand, Fig. 3-4B indicated that, when assay conditions are varying (i.e., VS concentrations and volume sample or scale), comparable values of specific oxygen consumption rate were obtained only after about 4 to 5 days of experiment. Taken into account this behaviour, only the values of LABOD and LBODr at 5 days can be used as respirometric indices. These two indices have in fact the same meaning, as $LBODr_{5d} = LABOD_{5d}/5$. However, as in wastewater BOD assays, analysing BOD curves and LBODr curves evolution offer valuable information to trained personal to interpret the trial quality.

The method clearly shows the difference between the LBODr_{5d} of stable and unstable composts, with mean values of 25.3 ± 2.3 mg O₂/gVS·d and 3.8 ± 0.4 mg O₂/gVS·d, respectively. While coefficients of variation for duplicated assays in the same conditions were small (3-10%, Table 3-2), slightly high values (9-12% for mean values of UN and S compost samples) were obtained when concentration and measuring scale were varied. But both indicate a good reproducibility of the method. Furthermore, it must be noted that this reduced coefficient of variation for duplicate assays indicates that obtaining an aliquot of the compost dispersion volume is an accurate operation which allow us to use a high amount of solid sample while a reduced amount of compost in the BOD assay.

Table 3-2 also shows the ratios $LABOD_{5d}/ASOD_{20h}$ and $LBODr_{5d}/SOUR_m$, comparing indices from methods A and B. $LABOD_{5d}$ only results 36-73% higher than $ASOD_{20h}$. Significant differences between $LBSOD_{5d}/ASOD_{20h}$ ratios for UN and S compost samples were not found ($p=0.50$). However, it should be of interest the ratio $LBODr_{5d}/SOUR_m$ because the accepted limit for stability was established in terms of $SOUR_m$. From data in Table 3-2, mean values of $LBODr_{5d}/SOUR_m$ ratio resulted of 3.0 ± 0.3 for UN compost and 4.6 ± 0.5 for S compost, which are significantly different ($p=0.02$). This means that the $LBODr_{5d}/SOUR_m$ ratio is dependent on the degree of stabilization and probably also on the type of compost. These results indicate that integrated index (i.e. ratio $LABOD_{5d}$ and $ASOD_{20h}$) could offer a better characterization of the process than punctual peak index (i.e. $SOUR_m$), consideration that agrees with the results of Scaglia et al. (2007). Thus, the equivalence between BOD₅ and SOUR methods should be established through the ratio $LBODr_{5d}/ASOD_{20h}$, offering a constant value of 0.31 ± 0.03 which is independent of the degree of compost stabilization.

In the present case, S compost samples showed a $SOUR_m$ of 0.8 mg O₂/gVS·h very close to the limit value of 1 mg O₂/gVS·h indicated for stable compost. Thus, for the particular compost type used in this study, the equivalent stability limit resulted in 4.6 mgO₂/gVS·d of LBODr_{5d}. More research is needed to determine if this value is typical of each compost type or may be generalized as a unique threshold value for compost stability. In any case we must point out that, at the moment,

the benchmarks for the classification of compost as stable or unstable will depend on the method and materials used, as well as test conditions, according to background information on this issue (Barrena et al., 2006; Wagland et al., 2009) and general literature on the subject.

Veeken et al. (2007) and Aspray et al. (2015) report the use of OxiTop® with compost samples in suspension incubated for 7 d. Veeken et al. (2007) proposed a classification with four stability classes with the following threshold $LBODr_{7d}$ values ($mgO_2/gVS \cdot d$): <4 (very stable), 4-11 (stable), 11-23 (unstable) and >23 (very unstable). Our results agree with this classification, as the respiration index for stable compost of $4.6 mgO_2/gVS \cdot d$ (as $LBODr_{5d}$) was obtained as indicate above. Although in our assays the measuring time was extended to 7 d, the evolution of $LBODr$ curves in Fig. 3-4B suggests that the corresponding $LBODr_{7d}$ should not be very different from the obtained $LBODr_{5d}$. In addition, Veeken et al. (2007) obtained of about $20 mgO_2/gVS \cdot d$ for bio-waste composted for 1-2 weeks, which are similar to our unstable compost samples, while higher values, ranging from 40-230 $mgO_2/gVS \cdot d$ were reported for fresh bio-waste. Aspray et al. (2015) reported a strong correlation between the respiration index obtained from OxiTop® with sample in suspension and two dynamic respirometers. The OxiTop® offered similar values at respiration rates up to $50 mgO_2/gVS \cdot d$ but about 2.5 times higher values for respiration rates ranging from 70 to 212 $mgO_2/gVS \cdot d$. This over estimation of high biodegradability rates was explained because highly active samples went out of range for the test requiring estimation of results by extrapolation from limited data. This results suggest that respiration index must not be obtained by extrapolation from limited periods of data, being preferable the re-aeration by opening the bottles and re-start the readings.

The assay UN1 (Table 3-2) was carried out with the smaller amount of compost sample (1 g wet matter in 100 mL of compost suspension, obtained by dispersion of 5 g wet sample in 500 mL of water) which we recommend as representative. In fact, 5 g wet sample was within the range of 3-8 g wet sample established by Lasaridi and Stentiford (1998). In the higher scale of the BOD equipment (scale A, up to 1000 mg BOD/L, Table 3-2), the maximum $LBODr_{5d}$ for a sample of these characteristics would be $119 mgO_2/gVS \cdot d$. In practice, establishing a minimum compost sample amount of 5 g (wet sample) to be dispersed in 500 mL of water, and considering a range of 0.1-0.4 g VS/g wet matter for most composts of different origins, the maximum $LBODr_{5d}$ for this BOD equipment (scale A, up to 1000 mg BOD/L, 100 mL of liquid sample) will be in the range of 50-200 $mgO_2/gVS \cdot d$. Although this range is representative of the respiration rate of several fresh organic wastes, it also means that the readings can go out of range and the opening, reset and re-start of reading could be necessary in some cases. With this operation, the proposed LBOD method can be applied to any organic waste disregarding its biodegradability rate.

Our results as well as those of Veeken et al. (2007) and Aspray et al. (2015) clearly show that the determination of the BOD of a water dispersion of compost is a reliable method to obtain its respiration index. However, while Veeken et al. (2007) and Aspray et al. (2015) used sophisticated equipment specific designated for the determination of compost and organic waste samples, our results confirm that similar results can be obtained with ordinary manometric apparatus used for standard analysis of wastewater BOD. The main advantage of this alternative method is the simplicity of operation, the low equipment cost and the frequent availability of BOD equipment in many laboratories, while it maintained the advantages of the aqueous suspension methods in

comparison to solid sample method (Lasaridi and Stentiford, 1998; Grigatti et al., 2007; Wangland et al, 2009).

3.4.3 BOD method in solid phase (DBOD)

A series of tests with different amounts of stable compost have been conducted in dry conditions using the BOD equipment. The results are shown in Fig. 3-5. Assays with less than 0.5 g VS (i.e. 3 g wet matter of stable compost) yield too high DBODr values but constant values were obtained for samples in the range of 0.5-1.5 g VS (3-8 g wet matter). Furthermore, in this range of concentration, a stable DBODr ($5.9 \pm 0.5 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{d}$) was obtained from 3 to 7 d of BOD assay (Fig. 3-5B). Average after 5 days of incubation for D3 and D4 assays resulted in $5.8 \pm 1.2 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{d}$ ($\text{DBODr}_{5\text{d}}$), while after 7 d resulted in a close value of $5.6 \pm 0.0 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{d}$ ($\text{DBODr}_{7\text{d}}$). These values are somewhat higher than that of $3.8 \pm 0.4 \text{ mg O}_2/\text{gVS}\cdot\text{d}$ obtained as $\text{LBODr}_{5\text{d}}$ for the same type of compost (Section 3.2). Considering the SOUR_m of $0.8 \text{ mg O}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$ of these compost samples, the stability threshold for $\text{DBODr}_{5\text{d}}$ result in $7.2 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{d}$. As solid phase BOD assay did not used nitrification inhibitors, the contribution of oxygen consumption by ammonium nitrifying microorganisms could be the reason for higher values of $\text{DBODr}_{5\text{d}}$ in comparison to $\text{LBODr}_{5\text{d}}$ values.

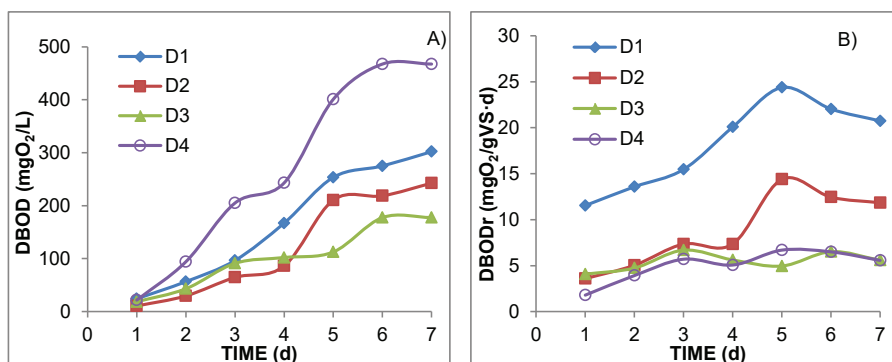


Fig. 3-5. Evolution of DBOD curves (A) and DBODr curves (B) for stable compost using different sample amounts (D1: 0.26, D2: 0.36, D3: 0.56, D4: 1.47 gVS).

The sample size in dry BOD test should be in the range of 3 to 10 grams of wet compost, which guarantee a minimum of 0.5 g VS. In comparison, the sample size in liquid BOD test was smaller, in the range of 0.5-2 g of wet compost, but accurate sample aliquots may be obtained by dispersing a higher amount of compost in a large liquid volume as indicated in Section 3.2. Thus, in this aspect, both liquid and dry BOD methods are equivalent to OD probe respirometric technique. For low activity samples, DBOD test is the simplest among the three alternatives, although as no nutrients are added it may be only applicable to samples of equilibrated compost and active compost, unless activation and nutrient deficiencies were corrected. Furthermore, the use of a nitrification inhibitor with solid samples is not an easy operation, hindering the obtaining the carbonaceous matter respiration index. For highly active samples, frequent re-aeration would be necessary with the DBOD test, up to a couple of times a day, as indicated by Bożym (2012) for OxiTop® method. This makes the method more laborious and inaccurate to be used with very active compost or waste samples.

3.5 Conclusions

Ordinary BOD equipment used in standardised analysis of BOD in wastewater samples was successfully applied to the determination of respiration index of stable and unstable compost samples. The main obstacle to accomplish the BOD method to compost samples was to obtain a small representative sample which was facilitated by the use of aliquots of water dispersion of a big compost sample. This can be easily done with the LBOD (liquid) method, which makes this method preferable over the DBOD (dry sample) because of simplicity, accuracy and potential application to compost and waste samples independent of its activity.

The results of compost respiration index using ordinary equipment and standard conditions of wastewater BOD analysis after 5 days of incubation ($LBOD_{5d}$) were compared with the results of a respirometric reference technique in liquid phase with airflow and monitoring by dissolved oxygen probe. This reference method gives the maximum specific oxygen uptake rate ($SOUR_m$) and the accumulated specific oxygen demand ($ASOD_{20h}$) at 20 hours. For the compost samples analysed, the ratio $LABOD_{5d}/ASOD_{20h}$ resulted independent of the degree of compost stabilisation, but not the ratio $LBOD_{5d}/SOUR_m$, indicating the better characterisation of the process by mean of integrated index (i.e. ratio $LABOD_{5d}$ and $ASOD_{20h}$) than by punctual index (i.e. $SOUR_m$). In addition, for the assayed compost it was found that the stability threshold equivalent to the reference $SOUR_m$ of $1 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$ resulted in $4.6 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{d}$ of $LBOD_{5d}$ which is in accordance with other stability limits for integrated index found in the scientific texts.

3.6 References

- Adhikari, B.K., Trémier, A., Martínez, J. and Barrington S. (2010). Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Manage Res* 28, 1039-1053.
- Andersen, J.K.; Boldrin, A.; Christensen, T.H. y Scheutz, C. (2011). Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Manage* 32, 31–40.
- APHA (2005). *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater*, 21st Ed. Washington: American Public Health Association/American Water Works Association/ Water Environment Federation.
- Aspray, T.J., Dimambro, M.E., Wallace, P., Howell, G., Frederickson, J. (2015). Static, dynamic and inoculum augmented respiration based test assessment for determining in-vessel compost stability. *Waste Management* 42, 3-9.
- Barral, M.T., Moldes, A., Cendón, Y., Diaz-Fierros, F. (2007). Assessment of municipal solid waste compost quality using standardized methods before preparation of plant growth media. *Waste Manage. Res.* 25, 99–108.
- Barrena Gómez, R.; Vázquez Lima, F. e Sánchez Ferrer, A. (2006). The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Manage Res* 24: 37–47.
- Barrena, R., d'Imporzano, G., Ponsá, S., Gea, T., Artola, A., Vázquez, F., Sánchez, A., Adani, F. (2009). In search of a reliable technique for the determination of the biological stability of the organic matter in the mechanical–biological treated waste. *Journal of Hazardous Materials* 162, 1065-1072.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A. e Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technol* 63: 91-99.

- Binner, E., Böhm, K., Lechner, P. (2012). Large scale study on measurement of respiration activity (AT₄) by Sapromat and OxiTop. *Waste Management* 32, 1752-1759.
- Bożym, M. (2012). Analytical issues in the assessment of waste stabilisation degree after biological treatment. *CHEMIK* 2012, 66, 11, 1211-1218.
- Cossu, R., Raga, R. (2008). Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste. *Waste Management* 28, 381-388.
- European Commission (2014). End-of-Waste Criteria for Biodegradable Waste Subjected to Biological Treatment (Compost & Digestate): Technical Proposals. JRC Scientific and Policy Reports. <http://ftp.jrc.es/EURdoc/JRC87124.pdf> (last access: 07/08/2015).
- Grigatti, M., Dios-Pérez, M., Blok, W.J., Ciavatta, C., Veeken, A. (2007). A standardized method for the determination of the intrinsic carbon and nitrogen mineralization capacity of natural organic matter sources. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 493-1503.
- Lasaridi K.E. and Stentiford E.I. (1998). "A simple respirometric technique for assessing compost stability". *Water Research*. Vol 32, n°12, pp 3717-3723.
- Lleó, T.; Albacete, E.; Barrena, R.; Font, X.; Artola, A.; Sánchez, A. (2013). Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *J Clean Prod* 47, 70-76. doi: 10.1016/j.jclepro.2012.08.011.
- Moreno, J.; Moral, R. (2008). *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Oviedo-Ocaña, E.R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L.F., Hoyos, L.V., Gonzales, S., Barrena, R., Komilis, D., Sanchez, A. (2015). Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Management*, In Press, [Doi: 10.1016/j.wasman.2015.07.034](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.034).
- Scaglia, B., Erriquens, F.G., Gigliotti, G., Taccari, M., Ciani, M., Genevini, P.L., Adani, F. (2007). Precision determination for the specific oxygen uptake rate (SOUR) method used for biological stability evaluation of compost and biostabilized products. *Bioresource Technology* 98, 706-713.
- Vázquez, M.A., Sen, R., Soto, M. (20015). Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes (sent to *Bioresource Technology*).
- Veeken A., Blok W., Moolenaar S., Grigatti M. (2007) Standardized determination and classification of compost organic matter stability. *Proceedings 2nd BOKU Waste Conference*, 16 – 19 April, 2007, Vienna, Austria. <http://wasteconference.boku.ac.at/>.
- Wagland, S.T., Tyrrel, S.F., Godley, A.R., Smith, R. (2009). Test methods to aid in the evaluation of the diversion of biodegradable municipal waste (BMW) from landfill. *Waste Management* 29, 1218-1226.

Chapter 4

Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water re-use

4. Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water re-use

4.1 Abstract

Composting of solid fraction of swine manure is a usual practice in most farms in order to obtain a fertilizer of better quality. Due to the negative hydric balance of the composting process, watering the composting material is necessary, what may be carried out with liquid fraction of pig manure. In this way, substantial amounts of liquid fraction can be treated by composting, allowing the recovering the nutrients and reducing the volumes to be transported to the more distant crop fields or subjected to further treatment. Thus, the main objective of this research was to study the treatment of liquid fraction of pig manure by co-composting with solid fraction of pig manure and other solid biowaste generated in rural areas. The present research is part of a project to find an integral solution for pig manure consisting of nutrient recovery through compost production and water re-use after biological purification in constructed wetlands. In accordance with the European waste management hierarchy, sustainable and low cost cleaner technologies aiming at resource recovery must be developed as an alternative to conventional technologies applied to the treatment of pig manure. This paper presents the results of composting of liquid fraction of fresh manure, which is conceived at the same time as a pig wastewater pre-treatment, wastewater volume reduction and a nutrient recovery system. Two 30 m³ turned windrows were constituted with solid fraction of pig manure and *Populus* spp. wood chips as bulking material at volume ratios of 1:1 and 1:2 and watered intensely with liquid fraction whilst thermophilic temperatures were maintained. Subsequently, both windrows were divided and the new windrows each received the same quantity of a different organic waste (solid fraction of pig manure, sawdust and grape bagasse), being watered with liquid fraction for a further 30 days. Stabilised composts with a nitrogen content ranging from 1.8 to 2.0% and a carbon to nitrogen ratio from 14.0 to 18.8 were obtained. Water balances showed evaporation rates ranging from 14 to 76 L/t total solids·d and overall evaporation ratios from 1-2.7 m³/t total solids, referred to dry matter of solid waste. While the reduction of liquid fraction volume ranged from 58 to 88% (depending on the watering rate), mass reduction of pollutants reached approximately 90% of total Kjeldahl nitrogen, ammonium and suspended solids. In comparison with traditional composting processes of solid fraction, our results show that huge amounts of liquid fraction can be treated by co-composting with solid fraction and other solid wastes. Integrating the liquid fraction of pig manure in the composting process has improved the compost quality and has reduced the pollutant load in the remaining liquid fraction, which makes possible an advanced treatment in constructed wetlands in order to reach the necessary water quality to be recycled or even to discharge in natural water bodies. In this way, both composting and constructed wetland systems can offer an integral solution for the recovery of water and fertilizer elements contained in pig manure and diverse locally generated solid wastes. However, in spite of these benefits, more research focusing on nitrogen balances, ammonia volatilisation and greenhouse emissions will be of great interest.

4.2 Introduction

In Europe, pig production is concentrated in a few countries, with Denmark, France, Germany, the Netherlands, Poland and Spain accounting for more than two thirds of pig breeding (Eurostat, December 2008 survey). High volumes of pig manure generated in some areas must be correctly managed to prevent serious environmental problems, manure storage in tanks or lagoons and application to crop fields as fertilizers being the most common system. Environmental risks involve greenhouse gas emission, saturation of soils, pollution of groundwater and surface water by nitrates and phosphorus, a high concentration of heavy metals such as copper (Cu) and zinc (Zn) in soils and increasing transport costs, to name but a few. The main environmental concerns were global warming from greenhouse gas emissions, aquatic eutrophication and acidification from ammonia emissions as well as respiratory effects on human and terrestrial eutrophication, both potentially caused by ammonia emission from pig manure (Prapasongsa et al., 2010; Thu et al., 2012). In order to avoid or limit these impacts, a maximum nitrogen surface dose has been established. As a consequence, in many regions with intensive breeding practices, there are not always enough cultivated fields close to the farm facility, thus transport costs increase and there is a need for on-site pig manure. Aerobic treatment aiming for nitrification and denitrification is a conventional treatment technology applied to liquid fraction (LF) of pig manure (Martinez-Almela and Barrera, 2005; Borin et al., 2013) but its high cost and certain unresolved operating problems do not eliminate the need for a low cost and sustainable cleaner technologies, in line with the European waste management hierarchy. With the aim of facilitating the direct LF re-use and nutrient recycling, different composting approaches for LF have been proposed (Li et al., 2008; Barrena et al., 2011; Bustamante et al., 2013; Vázquez et al., 2013).

The high moisture of pig manure (>95%) makes its treatment by composting difficult, although more concentrated manures could be composted by mixing it with amendment and bulking material (Ros et al., 2006; Barrena et al., 2011). However, usually only the separated solid fraction (SF) of pig manure is subjected to composting (Bernal et al., 2009; Cerutti et al., 2011; Thu et al., 2012). Depending on their characteristics, SF may be composted without amendment and bulking materials or by mixing with different materials at several ratios ranging from 3:1 to 1:3 SF: amendment (Martinez-Almela and Barrera, 2005; Huang et al. 2006; Ros et al., 2006). Nolan et al. (2011) found that the addition of a bulking agent (4:1 mass ratio SF: bulking agent) and initial water content below 60% were necessary for composting pig manure SF at a low initial carbon (C) to nitrogen (N) ratio in enclosed vessels. For this purpose, a variety of amendment and bulking materials have been mentioned in literature such as straw, sawdust, wood chips, wood savings, zeolite, vineyard bagasse, peat, peanut shells, rice hull, shredded green waste and chicken litter.

In order to provide adequate conditions for composting, several physical and chemical properties of the organic matrix must be observed. Main parameters are moisture content and C/N ratio, with optimal ranges of 40–60% and 20–25 (Huang et al., 2006, Adhikari et al., 2009), respectively. However, wider ranges of these parameters may be applied, depending on other factors such as the physical structure of the materials and particle size (Bernal et al., 2009; Li et al., 2013). In composting pig manure SF, moisture content below 60% and C/N ratios of 25 or higher were recommended (Tiquia et al., 1998; Ogunwande et al., 2008; Nolan et al., 2011). Biodegradability and energy liberation from the mixture to be composted is also an important factor to take into consideration (Barrena et al., 2011) and it may be increased by adding proper amendment materials.

In composting, it is common to use leachates to water the material that is being composted. This is due to the negative hydric balance and the high temperatures of the composting process. Then, the idea of watering the composting material with liquid fraction of pig manure arises, as on-site composting of the solid fraction and other local organic wastes could be used to treat some amounts of LF, reducing the volumes to be transported to the more distant crop fields.

Barrena et al. (2011) studied the composting of pig manure amended with a mixture of barley straw, pruning and sawdust at a ratio of approximately 3.2 L manure/kg total solids (TS) amendment. They used two types of pig manure and found a suitable composting process with pig manure from a fattening farm but very low microbial activity and poor material evolution when a low energetic mixture of pig manure and amendment material (as measured by respirometry) was used. Another approach is to use a more energetic amendment mixture from the biodegradation point of view, such as SF of pig manure and irrigate the material to compensate water evaporation losses with LF. This co-composting process of SF and LF was previously described by Soto et al (2011). Recently, Bustamante et al. (2013) used digested LF to water a compost windrow of solid fraction from pig slurry digestate, and apply about 2.0 L/kg TS. Compared to the control without LF addition, temperature during the thermophilic phase was lower (50°C vs 60°C) but no differences were observed in other process parameters and the characteristics of final composts. Li et al. (2008) filtered LF through a composting vermifilter with a moisture content of 60–80% at a rate of 38.6 L/t TS·d over 25 days and reached approximately a 30% LF volume reduction through evaporation.

Thus, there is potential for the integrated management of solid and liquid biowastes to reduce emissions, save nutrients and reduce costs. As these composting approaches could generate a significant volume of leachates (filtered liquid manure), the need for wastewater treatment remained. Natural treatment systems such as constructed wetlands (Bayo et al., 2012; Vázquez et al, 2013; Borin et al., 2013) have been suggested as being combined with liquid manure filtration through compost or vermicompost (Li et al., 2008) in order to reach the water quality to be recycled. Both composting and constructed wetland systems could offer an integral solution for the recovery of fertilizer elements contained in pig manure and diverse locally generated solid wastes.

As part of a wider project, the objective of this research is to study the treatment of LF of pig manure by co-composting with SF of pig manure and other solid biowaste generated in rural areas. The composting process was carried out at different substrate to bulking material ratios and watering rates, with special attention paid to the water balance in order to determine the water evaporation potential and the pollutant load reduction in the remaining LF. Nutrient recovery and agronomic characteristics of the produced compost were also determined.

4.3 Materials and methods

Windrow composting experiments were carried out in a pig farm near Santiago de Compostela (NW Spain) over seven months, using pig manure that was generated in the facility. Manure was passed through a sieve for its screening and separation of the SF from the LF. The SF was stored under the roof and the remaining LF was sent to a large accumulation tank.

4.3.1 Composting site and experiments

Triangular shape windrows were placed in trenches of 4.5m width surrounded by brick walls of 1.5 m height. The floor of the trenches had 3% slop and a sink grid in the lower part to recover leachates which were evacuated by gravity to accumulation tanks of 1m³ (one separated tank for each windrow). A roof covered all the composting areas to prevent rainwater coming in. Liquid manure was pumped when necessary to a 1m³ tank placed at an elevated position and then used to irrigate the composting material during turning.

Two separate composting windrows with a volume of approximately 30 m³ (initial dimensions of 3m width, 1.5 m height and 14m length) were arranged. SF was mixed with poplar (*Populus* spp.) wood chips (PWC) with a particle size between 50 and 80 mm, which acted as bulking material. As indicated in Table 4-1, the initial mixture proportion of SF and bulking (in volume) were different for each windrow: 1:1 (P1) and 1:2 (P2). These windrows were turned weekly by using a mechanical loader *Takeuchi TB135* and then watered with LF during turning. With the aim of economising windrow preparation labours and increasing the specific amount of LF applied, SF was re-added to the same windrows when the temperature clearly fell from the thermophilic range. This second addition slightly increased the SF: bulking ratio to 1.1:1 (P1) and 1.1:2 (P2), as indicated in Table 4-1.

Table 4-1. Materials used and other characteristics of composting windrows

Composting windrow	P1	P2	P1-1	P2-1	P2-2
Volumetric SF:PWC ratio	1:1 ^a (1.1:1) ^b	1:2 ^a (1.1:2) ^b	(1.4:1) ^c	(2.1:2) ^c	(1.5:2) ^c
Windrow volume, m ³	35.8	31.6			
Bulking volume, m ³	27.3	27.3			
Bulking material, kg TS	5307	54037			
Initial SF addition, kg TS	6847	3160			
Second SF addition, kg TS	677	752			
	(day 42)	(day 61)			
Windrow partition, day	105	91			
	Maturation process		Co-substrate composting and maturation		
Volume from P1 or P2, m ³	9.25	9.11	9.25	9.11	9.11
Amount from P1 or P2, kg TS	1690	1574	1690	1574	1574
Biowaste added	-	-	SF	SD	GB
Amount of biowaste added, kg TS	-	-	327 ^d	306	323
Day of biowaste addition	-	-	105	91	104
Period of LF addition, days	0-61	0-67	105-134	91-120	104-130
LF addition (m ³)	12.93	18.18	1.32	1.19	1.10
LF irrigation ratio (m ³ /t TS)	1.72	4.65	4.04	3.84	3.44

SF: solid fraction of pig manure, GB: grape bagasse, LF: liquid fraction of pig manure, PWC: *Populus* spp. wood chips, SD: sawdust, TS: total solids (dry matter). SF:PWC ratio: ^ainitial, ^bafter the second addition of SF. ^cAll substrates:PWC ratio. ^dTS in this SF lot was only 22.7%.

After 105 (P1) and 91 (P2) days of composting process, both windrows were divided into two (P1) and three (P2) equal parts. One of the parts of each windrow was piled up in a conical form to continue its monitored maturation without the addition of LF. The other parts were further processed after their mixture with different biowaste: P1-2 with a new addition of SF, P2-1 with sawdust (SD) and P2-2 with grape bagasse (GB). The volume of the new conical windrows was about 10 m³. Taking into account all the substrates added, the ratio of substrate to bulking material increased again as indicated in Table 4-1. Each new windrow was further watered with LF for 4 weeks and then subjected to maturation for about two months.

4.3.2 Monitoring and analysis

The water content and densities of the different materials and the resulting mixtures were measured. Temperature and O₂ concentration at 30 and 60 cm depth were measured three times a week at eight points in each windrow. On the days when the material was turned, measures of T and O₂ were performed beforehand. The volume of the windrows was measured periodically, as well as the density of the composting material. The volumes of watering LF and the generated leachates were measured each time and samples of each lot were obtained to make composite samples and determine its composition by laboratory analysis. The pH, electrical conductivity (EC), chemical oxygen demand (COD), total suspended solids (TSS), volatile suspended solids (VSS), total Kjeldahl nitrogen (TKN), NH₃ and nitrate (NO₃⁻) were measured following Standard Methods (APHA, 1995).

Samples from the windrows were taken weekly before watering, if applicable, and used for their analysis in laboratory for pH, EC, COD, total solids (TS), volatile solids (VS), NH₃ and nitrates. These analyses were carried out on the fine fraction after removing the bulking material of a size greater than 10 mm, but moisture content was determined in both fractions. pH, EC and COD was measured in 1:5 weight: volume water extracts. The initial materials and the final composts (fine fraction) were analysed for the same parameters and for the elemental composition (NPK and other nutrients), TC and TOC. Elemental composition was also determined in the bulking material at the end of the experiments. At this stage, the composting material was subjected to screening in order to separate the fine fraction (less than 10 mm) from the coarse fraction, which is mainly composed of non-degraded bulking material, so that the mass of each fraction could be determined. In order to determine the overall mass reduction of each fraction during the process, the entire initial mass of the bulking material was considered to be of a size higher than 10 mm while the initial SF and the other organic wastes corresponded to less than 10 mm.

Respirometric assays were carried out following the method described by Lasaridi and Stentiford (1998). Approximately 8g of the fine fraction of compost was dispersed in 500 mL of water amended with buffer and nutrient compounds and allylthiourea. This compost dispersion was subjected to intermittent aeration (45 minutes ON and 15 minutes OFF) and the oxygen consumption was determined (oxygen electrode YSI Pro ODO) during the non-aeration periods. These assays were carried out for at least 20 hours. The parameters determined with this method were the maximum specific oxygen uptake rate (SOUR_{max}) and the cumulative specific oxygen consumption over 20 hours (CSOC_{20h}).

4.4 Results and discussion

The characteristics of raw solid wastes used in composting experiments are shown in Table 4-2, while the characteristics of LF are presented below (Table 4-5). Sawdust and *Populus* spp. wood chips contained a low amount of nitrogen, while pig solid manure and grape bagasse had a higher but limited nitrogen content, showing C/N ratio of 35 (SF) and 24 (GB) which are suitable for starting the composting process. In practice, the addition of LF during the composting process resulted in a progressive decrease of the C/N ratio. Apart from GB, the moisture content of these substrates was low. The results of respirometric assays show that GB was more easily biodegradable than SF however both values of SOUR_{max} are similar to that indicated by Barrena et al. (2011) for raw biodegradable materials. Although data is not available, the SOUR_{max} for sawdust and wood chips would presumably be lower.

Table 4-2. Characteristics of raw solid wastes used in composting experiments.

	d	pH	EC	TS	VS	N	C	TOC	C/N	Mg	P	Ca	K	SOUR _{max}
	kg/L		μS/cm	%	%	%	%	%		g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	mgO ₂ /gVS·d
PWC	0.3	4.38	257.3	64.8	87.1	0.13	46.60	44.65	343.5	0.22	0.074	0.53	0.87	nd
SF	0.4	6.19	2092	62.7	89.0	1.09	42.37	38.12	35.0	2.61	7.77	15.9	4.73	1.5
SD	0.07	4.8	840	90.1	97.6	0.15	46.00	44.46	296.4	0.15	0.049	2.36	0.62	1.9
GB	0.53	3.9	2710	30.5	72.6	1.89	50.15	45.74	24.2	1.19	2.97	4.18	21.1	2.4

PWC: *Populus* spp. wood chips, SF: solid fraction of pig manure, SD: sawdust, GB: grape bagasse. Except pH, d, EC and TS, other parameters are expressed in a dry matter basis.

4.4.1 Temperature evolution

The evolution of the temperature in both windrows showed a rapid rise at the beginning of the process, reaching thermophilic values in the first 72 hours (Figure 4-1). Maximum average temperatures reached 63.9°C (P1) and 63.8°C (P2). Furthermore, significant differences between the temperature profiles of the two windrows were not found ($p = 0.36$ according to *t-test*). However, temperature evolution was faster for P1 than P2. P1 showed thermophilic temperatures higher than 40°C (54.4±5.1 °C on average) over 4 weeks and P2 over 6 weeks (51.1±7.9 °C in average). After that period, T remained at similar mesophilic values for both windrows of 38±2 °C for 2 or 3 weeks until the second SF addition was carried out. The impact of the second addition of solid manure seems to be similar in both windrows, as T increased again to the thermophilic range, reaching 45.9±7.1 °C for 8 weeks in P1 and 46.8±6.1 °C for 4 weeks in P2. On the contrary, in this second SF addition, temperature evolution was faster for P2 in comparison with P1. Overall, the composting process lasted for 105 days (P1) and 91 days (P2) at average temperatures of 47±8 °C for both windrows and then the windrows were divided and used for maturation or for further composting with other biowaste (Table 4-1).

The maturation of composting material from windrows P1 and P2 continued in smaller conical windrows but with sufficient size to enable self-heating if enough biodegradable substrate remained. The evolution of the co-substrate composting windrows, which will be described below, supports this consideration. This maturation process continued for approximately 12 weeks at average temperatures of 25.6±7.8 °C (P1) and 29.3±6.4 °C (P2).

The addition of raw co-substrates to P1-1, P2-1 and P2-2 caused the reactivation of microbial activity reaching again the thermophilic phase or prolonging it (Figure 4-1). The new co-substrate composting windrows showed average temperatures of 44±5°C (P1-1), 51±8 °C (P2-1) and 55±10 °C (P2-2) for a period of 3 to 4 weeks. Average temperature gradients for each co-substrate composting windrow in comparison to the maturation one were 12 °C (P1-1 to P1), 27 °C (P2-1 to P2) and 32 °C (P2-2 to P2) over the same period of time. The higher temperature gradient was reached during GB composting, which has the higher SOUR_{max}, as indicated in Table 4-2. After that, the temperature of all the windrows tended to stabilise at lower but different levels depending mainly on the substrate to bulking ratio. In fact, average temperatures for both P1 and P1-1 during the last 41 days of the experiments resulted in 16±2 °C whilst for P2, P2-1 and P2-2, they were 33±7°C. Furthermore, final gradients with respect to ambient temperature were approximately 7 °C (P1 and P1-1) and 22 °C (P2, P2-1 and P2-2). These final temperature levels suggest that the organic matter in windrows P1 and P1-1 was more stable than the organic matter in windrows P2, P2-1 and P2-2. However, this instability could be related to different slow degradation rates of the bulking material, as will be discussed below.

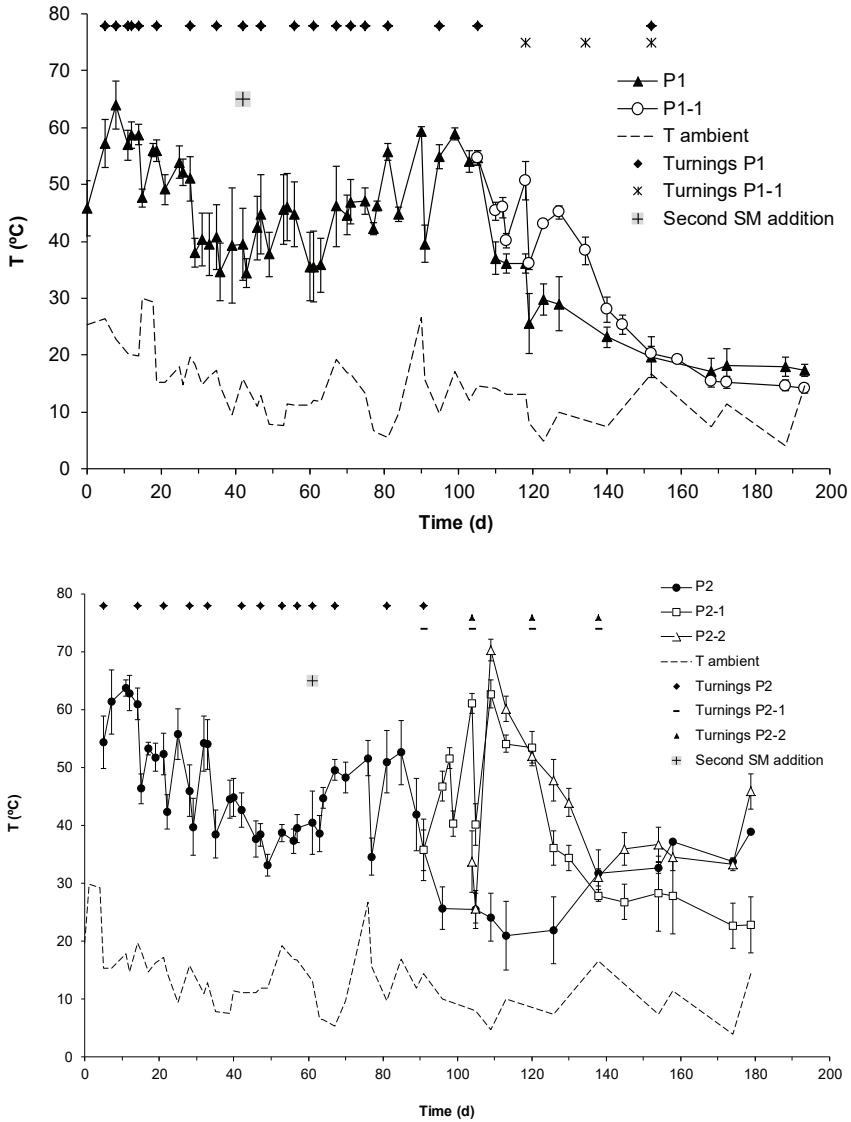


Figure 4-1. Evolution of the temperature in the different windrows. The turnings, ambient temperature and the second addition of SF are indicated

4.4.2 Mass and organic matter reduction during composting

The percentages of volume and mass reduction for the overall windrows and the fine and coarse fractions during the composting process are shown in Table 4-3, while Figure 4-2 shows the overall

density evolution and the reduction in VS for the fine fraction. The initial volume of windrows resulted in a mere 31% (P1) and 13% (P2) increase in relation to the volume of the raw bulking material. Then, during the first weeks of composting, the windrows' volume progressively decreased, more in P1 than in P2. Furthermore, apparent density increased during the first weeks up to 0.65 kg/L in both windrows and started to decrease again after two months of composting (Figure 4-2). Density increase was a consequence of compaction due to degradation and the intensive watering with LF, which in turn increased the moisture content. Co-substrate composting windrows also suffered an increase of density during LF addition. Final densities remained high in the range of 0.5-0.6 kg/L, reflecting the high moisture content.

Table 4-3. Percentage of volume and mass reduction for the overall windrows and the fine and coarse fractions

Windrow	Coarse fraction (residual bulking material)		Fine fraction (compost)			Overall windrow		
	Mass	TS	Mass	TS	VS	Mass	TS	Volume
P1	25.4	58.9	38.3	70.5	83.5	33.1	64.0	48.3
P2	11.7	50.8	19.8	59.6	76.9	15.2	50.1	21.5
P1-1	32.8	69.8	54.7	78.8	87.9	5.0	16.8	11.5
P2-1	-39.7	26.8	6.3	63.3	75.4	-25.1	10.9	-1.5
P2-2	-17.1	34.1	8.9	42.8	61.3	-8.5	-11.0	10.6

Organic matter content in the fine fraction (Figure 4-2) was progressively reduced from initial values of 75% VS to final values of 50% (P1, P2 and P1-1) and 60% (P2-1 and P2-2). The rates of organic matter reduction were similar in all windrows. Total mass reduction was low or even increased in some of the experiments because of the high moisture content of final products. However, TS in the fine fraction showed percentage reductions ranging from 60 to 79%, except in P2-2, which showed a distinctly low reduction of only 43%. Combining both TS and %VS reductions, the reduction of the VS mass in the fine fraction ranged from 61 to 88% (Table 4-3). These results showed that windrows with the lower amount of bulking material (P1 and P1-1) underwent a higher reduction in organic matter (84-88%) when compared with the other windrows (61-77%) with a higher ratio of bulking to substrate.

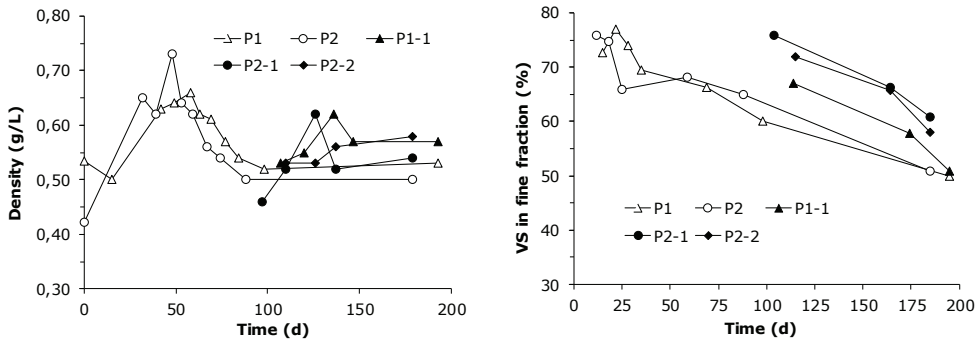


Figure 4-2. Evolution of the overall density and reduction in VS for the fine fraction.

On the other hand, the bulking material (coarse fraction) also suffered a strong reduction in total dry matter in windrows with lower bulking to substrate ratio (59% in P1 and 70% in P1-1) while much lower in co-substrate composting windrows P2-1 and P2-2. Bulking material is needed to maintain good composting conditions but is a cost factor, which may determine the economic viability of this approach. However, these results suggest that a high bulking to substrate ratio together with the use of co-substrates and probably bulking material recovering before the maturation process may reduce bulking material degradation. It has been reported that degradation of the cellulose fraction presents a lag phase (Lashermes et al., 2012), which was attributed to the presence of other fractions more easily metabolised in the earlier stages of composting and to the inhibition of the activity of the cellulolytic microorganisms at high temperatures. Thus, it is recommended to screen the windrow to recover the bulking material at the end of the thermophilic phase. Furthermore, an alternative could be the use of a synthetic inert bulking material which preferably should be a waste generated in other productive processes.

4.4.3 Oxygen levels in windrows

Data on interstitial oxygen in P1 and P2 was available only after days 61 (P1) and 47 (P2) of operation. Although only data for the depth of 60 cm is shown in Figure 4-3, oxygen concentration was higher at the lower depth of both windrows (at 30 cm against 60 cm) but only significant differences were found for P1 (P1, $p = 0.02$; P2, $p = 0.05$). On the other hand, oxygen in P1 showed significant lower values than in P2 ($p = 0.002$ at both depths). Average oxygen levels at the depth of 60 cm for the 44 days of available data before windrow division resulted in $12.6 \pm 2.9\%$ in P1 and $17.9 \pm 1.9\%$ in P2. Although minimum registered oxygen levels were about 9% in P1, lower levels probably occurred at the first weeks of P1 windrow operation.

The impact of raw biowaste addition to oxygen levels in the windrow may be assessed from the second SF addition to P2 and from the addition of co-substrates to P1-1, P2-1 and P2-2 (Figure 4-3). As indicated above, P2 showed significantly higher O_2 levels than P1, but the addition of fresh SF to P2 clearly reduced the oxygen level from $19.6 \pm 0.4\%$ to $16.8 \pm 2.2\%$. On the other hand, windrow P1-1 started its operation with a low oxygen concentration of about 5%, which progressively increased to 8% during the following 3 weeks of operation and to approximately 16% after 7 weeks. Although windrows P2-1 and P2-2 started with similar low oxygen levels, they showed rapid increases in oxygen concentration, up to 10% in 2 weeks (P2-1) and up to 15% in 1 week (P2-2). Furthermore, the oxygen level established at higher values for P2-1 and P2-2 ($19 \pm 1\%$) than for P1-1 (15.7 ± 0.2).

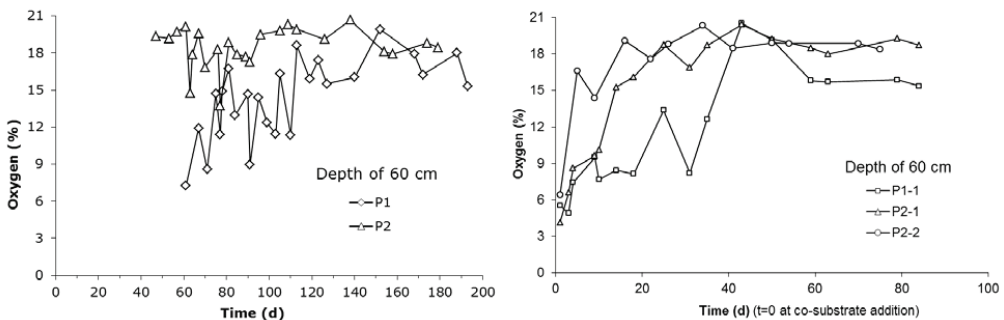


Figure 4-3. Interstitial oxygen concentration in the composting windrows.

The observed lower oxygen concentration in P1 versus P2 and in P1-1 versus P2-1 and P2-2 suggests that the higher substrate to bulking materials ratio used in P1 (1.1:1) and especially in P2-1 (1.4:1) was close to the maximum ratios for a suitable composting process. Turning frequencies, indicated in Figure 4-1, resulted in average values of 5.8 days for P1 and 7 days for P2 until the moment when windrows were divided, although with some variability, being higher (each 3 days) during the first two weeks of P1. The temperature and interstitial oxygen evolution suggests that the turning frequency established was enough to guarantee the biological activity. On the other hand, during co-substrates composting, turning was carried out with a lower frequency (each 11-12 days on average), which could result in oxygen limitation in windrow P1-1. Overall, results show that combining substrate to bulking material 1:1 or lower and turning once a week are appropriate conditions for suitable composting of SF and other organic wastes irrigated with LF.

4.4.4 Watering, leachate generation and moisture content

Overall irrigation rates applied to each windrow are indicated in Table 4-1. Watering and leaching rates are shown in Figure 4-4 as well as moisture content in windrows P1 and P2. Initial irrigation rate was higher in P2 (0.60 m³/d from 0 to 21 days) while it was delayed and lower in P1 (0.44 m³/d between 8 and 31 days). This caused higher moisture content to be reached sooner in P2 than in P1, and greater amounts of leachate were generated early in P2. After that initial period, the irrigation rate was progressively reduced in both windrows which was accompanied by a reduction or even a cessation of leachate generation and a progressive moisture content reduction. Overall, P1 was watered with 12.9 m³ LF and generated 2.3 m³ of leachate, whereas P2 received 18.2 m³ LF and generated 4.0 m³ of leachate. The final moisture content, before windrow division, was 66.2% (P1) and 65.4% (P2).

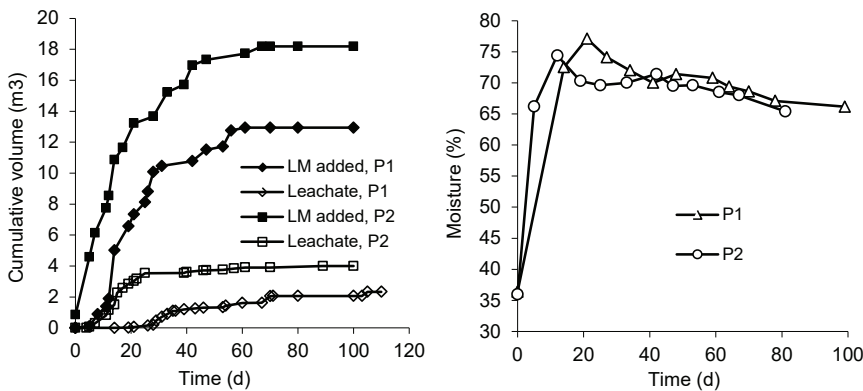


Figure 4-4. Left, cumulative irrigation volumes for P1 and P2 and cumulative volumes of leachates generated. Right, evolution of the moisture in P1 and P2.

Data from Figure 4-4 suggests that leachate generation is mainly governed by moisture content. In fact, a correlation between leaching rate and moisture content is found when a delay of 13 days (two turnings, irrigation and leachate measuring periods) is applied to leachate data in relation to moisture content data. These correlations (data not shown) indicate that no leachate is generated

until moisture reached 68.9% (P1) and 69.4% (P2) and above these values leaching flow showed a linear increase with moisture content (R^2 0.57 for P1 and 0.77 for P2).

During composting of co-substrates, the moisture content showed similar high and stable values (71.7±1.4 in P1-1, 68.3±1.9 in P2-1 and 66.7±1.1 in P2-2), with the lowest values being due to the higher temperatures reached in windrows P2-1 and P2-2 after the addition of SF and GB (Figure 4-1). Finally, although all windrows were subjected to maturation periods, the moisture content at the end of the process remained high because the maturation period was coincident with a period of high rainfall. Moisture levels of about 70% were higher than recommended values of 50-60% (Huang et al., 2006; Tiquia *et al.*, 1998) and probably caused lower O₂ diffusion rates and temperature levels, thus slowing down the biological activity. This may be the case at least in P1-1, which showed the higher moisture content and the lower interstitial oxygen, as indicated above.

The moisture content was lower in the coarse fraction (mainly wood chip, >10 mm), which showed average values ranging from 62 to 65% for the different windrows, in comparison with average values ranging from 69 to 75% of moisture in the fine (<10 mm) fraction. Furthermore, the watering and drying processes showed a larger effect on moisture content in the fine than in the coarse fraction, increasing the gradient of moisture between both fractions from 6% to 10% when the moisture of the fine fraction increased from 68 to 75% (data not shown).

4.4.5 Water balance and LF volume pollution reduction

A water balance has been calculated for the entire period until the windrows were subjected to maturation (Table 4-4). There was a slightly greater loss of water through evaporation in P1 (11.4 t) than in P2 (10.5 t). These amounts corresponded to 88.2% and 57.6% of LF added to P1 and P2, respectively, because of the higher watering rate of P2, as indicated above. On the other hand, water evaporation resulted in 1.5 and 2.7 m³/t TS of SF for windrows P1 and P2, respectively, while specific (based on dry matter of SF added) evaporation rates reached 14.4 (P1) and 29.4 (P2) L/t TS·d. Therefore, most of the water was eliminated by evaporation, as a result of the metabolic heat generated during the composting process.

Table 4-4. Water balance for P1 and P2 windrows until the moment taken to mature.

Windrow (days ^a)	Raw organic substrate (t TS)	Incoming water (t)		Out-coming water (t)		Water loss (t)	Evaporation	
		Solid materials ^b	LF	Leachates	Solid materials ^c		Overall ratio (m ³ /t TS)	Specific rate (L/t TS·d)
P1 (0-105 d)	7.52	7.40	12.93	2.33	6.61	11.40	1.52	14.4
P2 (0-91 d)	3.91	5.29	18.18	4.00	9.03	10.47	2.68	29.4
P1-1 (105-140 d)	0.33	4.42	1.32	0.96	4.44	0.34	1.04	29.7
P2-1 (91-126 d)	0.31	3.10	1.19	na.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
P2-2 (104-130 d)	0.32	3.75	1.10	0	4.02	0.83	2.59	76.3

^aComposting period for water balance, corresponding to watering and leaching periods at each windrow. ^bSubstrates (SF, GB) and bulking material. ^cCompost (fine fraction) and used bulking material. n.a.: not available.

Water balances were also performed for co-substrate composting windrows P1-1 and P2-2, while data for windrow P2-1 was inaccurate because this windrow was not effectively protected from rain. Results included in Table 4-4 indicate higher water evaporation rate when SF was used as co-substrate (29.7 L/t TS·d in P1-1 vs 14.4 in P1), and especially when grape bagasse was added to the windrow (76.3 L/t TS·d in P2-2 vs 29.4 in P2). These higher evaporation rates may be due to the shorter period of composting and irrigation in co-substrates composting experiments, and to the

more energetic and ease biodegradable organic matter in grape bagasse (higher SOUR_{max} value, Table 4-2).

Irrigation (Table 4-1) and evaporation rates (Table 4-4) are higher than those derived from the studies of Li et al. (2008), Barrena et al. (2011), and Bustamante et al. (2013). Li et al. (2008) filtered LF through a vermifilter with a moisture content of 60–80% and temperature higher than ambient temperature, suggesting that active composting occurred inside it. Irrigation was applied at a rate of 38.6 L/t TS·d, increasing moisture content from 65% initial to 72% final, and leading to a 30% flow reduction through evaporation. Therefore, evaporation rates resulted in 11.6 L/t TS·d. Barrena et al. (2011) and Bustamante et al. (2013) applied LF to organic substrate ratio of 3.2 and 2.0 L/t TS, but comparison for evaporation rates is not possible because of the lack of information about water balance in these studies.

Although it is less accurate, water balances may be obtained for shorter time periods of about 2 to 3 weeks during the thermophilic phase of windrows P1 and P2. The results of these balances indicate that the evaporation rate changed over time and showed a different profile in both windrows. P1 suffered higher evaporation rates during the first six weeks (about 0.2 m³/d) and lower rates during the following six weeks (about 0.07 m³/d), while P2 showed the opposite behaviour. This behaviour suggests that evaporation in P1 mainly followed the temperature level while P2 performed in a different manner.

As indicated above, P1 windrow was irrigated with 12.93 m³ of LF1 while P2 received 16.48 m³ of LF1 and 0.86 m³ of LF2. Both windrows generated leachate volumes as indicated in Table 4-4. The characteristics of these streams are indicated in Table 4-5. In comparison with LF, leachates generated were less concentrated in ammonium, TKN, TSS and VSS, while they were more concentrated in COD and nitrates. Furthermore, leachate from P2 showed lower concentration in all parameters than leachate from P1, except for nitrates. Combining flow reduction with concentration reduction, mass reductions were generally high and reached about 90% of TKN, ammonium and TSS, while other nutrients (magnesium (Mg), phosphorus (P), calcium (Ca) and potassium (K)) were retained in percentages ranging from 67 to 90%. Only 40% of COD mass was retained and pH was slightly increased as LF passed through the composting material.

Table 4-5. Characteristics of LF used in windrow watering.

LF lot and use in windrows	pH	EC	TSS	VSS	COD	N-NH ₃	N-NO ₃ ⁻	TKN	Mg	P	Ca	K	
LF1 (n=4)	P1, P2 ^a	7.90 (0.26)	7620 (265)	6033 (153)	3600 (100)	4768 (700)	1343 (82)	12.1 (1.1)	1842 (16)	48.7 (1.4)	62.1 (2.6)	146 (1)	1208 (19)
LF2 (n=2)	P1-1, P2-1, P2-2	7.35 (0.07)	6605 (785)	28250 (1485)	11100 (566)	29924 (6535)	1412 (223)	16.6 (1.9)	2690 (645)	240 (35)	402 (70)	542 (32)	949 (138)
Leachate P1 (n=6)	P1	7.9 (0.2)	9420 (594)	3959 (1235)	3273 (1098)	16190 (6961)	330 (206)	16.8 (20.4)	1182 nd	80.4 (35)	115 (70)	165 (32)	1690 (138)
Leachate P2 (n=4)	P2	8.0 (0.1)	7438 (730)	1904 (1136)	1566 (958)	14835 (2773)	84 (114)	19.9 (13.4)	734 (264)	53.9 (35)	42.5 (70)	69.7 (32)	1203 (138)
Concentration and mass reduction after passing through windrows (%)													
Conc. reduction in P1	-	-23.6	34.4	9.1	-239.6	75.4	-38.8	35.8	-65.1	-85.2	-13.0	-39.9	
Conc. reduction in P2	-	1.7	73.3	60.6	-146.2	93.8	-61.5	61.0	7.5	46.3	58.0	-0.7	
Mass reduction in P1	-	77.7	88.2	83.6	38.8	95.6	75.0	88.4	70.3	66.6	79.6	74.8	
Mass reduction in P2	-	77.3	93.8	90.9	43.1	98.6	62.7	91.0	78.6	87.6	90.3	76.8	

Except pH and EC ($\mu S/cm$), concentrations are expressed in mg/L. Standard deviation is indicated into brackets. ^aP2 received 95% LF from LF1 and 5% from LF2, which has been taken into account for balances and pollutant reduction.

These pollutant removal efficiencies are higher than those reported by Li et al. (2008) for a vermifilter irrigation with pig liquid manure, which indicated concentration reductions in LF after passing the vermifilter of about 50% (organic matter), 60% (NH_4^+-N), 50% (TN) and 30% (TP). These authors also observed that ammonia was removed from the liquid through rapid adsorption on organic matter after sprinkling, leading to ammonia emissions from the vermifilter of only about 1%.

Tiquia et al. (1998) reported that composting of spent pig litter with a high moisture content (70% initial, 60-65% during most of the process) obtained a lower thermophilic temperature, pH and decomposition rates than composting at about 50% moisture content. Thus, one option to improving the biodegradation rate may be to reduce irrigation rates in order to maintain a lower moisture content. In this case, composting windrows will operate without leaching, retaining all the nutrients and pollutants contained in the irrigated LF. The effect of these operational conditions on evaporation rates remains unknown, indicating the need to do more research.

4.4.6 Final composts

Chemical characteristics of final composts are shown in Table 4-6. In general, final composts showed similar characteristics although compost P2 has a higher content in nutrients (N, P, Mg and Ca). The nitrogen content ranged from 1.8 to 2% and then almost reached twice the initial N content in SF. Electrical conductivity and pH resulted adequate for agronomic use. The electrical conductivity of SF decreased from the initial values of about 2000 $\mu S/cm$ (Table 4-2) to values below 1000 $\mu S/cm$ in final composts (Table 4-6). According to Huang et al. (2006) and Brito et al. (2012), the decline in EC values during composting could be explained by the decrease in NH_3 concentrations and by the precipitation of mineral salts. Final EC values of all compost were well below the maximum value of 3,000 $\mu S/cm$ recommended for application to soil.

Table 4-6. Chemical characteristics of final composts

	pH	EC	NH_3-N	NO_3-N	TS	VS	N	C	TOC	C/N	Mg	P	Ca	K
		$\mu S/cm$	mg/kg	mg/kg	%	%	%	%	%		g/kg	g/kg	g/kg	g/kg
P1	7.6	932	1.8	9.0	30.0	49.9	1.79	25.8	25.1	14.0	5.05	16.3	39.1	12.9
P2	7.6	984	1.1	15.0	31.8	50.9	1.98	28.8	27.9	14.1	7.78	21.5	50.2	14.5
P1-1	7.6	755	1.9	15.1	25.8	50.8	1.97	30.6	29.6	15.0	5.09	15.9	39.4	11.7
P2-1	7.6	984	1.9	12.2	26.2	60.8	1.80	33.8	33.6	18.7	6.36	15.6	37.4	13.6
P2-2	7.8	1206	2.8	20.7	32.7	58.0	1.88	37.3	34.8	18.5	5.85	13.0	32.4	18.0

The maturation process suggested by windrows temperature decline (Figure 4-1) was confirmed by the low C/N ratio in comparison to the high C/N ratio of the raw materials, by the low ammonium concentration and by a low $SOUR_{max}$ (only determined in P1 and P2). C/N ratio underwent a considerable drop throughout the composting process in all cases, although compost from windrows P1-1, P2-1 and P2-2 presented a higher C/N ratio due to the addition of carbon (C) rich co-substrates. During the composting process, the evolution in C/N ratio must be a function of the mineralisation of organic matter, the addition of LF with a low C/N ratio and the losses of nitrogen through ammonium volatilisation.

$SOUR_{max}$ for the fine fraction from P1 windrow resulted in 0.92, 0.56 and 0.33 $mgO_2/gVS \cdot d$ ($CSOC_{20h}$ of 14.3, 6.9 and 4.8 mgO_2/gVS) at 12, 33 and 103 days of composting, respectively. On the other hand, the fine fraction from P2 showed $SOUR_{max}$ of 0.48 and 0.36 $mgO_2/gVS \cdot d$ ($CSOC_{20h}$ of 5.9 and 5.6 mgO_2/gVS) at 7 and 41 days of composting, respectively. Thus, the easily biodegradable fraction present in SF, as indicated by a $SOUR_{max}$ of 1.5 $mgO_2/gVS \cdot d$, was removed during the first weeks of composting in both P1 and P2. After that, the $SOUR_{max}$ decreased slowly, indicating the low rate of biodegradation of most of the organic matter contained in SF. These values for $SOUR_{max}$ were clearly below 1 $mgO_2/gVS \cdot d$, which has been proposed by Lasaridi and Stentiford (1998) as the limit for stabilised compost.

4.4.7 Further studies and discussion

The results of this study indicate that co-composting of large amounts of liquid fraction with solid fraction of manure and other organic wastes is a viable process that increases the amount of nutrients in compost while maintains the advantages of compost as a fertilizer in comparison with raw manure or the liquid fraction. The reduction of the liquid fraction volume greatly reduces the transportation costs which are important in areas with intensive farming and low availability of crop land. The substantial reduction in pollutant concentration in the composting leachate is a point of great interest which makes possible an advanced treatment in constructed wetlands in order to reach the necessary water quality to be recycled or even to discharge in natural water bodies (Vázquez et al., 2013). In this way, both composting and constructed wetland systems can offer an integral solution for the recovery of water and fertilizer elements contained in pig manure and diverse locally generated solid wastes.

However, more research focusing on nitrogen balances, ammonia volatilisation and greenhouse emissions, the fate and balance of heavy metals and pathogen removal will be of great interest. The concentration and bioavailability of heavy metals in pig manure and compost is a main quality parameter (Moral et al., 2008; Bernal et al., 2009; Bustamante et al., 2013). The concentrations of Cu and Zn in compost made with pig slurry and different materials as bulking agents are usually high and may constitute a limiting aspect for the use of these composts, according to the European guidelines (Bustamante et al., 2013). Metal levels usually increase during composting because of organic matter decomposition and total mass reduction, whilst lowering the amount of heavy metal present depends on metal loss through leaching. Furthermore, Bustamante et al. (2013) reported that Cu and Zn concentrations were dependent on the bulking agent used. Thus, there is a need for further studies on the fate of heavy metals during composting of LF.

As reviewed by Bernal et al. (2009), typical percentage nitrogen losses during manure composting vary from 5 to 60% of the initial nitrogen content and are caused mainly by gaseous emissions in the form of NH_3 . Nitrogen losses through composting can occur by NH_3 -volatilisation, leaching and denitrification. Denitrification is minimised if aerobic conditions are maintained throughout the process. Aerobic conditions were maintained in all the systems of the present study, but higher oxygen levels were found in the windrows with the lower substrate to bulking material ratio (Fig. 4-3).

Bernal et al. (2009) also reported that emission rates of N_2O-N were significantly lower than those of NH_3-N during composting of manure. Li et al. (2013) reported that turning decreased N_2O and CH_4 losses during composting of food wastes. The main factors controlling NH_3 -losses and

greenhouse emissions are the composition of the initial mixture, such as total nitrogen, C/N ratio, degradable organic carbon and particle size and the composting conditions, such as pH, temperature and aeration/turning frequency (Bernal et al., 2009; Li et al., 2013).

Composting of solid fraction of swine manure is a usual practice in most farms (Bernal et al., 2009; Cerutti et al., 2011; Thu et al., 2012) in order to obtain a fertilizer of better quality. Composted solid fraction allow an easier transportation and distribution in field and also limit the losses of nutrient from emission and leaching during field application due to the slower release of nutrients than from the liquid manure (Cerutti et al., 2011). Thu et al. (2012) reported that reducing transport barriers is an important measure in order to improve the overall environmental management of swine manure. However, these advantages of manure composting could be counteracted by nitrogen losses and emissions during the composting process as has been pointed out recently by Prapasongsa et al. (2010) and Cherubini et al. (2015). Therefore, nitrogen losses during composting of LF is a complex issue which will be assessed in a future study.

4.5 Conclusions

Combining substrate to bulking material 1:1 or lower and turning once a week are appropriate conditions for suitable aerobic composting of solid manure and other organic wastes irrigated with liquid manure. Thermophilic temperatures ranging from 45-65°C were reached for all combinations and maintained for 3 to 6 weeks after the raw solid waste addition. Composting windrows received high amounts of liquid manure and reached overall evaporation rates ranging from 14 to 76 L/t TS·d, while evaporation ratios ranged from 1.0-2.7 m³/t TS of solid waste. Water balances demonstrated that irrigation and evaporation rates are higher than those derived from recent studies on composting and vermifiltration of liquid fraction of pig manure. Depending on the watering rate, most of the water (58-100%) was eliminated by evaporation. Mass reduction of pollutants during the pass of liquid manure through the composting material reached about 90% of ammonium, total Kjeldahl nitrogen and suspended solids. Stabilised composts with N content ranging from 1.8 to 2.0% and C/N ratio from 14.0 to 18.8 were obtained.

Windrows with a lower substrate to bulking material ratio reached a higher evaporation ratio (2.6 m³/t TS of solid waste for 1:2 windrow against 1.5 and 1.0 m³/t TS of solid waste for 1:1 and 1.4:1 windrows) together with a lower degradation of the bulking material (27-51% against 59-70%). On the other hand, the easiest biodegradable and more energetic substrate (grape bagasse) supported the higher evaporation rate. Furthermore, results suggest that limiting liquid manure irrigation to periods when thermophilic temperatures are reached will enhance evaporation rates. Thus, recommended conditions are as follows: a substrate to bulking material ratio of 1:2, an irrigation period limited to the thermophilic phase, the screening and separation of the bulking material before the maturation phase and the use of waste high in biodegradable material.

The results of this study indicate that co-composting of large amounts of liquid fraction with solid fraction of manure and other organic wastes is a viable process that increases the amount of nutrients in compost while maintains the advantages of compost as a fertilizer in comparison with raw manure or the liquid fraction. The reduction of the liquid fraction volume greatly reduces the transportation costs which are important in areas with intensive farming and low availability of crop land. The reduction in pollutant concentration in the composting leachate is a point of great interest in order to reach a sufficient wastewater treatment that allows water recycling in the farm. However, composting is not an alternative exempt of environmental risks, and thus more research

focusing on nitrogen balances, ammonia volatilisation and greenhouse emissions, the fate and balance of heavy metals, and pathogen removal will be of great interest.

4.6 References

- Adhikari B.K., Barrington S., Martinez J., King S. (2009). Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. *Waste Management* 29, 197–203.
- APHA-AWWA-WPCF (1995). *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater*, 19th ed. American Public Health Association/American Water Works Association/ Water Environment Federation, Washington, DC, USA.
- Barrena R., Turet J., Busquets A., Farrés M., Font X., Sánchez A. (2011). Respirometric screening of several types of manure and mixtures intended for composting. *Bioresource Technology*, 102(2), 1367-1377.
- Bayo J., Gómez-López M.D., Faz A., Caballero A. (2012). Environmental assessment of pig slurry management after local characterization and normalization. *Journal of Cleaner Production*, 32, 227-235.
- Bernal M.P., Albuquerque J.A., Moral R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444–5453.
- Borin M., Politeo M., de Stefani G. (2013). Performance of a hybrid constructed wetland treating piggery wastewater. *Ecological Engineering*, 51, 229-236.
- Bustamante M.A., Restrepo A.P., Albuquerque J.A., Pérez-Murcia M.D., Paredes C., Moral R., Bernal M.P. (2013). Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. *Journal of Cleaner Production*, 47, 61-69.
- Cerutti A.K., Bagliani M., Beccaro G.L., Gioelli F., Balsari P., Bounous G. (2011). Evaluation of the sustainability of swine manure fertilization in orchard through Ecological Footprint Analysis: results from a case study in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 19, 318-324.
- Cherubini E., Zanghelini G.M., Alvarenga R.A.F., Franco D., Soares S.R. (2015). Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production*, 87, 68-77.
- Huang G.F., Wu Q.T., Wong J.W.C., Nagar B.B. (2006). Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology*, 97(15), 1834-1842.
- Lasaridi K.E., Stentiford E.I. (1998). A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research*, 32(12), 3717-3723.
- Lashermes G., Barriuso E., Le Villio-Poitrenaud M., Houot S. (2012). Composting in small laboratory pilots: Performance and reproducibility. *Waste Management*, 32(2), 271-277.
- Li Y.S., Robin P., Cluzeau D., Bouché M., Qiu J.P., Laplanche A., Hassouna M., Morand P., Dappelo C., Callarec J. (2008). Vermifiltration as a stage in reuse of swine wastewater: Monitoring methodology on an experimental farm. *Ecological Engineering*, 32(4), 301-309.
- Li Z., Lu H., Ren L., He L. (2013). Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere*, 93(7), 1247-1257.
- Martinez-Almela J., Barrera J.M. (2005). SELCO-Ecopurin® pig slurry treatment system. *Bioresource Technology*, 96(2), 223-228.
- Moral R., Perez-Murcia M.D., Perez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Paredes C., Rufete B. (2008). Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Manag.* 28, 367-371.

Nolan T., Troy S.M., Healy M.G., Kwapinski W., Leahy J.J., Lawlor P.G. (2011). Characterization of compost produced from separated pig manure and a variety of bulking agents at low initial C/N ratios. *Bioresource Technology*, 102(14), 7131-7138.

Ogunwande G.A., Osunade J.A., Adekalu K.O., Ogunjimi L.A.O. (2008). Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. *Bioresource Technology*, 99, 7495–7503.

Prapasongsa T., Christensen P., Schmidt J.H., Thrane M. (2010). LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems. *Journal of Cleaner Production*, 18, 1413-1422.

Ros M., García C., Hernández T. (2006). A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties. *Waste Management*, 26(10), 1108-1118.

Thu C.T.T., Cuong P.H., Hang L.T., Chao N.V., Anh L.X., Trach N.X., Sommer S.G. (2012). Manure management practices on biogas and non-biogas pig farms in developing countries – using livestock farms in Vietnam as an example. *Journal of Cleaner Production*, 27, 64-71.

Tiquia S.M., Tam N.F.Y., Hodgkiss I.J. (1998). Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 67, 79-89.

Soto M., Vázquez M.A., Plana R. (2011). Compostaje y humedales artificiales para el aprovechamiento y tratamiento integral de purines de cerdo. En *Compostaje de residuos orgánicos y seguridad medioambiental*, J.I. López, M. Navarro e C. Rad (Coords.), pp. 343-355. Universidad de Burgos: Burgos (ISBN: 978-84-92681-49-5).

Vázquez M.A., de la Varga D., Plana R., Soto M. (2013). Vertical flow constructed wetland treating high strength wastewater from swine slurry composting. *Ecological Engineering*, 50, 37– 43.

Chapter 5

Nitrogen losses and chemical parameters during co-composting of solid wastes and liquid pig manure

5. Nitrogen losses and chemical parameters during co-composting of solid wastes and liquid pig manure

5.1 Abstract

Composting of solid fraction of pig manure is a normal practice in most farms in order to obtain a fertilizer of better quality. Co-composting of large amounts of liquid fraction with different organic wastes has been proposed to increase the amount of nutrients in compost and facilitate recycling while reducing manure transportation and water treatment costs. The aim of this research was to study nitrogen losses during the treatment of liquid fraction of pig manure by co-composting and to establish the best conditions for compost production with higher nitrogen and low heavy metals contents. Two 30 m³ turned windrows were constituted with solid fraction of pig manure and *Populus* spp. wood chips as bulking material at volume ratios of 1:1 and 1:2 and watered intensely with liquid fraction whilst thermophilic temperatures were maintained. Both windrows were subsequently divided and the new windrows each received the same quantity of a different organic waste (solid fraction of pig manure, sawdust and grape bagasse), being watered with liquid fraction for a further 30 days. Several operational variables (pH, electrical conductivity, ammonia, nitrate, chemical oxygen demand and moisture content) were monitored throughout the composting process for about 200 days, and nitrogen and heavy metal balances were obtained for each windrow. Nitrogen losses ranged from 30% to 66% of initial nitrogen and were mainly governed by substrate to bulking mass ratio and liquid fraction to substrate ratio, and only secondarily by operational parameters. Nitrogen accumulation in fine fraction (ranging from 27 to 48 % of initial nitrogen) was governed by operational parameters, namely pH and temperature. Final compost showed low content in most heavy metals, but Zn was higher than the limits for compost use in agriculture. The opportunities for better quality composts are in selecting co-substrates with low heavy metal content and using them instead of solid fraction pig manure at low substrate to bulking ratios and by applying higher watering rates when the composting starts. These conditions also increase the capacity of windrows to receive higher amounts of liquid manure.

5.2 Introduction

Intensive pig farms produce high volumes of manure which must be correctly managed from the environmental and economic points of view. Environmental risks involve greenhouse gas emission, saturation of soils, pollution of ground and surface water by nitrates, phosphorus and high concentration of heavy metals (Cu and Zn) in soil. On the other hand, farms suffer from increasing transport costs when liquid fraction (LF) of pig manure is transported to far farmlands, while conventional treatment technologies as anaerobic digestion and aerobic treatment require high investment and operational costs (Borin et al., 2013). The need for low cost and ecological engineered systems therefore arises and composting approaches to LF followed by further treatment in constructed wetlands have been proposed (Li et al., 2008; Bayo et al., 2012; Vazquez et al, 2013; Borin et al., 2013).

Composting of solid fraction (SF) of pig manure is normal practice in most farms in order to obtain a fertilizer of better quality (Bernal e al, 2009; Cerutti et al., 2011; Thu et al., 2012). Due to the negative hydric balance of the composting process, watering the composting material is necessary, which may be carried out with LF of pig manure (Barrena et al., 2011; Bustamante et al., 2013). In this way, substantial amounts of LF can be treated by composting, allowing the recovery of nutrients and reducing the volume to be transported to distant crop fields or subjected to further

treatment. In other approaches LF was filtered through a composting vermifilter (Li et al., 2008). In both cases, the process looks for volume reduction through evaporation.

The use of composted pig manure also limits the losses of nutrient from emission and leaching during field application due to the slower release of nutrients than from the liquid manure (Cerutti et al., 2011). However, these advantages of manure composting could be counteracted by nitrogen losses during the composting process as has been pointed out recently by Prapasongsa et al. (2010) and Cherubini et al. (2015). High losses of ammonium nitrogen not only reduce the agronomic value of the end-product, but also contribute to the pollution of the environment. Due to this nitrogen loss during composting of LF is an issue which requires further study.

As reviewed by Bernal et al. (2009), typical percentage nitrogen losses during manure composting vary from 5% to 60% of the initial nitrogen content and are caused mainly by gaseous emissions in the form of NH_3 . Nitrogen losses through composting can occur by NH_3 -volatilisation, leaching and denitrification. Denitrification is minimised if aerobic conditions are maintained throughout the process. The main factors controlling NH_3 -losses are the composition of the initial mixture, such as total nitrogen (TN), carbon to nitrogen (C/N) ratio, degradable organic carbon and particle size and the composting conditions, such as pH, temperature and aeration/turning frequency (Bernal et al., 2009; Li et al., 2013).

On the other hand, the concentration and bioavailability of heavy metals in pig manure and compost is a main quality parameter (Moral et al., 2008; Bustamante et al., 2013; Song et al., 2014). The concentrations of Cu and Zn in compost made with pig slurry and different materials as bulking agents are usually high and may constitute a limiting aspect for the use of these composts, according to European guidelines (Bustamante et al., 2013). Metal levels usually increase during composting because of organic matter decomposition and total mass reduction, whilst lowering the amount of heavy metal present depends on metal loss through leaching. Furthermore, Bustamante et al. (2013) reported that Cu and Zn concentrations were dependent on the bulking agent used. Thus, there is a need for further studies on the fate of heavy metals during composting of LF.

In order to provide adequate conditions for composting, several physical and chemical properties of the organic matrix must be observed. Main parameters are moisture content and C/N ratio, with optimal ranges of 40%–60% and 20–25 (Huang et al., 2006, Adhikari et al., 2009), respectively. However, wider ranges of these parameters may be applied, depending on other factors like physical structure of the materials and particle size (Bernal et al., 2009; Li et al., 2013). In composting pig SF, moisture content below 60% and C/N ratios of 25 or higher were recommended (Tiquia et al., 1998; Ogunwande et al., 2008; Nolan et al., 2011). However, when the objective is the treatment of LF, higher moisture contents have been proposed (Vázquez et al., 2015).

The objective of this research is to study the influence of operational variables and parameters during the treating of LF pig manure by co-composting with SF pig manure and other solid biowastes generated in rural areas. The composting process was carried out at different substrate to bulking material ratios and watering rates. General composting parameters (temperature, interstitial oxygen, total and volatile mass reduction and water evaporations rates) were presented elsewhere (Vázquez et al., 2015). In this work we present main operations conditions (pH, ammonia and nitrate concentration, moisture content) and assess the influence design and operational parameters have on nitrogen losses and nitrogen distribution among final products. Furthermore, heavy metals content in the produced compost was determined and the opportunities of obtaining better quality compost from pig manure LF composting were checked.

5.3 Methodology

5.3.1 Composting site and experiments

Windrow composting experiments were carried out on a pig farm near Santiago de Compostela (NW Spain) over seven months, using pig manure generated in the facility. Manure was passed through a sieve for screening and separation of solid manure fraction (SF). SF was stored under cover and the remaining LF was sent to a storage tank. Triangular shape windrows were placed in trenches of 4.5 m width surrounded by brick walls of 1.5 m height. Two separate composting windrows with a volume of about 30 m³ were initially arranged, as indicated in Table 5-1. SF was mixed with poplar's (*Populus* spp.) wood chips (PWC) with a particle size between 50 and 80 mm which acted as bulking material. As indicated in Table 5-1, SF was added in a volumetric ratio to bulking of 1.1:1 (P1) and 1.1:2 (P2). These windrows were turned and watered with LF during turning.

After 105 (P1) and 91 (P2) days of composting process, both windrows were divided into two (P1) and three (P2) equal parts. One of the parts of each windrow was piled up in a conical form to continue its monitored maturation without LF addition. The other parts were further processed after their mixture with different biowastes: P1-2 with a new addition of SF, P2-1 with sawdust (SD) and P2-2 with grape bagasse (GB). The volume of the new conical windrows was about 10 m³, and the substrate to bulking ratio (S/PWC, considering all the initial materials and the added co-substrates) increased as indicated in Table 5-1. Each new windrow was further watered with LF for 4 weeks and then subjected to maturation for about two months. Overall irrigation rates applied to each windrow are indicated in Table 5-1. Other experimental details were previously reported (Vázquez et al., 2015).

Table 5-1. Materials used in composting windrows.

Composting windrow	P1	P2	P1-1	P2-1	P2-2
PWC (bulking material), kg ST	5307	5437			
SF substrate addition, kg TS	7524	3912			
Day of windrow partition (amount)	105 (P1/2)	91 (P2/3)	105 (P1/2)	91 (P2/3)	91 (P2/3)
Co-substrate added (kg TS)	-	-	SF (327)	SD (306)	GB (323)
S/PWCv	1.1	0.55	1.4	1.05	0.75
S/PWCm	1.42	0.72	1.54	0.89	0.90
Period of LF addition, days	0-61	0-67	105-134	91-120	104-130
LF/S (m ³ /t TS)	1.72	4.65	1.90	4.50	4.40

SF: solid fraction of pig manure, LF: liquid fraction of pig manure, PWC: *Populus* spp. wood chips, SD: sawdust, GB: grape bagasse, TS: total solids (dry matter), S: total substrate (the sum of SF substrate and co-substrate in each windrow), S/PWCv: volumetric substrate:bulking ratio, S/PWCm: mass substrate:bulking ratio.

5.3.2 Monitoring and analysis

Samples from the windrows were taken weekly before watering, if being watered, and analysed in the laboratory for pH, electrical conductivity (EC), chemical oxygen demand (COD), total solids (TS), volatile solids (VS), total Kjeldahl nitrogen (TKN), NH₃ and nitrates, following Standard Methods (APHA, 2005). These analyses were carried out on the fine fraction after removing the

bulking material larger than 10 mm, but moisture content was determined in both fractions. pH, EC, COD, NH₃ and nitrates were measured in 1:5 weight:volume water extracts. The initial materials and the final composts (fine fraction) were analysed for the same parameters and for the elemental composition (NPK and other nutrients), total carbon (TC) and total organic carbon (TOC). An EA1108 elemental analyser (Carlo Erba Instruments) equipped with an AS200 auto sampler was used for N, TC and TOC. The volumes of watering LF and the generated leachates were measured each time and samples of each batch were obtained to make composite samples and determine its composition by laboratory analysis. Elemental composition was also determined in the bulking material at the end of the experiments. The mass of initial materials and the remaining mass of the fine and coarse fractions at the end of the experiments were determined. HM content was determined in composite samples from all materials and streams, except for the coarse fraction from co-composting windrows. Metal concentrations were determined using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS Element XR or Element2 from Thermo Electron) after acid digestion. Previously solid samples were air-dried and the solids were finely shredded and mixed.

Statistical analysis was carried out following the methods described by Navidi (2006). The suitability of the least-squares fitting (single and multiple linear regression) was evaluated by the square of the coefficient of determination (R^2), the adjusted R^2 , the statistical F-value, and probability (p). A combination of the procedures for stepwise regression and regression with the best subsets of independent variables was used to select better multivariable models. One-way analysis of variance (ANOVA) was used to compare sets of data. *Excel* programme was used for these purposes.

5.4 Results and discussion

5.4.1 Main characteristics of composting processes

The characteristics of raw solid and liquid wastes used in composting experiments as well as the main parameters of composting process sequence (i.e., temperature and oxygen concentration and water balance) and the main characteristics of final composts have been reported previously (Vázquez et al., 2015). A summary of these and other operational parameters are presented in Table 5-2. Thermophilic temperatures ranging from 45°C-65°C were reached for all combinations and maintained for 3 to 6 weeks after the raw solid waste addition. TS in the fine fraction showed percentage reductions ranging from 60% to 79%, except in P2-2, which showed a distinctly low reduction of only 43%. The bulking material (coarse fraction) also demonstrated a strong reduction in total dry matter, being higher in the windrows with lower bulking to substrate ratio (59% in P1 and 70% in P1-1) followed by P2 windrow (51%), and much lower in co-substrate composting windrows P2-1 and P2-2 (27 % and 34 %, respectively). Composting windrows received high amounts of liquid manure, as indicated in Table 5-1. Depending on the watering rate most of the water (58-100%) was eliminated by evaporation. Mass reduction of pollutants during the pass of liquid manure through the composting material reached about 90% of ammonium, total Kjeldahl nitrogen and suspended solids (Vázquez et al., 2015). Stabilised composts with N content ranging from 1.8 to 2.0% (Table 5-2) and C/N ratio from 14.0 to 18.8 were obtained.

Several C/N ratios can be calculated for the initial materials mixtures, as indicated in Table 5-2. Sawdust and *Populus* spp. wood chips contained a low amount of nitrogen (C/N ratio about 300 or higher), while pig solid manure and grape bagasse had a higher but limited nitrogen content, showing C/N ratio of 35 (SF) and 24 (GB) which are suitable for the start of the composting

process. In practice, the addition of LF during the composting process resulted in a progressive decrease of the C/N ratio (Table 5-2). Including the bulking material overall C/N ratio for solid materials ranged from 62-90 and decreased by 43%-51% when the added LF was taken into account. However, C/N ratio of the fine fraction, which is considered the main composting substrate (SF and other biowastes), decreased from 39 for the initial SF fraction to 21-30 when the added LF was taken into account. Thus, although the overall C/N ratio was higher than the usually recommended values, C/N ratios in the fine fractions kept well in the recommended range of 20–35 (Tiquia et al., 1998; Huang et al., 2006; Nolan et al., 2011).

Table 5-2. Main characteristics of composting processes and of initial and final products need for nitrogen and metal balances calculations and evaluation.

Composting windrow	P1	P2	P1-1	P2-1	P2-2
Initial C/N ratios ^a					
C/N ₁ (All solid materials)	63.7	84.3	61.9	90.3	68.8
C/N ₂ (All solid materials + LF)	50.2	50.8	46.7	49.3	42.6
C/N ₃ (Solid substrates) ^b	38.9	38.9	38.9	47.3	35.2
C/N ₄ (Solid substrates + LF) ^b	30.1	22.0	28.8	24.0	20.9
Composting process characteristics					
T (°C) ^c	54	51	44	51	55
Interstitial oxygen (%) ^c	12.3	17.9	8.1	11.8	16.2
Density (kg/L) ^c	0.59	0.59	0.57	0.53	0.54
FAS (%) ^d	47.3	47.8	49.2	53.4	52.7
LF1 added (m ³) ^c	6.47	5.49	6.47	5.49	5.49
LF2 added (m ³) ^c	0.00	0.29	1.32	1.48	1.38
Leachate (L)	1165	1333	960	305	0
Leachate TN (mgN/L)	1199	754	280	280	280
Fine and coarse final fractions					
Fine fraction amount (kg TS)	1108	531	868	594	936
Fine fraction N content (%)	1.79	1.98	1.97	1.80	1.88
Coarse fraction amount (kg TS)	1089	885	801	1318	1187
Coarse fraction N content (%)	0.38	0.6	0.41	0.56	0.58

^a C content in raw solid wastes was 46.6 % (PWC), 42.4 % (SF), 46.0 % (SD) and 50.2 % (GB), and N content was 0.13 % (PWC), 1.09 % (SF), 0.15 % (SD) and 1.89 % (GB) (Vázquez et al., 2015).

^b Excluding PWC bulking material.

^c Obtained for thermophilic periods from Vázquez et al. (2015)

^d FAS: free air space for the overall material (including fine and coarse fractions), calculated as indicated by El Kader et al. (2007).

^e TN content of LF, obtained as the sum of TKN and nitrate nitrogen, was 1854 (LF1) and 2707 (LF2) mgN/L (Vázquez et al., 2015).

Initial windrow characteristics were determined by both S/PWC_v and S/PWC_m ratios and the specific characteristics of each substrate. While S/PWC_v and S/PWC_m were correlated (R^2 0.769, $p=0.051$), only S/PWC_m determined C/N₁ ratio (R^2 0.689, p 0.082). However, a strong correlation between S/PWC_v ratio and interstitial oxygen ($R^2=0.986$, $p=0.000$) was found although it was weaker for S/PWC_m and O₂ ($R^2=0.682$, $p=0.085$). No significant correlations were found among these variables and T, C/N₂, C/N₃ and density.

The capacity of windrows to receive and treat LF was measured by the LF/S ratio (Table 5-2). LF/S ratio was mainly determined by S/PWC_m ($R^2=0.953$, $p=0.004$) while the correlation between LF/S and S/PWC_v was weaker and not significant ($R^2=0.602$, $p=0.123$). C/N₄ ratio was mainly determined by LF/S, but taking into account that C/N₄ was reached at the end of windrows watering with LF and this parameter was not a design or operational variable so it was not considered further. In summary, while S/PWC_v determined interstitial O₂ during thermophilic composting S/PWC_m determined the windrow performance in treating LF.

5.4.2 Evolution of chemical parameters during composting

Fig. 5-1 shows the evolution of the moisture content and several chemical characteristics in the fine fraction. Moisture values of about 70%-75% in the fine fraction were related to intense watering with LF and resulted in higher than recommended values of 50%-60% (Huang et al., 2006; Tiquia et al, 1998). Moisture content in windrows P1 and P2 decreased when watering ended but this decrease was less evident for co-substrate windrows because this period was coincident with a period of high rainfall. Moisture content was lower in the coarse fraction (>10 mm) of the material in windrows, corresponding mainly to wood chips from bulking material, which showed average values ranging from 62% to 65% for the different windrows, in comparison with average values ranging from 68% to 75% of moisture in the fine (<10 mm) fraction. However, a linear correlation between mean values of moisture in fine and coarse fractions was found ($R^2 = 0.92$, $p=0.000$).

pH ranged from 7.3 to 8.9 showing the higher values at the beginning of the process and during the periods of LF addition, except for P2-2 windrow which reached the lower pH value after the addition of GB. The fact that P2-2 quickly recovered from this low initial pH and no other acidic pH values were obtained means that the composting process progressed adequately during all the composting period. At the end of the composting process, the pH in all windrows trend to similar values in the range of 7.5-7.8.

COD was high in P1 and P2 during LF addition (Fig. 5-1) and markedly decreased when LF addition ceased. The addition of co-substrates further increased the COD concentration, but similar low values (1400-2100 mg COD/L) were reached at the end of the composting process for all windrows. EC showed a slight trend to decrease throughout the composting process, although the higher differences appeared between the EC in co-substrate windrows.

Ammonia concentration was higher at the beginning of the composting process, reaching up to 180 mg NH₃-N/L (Fig. 5-1), with mean values of 105 and 68 during the first 4-5 weeks of composting in P1 and P2 windrows, respectively. This period corresponded to the thermophilic phase with average temperature of 54 °C (P1) and 51 °C (P2), as indicated in Table 5-2. After that, ammonia concentration decreased to below 20 mg NH₃-N/L during subsequent LF watering and finally to below 5 mg NH₃/L after ceasing LF addition. Co-substrate addition and further LF watering (windrows P1-1, P2-1 and P2-2) caused an increase in ammonia concentration to about 25-50 mg NH₃-N/L, with mean values of 40 (P1-1), 30 (P2-1) and 10 (P2-2) mg NH₃-N/L for about 2 weeks. Windrow temperature also increased to 44, 51 and 55 °C for P1-1, P2-1 and P2-2, respectively (Table 5-2). Afterward, ammonia concentration in all windrows returned to values below 5 mg NH₃-N/L after ceasing LF addition. Limited data about nitrate concentration indicated that nitrate nitrogen was higher than ammonia nitrogen even during active composting phases (i.e., in the first weeks after co-substrate addition) indicating a correct progression of the nitrification process. Final nitrate concentration was in the range of 10-20 mg NO₃-N/L.

Mean values of these operational parameters were obtained for selected thermophilic periods (Table 5-3). The main differences in pH were found between windrows depending on S/PWC ratio, with lower pH in windrows P2, P2-1 and P2-2 in comparison to windrows P1 and P1-1. However, differences in ammonia concentration were not significant except for windrow P2-2 when compared to all others. This was because of the rapid evolution of ammonia concentration after substrate addition. EC appeared to be substrate dependent, with similar values for windrows receiving only SF and higher values for P2-1 and particularly for P2-2. COD clearly decreased from windrows P1 and P2 in relation to the co-composting windrows, probably due to the relatively lower amount of raw substrate. Finally, differences in moisture content in the fine fraction were mainly found in windrows receiving SD and GB co-substrates, between them and with the other windrows, while moisture content in coarse fraction was lower in P2-2 in comparison to all other windrows (Table 5-3).

Table 5-3. Mean values of water extractable parameters and moisture content during selected thermophilic periods.

Windrow	P1	P2	P1-1	P2-1	P2-2
pH	7.9 ^a	7.6 ^b	7.9 ^{ab}	7.6 ^b	7.3 ^b
EC (μS/cm)	1037 ^{abc}	1048 ^a	1037 ^a	1118 ^b	1450 ^c
COD (mg/L)	4419 ^a	4254 ^a	2802 ^b	2406 ^b	2667 ^b
NH ₃ -N (mg/L)	105 ^a	68 ^a	40 ^a	30 ^a	10 ^b
H ₂ O (%), fine fraction	74.3 ^{ab}	75 ^{ab}	74.1 ^{ab}	71.3 ^b	68.7 ^c
H ₂ O (%), coarse fraction	64.6 ^a	64.5 ^a	64.5 ^a	63.6 ^a	61.7 ^b

Number of data: 3-10 depending on the parameter and windrow. Different letters indicate significant differences at a p<0.1 level.

Significant correlations ($R^2 > 0.8$, $p < 0.05$) were found for several pairs of these variables (pH-vs %H₂O, EC vs H₂O, pH vs EC and ammonia vs COD), while correlations for ammonia vs pH and ammonia vs H₂O were weaker ($R^2 < 0.61$, $p > 0.10$). Other correlations between pair variables in Table 5-3 were weak or not observable ($R^2 < 0.5$, $p > 0.2$). Correlation between COD and ammonia can be considered a consequence of progressive biological removal of organic matter and ammonia nitrification over operation time. It is noticeable that ammonia reduction was faster than COD reduction (Fig. 5-1), which could be related to the operational mode determined by windrow material watering with LF. Higher moisture content led to lower EC, probably because of solids washing throughout leachate generation. On the other hand, the strong correlation between pH and EC suggests the impact of substrate characteristics which could affect nitrogen losses. In this way, pH strongly correlated with S/PWCM and with LF/S when P2-2 was excluded because of the impact of GB in lowering the pH of this windrow.

5.4.3 Nitrogen balance and nitrogen losses

The characteristics of initial solids and watering LF as well as those of the final fractions are given in Tables 5-1 and 5-2. From that data, a nitrogen balance is presented in Table 5-4, including the nitrogen distribution between the different solid and liquid streams. The nitrogen balance was obtained for all windrows from the start to the end of experiments, correcting the correspondent amounts by the effect of windrow partition. The amount of TN was higher in windrow P1 than in P2 because the higher substrate:bulking ratio of P1 and the higher content of TN in SF than in PWC. Between 39% and 73% of the initial TN came from SF, while PWC contributed with only 5%-9% TN. On the other hand, co-substrates provided minor amounts of TN, except in the case of GB (P2-2) with 17% of initial TN. LF resulted in the second source of TN, providing between 21% and 45 % of initial TN.

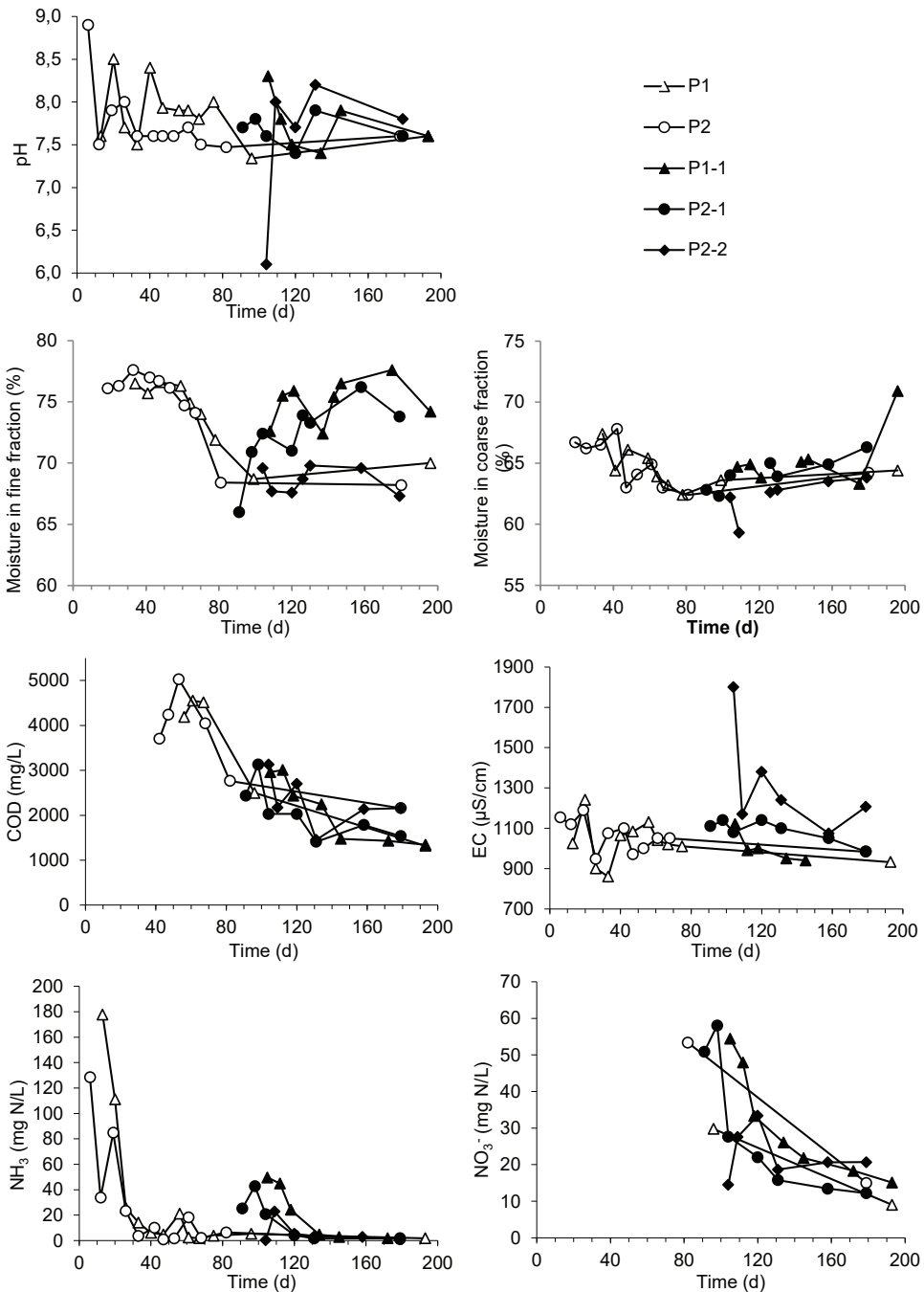


Fig. 5-1. Evolution of moisture and water extractable chemical parameters (fine fraction) during the composting process.

Nitrogen balances (Table 5-4) show that nitrogen losses ranged from 30% (P2-2) to 66% (P1-1). Leachate generated from the windrows contributed to a minor extension to nitrogen fate, being only 2% to 4%. However, the bulking material acted as a sink for high amounts of nitrogen, mainly in the case of low substrate:bulking ratio (P2, P2-1 and P2-2) as the remaining coarse fraction retained about 19%-25 % of initial TN in these windrows. This amount was lower (5% - 7 %) in the case of the windrows with a higher substrate:bulking ratio (P1 and P1-1). TN recovered in the fine fraction ranged from 27% (P1-1) to 48 % (P2-2).

Table 5-4. Nitrogen balances for the different composting windrows.

	Initial TN (kgN)	Initial TN distribution (%)				Final TN (kgN)	Final TN distribution (% Initial TN)			
		SF	Co-substrate	PWC	LF		Fine fraction	Coarse fraction	Leachate	Losses
P1	56.44	72.7	0	6.1	21.2	25.38	35.2	7.3	2.5	55.0
P2	27.53	51.6	0	8.6	39.8	16.82	38.2	19.3	3.7	38.9
P1-1	63.57	64.5	5.6	5.4	24.5	22.06	26.9	5.2	2.6	65.3
P2-1	31.21	45.5	1.5	7.5	45.4	19.17	34.3	23.7	3.5	38.6
P2-2	36.60	38.8	16.7	6.4	38.0	25.48	48.1	18.8	2.7	30.4

Significant correlations were found for TN losses with some process variables (Fig. 5-2). As indicated in Fig. 5-2A, S/PWC_m ratio clearly influenced TN losses, which increased at higher S/PWC_m ratios. On the other hand, higher LF/S ratios reduced TN losses, which could be due to the strong correlation between LF/S and S/PWC_m, as indicated in Section 3.1. These correlations mean that increasing LF/S ratios did not cause higher ammonia losses. Therefore integrating LF in the composting process leads to better resources conservation.

Among operational variables pH and interstitial O₂ significantly affected TN losses (Fig. 5-2C, 5-2D). Low pH values reduce the volatility of ammonia and thus ammonia losses, while higher O₂ availability could increase nitrification rates and reduce denitrification rates. In this way, a strong correlation between TN losses and ammonia concentration was also found (Fig. 5-2E) when windrow P2-2 was excluded. S/PWC_m and pH together (multiple linear regression) explained 95% of TN losses, although at non-significant level (p>0.1). Entering interstitial O₂ or ammonia concentration in the multivariable model gave lower values of R²_{adj} and these models were discarded. TN losses were therefore determined mainly by S/PWC_m ratio and less dramatically by operating variables such as pH, interstitial O₂ and ammonia concentration.

The correlation between TN losses and C/N₁ (excluded P2-2, Fig. 5-2F) was contrary to the expected effect of C/N on nitrogen losses, and was considered to be due to the effect of S/PWC_m ratio which strongly determined the C/N₁ ratio. In this way a correlation between C/N₂ (which was not affected by S/PWC_m ratio) and TN losses was not found, indicating that under the operational conditions adopted the C/N ratio of the easily degradable fractions did not affect TN losses.

A detailed analysis of TN balances indicates that most of TN added as LF and co-substrates during co-composting in P2-1 and P2-2 windrows was recovered in final products but not in windrow P1-1. Probably due to the characteristics of the different co-substrates, the forms of nitrogen in these materials and the method of addition to the windrows could explain these results. In this way, the low pH of GB (3.9) could contribute to the lower TN losses in P2-2. In fact GB co-substrate (P2-2)

reduced TN losses in comparison to SD co-substrate (P2-1) and to co-substrate absence (P2) which was attributed to the lower pH caused by GB addition. On the other hand, while nitrogen was mainly present as ammonia in both SF and LF substrates, SF in co-composting P1-1 windrow (as well as in the two initial windrows P1 and P2) was added all at once, while LF was added over time. LF watering therefore did not cause high ammonia concentration in windrows as discussed above (Fig. 5-1) and it helped in preventing ammonia volatilization and nitrogen losses.

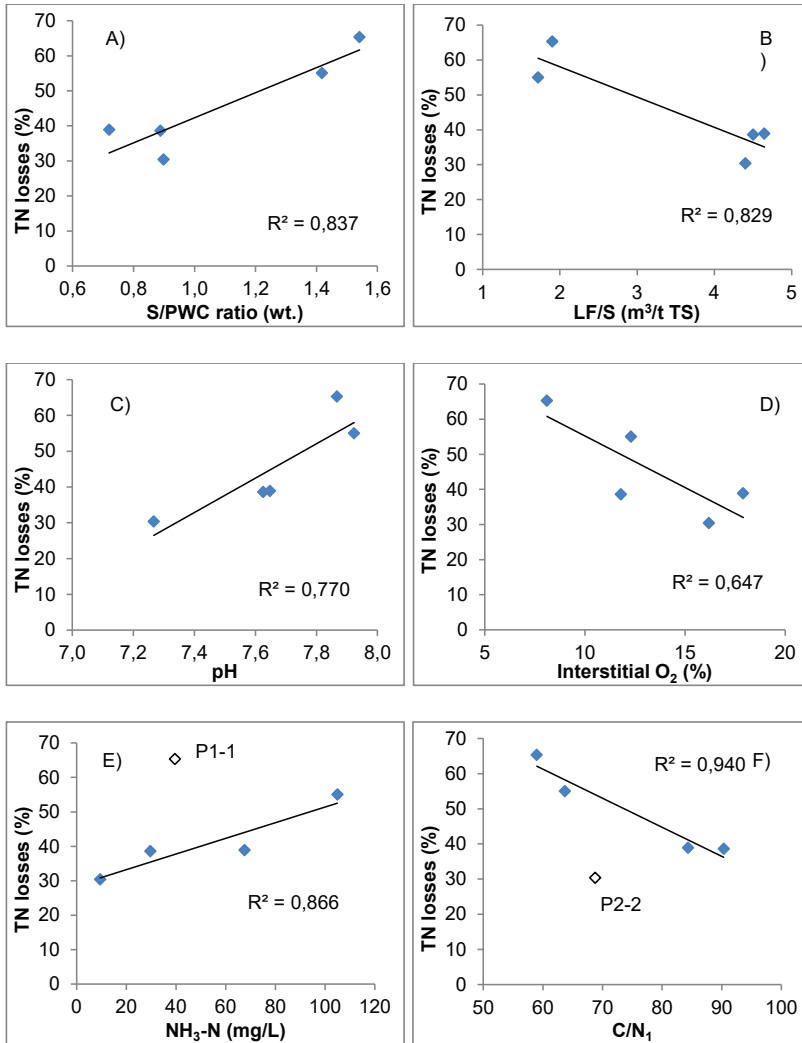


Fig. 5-2. Significant correlations between TN losses and several composting parameters ($p < 0.1$, void points in E and F were excluded from the correlation).

Fig. 5-3 shows the distribution of initial TN in the main final products and its correlation with S/PWCm and LF/S ratios. The accumulation of TN in the coarse fraction decreased with S/PWCm

and increased with LF/S which can be related to a better contact between both solid substrates and LF and the bulking material. The effect of these variables on nitrogen accumulation in the fine fraction was less clear, being influenced by other variables such as pH (R^2 0.740), T (R^2 0.687) and O_2 (R^2 0.651) at a significant level ($p < 0.1$). The two better correlations for TN in fine fraction were presented in Fig. 5-3C and 5-3D, indicating that pH and T determined the accumulation of TN in fine fraction. These two parameters together (multiple linear regression) explained 95% of initial TN accumulation in fine fraction at a significant level (R^2 0.951, $p < 0.1$). Thus, while TN losses were mainly governed by S/PWCm and in a secondary way by operational parameters, TN accumulation in fine fraction was governed by operational parameters namely pH and temperature.

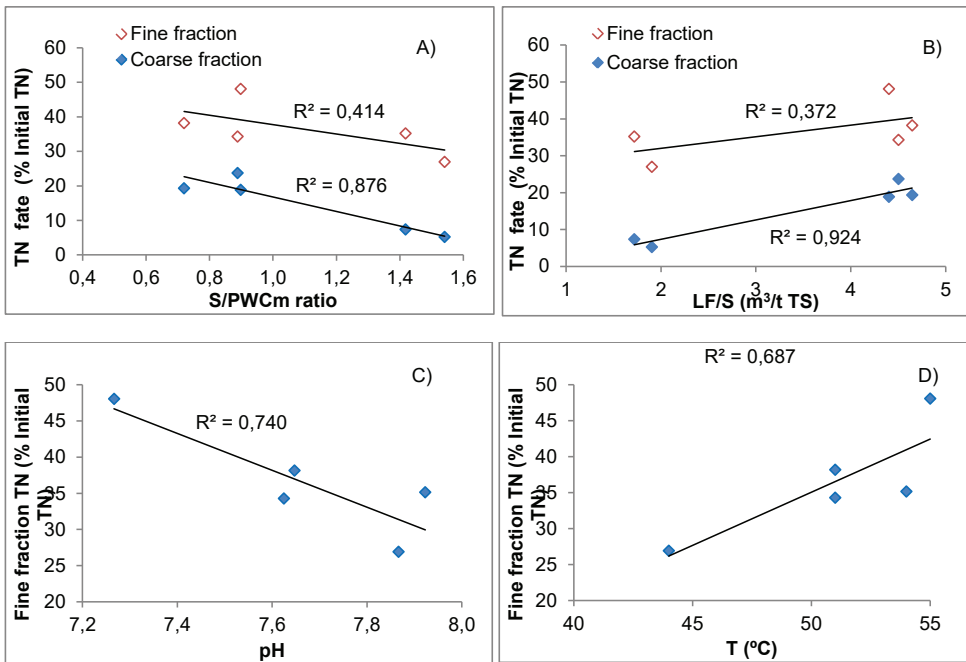


Fig. 5-3. Influence of S/PWCm (A) and LF/S (B) ratios on nitrogen distribution between fine and coarse final fractions, and influence of pH (C) and T (D) on initial TN in fine fraction.

5.4.4 Heavy metal content of initial and final products

The content of several HM in initial and final streams is shown in Table 5-5. HM content was assessed in relation to the Spanish regulation on organic waste derived fertilizers with key limits which are also shown in Table 5-5. Unlimited agricultural use of compost is allowed for Spanish Class B compost, while agricultural use of Class C compost is restricted to no more than 5 tonnes dry matter (dm) per hectare per year. Both Class B and C limits are demanding quality indicators when compared to wastewater sludge application to land, as established by 86/278/CEE Directive (BOE, 1990).

The content of HM in the solid wastes used in composting windrows was very low in general except for Cu and Zn in GB and particularly in SF. Of special concern is the concentration of Zn in SF, which reached 1130 mg/kg dm, slightly above the maximum limit (Class C) for compost use in crop fertilization in Spain. All initial solid wastes can be potentially used for agricultural applications as well as liquid manure and compost leachate for which HM limits have not been established. As indicated in Table 5-5, HM content in LF varied extensively from batch LF1 to batch LF2 by up to an order of magnitude but its importance will be assessed by its contribution to total HM in the initial products. As Leachate 1 (Table 5-5) came exclusively from composting windrows watering with LF1, and the ratio of HM in Leachate 1 to LF1 ranged from 2 to 9 (with the only exception of Hg), we can conclude that in these conditions, HM contained in LF were preferably retained in the solid composting materials. In fact the coarse fraction constituted by the remaining particles of PWC accumulated an important amount of HM and in particular Zn. Zn distribution in final products from windrow P1 was as follows: 88% (fine fraction), 10 % (coarse fraction) and 2 % (leachate), while more Zn was found in the coarse fraction from P2: 76% (fine fraction), 23 % (coarse fraction) and 1 % (leachate).

The compost obtained (fine fraction) had in all cases higher HM content than the initial solid waste materials. This is in accord with the conservative character of HM and the loss in total dry matter during the composting process caused by the degradation of a high percentage of the initial organic matter. The reduction of fine fraction total mass during composting ranged from 43% to 79% (Vázquez et al., 2015), which in general terms can explain the final concentration of HM in the obtained compost. According to limits in regulations (Table 5-5) only Zn overcame both the Class B and Class C limits for agricultural use although it was below the limits for treated sludge agricultural use. Zn content in the obtained compost varies from 1863 mg/kg dm in P1 compost to 3269 mg/kg dm in P2 compost, the compost from co-composting windrows having intermediate values.

A detailed study was carried out for major HM (i.e. Cu and Zn) in order to assess the contribution of each of the initial materials to HM in the final composts and to check the opportunities of obtaining better quality materials from liquid manure co-composting. The percentage contribution of each solid and liquid stream to the total Zn and Cu input is shown in Table 5-6. In the case of Zn, 82%-97 % of the input amount came from SF, while LF contributed to percentages ranging from 2%-17%, and the other solid wastes (co-substrates) and the bulking material contributed to only minor amounts (<1.2% in overall). Similar figures were obtained for the contribution of each stream to the total Cu input amount. The main source of HM in final compost was SF which was used as the main biodegradable substrate in these experiments. In these experiments LF1 with low HM content was mainly used, as indicated in Table 5-5, but even in the case of using LF with a ten-fold higher Zn content the contribution of SF to total Zn input amount would be no lower than 58%.

As indicated by the lower content in Zn of composts from P2-1 and P2-2 opportunities for better quality composts are in selecting low HM content co-substrates and using them instead of SF during LF manure co-composting. Windrows P2-1 and P2-2 received about 0.23 kg SD/kg SF and 0.25 kg GB/kg SF, respectively, and reached the compost with 12% and 30% lower Zn content. Simulated calculations for the complete substitution of SF by GB indicated that final compost with Zn content low than 300 mg/kg dm could be obtained by using the same initial materials. Even in the case of

using GB and LF with a ten-fold higher Zn content, it was estimated that the final compost would have Zn content below 1000 mg/kg dm (Class C limit).

Table 5-5. Heavy metals content in initial (solid wastes and LF) and final (Leachate, fine fraction and coarse fraction) materials.

	Units	Cd	Hg	Pb	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se
Solid wastes											
SF	mg/kg dm	<0.08	<0.05	<1.0	<1.0	1.19	2.43	68.6	1130	0.16	<1.0
GB	mg/kg dm	<0.08	<0.05	<1.0	<1.0	<0.10	<1.5	31.5	10.9	<0.05	<1.0
SD	mg/kg dm	<0.08	<0.05	<1.0	<1.0	<0.10	<1.5	<2.5	<10.0	<0.05	<1.0
PWC	mg/kg dm	<0.08	<0.05	<1.0	<1.0	<0.10	<1.5	<2.5	<10.0	<0.05	<1.0
Liquid streams											
LF1	µg/L	0.63	7.8	5.5	<5.0	37.2	41.8	1151	14804	7.7	7.8
LF2	µg/L	5.73	2.0	45.4	66.2	76.7	175	8475	146747	24.2	41.6
Leachate 1	µg/L	2.76	<1.5	48.5	25.5	83.6	205	3317	40157	39.0	29.0
Leachate 2	µg/L	0.75	1.5	18.9	5.0	40.1	95.0	1070	9903	25.0	11.4
Fine fraction (compost)											
Compost P1	mg/kg dm	0.11	<0.05	6.7	8.7	3.80	12.0	123	1863	2.50	<1.0
Compost P2	mg/kg dm	0.17	<0.05	5.6	6.9	4.05	11.3	180	3269	2.47	1.1
Compost P1-1	mg/kg dm	0.12	<0.05	4.8	6.7	3.33	9.9	142	2135	2.90	<1.0
Compost P2-1	mg/kg dm	0.15	<0.05	4.1	3.2	3.10	8.7	172	2894	2.50	<1.0
Compost P2-2	mg/kg dm	0.12	<0.05	3.5	2.8	2.76	8.2	160	2294	2.40	<1.0
Coarse fraction											
P1	mg/kg dm	<0.1	<0.03	<0.78	34.90	0.67	24.84	26.66	219	<0.3	<0.3
P2	mg/kg dm	0.042	<0.05	1.03	3.2	1.53	2.3	51	585	0.53	<1.0
Compost limits (BOE, 2013)											
Class B		2	1.5	150	250	na	90	300	500	na	na
Class C		3	2.5	200	300	na	100	400	1000	na	na
Sludge limits (BOE, 1990)											
Soil pH < 7	mg/kg dm	20	16	750	1000	na	300	1000	2500	na	na
Soil pH > 7	mg/kg dm	40	25	1200	1500	na	400	1750	4000	na	na

Windrows received 100% (P1), 95% (P2), 83% (P1-1), 79% (P2-1) and 80% (P2-2) from LF1 and the rest from LF2. Leachate 1 was generated from P1 and Leachate 2 from the rest of windrows.

5.5 Discussion

The results of this study indicate that co-composting of large amounts of liquid fraction with solid fraction of manure and other organic wastes is a viable process that increases the amount of nutrients in compost while maintains the advantages of compost as a fertilizer in comparison with raw manure or liquid fraction. While C/N of raw materials (C/N₂: All solid materials + LF, Table 5-2) ranged from 43-51, final composts (fine fraction) reached low C/N ratios ranging from 14-19, were rich in nutrients (1.8%-2.0 %N, 1.3-2.2 %P and 1.2%-1.8 %K) and showed low respiration index (Vázquez et al., 2015). On the other hand, the reduction of the liquid fraction volume greatly reduces the transportation costs which are important in areas with intensive farming and low availability of crop land. The substantial reduction in organic matter and nutrient concentration in the composting leachate is a point of great interest which makes possible an advanced treatment in constructed wetlands in order to reach the necessary water quality to be recycled or even to

discharge to natural water bodies (Vázquez et al, 2013, 2015). In this way, both composting and constructed wetland systems can offer an integral solution for the recovery of water and fertilizer elements contained in pig manure and diverse locally generated solid wastes. Following, the discussion focussed on N losses during composting and HM content of final products.

Table 5-6. Distribution of total amount of Zn and Cu in the streams entering each composting windrow.

	Total Initial (kg)	%SF	%Co-substrate	%PWC	%LF
Zn					
P1	4.373	97.2	-	0.6	2.2
P2	1.615	91.2	-	1.1	7.6
P1-1	4.936	93.6	-*	0.5	5.8
P2-1	1.793	82.2	0.17	1.0	16.6
P2-2	1.779	82.8	0.20	1.0	16.0
Cu					
P1	0.272	94.8	-	2.4	2.7
P2	0.103	87.1	-	4.4	8.5
P1-1	0.306	91.7	-*	2.2	6.1
P2-1	0.114	78.8	0.67	4.0	16.6
P2-2	0.122	73.2	8.33	3.7	14.8

* As the co-composting substrate in this case was SF, its contribution (8.1 % of Zn and 7.9 of Cu) was added to the previous column.

5.5.1 Nitrogen losses during composting

Typical percentage nitrogen losses during manure composting ranged from 5% to 62% of initial nitrogen content (Bueno et al., 2008; Bernal et al., 2009; Ren et al., 2010) although higher values up to 88% have been reported (Ogunwande et al., 2008). Tiquia and Tam (2000) reported nitrogen losses of 59% of the initial N mass during composting of chicken litter at C/N below 30, higher than the decrease in %C, thus the C/N ratio increasing as the composting process proceeded. Our results also show that TN losses can extensively vary from 30% to 65 % of initial TN.

The way in which the compounds are emitted or conserved during composting is not well understood because they are the result of complex physical and biological reactions and system characteristics and conditions. Nitrogen losses during composting were mainly attributed to gaseous emissions in the form of NH₃ (Ogunwande et al., 2008; Bernal et al., 2009). Basset-Mens et al. (2007) estimated nitrogen emission rate at 30% of the initial nitrogen of the solid manure essentially due to ammonia emission (28%), and only to a minor extent to nitrous oxide (1%) and dinitrogen emission (1%). Similarly, El Kader et al. (2007) reported ammonia emissions reaching up to 24% initial TN while nitrous oxide (N₂O) emissions were below 2% of initial TN. Fukumoto et al. (2003) however reported higher N₂ emissions, (25% of initial TN), followed by NH₃ emissions (12% TN) and by N₂O emissions (4% TN), and Szanto et al. (2007) reported N₂O reaching 10% of initial TN in static windrows. Ammonia emissions are higher during the first days of composting (Fukumoto et al., 2003; El Kader et al., 2007; Ogunwande et al., 2008), while N₂O and N₂ emissions were expected to occur in the middle or late composting stages after thermophilic temperature decreased but contradictory results have been reported. It is clear that higher ammonia emissions in the first days of composting are related to high ammonia concentration in the

composting material which progressively decreases due in part to ammonia volatilization but also to ammonia assimilation and nitrification. We have no data about ammonia concentration during the first 6 days of composting, but available data clearly shows a decrease of NH_3 concentration by a factor of 10 or more during the first 4 weeks of composting. The general behaviour of solid manure composting showing higher NH_3 emissions during the first days is probably due to our composting windrows being intensely watered with LF.

As reported by Bernal et al. (2009) the main factors conditioning NH_3 -volatilisation are those implicated in the reactions involved in the following processes: formation of NH_4^+ in the compost, its deprotonation for NH_3 formation, conversion of ammonia in solution in the compost into ammonia gas and transfer of ammonia in the gas phase of the compost to the atmosphere:



The main factors controlling NH_3 -losses are the composition of the initial mixture, such as TN content, the fraction of TN as ammonia, C/N ratio, degradable organic-C and particle size, and the composting conditions, such as pH, temperature and aeration/turning frequency (Bueno et al., 2008; Bernal et al., 2009). In consequence amending materials rich in available carbon can reduce nitrogen losses while frequent turning of the pile facilitates NH_3 -volatilisation. Moisture content could affect nitrogen losses through NH_3 -volatilisation in an indirect way as moisture determines the microbial activity and therefore influences the rate of nitrogen immobilisation by the microbial biomass. In addition nitrogen loss can be controlled by lowering the pH by acid washing of the composting materials, adding materials that have physical adsorption properties such as peat, zeolite, basalt and active carbon, adding a chemical reagent as CaCl_2 , CaSO_4 , MgCl_2 , MgSO_4 and $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, FeCl_3 , P and Mg salt, and potassium dihydrogen phosphate, or adding an exogenous microorganism into the compost to change the metabolization of carbon and nitrogen (Ren et al., 2010; Li et al., 2013). Covering the composting windrows reduced NH_3 and N_2O emissions but increased CH_4 losses, while turning decreased N_2O and CH_4 losses, but enlarged NH_3 losses (Li et al., 2013). Less frequent turnings of once each 3 or 4 weeks were proposed by El Kader et al. (2007) and by Szanto et al. (2007) in order to minimize NH_3 losses. However, most composting systems were turned once or twice a week. In the windrows of the present study, a weekly turning was applied during the thermophilic phase (Vázquez et al., 2015), although its effect on the composting process was not studied.

During composting of poultry manure and paper residues, Ekinci et al. (2000) reported that NH_3 -N loss decreased as initial C/N increased, even above C/N = 38 and that NH_3 -N loss decreased rapidly below pH = 7 and increased rapidly for initial pH above 8. Furthermore, addition of alum and/or sulphuric acid was found to decrease NH_3 -N loss (Ekinci et al., 2000). Venglovsky et al. (2005) found a significant effect of zeolite on the level of ammonium nitrogen in water extracts from pig manure SF composting piles. During the thermophilic stage ammonia nitrogen concentration in water extracted from the control piles reached about 1450 $\text{mgNH}_4^+\text{-N/L}$, while the piles amended with 1% and 2% of zeolite registered values of about 300-500 mg/L below and lower ammonium losses. According to Ren et al. (2010), ammonia loss rate reached a maximum peak during the thermophilic phase and then decreased with the fall in temperature. The total amounts of ammonia lost in SF:cornstalk composting was 28% of initial nitrogen, while the addition of an absorbent mixture of magnesium hydroxide ($\text{Mg}(\text{OH})_2$) and phosphoric acid (H_3PO_4) reduced this loss to the range of 9% to 0.5%. Sawdust also has a high ammonia retention capacity thereby reducing odour

and ammonia losses from the compost when added as amendment (Imbeah, 1998). On the contrary, Bernal et al. (2009) reported that the presence of the less biodegradable organic-C in sawdust increased NH_3 emission during composting of sawdust amended manure in comparison with wheat straw amended manure. Our results show that ammonia was usually below $100 \text{ mgNH}_4^+ \text{-N/L}$ (with the possible exception of the first days of windrows P1 and P2) which is a very low concentration in comparison to other composting systems. This can explain the lack of correlation between ammonia concentration and nitrogen losses. On the contrary, average pH during thermophilic composting periods varied from 7.3 to 7.9 and strongly correlated with TN losses.

El Kader et al. (2007) hypothesize that free air space (FAS) can affect air renewal rate and the area of the gas/liquid interface and proposed physical compaction and water addition to reduce FAS and ammonia emissions. These authors found that a reduction of FAS by 20%–60%, either by compacting or adding water (or both), reduced the ammonia emissions by 30%–70%. In our study, FAS was very similar in all windrows (ranging from 47% to 53 %) because they were all intensely watered and no correlation was found between TN losses and FAS. Increasing the watering intensity (LF/S) however strongly decreased TN losses. This strong correlation between LF/S and TN losses was attributed in part to the correlation between LF/S and S/PWC_m, as indicated in Section 3.2. But we must take into consideration that the watering regime was different in both windrows P1 and P2 (Vázquez et al., 2015) as windrow P2 has been intensely watered after the first day of composting and windrow P1 was not watered for several days. Given this the distinctly higher TN losses in P1 in comparison to P2 agree with the hypothesis and the results of El Kader et al. (2007) and the different watering regime could be considered as a reason for our results.

The effect of moisture content on nitrogen losses is therefore a matter for discussion. When composting spent pig litter (a mixture of partially decomposed pig manure and sawdust) in piles Tiquia et al. (1998) suggest that the pile managed with higher moisture content showed higher ammonia losses through ammonia volatilization because of a higher NH_3 volatilisation when water content is close to water-holding capacity. Ogunwande et al. (2008) stated that several studies have shown that NH_3 volatilization increases with an increase in moisture content; they found however very high losses ranging from 71% to 88% of the initial TN content at a low level (55%) of moisture. Other authors have pointed out that high moisture content would reduce nitrogen volatilization as more ammonia dissolved in the liquid phase than in the gas-filled pore space of the compost and the dissolved ammonia would then be utilized by microbial growth in the next stages (Li et al., 2013). Kader et al. (2007) reported a reduction of ammonia emissions from 24 % to 19 % initial TN when the moisture content was increased from 45% to 67%. Bueno et al. (2008) reported lower N losses at low moisture content (40%) while similar N losses were obtained at 55% and 70% moisture content. Thus, the effect of moisture content on N losses in literature resulted contradictory and the higher N losses at higher moisture content reported in some studies could be due to leaching instead of ammonia volatilization. Our results showed that high moisture contents, ranging from 69% to 75%, were compatible with TN losses varying from 30% to 65% of initial TN but with no correlation between the parameters.

5.5.2 Heavy metals content of compost

Regarding HM content in final compost our results agree with those of Bustamante et al. (2013), who reported that the concentrations of Cu and Zn in compost made with the solids fraction of anaerobic digestate of pig slurry and different materials as bulking agent were high and may

constitute a limiting aspect for the use of these composts, while other heavy metal concentrations (Cd, Hg, Co, Cr, Pb and Ni) were lower than the limits established for compost. Furthermore, Cu and Zn concentrations were dependent on the bulking agent. When the composts were made with wheat straw the low values (332 and 1750 mg/kg of Cu and Zn, respectively) and the compost made with vine shoot prunings, exhausted grape marc and pepper plant prunings gave the highest values, up to 518 and 3052 mg/kg of Cu and Zn, respectively. Bustamante et al. (2013) also found that watering the composting material with the liquid phase of the anaerobic digestate of pig slurry at a rate of 2.0 L/t TS did not increase the total Cu and Zn content of the final compost. This finding supports our proposal of replacing SF by other organic wastes in order to attain better quality compost from LF composting of pig manure.

Besides lowering the total amount of Cu and Zn in final compost, future studies must determine the fractions of total metal which are bioavailable. Several authors reported that the mobility and bioavailability of heavy metals in composted wastes are dependent on other physico-chemical properties of the medium besides total metal contents such as decomposition of organic matter, humic substance content, pH, as well as the affinity of metals for various chemical forms. The largest proportion of metals was found in the residual fraction and fractions more resistant to extraction indicating that the metals were unavailable for plant uptake, the amount of potentially bioavailable metals being lower than 2% (Amir et al., 2005; Haroun et al., 2009) or than 30% (Soumaré et al., 2002). In general, a decrease of mobile fraction of most HM during composting was reported (Haroun et al., 2009; Singh and Kalamdhad, 2013; Song et al., 2014), but an increase of mobility of Mn, Pb and Zn was also reported during sewage sludge composting (Nomedá et al., 2008; Singh and Kalamdhad, 2013). This behaviour could be specific to each composting system as suggested by Miaomiao et al. (2009) who found that readily extractable fractions of Cu and Zn increased during composting of sewage sludge but decreased during composting of pig manure. As mobile fractions of metals are poorly predictable from the total content, the determination of total heavy metal content does not provide useful information about the risks of bioavailability, the capacity for remobilization and the behaviour of the metals in the environment. The chemical speciation of metals was therefore recommended as a better tool to assess the toxicity of metals in compost applications.

5.6 Conclusions

Co-composting of large amounts of liquid fraction with different organic wastes is a viable process that increases the amount of nutrients in compost and facilitates recycling while reducing manure transportation and water treatment costs. The capacity of windrows to receive and treat LF was mainly determined by S/PWC_m while S/PWC_v determined interstitial O₂ during the thermophilic composting phase. Differences in other operational variables (pH, EC, ammonia, COD and moisture content) were found dependent on S/PWC ratio and substrate nature, with significant correlations between some of these variables. While TN recovered in the fine fraction ranged from 27% to 48%, the bulking material acted as a sink for high amounts of nitrogen, mainly in the case of low S/PWC ratio (up to 25% of TN), and nitrogen losses ranged from 30% to 66%. TN losses increased at higher S/PWC_m ratios and decreased at higher LF/S ratios indicating that integrating LF in the composting process at higher LF/S ratios favoured nitrogen recovery and conservation. Among operation variables ammonia concentration, pH and interstitial O₂ significantly affected TN losses but not temperature or C/N ratio. On the other hand, pH and T determined the accumulation of TN

in fine fraction (compost) explaining 95% of its variation. Zn content in compost exceeds the quality limit values. Because the main source of Zn in final compost was SF while only minor amounts came from LF and co-substrates the substitution of 25% SF by SD or GB gave compost with 12% and 30% lower Zn content.

5.7 References

- Adhikari B.K., Barrington S., Martinez J., King S. (2009). Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. *Waste Management* 29, 197–203.
- Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Revel, J.C. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. *Chemosphere* 59 (2005) 801–810.
- APHA (2005). *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater*, 21st Ed. Washington: American Public Health Association/American Water Works Association/ Water Environment Federation.
- Barrena R., Turet J., Busquets A., Farrés M., Font X., Sánchez A. (2011). Respirometric screening of several types of manure and mixtures intended for composting. *Bioresource Technology*, 102(2), 1367-1377.
- Basset-Mens, C. , van der Werf, H.M.G., Robin, P., Morvan, Th., Hassouna, M., Paillat, J.-M., Vertès, F. Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems. *Journal of Cleaner Production* 15 (15), 2007, 1395-1405.
- Bayo J., Gómez-López M.D., Faz A., Caballero A. (2012). Environmental assessment of pig slurry management after local characterization and normalization. *Journal of Cleaner Production*, 32, 227-235.
- Bernal M.P., Alburquerque J.A., Moral R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.* 100, 5444–5453.
- BOE (2013). Real Decreto 506/2013, del 10 de julio, sobre productos fertilizantes. http://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2013-7540 (accessed may 2015).
- BOE (1990). Real Decreto 1310/1990, del 29 de octubre, por el que se regula la utilización de los lodos de depuradora en el sector agrario (Transposition of the EU Council Directive 86/278/CEE). <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1990-26490> (accessed August 2015).
- Borin M., Politeo M., de Stefani G. (2013). Performance of a hybrid constructed wetland treating piggery wastewater. *Ecological Engineering*, 51, 229-236.
- Bueno, P., Tapias, R., López, F., Díaz, M.J. (2008). Optimizing composting parameters for nitrogen conservation in composting. *Bioresource Technology* 99, 5069–5077.
- Bustamante M.A., Restrepo A.P., Alburquerque J.A., Pérez-Murcia M.D., Paredes C., Moral R., Bernal M.P. (2013). Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. *Journal of Cleaner Production*, 47, 61-69.
- Cerutti A.K., Bagliani M., Beccaro G.L., Gioelli F., Balsari P., Bounous G. (2011). Evaluation of the sustainability of swine manure fertilization in orchard through Ecological Footprint Analysis: results from a case study in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 19, 318-324.
- Cherubini E., Zanghelini G.M., Alvarenga R.A.F., Franco D., Soares S.R. (2015). Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production*, 87, 68-77.
- El Kader, N.A., Robin, P., Paillat, J.M., Leterme, P. 2007. Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Biores. Technol.* 98, 2619-2628.

- Ekinci, K., Keener, H.M., Elwell, D.L., 2000. Composting short paper fiber with broiler litter and additives. *Compos. Sci. Util.* 8, 160–172.
- Fukumoto Y., Osada T., Hanajima D., Haga K. 2003. Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration - effect of compost pile scale. *Biores. Technol.* 89, 109–114.
- Haroun, M.; Idris, A., Omar, S. Analysis of heavy metals during composting of the tannery sludge using physicochemical and spectroscopic techniques. *Journal of Hazardous Materials* 165 (1–3), 2009, 111-119.
- Huang G.F., Wu Q.T., Wong J.W.C., Nagar B.B. (2006). Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology*, 97(15), 1834-1842.
- Imbeah, M. Composting piggery waste: A review. *Bioresource Technology*, Volume 63, Issue 3, March 1998, Pages 197-203.
- Li Y.S., Robin P., Cluzeau D., Bouché M., Qiu J.P., Laplanche A., Hassouna M., Morand P., Dappelo C., Callarec J. (2008). Vermifiltration as a stage in reuse of swine wastewater: Monitoring methodology on an experimental farm. *Ecological Engineering*, 32(4), 301-309.
- Li Z., Lu H., Ren L., He L. (2013). Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere*, 93(7), 1247-1257.
- Miaomiao, H., Wenhong, L., Xinqiang, L., Donglei, W., Guangming, T. Effect of composting process on phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead in sewage sludge and swine manure. *Waste Management* 29 (2009) 590–597.
- Moral R., Perez-Murcia M.D., Perez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Paredes C., Rufete B. (2008). Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Manag.* 28, 367-371.
- Navidi, W. (2006). *Statistics for engineers and scientists*. McGraw-Hill, México, 2006
- Nolan T., Troy S.M., Healy M.G., Kwapinski W., Leahy J.J., Lawlor P.G. (2011). Characterization of compost produced from separated pig manure and a variety of bulking agents at low initial C/N ratios. *Bioresource Technology*, 102(14), 7131-7138.
- Nomeda, S., Valdas, P., Chen, S.Y. and Lin, J.G. (2008). Variations of Metal Distribution in Sewage Sludge Composting. *Waste Management*, 28, 1637-1644.
- Ogunwande G.A., Osunade J.A., Adekalu K.O., Ogunjimi L.A.O. (2008). Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency. *Bioresource Technology*, 99, 7495–7503.
- Prapasongsa T., Christensen P., Schmidt J.H., Thrane M. (2010). LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems. *Journal of Cleaner Production*, 18, 1413-1422.
- Ren, L., Schuchardt, F., Shen, Y., Li, G., Li, C. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk. *Waste Management* 30 (5), 2010, 885-892.
- Singh, J., Kalamdhad, A.S. Chemical Speciation of Heavy Metals in Compost and Compost Amended Soil -A Review. *International Journal of Environmental Engineering Research* 2(2), 2013, 27-37.
- Song, X., Liu, M., Wu, D., Qi, L., Ye, C., Jiao, J., Hu, F. Heavy metal and nutrient changes during vermicomposting animal manure spiked with mushroom residues. *Waste Management* 34(11), 2014, 1977-1983.
- Soumaré, M., Demeyer, A., Tack, F.M.G., Verloo, M.G., 2002. Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresour. Technol.* 81, 97–101.
- Szanto, G.L., Hamerlars, H.V.M., Rulkens, W.H., Veeken, A.H.M. 2007. NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Biores. Technol.* 98, 2659–2670.

Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *J. Environ. Pollut.* 110, 535–541.

Tiquia S.M., Tam N.F.Y., Hodgkiss I.J. (1998). Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 67, 79-89.

Thu C.T.T., Cuong P.H., Hang L.T., Chao N.V., Anh L.X., Trach N.X., Sommer S.G. (2012). Manure management practices on biogas and non-biogas pig farms in developing countries – using livestock farms in Vietnam as an example. *Journal of Cleaner Production*, 27, 64-71.

Vázquez M.A., de la Varga D., Plana R., Soto M. (2013). Vertical flow constructed wetland treating high strength wastewater from swine slurry composting. *Ecological Engineering*, 50, 37– 43.

Vázquez, M., de la Varga, D., Plana, R., Soto, M., 2015. Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water re-use. *J. Clean. Prod.* 104, 80-89. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.05.016.

Venglovsky, J. Sasakova, N., Vargova, M., Pacajova, Z., Placha, I., Petrovsky, M., Harichova, D. Evolution of temperature and chemical parameters during composting of the pig slurry solid fraction amended with natural zeolite. *Bioresource Technology* 96 (2), 2005, 181-189.

Chapter 6

Vertical Flow Constructed Wetland Treating High Strength Wastewater from Swine Slurry Composting

6. Vertical Flow Constructed Wetland Treating High Strength Wastewater from Swine Slurry Composting

6.1 Abstract

An integral solution for the recovery of fertilizer elements contained in swine farm slurry is the joint composting of diverse solid wastes generated in the installation and surroundings, in which the composting material was watered with swine slurry. In such a system, a high percentage of the water contained in the slurry is evaporated while nutrients are, in part, retained in the compost produced. This paper presents the results of a pilot vertical flow constructed wetland (VFCW) treating the high strength leachate generated from the compost piles. The VFCW was provided with effluent recycling in order to deal with high influent concentrations of nitrogen compounds, which reached up to 459 mg NH₃-N/L and 904 mg TKN/L without the need for dilution with clean water. After start-up, and operating at 10°C with surface loading rates (SLR) of 9.2, 17.9, 4.8 and 1.9 g/m²·d of TSS, TCOD, BOD₅ and TN, respectively, the VFCW reduced the concentration of all these parameters by more than 93%. Effluent concentration of nitrate was high during the two first months of operation (178 mg NO₃-N/L), but afterwards simultaneous nitrification and denitrification developed, reaching total nitrogen removal of 93% and low effluent nitrogen concentration (16 mgNH₃-N/L and 10 mg NO₃-N/L). Furthermore, options to avoid clogging or to facilitate the application of higher SLR are discussed.

6.2 Introduction

Large swine slurry volumes are currently generated throughout the world, with estimates for Spain reaching approximately 5,600 million tonnes (Del Val, 2011). Low content of dry matter, usually in the range of 2% to 5%, increases transportation costs and makes the application of these manures to land and crops difficult and limits the periods of application (Flotats et al., 1999) Therefore, a complete treatment of slurry in order to discharge it for receiving water bodies or for water reuse, or partial treatment prior to land application may be necessary in some situations (Cronk, 1996; Meers et al., 2008; Harrington and Scholz, 2010; Dong and Reddy, 2010).

Both solid manure and slurry are resources containing water and nutrients which could be used for the composting process of carbon rich substrates. The management of biowaste by composting has almost always been associated to solid or semi-solids. Nevertheless, composting is a process with a negative hydric balance therefore watering is commonly needed. Slurry and composting leachates can be used to water the material during the first weeks of the process when thermophilic temperatures assure the elimination of the pathogens that these manures contain but not during the maturation phase when only clean water can be used. Using slurry for watering compost during the thermophilic phase leads to the evaporation of part of the water volume and to retaining part of nutrient compounds, in particular nitrogen compounds. The compost obtained can be easily stored until its use as fertilizer. However, some amounts of surplus composting leachates are always generated and require an additional treatment process.

Previous research has indicated that a volume of swine slurry (SL) can be composted along with the screened solid fraction of manure (SFM) if a bulking agent is provided (Plana, 2008), the amount of composted slurry ranging from 1.6 to 4.4L SL/t SFM. At a considered farm, this amount could be increased by co-composting other local available organic wastes such as crop, forest and agro-industrial wastes.

On the other hand, constructed wetlands (CW) have been applied to the control of water pollution through on-site treatment of livestock wastewater and dirty farmyard water (Cronk, 1996). CW efficiently remove suspended solids, biodegradable organic matter and pathogen microorganisms. Nitrogen removal depends on the system design, process configuration and loading rates (Kadlec et al., 2000). Detoxification is another point of interest, as CW can remove heavy metals, persistent organic substances and emergent pollutants (Reyes-Contreras et al., 2011).

When CW are applied to the treatment of high strength livestock wastewaters (and at high surface loading rates), the effluent quality is not adequate for discharging to natural water bodies (Knight et al., 2000). In this case, treated effluents continue to be applied to land but at a higher dose requiring reduced land extension. Other advantages of livestock wastewater treatment in CW are odour and cost reduction, generating benefits for the owners and neighbours (Kadlec et al., 2000). However, a complete treatment of livestock wastewater in CW to fulfil discharge limits is also possible (Dunne et al., 2005; Lansing and Martin, 2006; Healy et al., 2007).

Farm effluents, and in particular swine slurry, are high strength wastewater. Treatment of this wastewater in CW has usually required the application of pre-treatment operations or even influent dilution (Kadlec and Knight, 2000; Hunt and Poach, 2001). Suspended solids removal is considered essential even for the treatment of low strength municipal sewage (Álvarez et al., 2008). Facultative or anaerobic ponds have been used as pre-treatment of livestock wastewater prior to entering CW. On the other hand, only vertical flow constructed wetlands (VFCW) or very low loaded horizontal flow CW could reach complete nitrification. Effective nitrogen removal through nitrification-denitrification may be reached by using hybrid constructed wetlands that combine horizontal and vertical flow modes (Brix and Arias, 2005; Healy et al., 2007). However, most CW applications to livestock wastewater have used horizontal free water systems, whereas applications of VFCW systems are limited to dairy and other wastewaters of lower strength (Kern and Idler, 1999; Healy et al., 2007).

In recent years, renewed attention has been paid to the treatment of pig manure in constructed wetlands. Amongst the possible solutions, CW were used as tertiary treatment, namely in combination with previous treatment in stabilisation ponds (Dong and Reddy, 2010, 2012), vermifiltration (Morand et al., 2011), anaerobic digesters (Harrington and Scholz, 2010) or even activated sludge reactors aiming for nitrogen reduction by nitrification and denitrification (Meers et al., 2008). In these experiments, pre-treated swine manure presented either low organic matter and nitrogen concentrations or were subjected to dilution with water, prior to being applied to horizontal flow constructed wetlands at surface loading rates of about $1\text{ g TN/m}^2\cdot\text{d}$ (ranging from 0.4 to $1.8\text{ g TN/m}^2\cdot\text{d}$). These constructed wetlands include cells of continuous marsh (free water CW), marsh-

pond-marsh, alternating cells with floating and emergent macrophytes or several units of horizontal flow CW connected in series.

Various concepts of hybrid and integrated constructed wetlands, including both vertical and horizontal flow units (and combined with other extensive treatment and maturation units) were used (Harrington and Scholz, 2010, Dong and Reddy, 2010; Meers et al., 2008) with the aim to convert manure into a sufficient quality of water for discharge to natural bodies or for recycling water for flushing in swine houses. However, these complex treatment systems involve high installation and operating costs. On the other hand, the Integrated Constructed Wetland systems require manure dilution with clean water (Harrington and Scholz, 2010).

According to Hunt et al. (2006), these wetlands showed high efficiency in denitrification but limitation in nitrification and, in general, nitrate concentrations are low. In order to enhance nitrification and apply higher surface loading rates, vertical flow CW were also investigated (Kantawanichkul et al., 2009). These authors used VFCW units to treat high-strength swine manure in tropical conditions (temperature ranging from 21 to 29 °C) and applying SLR of up to 15.4g TKN/m²·d. They concluded that vertical flow constructed wetland systems have a high capacity to treat high-strength wastewater in tropical climates. However, the systems did not fully nitrify the wastewater, even at low loading rates of about 4 mg TKN/m²·d. This was because these vertical filters did not provide sufficient contact time between the wastewater and the biofilm on the gravel medium of the filters.

The present research is part of a project whose aim is to find an integral solution of nutrient recovery through compost production and biological purification of the residual streams in constructed wetlands. Slurry composting is considered at the same time as a swine wastewater pre-treatment, wastewater volume reduction and a nutrient recovery system. The effect of composting on slurry and the complete treatment of surplus composting leachate in a re-circulated semi-batch VFCW will be described.

The hypothesis of the present research is that VFCW could reach high nitrification efficiency and then could treat manures with high nitrogen concentration when the system was provided with adequate recirculation. Efficient ammonium removal and high recirculation rates could facilitate the treatment of swine slurries and compost leachates without previous dilution, saving water and increasing overall efficiency. Moreover, semi-batch operation was proposed in order to favour simultaneous denitrification.

6.3 Materials and methods

Two turned windrows (P1 and P2, Figure 6-1) of approximately 30m³ were constituted with solid fraction of screened manure (SFM) and different volumetric proportions of a bulking agent (BA) (P1 1:1 and P2 1:2 proportions of SFM:BA). The BA used consisted of poplar wood chips (*Populus spp.*) with a particle size of 50-80mm. Composting windrows were intensely watered with swine slurry (SL) for three months, supporting continuous thermophilic temperatures and moisture close

to 70%. In these conditions, the windrows received about 12.2 (P1) and 17.1 m³ (P2) of SL and generated 2.3 (P1) and 4.0 m³ (P2) of composting leachates. These leachates were stored in two separated tanks of 1 m³ and then treated in an outdoor pilot VFCW. The experimental system is located in a pig farm in the municipality of Teo, near Santiago of Compostela (NW of Spain).

The VFCW system (Figure 6-1) was a 2×3×1.2m (length×width×height) basin built *in situ* and lined with rubber membrane. A drainage bed, 20 cm thick, made of 10-20mm granitic gravel was placed at the bottom of the VFCW and equipped with drainage pipes which were 70mm in diameter. Above the drainage bed, there was an 80cm thick filter layer, made of 0-6mm granitic gravel ($d_{10} = 0.35\text{mm}$, $d_{60}=2.5\text{mm}$). The influent distribution pipes were placed over the filter. The system was planted with *Phragmites australis* using rhizome cuts during the start-up of the VFCW operation (in the second week of August). However the success of plantation has been reduced, probably as a consequence of both the advanced period of the growing season and the difficulty to grow rhizome cuts of this species. One month after planting, only six plants were present, which experience limited growth until the end of the growing season (October).

Wastewater drained by gravity from the VFCW to the recycling tank (1000L of capacity) where a pump was placed. At the beginning of the operation, the recirculation tank contained 400L of tap water and was loaded with 300L of composting leachate. Afterwards, a certain volume was removed as effluent before loading the tank in order to maintain the liquid volume in the tank at the level of 600L. Then, composting leachate (from 100 to 300L) was added to the recycling tank once at week by opening a manual valve. In this way, the high strength influent wastewater (composting leachate) was diluted with the treated effluent remaining at the recirculation tank (about 600L). These operations of effluent discharge and loading were carried out once at week at the time when the VFCW was almost completely drained (i.e. at the end of the draining cycle). During the first two months of the operation, high evaporation took place and the volume of effluent which drained out was lower than the volume of influent loaded and the opposite occurred during the following months because of rain. The recycling pump operated intermittently, delivering a high flow of approximately 360L in only 15 minutes and then stopped for an overall cycle time of 6 hours. Note that the hydraulic loading rate (HLR) referred to the composting leachate (which was fed to the VFCW) resulted in the range of 2.4 to 7.1 mm/d but the actual HLR (including recirculation) resulted in 240 mm/d. Periodically, the pump operation was checked and the draining flow was measured for an entire dosing cycle in order to obtain the draining flow profile and the maximum infiltration rate.

The constructed wetland was operated for more than 200 days. During this time, a total of 24 influent and effluent samples were collected which were representative of the overall volume of influent and effluent streams. Samples were analysed for conductivity, total and volatile suspended solids (TSS, VSS), total and soluble chemical oxygen demand (TCOD, SCOD), biological oxygen demand (BOD₅), ammonium (selective electrode), nitrate and nitrite (electrophoresis) and total Kjeldahl nitrogen (TKN). Determinations *in situ* were carried out for pH, temperature (T), dissolved oxygen (DO) and oxidation-reduction potential (ORP). 22-24 samples were analysed for all parameters except for TKN (n=13). Analyses were carried out following Standard Methods (APHA, 1995).

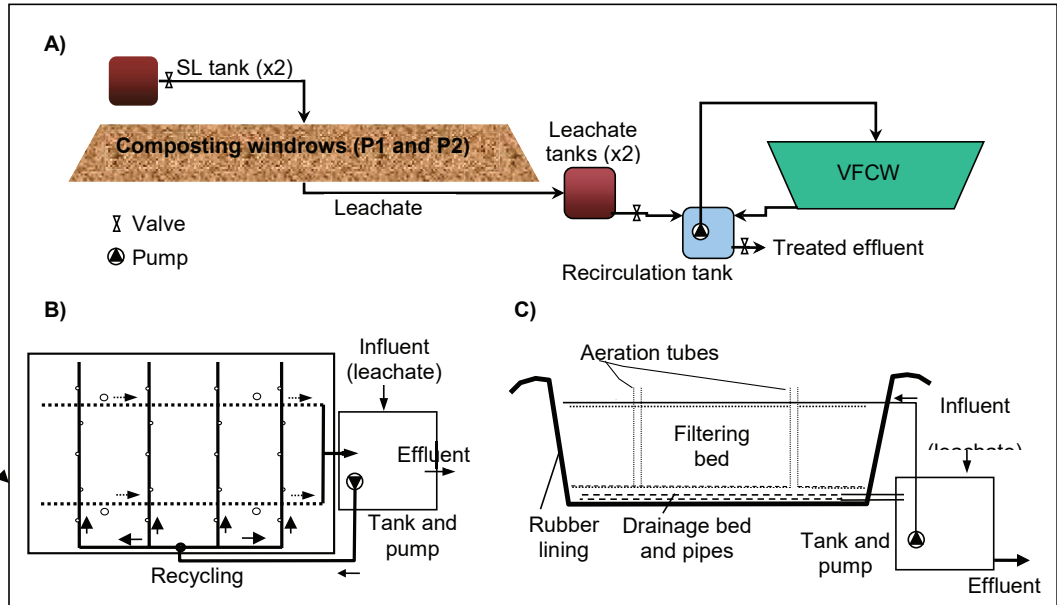


Figure 6-1. Integrated composting and VFCW pilot plant (A) used to treat swine slurry, and plan (B) and profile (C) views of the VFCW unit.

6.4 Results and discussion

6.4.1 The effect of composting on swine slurry

The main objective of this work was to implement an integral solution for swine slurry, looking for nutrient recovery through compost production and biological purification of the residual streams (leachates) in constructed wetlands. Leachates from composting windrows watered with swine slurry account for about 19% (P1) and 23% (P2) in volume of the fed slurry. Water losses were the result of evaporation which reached 1.6 and 3.2 m³/tSFM (dry mass) at windrows P1 and P2, respectively. As compared to the swine slurry, generated leachates showed a higher content in suspended solids (1.5 times higher) and organic matter (4 times higher in TCOD), but lower ammonium (4 times lower) and total Kjeldahl nitrogen (3 times lower) concentration. As an example, 81% of water, 91% TKN, 97% NH₃, 80% TSS and 57% TCOD contained in the swine slurry added to the P1 composting windrow was retained on the resulting compost (Soto et al., 2010).

As indicated below (Table 6-2), composting leachates showed high concentrations of organic matter and nitrogen, reaching 2549±1896 mg TSS/L, 10640±6539 mg TCOD/L, 1382±1012 mg BOD₅/L and 699±369 mg TKN/L on average. The observed decrease of ammonium concentration from

approximately 1600 mgN/L to about 400 mgN/L is of great importance relating to the biological treatment of leachates in constructed wetlands, as high ammonium concentrations could inhibit plant growth (Cronk, 1996; Jampeetong et al., 2012). While some macrophyte species tolerate ammonium concentrations on 200 mgN/l, other species are affected in their growth and vitality. In this way, effluent recirculation at the constructed wetland was deemed appropriate. In the present work, recirculation and effective influent dilution was achieved through the configuration of the pilot plant (Figure 6-1) and the feeding procedure followed. Composting also reduced the TCOD/BOD₅ ratio.

6.4.2 Performance of the VFCW

Table 6-1 shows the environmental conditions and surface loading rates applied to the VFCW during different operational periods while Table 6-2 shows the characteristics of influent and effluent VFCW streams. The criteria for the selection of periods were mainly temperature and leachate concentration, as can be seen in Tables 6-1 and 6-2. Furthermore, Period I was considered as the start-up period. During this period, a volume of 1732 L of leachates were fed to the constructed wetland, which was an amount equal to 5 times the initial volume of clean water contained in the recirculation tank. On the other hand, the lower concentration of leachates during period II was partly due to the rain because the leachate collection system also received dirty water from the composting area.

Temperature was measured at the recycling tank and can be considered representative of both influent and effluent streams, while DO and ORP correspond to the effluent stream. Temperature decreased from 20°C (August and September) to 9°C (January-February). DO and ORP were high in general and indicative of a highly oxygenated effluent, although a clear decrease in both parameters was observed from the start-up to the end of the operation period.

Average hydraulic loading rate (HLR) ranged from 2.3 to 4.2 mm/d (Table 6-1), although the overall HLR (including recirculation) resulted in about 240 mm/d. Surface loading rates (SLR) of suspended solids ranged from 4 to 15g TSS/m²·d and were high when compared with values usually proposed for subsurface CW (Alvarez et al., 2008). This high suspended solids loading rate could be the reason for the reduction of the water infiltration rate over time which the VFCW bed experienced (as will be discussed below). TCOD SLR, ranging from 18 to 70 gTCOD/m²·d, was comparable to usually applied values in VFCW treating municipal or domestic wastewater. On the other hand, BOD₅ and nitrogen SLR were somewhat lower than the capabilities of this kind of CW (Molle et al., 2005).

The wastewater treated had a high load in terms of TSS and TCOD (Table 6-2). Although the average values for BOD₅ and ammonium or TKN at the influent were lower than expected, in general these concentrations were higher than those of municipal wastewater by a factor of about 10 to 20. Actual influent concentrations to the VFCW were reduced after the dilution of the influent in the recycling tank by a factor of about 2 to 5 times (3.5 times in average) as can be calculated from

the ratio of the fed volumes to the recycling tank volume together with the respective influent and effluent concentrations.

Table 6-1. Environmental conditions and loading rates for different operational periods of VFCW

Period (days)	T (°C)	DO (mg/L)	ORP (mV)	HLR (mm/d)	SLR (g/m ² ·d)				
					TSS	TCOD	BOD ₅	NH ₃ -N	TKN
I (0-74)	20.1 (2.0)	6.8 (0.5)	213 (47)	3.9 (1.8)	14.7 (12.3)	70.3 (51.5)	6.3 (5.5)	0.8 (0.7)	3.4 (1.2)
II (75-156)	14.7 (5.3)	6.5 (1.6)	192 (76)	4.2 (1.4)	4.0 (4.9)	19.5 (12.2)	3.2 (3.5)	0.3 (0.3)	1.7 (1.3)
III (157-205)	9.3 (2.4)	4.8 (0.96)	35 (16)	2.3 (0.9)	9.2 (3.6)	17.9 (1.8)	4.8 (1.8)	1.1 (0.4)	1.9 (0.7)
Overall	17.6 (4.7)	6.2 (1.37)	162 (91)	3.8 (1.6)	8.8 (9.6)	36.2 (41.6)	4.6 (4.3)	0.6 (0.6)	2.3 (1.2)

Average values followed of standard deviation in brackets.

Table 6-2. Influent and effluent characteristics for the different operational periods of VFCW

Period	pH	Conductivity	TSS	VSS	TCOD	SCOD	BOD ₅	NH ₃ -N	TKN	NO ₃ -N
VFCW Influent (composting leachates)										
I	7.95 (0.21)	8.43 (1.23)	3137 (1550)	2590 (1324)	15648 (5474)	11045 (3018)	1385 (679)	232 (210)	846 (311)	7.4 (11.5)
II	7.99 (0.47)	5.50 (2.44)	1092 (1302)	913 (1110)	4965 (3323)	3429 (2732)	868 (1047)	43 (50)	499 (369)	2.8 (2.9)
III	7.13 (0.49)	7.09 (1.66)	3629 (2385)	2993 (1735)	8049 (2258)	2498 (1775)	2273 (1257)	459 (273)	904 (326)	1.4 (0.8)
Overall	7.80 (0.49)	7.07 (2.19)	2549 (1896)	2108 (1544)	10640 (6536)	6878 (4847)	1382 (1012)	212 (233)	699 (369)	4.6 (8.1)
VFCW Effluent										
I	4.86 (1.27)	2.29 (1.45)	29 (17)	24 (14)	340 (267)	316 (265)	12 (16)	6.7 (8.5)	11.0 (7.3)	178 (119)
II	5.36 (0.86)	1.21 (0.71)	277 (81)	228 (73)	1080 (234)	834 (246)	12 (9)	0.3 (0.21)	41.2 (21.3)	76 (60)
III	6.63 (0.10)	0.95 (0.21)	50 (18)	41 (11)	545 (152)	494 (157)	19 (10)	15.8 (8.91)	56.8 (25.8)	9.9 (3.0)
Overall	5.36 (1.18)	1.67 (1.21)	116 (126)	95 (105)	626 (408)	522 (330)	13 (13)	6.3 (8.63)	37.3 (25.6)	112 (110)

Average values followed of standard deviation in brackets. Concentration in mg/L, Conductivity in mS/cm, ORP in mV, T in °C. Data number, general: 22-24, TKN: 13.

Effluent concentrations were in general very low, indicating that VFCW carried out an intensive process of particulate and soluble organic matter retention and removal, as well as the removal of most of the ammonium and TKN. Nitrate concentration was high during period I but progressively decreased and was low during the last month of the investigation. Only VSS and SCOD showed high effluent concentrations, especially during period II and were probably indicative of a biologically refractory organic fraction, as the effluent BOD₅ always remained very low.

Table 6-3 shows the removal efficiency reached. In general, the VFCW removed more than 90% of the influent load. Overall removal efficiencies were 95% TSS, 94% TCOD, 99% BOD₅, 97% NH₃, 95% TKN and 79% TN. Only TSS and TCOD removals significantly decreased during period II, which was partly due to a sudden decrease in influent concentration together with a higher effluent TSS concentration as indicated above.

Table 6-3. Percent removal efficiency for different operational periods of VFCW

Period (days)	Conductivity	TSS	VSS	TCOD	SCOD	BOD ₅	NH ₃ -N	TKN	NO ₃ -N	TN
I (0-74)	72.8 (17.1)	99.1 (1.9)	99.1 (1.8)	97.8 (1.8)	97.1 (2.7)	99.1 (2.5)	97.1 (2.3)	98.7 (1.8)	-2294 (5639)	77.9 (18.2)
II (75-156)	78.1 (12.4)	74.6 (59.3)	75.0 (63.7)	78.2 (31.0)	75.5 (35.0)	98.6 (2.3)	99.3 (0.9)	91.7 (15.3)	-2643 (7014)	76.7 (19.6)
III (157-205)	86.6 (4.3)	98.6 (0.7)	98.6 (0.6)	93.2 (2.4)	80.2 (43.7)	99.2 (1.1)	96.6 (4.9)	93.7 (4.4)	-895 (241)	92.6 (4.4)
Overall	76.3 (15.2)	95.5 (49.0)	95.5 (52.0)	94.1 (23.1)	92.4 (33.0)	99.0 (2.3)	97.0 (2.9)	94.7 (11.4)	-2080 (5821)	78.8 (18.8)

Average values followed of standard deviation in brackets.

6.4.3 Oxygen transfer rate

The high effluent concentration of DO (Table 6-1) indicated that oxygen was not a limiting factor of the biological processes occurring in the VFCW. Both the aerobic degradation of organic matter and ammonium nitrification are processes that consume oxygen. The total oxygen transfer rate (OTR) under wetland conditions can be calculated as proposed by Kayser and Kunst (2005), by applying the following equation:

$$OTR_{\max.} \text{ (gO}_2\text{/m}^2\text{.d)} = (Q/A) \cdot [(TCOD_i - TCOD_e) + 4.6 \cdot (TKN_i - TKN_e)]$$

where Q is the influent leachate flow (m³/d), A is the VFCW surface area, and sub-indices i and e refer to influent and effluent, respectively. Total OTR resulted in 85, 22 and 25 gO₂/m².d for periods I, II and III, respectively. The total OTR calculated in this manner is, in our opinion, equivalent to the maximum oxygen demand potentially satisfied, as the equation used assumes the complete oxidation of organic matter and the lack of denitrification. However, accumulation of

undegraded organic matter on the wetland media must exist, at least during the first two periods, as suggested by the reduction of the infiltration rate which will be discussed below. In the present study, the amount of organic matter accumulated was not measured and the correction of its effect on OTR is not possible.

However, we can use BOD₅ instead of TCOD to calculate the consumption of oxygen from organic matter degradation, as proposed by Platzer (1999). Furthermore, the presence of nitrification may be taken into consideration by subtracting the oxygen supplied by the nitrate denitrified (2.86 gO₂/g N, according to Henze et al., 2002). Thus, the OTR equation will be:

$$\text{OTR}_{\text{min.}} (\text{gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}) = (Q/A) \cdot [(BOD_{5i} - BOD_{5e}) + 4.6 \cdot (TKN_i - TKN_e) - 2.86 \cdot (TN_i - \text{NO}_3^- - N_e)]$$

where one assumes that all influent nitrogen which is not in the form of nitrate in the effluent (NO₃⁻ - N_e) has been denitrified. On the other hand, degradation of the organic matter will probably consume more oxygen than the amount necessary for the oxidation of the easily degradable organic matter which was indicated by BOD₅. Therefore, the second equation probably gives the minimum oxygen demand satisfied. In the present study, minimum OTR resulted in 15, 7 and 8 gO₂/m²·d for periods I, II and III, respectively.

The obtained maximum OTR values are in the range of the reported values of 20 to 80 g O₂/m²·d for VFCW (Cooper et al., 2005; Molle et al., 2005; Brix and Arias, 2005; Kantawanichkul et al., 2009). The high DO level and the very high percent removal of BOD₅ and ammonium suggest that the VFCW could operate at higher loading rates than those of periods II and III and reach higher OTR. However, results also suggest that in the operational conditions of the present VFCW, the limiting factor could be the high suspended solids loading rate applied, which in turn, resulted in reduced infiltration rates as will be discussed below. Therefore, the operation of the VFCW at higher OTR may require a pre-treatment step in order to reduce the TSS influent concentration.

6.4.4 Nitrogen compounds profiles

The behaviour of nitrogen compounds and pH is shown in Figure 6-2. Influent concentrations were high but variable for ammonium and TKN and low for nitrate. Effluent concentrations were always low for ammonium and TKN while total nitrogen (TN) mainly followed the behaviour of nitrate nitrogen. Nitrite nitrogen (NO₂⁻) was always below the detection limit of 1 mgN/L (data not shown). Effluent nitrate concentration rapidly increased after the start-up of the VFCW unit, indicating that both ammonification and ammonium oxidation were almost complete. Nitrification generates protons and the pH drop to the range of 4.1-4.6 during period I. Instead of this low pH, the efficiency of organic matter and nitrogen oxidation was not affected.

During period II, the strength of the leachate feed to the VFCW decreased and the SLR became half of that of period I. Percentage removal of BOD₅, ammonium and TKN remained high and the pH progressively increased during period II, while effluent nitrate concentration progressively

decreased. Low effluent nitrate concentrations were obtained after 100 days of VFCW start-up and especially after 150 days, indicating that an efficient denitrification process took place. During period III (after day 150 of operation), the influent concentration of ammonium and TKN increased once again but effluent nitrate and effluent total nitrogen remained low, indicating that the nitrification-denitrification process was maintained. As indicated in Table 6-1, the temperature during period III decreased to about 10°C while the VFCW remained highly oxygenated. It was probably the selected mode of operation with leachate feeding only once or twice a week as well as recycling several times at day which were responsible for the fact that nitrification and denitrification processes took place at the same unit. This could happen because during the first cycles after feeding, the organic and nitrogen load concentration increased and probably created anaerobic or anoxic conditions that favoured denitrification.

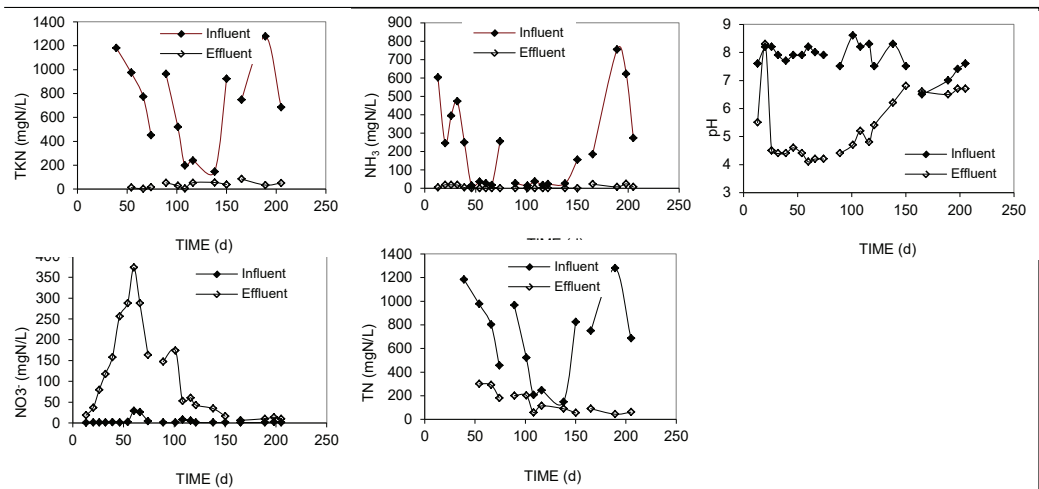


Figure 6-2. Evolution of nitrogen compounds and pH in the leachate (influent) and the effluent of VFCW

Additionally, organic matter retention and its progressive accumulation on the wetland medium may have an important role in the development of denitrification conditions. Denitrifying bacteria shows growing rates in the range of 3-6 d⁻¹, which are close to that of aerobic heterotrophic bacteria (4-8 d⁻¹) and higher than those of nitrifying bacteria (0.6-0.8 d⁻¹) (Henze et al., 2002). Furthermore, many bacteria are able to immediately replace oxygen by nitrate as an oxidant in the absence of oxygen. Thus the reason why denitrification was limited during period I must be related to the lack of adequate environmental conditions. High DO concentration and ORP (like that indicated in Table 6-1) were clearly inadequate for denitrification. But anaerobic and anoxic conditions can exist at the micro scale in which the denitrification process can take place. The accumulation of organic matter over time and the reduction of the infiltration rate or even biofilm growth must favour these anoxic zones by limiting the oxygen diffusion into the biofilm, thus favouring the denitrification process.

As several studies point out, nitrification and denitrification are the main processes for nitrogen removal in CW. Therefore, as TN removal reached 78% in period I, we must conclude that a higher denitrification activity also took place at that time. During periods II and III, the influent SLR was reduced but also the system experienced a reduction in DO and ORP. This simultaneous reduction of SLR and DO suggest a reduction of oxygen diffusion and transfer rates, probably caused by organic matter accumulation or biofilm growth, therefore contributing to enhance denitrification conditions. Thus, operating at lower SLR during period III, the VFCW reached higher denitrification efficiency.

As indicated, during the present study, only a few plants existed and registered limited growth. Low vegetation development was attributed to the time and method of planting which was carried out in August using rhizome cuts. A similar result was obtained in another VFCW treating municipal wastewater which was planted at the same time using rhizome cuts of the same origin (Carballeira et al., 2011). On the other hand, the registered growth of a few rooted plants, which reach about 60 cm in height at the end of the growing season, could be considered as a sign of lack of severe inhibition by ammonium. As supported by the literature on wastewater treatment in CW, the lack of well-established vegetation could cause slightly lower treatment efficiency than that obtained in planted beds and, in many cases, unplanted beds are used for short-term studies. So the authors consider that the absence of established vegetation does not affect the main findings and conclusions of the study.

Higher ammonium and TKN concentrations were recorded during Period III for the influent (averages of 459 mg NH₃-N/L and 904 mg TKN/L, Table 6-2), but which were reduced to approximately 106 mg NH₃-N/L and 228 mg TKN/L after mixing the influent with the treated water remaining in the recirculation tank. The higher ammonium concentration of the wastewater feed to the VFCW must take place during the first dosing cycles following influent feeding. This higher ammonium concentration should be equal to 106 mg NH₃-N/L or even higher, depending on the relative rate of the processes of ammonification, nitrification and denitrification. After the first cycles following influent feeding, the concentration of ammonium must progressively go down until it reaches the effluent concentration before the next influent feeding several days later. The indicated ammonium and TKN concentrations which enter the VFCW are similar to that reported in several studies on swine manure treatment in CW (ranging from 32 to 140 mg NH₃-N/L and from 108-364 mg TKN/L: Meers et al., 2008; Dong and Reddy, 2010; Harrington and Scholz, 2010; Morand et al., 2011). Working at these concentrations, signs of ammonium toxicity to plants were not reported. However, the beneficial effects of recirculation on nitrogen removal efficiency were pointed out by several authors (Harrington and Scholz, 2010).

While in the above cited studies the nitrogen concentration entering the wetland system was reduced through previous treatment or even through water dilution, in the present study, the same was only reached through effluent recirculation. The proposed setup and operation mode for the VFCW used in this study allows the efficient treatment of high strength effluents without prior dilution. Furthermore, efficient nitrification and denitrification processes are carried out in the same

unit, thus simplifying system design and construction. This aspect is probably an interesting advantage for the smaller swine farm facilities.

6.4.5 Evolution of the infiltration rate

Figure 6-3 (left) shows a typical draining flow profile (obtained on day 29 of operation) for the main operational conditions applied (dosing of about 360 L during a short time of about 15 minutes and a cycle time of 6 hours). A maximum flow value of about 6 L/min was reached at about 30 minutes after the dosing started. On the other hand, the evolution of the maximum draining flow (after dosing) through the operation time is shown in Figure 6-3 (right). After day 138 (period II), the infiltration capability of the gravel bed progressively decreased as indicated by the reduction of the maximum draining flow. On about day 165 (period III), the system was partially clogged and large ponding on bed surface was observed. On day 172, the system was subjected to a resting period of 2 weeks and restarted. The infiltration capability was recovered although partial ponding continued, as indicated by maximum draining flows of about 2 L/min (day 200). As the high treatment efficiency was maintained during this period (III), the presence of partial ponding was considered a viable characteristic of VFCW.

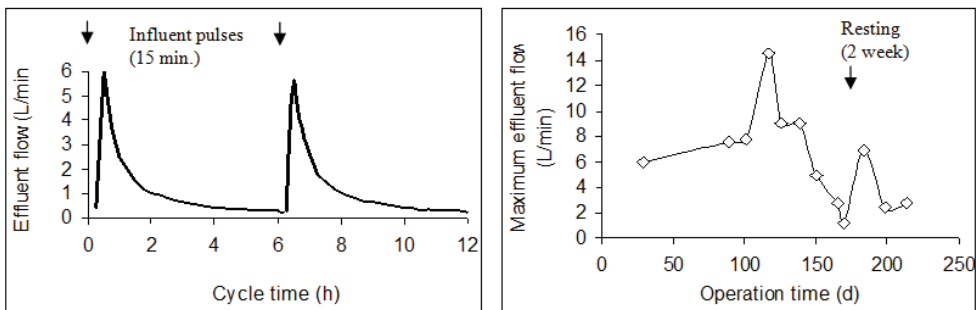


Figure 6-3. Typical effluent flow profile (left) and maximum effluent flow after dosing (right).

Clogging could be considered as the main potential risk for long term operation of VFCW but its assessment requires long term studies in systems with well-established vegetation. Several factors regulate clogging effects and some actions can be carried out to reduce these effects. Firstly, well developed vegetation could play an important role in reducing superficial clogging effects on VFCW. Secondly, there was a margin to operate with lower infiltration rates of about 1 L/min. In the present study, the infiltration rate stabilised at about 2 L/min, which corresponded to a hydraulic conductivity of 480 mm/d, while the hydraulic loading rate applied (including recirculation) was 240 mm/d. This HLR can be reduced by half by reducing the volume delivered by the recirculation pump from 360L to 180L on each cycle. Thirdly, intermittent operation with treatment and resting alternating periods is another option that could be useful to implement. Considering the setup of the VFCW used, this option requires doubling the capacity of the recirculation tank. Finally, the

removal of suspended matter prior to entering the VFCW could be a more efficient alternative. This could be carried out by applying sedimentation in the leachate accumulation tanks.

6.5 Conclusions

A vertical flow CW provided with effluent recycling allowed a high percentage of contaminant removal from high strength swine wastewater and a high quality effluent. Operating at 10°C and SLR of 9.2, 17.9, 4.8 and 1.9 g/m²·d of TSS, TCOD, BOD₅ and TN, respectively, the VFCW reached removal efficiencies of 99% TSS, 93% TCOD, 99% BOD₅ and 93% TN. In these conditions, effluent concentrations were 50 mg TSS/L, 545 mg TCOD/L, 19 mg BOD₅/L, 16 mg NH₃-N/L, 37 mg TKN/L and 10 mg NO₃⁻-N/L. Furthermore, the effluent was highly oxygenated (4.8 mg O₂/L). While nitrification was almost complete after the start-up of the plant operation, complete denitrification was reached only about three months later. The infiltration rate decreased from about 6 L/min at the start-up to about 2 L/min after 5 months of operation. Lower infiltration rates could hamper the VFCW 's efficiency although intermittent operation and pre-treatment for suspended solids removal have been identified as possible measures in order to avoid clogging or to facilitate the application of higher SLR.

6.6 References

- Álvarez, J. A., I. Ruíz and M. Soto (2008). Anaerobic digesters as pre-treatment for constructed wetlands. *Ecol. Eng.* **33**, 54-67
- APHA-AWWA-WPCF, 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th ed. American Public Health Association/American Water Works Association/ Water Environment Federation, Washington, DC, USA.
- Brix, H. and Arias, C.A. 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecol. Eng.*, **25**, 491-500.
- Carballeira, T.; Ruíz, I. and Soto, M. (2011). Influence of plant species, media size and flow model on the performance of subsurface constructed wetlands treating municipal wastewater. 3rd International Congress Smallwat11, Seville, 25-28 April.
- Cooper, P. (2005) "The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates" *Wat. Sci. Tech.* **51** (9), 91-97.
- Cronk J.K. (1996). Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **58** (2-3), 97-114.
- Del Val, A. (2011). "El problema de los residuos en la sociedad del bienestar". In *El planeta tierra*. Contracento Ed. Córdoba. Biblioteca Ben Rosch. Vol. III, 197-207 (in Spanish).
- Dong, X. and Reddy, G.B. (2010). Soil bacterial communities in constructed wetlands treated with swine wastewater using PCR-DGGE technique. *Bioresource Technology* **101**, 1175-1182
- Dong, X. and Reddy, G.B. (2012). Ammonia-oxidizing bacterial community and nitrification rates in constructed wetlands treating swine wastewater. *Ecol. Eng.* **40**, 189-197.

- Dunne, E.J., Culleton, N., O'Donovan, G., Harrington, R. and Olsen, A.E. (2005). An integrated constructed wetland to treat contaminants and nutrients from dairy farmyard dirty water. *Ecol. Eng.* **24**, 221-234.
- Flotats, X.; Bonmatí, A.; Campos, E. & Teira, M.R. (1999). “La producción de purines secos en el marco de una gestión integral de residuos ganaderos”. In *RESIDUA '99; III Conferencia Internacional sobre Gestión de Residuos*. Madrid. Noviembre 1999.
- Harrington, C. and Scholz, M. (2010). Assessment of pre-digested piggery wastewater treatment operations with surface flow integrated constructed wetland systems. *Bioresource Technology* **101**, 7713-7723.
- Healy, M.G., Rodgers, M., Mulqueen, J. (2007). Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology*, **98**(12), 2268-2281.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansens, J.L.C. and Arvin, E. (2002). *Wastewater treatment: Treatment: Biological and Chemical Processes*. Springer-Verlag, Berlín.
- Hunt, P.G. and Poach, M.E. (2001). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Wat. Sci. Technol.*, **44**(11/12), 19-25.
- Hunt, P.G., Poach, M.E., Matheny, T.A., Reddy, G.B. and Stone, K.C. (2006). Denitrification in Marsh-Pond-Marsh constructed wetlands treating swine wastewater at different loading rates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **70**, 487-493.
- Jampeetong, A.; Brix, H. and Kantawanichkul, S. (2012). Response of *Salvinia cucullata* to high NH_4^+ concentrations at laboratory scales. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **79**(1), 69-74.
- Kayser, K. and Kunst, S. (2005). Processes in vertical-flow reed beds nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Wat. Sci. Tech.*, **51**(9), 177-184.
- Kern, J. and Idler, C. (1999). Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. *Ecol. Eng.* **12**(1-2), 13-25.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. and Haberl, R. (2000). *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Specialist Group on use of Macrophytes in Water Pollution Control, IWA Publishing. 156 pp.
- Kantawanichkul, S.; Kladprasert, S. and Brix, H. (2009). Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratu*s. *Ecol. Eng.* **35**, 238-247.
- Knight, R.L., Payne Jr., V.W.E., Borer, R.E., Clarke, R.A. Jr. and Pries, J.H. (2000). Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecol. Eng.* **15** (1-2), 41-55.
- Lansing, S.L. and Martin, J.F. (2006). Use of an ecological treatment system (ETS) for removal of nutrients from dairy wastewater. *Ecol. Eng.* **28** (3), 235-245.
- Meers, E.; Tack, F.M.G.; Tolpe, I. and Michels, E. (2008). Application of a full-scale constructed wetland for tertiary treatment of piggery manure: monitoring results. *Water, Air and Soil Pollution* **193** (1-4), 15-24.
- Molle, P., Lienard, A., Boutin, C., Merlin, G. and Iwema, A. (2005) “How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems” *Wat. Sci. Tech.* **51** (9), 11-21.
- Morand, P.; Robin, P.; Escandec, A.; Picot, B.; Pourcher, A.M.; Jiangping, Q., Yinsheng, L.; Hamon, G.; Amblard, C.; Luth, Fievet, S.; Oudart, D.; Pain, C.; Cluzeau, D. and Landrain, B. (2011). Biomass production and water purification from fresh liquid manure – Use of vermiculture, macrophytes ponds and constructed wetlands to recover nutrients and recycle water for flushing in pig housing. *Procedia Environmental Sciences* **9**, 130-139.
- Plana, R. (2008). *El compostaje de residuos orgánicos: Investigación del proceso a escala industrial y desarrollo de equipos experimentales para la determinación del sistema de tratamiento y protocolo de trabajo precisos para un desarrollo específico del proceso biológico*. PhD Thesis. University of Vigo, Spain (in Spanish).

Platzer, C. (1999). Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Wat. Sci. Tech.* 40, 257–263.

Reyes-Contreras, C., Matamoros, V., Ruiz, I., Soto, M. and Bayona, J.M. (2011). Evaluation of PPCPs removal in a combined anaerobic digester-constructed wetland pilot plant treating urban wastewater. *Chemosphere* 84, 1200-1207.

Soto, M., Vázquez, M.A. and Plana, R. (2010). *Compostaje y humedales artificiales para el aprovechamiento y tratamiento integral de purines de cerdo*. Proceedings of the II Jornadas de la Red Española de Compostaje, Universidad de Burgos y Universidad de Valladolid, Burgos-Palencia, 1-3 June (in Spanish).

Chapter 7

Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes

7. Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes

7.1 Abstract

Composts originated from small-scale composting programmes including home, community and canteen waste composters were studied. Heavy metals concentration indicated compliance with current regulations for conventional and organic agriculture. Compost from canteen waste showed high organic matter content (74 %VS), while community (44 ± 20 % VS) and home composts (31 ± 16 % VS) had moderate levels. N content increased from home compost (1.3 ± 0.9 % dm) to community (2.0 ± 0.9 %) and canteen compost (2.5-3.0 %) while P content ranged from 0.4 to 0.6 % dm. C/N, absorbance E_4/E_6 and $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ ratios as well as respiration index indicated well-stabilised final products. Culturable bacterial and fungal cfu linkage to composting dynamics were identified and higher diversity of invertebrates was found in the smaller scale static systems. With similar process evolution indicators to industrial systems, overall results support the sustainability of these small-scale, self-managed composting systems.

7.2 Introduction

Home composting has traditionally been considered a horticultural recreational activity but more recently has shown great promise as an efficient and sustainable decentralised route for municipal organic waste management (Smith and Jasim, 2009; Andersen et al., 2011; Faverial and Sierra, 2014). Obvious benefits include avoidance of major costs linked to collection and transport of household solid wastes and reduced economic, material and energy investment in waste management infrastructure. Compared to other biowaste treatments, such as industrial composting, incineration, landfilling or wastewater drainage, home composting is regarded as being an equivalent or even a better option with regard to sustainability (Chan et al., 2011; Andersen et al., 2011; Lleó et al., 2013). Even for large cities, Adhikari et al. (2010) estimated a potential for decentralised composting systems to accommodate up to 50 % of generated municipal organic waste thus reducing costs and greenhouse gas emissions by 34 to 50 and 40 %, respectively, as compared to standard landfill disposal. The compost generated from local decentralised composters is in most cases consumed locally in domestic garden production of food and non-food crops (Adhikari et al., 2010; Scheromm, 2015) with obvious beneficial carbon footprint implications.

The quality of compost is an important environmental factor which relates to presence of various recalcitrant inorganic and organic pollutants, its stability, nutrient content and other physico-chemical and biological parameters (Barral et al., 2007). The pH impacts the composting process through hydrogen ion effects on the dynamics of microbial processes with an optimal pH range between 5.5 and 8. Electrical conductivity reflects the soluble mineral content of the sample that typically comprises the cations, Na^+ , K^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+} and anions, HCO_3^- , Cl^- and SO_4^{2-} . Excessive compost salinity in the final product will inhibit seed germination and crop development. Compost destined to be incorporated into soil must retain high organic matter. However, it is crucial that this organic matter is stable and mature. Different chemical parameters, in particular the C/N

ratio, COD, the absorbance ratio at 465 and 665 nm (E_4/E_6) and the ratio $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, and microbial respiration rates reflect compost stability and maturity (Bernal et al., 1998, Barrena et al., 2006).

The fertilising potential of compost is determined by the content of primary- (NPK), secondary macro- (Ca, Mg, S) and micro- (Fe, Zn, Cu, Mn, Mo, B) nutrients but it must be noted that some of these nutrients are presented in various forms and degrees of extractability so there will be different ratios of inorganic and organic forms of these nutrients in compost. Data on phosphorus fractionation, particularly plant-available, water soluble and readily extractable forms are crucially lacking in the literature dealing with home composting. Bicarbonate soluble (Olsen P) estimation of plant available P, typically includes readily soluble compounds such as phosphate, phospholipids, DNA, and simple phosphate monoesters (Turner and Leytem, 2004). During the composting process, an increase in nutrient concentration is usually observed due to compost mass reduction via loss of organic matter (Michel et al., 2004). However, excessive leaching and improper management of the composting process can lead to nutrient depleted compost. According to current regulations at EU and member State levels, use of compost for agronomic purposes can be prohibited based on levels of "Potentially Toxic Elements", that include certain heavy metals (HM). The HM content in compost depends mostly on their presence in raw materials, and increase in concentration during the process in terms of organic matter loss and also dependent on the degree of stabilization achieved.

The composition of microbial communities present in compost is highly variable. Bacteria and fungi are key groups of microbes present in both compost and soil and have a direct influence on the composting process through driving both carbon and nitrogen cycles (e.g. Neher et al., 2013). Soil bacteria and fungi promote soil fertility, stimulate plant growth and plant defence mechanisms against pathogens (Harman, 2006; Contreras-Cornejo et al., 2009). While some microbes exert antagonistic activity against pathogens, contributing to compost cleaning, others may favour the generation of bad odours or include plant pathogens. Ryckeboer et al. (2003) recorded a total of 155 different species of bacteria belonging to 66 different genera, and 408 species of fungi included in 160 different genera. The presence and diversity of invertebrate increases in importance in the final phases of compost maturation, particularly in non-accelerated processes, although some organisms like nematodes are present in all composting steps (Steel and Bert, 2011).

As pointed out by Lleó et al. (2013), home composting has not been studied extensively from a technical and scientific perspective, while Adhikari et al. (2010) indicated the need for more studies into performance and quality of compost products from home and community composters. Current limited literature suggests that the properties of home compost are within the compost quality limits and similar to industrial compost from source separated organic waste (Martínez-Blanco et al., 2010; Andersen et al., 2011; Karnchanawong and Suriyanon, 2011), except for moisture content, which was usually higher. However, available data is scarce and restricted to only a few parameters. Moreover, the majority of studies were carried out under well-controlled experimental conditions in small scale pilot composting units but more rarely in field applications of home and other small scale composting systems (Smith and Jasim, 2009; Faverial and Sierra, 2014). In addition, composting conditions in field applications vary extensively not only in relation to e.g. source material, compost bin type, length of composting time etc. but also with respect to regional climatic conditions that can significantly affect compost development, efficiency and environmental emissions. Temperature in home composters can remain only a few degrees above ambient temperature, thus varying seasonally and from region to region. While maximum temperatures, achieved during summer conditions, rarely reached thermophilic values in both warm and cold weather countries, winter conditions can lead to temperatures below zero degrees inside

the composter bin in the case of colder regions (Smith and Jasim, 2009; Ermolaev et al., 2014; Faverial and Sierra, 2014). On the other hand, while published studies report mainly on physico-chemical characteristics and on pollutant leachate and emissions, there remains a lack of compost stability data, nutrient availability and microbiological studies from field applications of home composters.

The aim of this work was to investigate and report on compost quality and the composting process in major decentralised contexts of home, community or very small facility composting in Galicia (north-western Spain). For this reason the physico-chemical characteristics (including composition and several stability related parameters) and the presence of bacteria, fungi and invertebrates in several compost samples from home composting (10 composting systems), community composting (3 systems) and small establishments composters (two different systems composting canteen waste from two university centres) were determined. Furthermore, composting process chemical- and microbial bio-indicators were obtained for both static and dynamic small-scale composters treating canteen waste.

7.3 Materials and methods

7.3.1 Composting systems and sampling

In this study, 10 samples originating from domestic compost (DC) bins and 3 from community composters (CC) were analysed. Samples were collected between the 2nd and 6th July 2012 with permission from *Association for the Ecological Defence of Galiza* (ADEGA). A further 7 samples were collected from dining compost waste from University of A Coruna (UDC), collected the 6th July 2012 and provided by the Environmental Office (OMA) of UDC. A final compost sample was obtained from Fairfield Composting Ltd. (Manchester, UK) on 20th June 2012 representing green compost originating from green vegetable market waste collected from the city of Manchester. A representative volume of 5-8 L was sampled from each composter or composting point that excluded pruned branches from tree cuttings, branches used as bulking agent, stones and other inert objects. Samples were homogenized and an aliquot sample of 2-3 L sent to the UDC laboratory in hermetic plastic bags. Compost sampled details are as follows:

DC: 10 samples from home composter bins located within the council of Santiago de Compostela and outlying suburbs. Compost was generated mainly from a mixture of green and food waste, including leftovers of raw fruits and vegetables, food scraps and raw fish or meat and other similar waste. Composting was carried out in 340 L plastic composter bins (Komp 340 Container Trading, Pettenbach, Austria), of the following dimensions: 76 x 76 cm (base) x 85 cm. Compost samples were taken from the bottom of the composter after a composting period of at least 4 months and thus all the samples corresponded to final product obtained in these composters. The home composting programme was implemented by the association ADEGA that provides a manual with instructions for users and supervises the operation through several personalised visits. Using the same methodology, ADEGA co-ordinated a home composting programme to approximately 3000 homes in Galicia between 2002 and 2012 (Soto, 2014).

CC: 3 compost samples from community composting programmes of the district councils of Fene, San Sadurniño and Santiago de Compostela. The origin of organic waste was similar to that indicated above for DC composters. Composting was achieved in 2000 L composter bins (Komp 2000 Container Trading), of the following dimensions: Ø178 cm, height 113 cm. Compost samples

were taken from the bottom of the composter after a composting period of at least 4 months, being considered final product samples. Composters were used by the public in the neighbourhood under supervision from volunteers trained by ADEGA.

PF: 3 compost samples from the Philology Faculty (PF) of the University of A Coruña (UDC). The compost was produced from food waste generated in the university canteen mixed with a bulking agent (1:1 vol. ratio). The PF canteen waste respectively contained approx. 91% and 9 % leftover food and remains of food preparation, the mixture showing a moisture content of 71% and C/N ratio of 14.2 (Vázquez et al., 2014). Because the current diet in Galicia is fish and meat rich, the proportion of these raw materials in SA and PF canteen waste was considered to be high. The bulking agent consisted of finely shredded (about 5-10 mm grain size) green waste (pruning included) also generated at the university campus, and provided by the garden maintenance company. The moisture content of bulking agent was variable (20-50%) and the C/N ratio was approximately 53. Static composter bins 340 L Komp Container were used. The three samples were collected on the same day and representing different stages of the composting process: one month into the composting process at the end of the thermophilic phase (PF1, Stage 2), three months in the composting process and the end of the minimum period of stabilization (PF2, Stage 3) and maturing compost more than five months into the composting process that had been transferred into permeable bags and not monitored thereafter (PF3, Stage 4).

SA: 4 compost samples of canteen composting food waste from the School of Architecture (SA) of the UDC. Approximately, SA canteen waste contained 37 % juice orange peels, 17 % coffee grounds, 37 % leftover food and 9 % remains of food preparation, the mixture showing a moisture content of 75% and C/N ratio of 14.7 (Vázquez et al., 2014). The bulking agent used was as in PF but the ratio of food waste to bulking agent was slightly lower, in the range of 1:1 to 1:1.5 in vol. In this case the composting process was carried out in an aerobic digester (Plana Compost® design) with mechanical mixing (1st stage), and subsequent maturation in static composter bins of 1050 L (Komp 1050 Container Trading, Pettenbach, Austria), of the following dimensions: Ø136 cm, height 107 cm (2nd stage). The retention time in the digester was estimated at about 15-20 days while the subsequent stabilization of the material required a minimum of 4 to 6 additional weeks. The four samples were collected on the same day, representing different stages of the composting process: material from the entrance area of the digester (Stage 1, sampleSA1), material from the output area of the digester (Stage 2, SA2), compost after 3 weeks in the static composter at the end of the thermophilic phase (Stage 3, SA3) and compost after 8 weeks in the static composter at the end of the minimum period of stabilization (Stage 4, SA4).

FC: 1 matured compost sample from a green composting plant processing plant/vegetable waste (Fairfield Composting, Manchester UK). The sample allowed comparisons between the results for domestic and small-scale compost and representative industrial compost.

7.3.2 Samples pre-processing

Compost samples collected in Galicia (20) were maintained at controlled temperature (10 °C) in the UDC facilities prior to transfer to Manchester Metropolitan University (MMU) on the 9th July 2012 as three sub-aliquots of 100 ml (or an amount >25 g) of each sample in plastic bags. The delivery was held by a shipping company, prior to authorisation of the MMU DEFRA Soil Licence Certificate for UK importation. Compost samples were received the following day and stored at 11°C before analyses. For determination of biological parameters samples opened bags were equilibrated at ambient room temperature for at least 2 hours.

Analytical methods and basic assay conditions are summarised in Table 7-1. All analyses were carried out in duplicate. Certain parameters were determined in aqueous extract (pH, conductivity, COD, absorbance) or via method specific extraction (absorbance, ions and cations, Olsen P). Most of the analyses carried out on dried samples required sample pre-processing steps that included grinding to ensure the sample homogeneity and the analyses reproducibility, especially in cases where an assay was made on very small quantities of material. Dried samples were pestle ground in a ceramic mortar after inspection and removal of stone, glass, metals and other aggregates.

Table 7-1. Summary of analytical methods and basic conditions applied.

Parameter	Method and basis	Type, amount and sample processing ^a
Dried Moisture	EPA Standard Method Dried at 103 – 105°C, and gravimetry	F (10–15 g wm) < 2 cm
Grinding	Kitchen grinder, laboratory mill ball Fritsch Analysette 3 Spartan	D (20–25 g dm) Grit removed.
Aqueous extract	Proportion 1:5 W:V ^b Centrifuged or filtered	F (40 g wm) ^c
pH and conductivity	Aqueous extract 1:5 W:V ^b Mettler Toledo Instruments	F (5 g wm)
TOM (%VS)	Loss on Ignition (LOI) at 540 °C (3–4 h)	D (5–10 g dm)
C and N	Direct Combustion Thermal Conductivity and IR absorbtion (LECO TruSpec [®])	D (0.2 g dm) Hand grinding
COD aqueous extract 1:5 P:V ^b filtered	HACH	^c
Absorbance extract 1:5 P:V ^b filtered (aqueous and NaHCO ₃ 0.5M)	EGS 1932 Spectrophotometer Readings at 465 and 665 nm	F (40 g wm) ^c
Respirometry (CO ₂ production)	IRGA (CO ₂ gas analyser EGM-4 PP Systems)	F (50–90 g wm)
Metals: Al, As, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Sr, Ti, V and Zn	ICP-MS. Thermo Scientific iCAP 6000 Series. Microwave. (US EPA3051)	D (0.5 g dm) Hand grinded
Anions and cations (KCl extract 6 %): NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , PO ₄ ³⁻ , Ca ²⁺ and Mg ²⁺	Ionic Chromatography, Dionex ICS 2000	F (10 g wm) Shredded <2 mm
Available P in NaHCO ₃ 0.5M extract	Olsen P	D (2.5 g dm)
Microbiology analysis	Dilution Plating (cfu fungi and bacteria) Gram stain (Gram +/-) Oxidase test (Oxidase +/-) API [®] Systems (genus and subgenus)	F (1 g wm)
Identification of invertebrates	Berlese-Tullgren Funnel method + optical microscope (x40 magnification)	F (70–150 g wm)

^aSample type: F (fresh), D (dried); wm: wet matter; dm: dry matter. ^bProportions 1:5 weight:volume (W:V) of wet sample (g):extractant liquid (mL). ^c40 g wm used for preparing each extract to provide sufficient sample for the different analyses.

7.3.3 Physico-chemical and respirometric analysis

The physico-chemical analyses included determination of pH, moisture, electrical conductivity, total organic matter (TOM), elemental composition, metal content and nutrient elements, and

various properties of the extracts. These standard parameters allow assessment of compost as an amendment for agricultural use.

Several of these parameters are related to compost stability, in particular the C/N ratio, COD, the absorbance ratio at 465 and 665 nm (E_4/E_6) and the ratio $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ (Bernal et al., 1998). The stability was determined by respirometry, using the IRGA method, based on the CO_2 production. This method provides values of $\text{mgCO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$, which multiplied by the ratio of molecular weights of O_2 and CO_2 (0.727) become the specific oxygen consumption rate expressed in $\text{mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$ (Barrena et al., 2006), or respiration index (RI).

7.3.4 Microbiological and macroinvertebrates analyses

The microbiological analyses included: i) enumeration of colony forming units (cfu) of bacteria and fungi following dilution plating, ii) Gram stain (classification in bacteria Gram (+) and Gram (-) and specification of cell morphology: coccus, bacillus or spirilla, iii) oxidase activity, and iv) microorganisms identification using standard phenotypic systems API[®]NE/20E (bioMérieux, Marcy-l'Etoile, France).

Enumeration of mesophilic aerobic bacteria and fungi was carried out on tryptone soy agar (TSA) at 1:10 dilution, containing 50 ppm of cycloheximide and potato dextrose agar (PDA) containing 100 ppm of chloramphenicol, respectively (e.g. Bulluck and Ristaino, 2002). Petri dishes were incubated at 20°C and colonies counted after 48-72 h incubation

The oxidase test was used to identify all species of *Neisseria* (+) and to differentiate members of the genus *Pseudomonas* (positive oxidase) from the members of the negative oxidase (*Enterobacteriaceae*). As the reagent oxidase, an aqueous solution was used at 1 % dihydrochloride of tetramethyl-p-phenylenediamine (Kovacs reagent) (Isenberg, 2005).

The API 20E system (bioMérieux, Marcy-l'Etoile, France) was used, following the manufacturer's instructions, for member identification in the *Enterobacteriaceae* and other Gram-negative bacilli and API 20NE system for the identification of Gram-negative bacilli not affiliated to enterobacteria, as for example *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Moraxella*, *Vibrio* and *Aeromonas*, among others.

For the macroinvertebrates determination, the lucifuge or higrofile features of these organisms were used (Wheater and Read, 1996) following invertebrate extraction using a Berlese-Tullgren Funnel.

7.3.5 Data manipulation and numerical analyses

In order to facilitate interpretation, relative HM values are defined as the ratio of the metal concentration in compost sample to the regulation limit:

$$\text{Relative HM concentration} = C_i / C_{Ai} \text{ (adimensional value)}$$

where C_i is the concentration of metal i in sample compost and C_{Ai} is the concentration limit of metal i for Class A in the Spanish regulation.

Less demanding limits can also be expressed as a relative adimensional value referred to the stricter Class A limit:

$$\text{Relative HM Class B limit} = C_{Bi} / C_{Ai} \text{ (adimensional value)}$$

A detailed explanation on compost classes with respect to HM content is presented in section 3.4 below.

Unless otherwise stated, mean and standard deviation values were used to assess the characteristics of DC (n=10), CC (n=3), PF (n=3) and SA (n=4) composts. Data were subjected to one-way analysis of variance (ANOVA). Where relevant, exclusion of outliers is indicated in the corresponding section. The suitability of the least-squares fitting (single and multiple linear regression) was evaluated by the square of the coefficient of determination (R^2), the adjusted R^2 , the statistical F-value, and probability (p). All samples were used for analysis of correlation between different parameters of the same compost types. Statistical analyses were carried out in Microsoft Excel.

7.4 Results and discussion

7.4.1 Assessment of composting procedures

In all the decentralised composting production systems (DC, CC, PF and SA) the operation allowed composting of all domestic or local biowaste generated, that would have included meat and fish waste in addition to vegetable waste generated mainly in kitchens and university canteens. The mixed composting is rather unique as other programmes of home composting from several countries recommend exclusion of meat and fish waste prior to composting (Chan et al., 2011; Lleó et al., 2013; Faverial and Sierra, 2014) or such a practice is the election of users (Ermolaev et al., 2014). According to data from some home composting programs (Soto, 2014) there appears no reason to exclude components of meat or fish from home composting, since their inclusion did not present any process issues, but favoured higher composting activity at higher temperatures in the thermophilic phase due to C/N ratio and nutrient enrichment in the composting process. Thus, DC and CC programs have the potential to process the entire biowaste fraction, which in Galicia can represent over 40-50 % of domestic waste. Process temperature in DC systems in Galicia was usually in the mesophilic range (20 to 40°C; Soto, 2014), while CC systems could reach some higher temperatures because of the bigger composting volume (no data available), and canteen composting systems reached always the thermophilic phase (50 to 65°C) independently of the composter volume. Composting temperatures below the thermophilic range in home composters has been previously reported by Smith and Jasim (2009), Ermolaev et al. (2014) and Faverial and Sierra (2014).

7.4.2 Physico-chemical characteristics

The main physico-chemical characteristics of composts and its nutrients are presented in Tables 7-2 and 7-3. Electrical conductivity and pH values were similar to those previously reported for home compost (Smith and Jasim, 2009; Martínez-Blanco et al., 2010; Lleó et al., 2013; Faverial and Sierra, 2014). The pH of various sampled immature and mature composts ranged between 7 to 8.5, except for two DC samples and a CC sample with values of pH 6.5, 6.6 and pH 8.7, respectively.

The mean pH for the different composts is indicated in Table 7-2. All of them, DC, CC, PF3, SA4 and FC are slightly basic and typical of mature compost, compatible with a quality product and favourable to the composting process (Sundberg et al., 2004; Barral et al., 2007). On the other hand, the pH changes during the composting process of canteen waste in the UDC (PF and SA samples) reflects the expected behaviour for a typical composting process, an gradual increase in the early and intermediate stages of composting followed by a drop at maturation.

The electrical conductivity, indicative of the overall salinity of the substrate, was very variable in the home composting samples (372-5400 $\mu\text{S}/\text{cm}$), but the mean values for the resulting composts from the three areas (DC, CC, PF and SA) were in the range of 1500 to 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$. 60 % of the DC samples had conductivity under 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, which may be due to the use of high proportions of vegetable waste compared to food waste. A DC sample showed high conductivity, 5400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, which corresponded with the highest concentrations of sodium, potassium, nitrate and sulphate found, which in part may be due to the addition of ash from wood fireplaces and wood stoves to compost, common practice in some of the Galician houses with composter bins. This leads to a higher P, and especially K, content. The compost produced with canteen waste (PF samples and SA) showed electrical conductivity higher than home composting, that reflects a higher input of food leftovers in canteen waste and the higher content of salt in food waste (according to Li et al., 2013), although the use of a larger bulking agent-organic waste ratio permits the reduction of possible salinities in excess.

The moisture in the compost samples was very variable, depending on the type of waste, the protection against the rain, the phase of the composting process, or the level of monitoring, mixing and watering received. The commercial compost FC had 35 % moisture. DC Samples had a water content of 54 ± 15 %, but very variable in the range of 34 to 77 %. Two DC samples out of ten and two CC samples out of three showed higher values than 68 %, which is considered too high (Li et al., 2013). In the SA samples, moisture decreased as the process advances (SA1 to SA4), starting from very high initial values. By contrast, the PF samples indicated a premature drying in the thermophilic phase (PF1), an usual risk due to the high energetic concentration and biodegradability of the canteen waste, that should be corrected to water levels, while excessive moisture in the final phases (PF2 and PF3) was due to the rain exposure of two static composter bins. Although all compost bins were provided with a lid but exposed to rain, the differing behaviour indicates that while rainy weather was insufficient to balance water content during thermophilic phase, it results in excess moisture content during maturation phases.

Total organic matter (TOM) via loss-on-ignition analysis highlighted considerable variation with a minimum percentage of approximately 12 % volatile solids (VS), and a maximum of 85 % VS. In the case of SA samples, the highest values of TOM corresponded with early stages of the composting process, while in the case of PF samples, no variability was found. Depending on the origin of the waste starting material, compost samples of the university canteens had higher levels of organic matter, with final values of 73 % VS (PF) and 75 %VS (SA). It follows the community compost (44 ± 20 %VS), the commercial compost (37 %VS) and finally the domestic compost (31 ± 16 %). This variation was considered related to the use of raw materials, as in domestic composting various inorganic materials such as ash, shells of shellfish, or even the soil are added. The presence of these materials has been confirmed in some of the samples.

Table 7-2. Physico-chemical characteristics of analysed compost samples.

Sample	pH	H ₂ O (%)	TOM (%)	EC (µS/cm)	C (%)	N (%)	Ratio C/N	P (%)	Olsen P (%)	PO ₄ ³⁻ -P (%)	E ₄ /E ₆ (NaHCO ₃)	COD (mg/L)	Ratio N-NH ₄ ⁺ /N-NO ₃ ⁻	IRGAR I mgO ₂ /gVS·h
Average DC (n=10)	7.4 ± 0.6	53.9 ± 14.8	31.2 ± 16.4	1578 ± 1437	16.0 ± 9.1	1.3 ± 0.9	12.6 ± 1.7	0.49 ± 0.19	0.020 ± 0.007	0.015 ± 0.017	6.0 ± 0.9	354 ± 395	0.0016 ± 0.003	0.29 ± 0.28
Average CC (n=3)	8.1 ± 0.6	65.9 ± 13.1	43.8 ± 19.6	1950 ± 577	23.2 ± 11.4	2.0 ± 0.9	11.6 ± 1.2	0.53 ± 0.22	0.034 ± 0.006	0.011 ± 0.008	6.7 ± 1.3	434 ± 246	0.0014 ± 0.001	0.56 ± 0.56
PF1	7.76	48.8	73.0	3600	42.6	2.78	15.3	0.51	0.030	0.023	6.1	6154	12.84	1.046
PF2	8.34	73.1	71.8	2400	37.5	3.05	12.3	0.64	0.030	0.010	6.0	1517	0.00	0.196
PF3	7.86	74.3	73.2	1600	40.4	3.12	12.9	0.64	0.029	0.024	6.8	1793	0.01	0.203
SA1	7.76	77.0	83.9	1999	45.8	2.13	21.6	0.26	0.034	0.016	3.6	997	>3000	2.670
SA2	8.01	74.1	84.6	1800	44.9	1.98	22.6	0.23	0.028	0.010	3.5	1633	157.47	2.634
SA3	8.16	66.8	78.8	1500	41.8	1.93	21.7	0.31	0.031	0.009	4.6	764	0.21	0.232
SA4	8.08	57.5	75.3	1800	40.2	2.51	16.0	0.41	0.024	0.004	5.8	831	0.03	0.108
FC	8.27	34.6	36.5	1250	21.0	1.36	15.4	0.24	0.022	0.0002	5.6	380	0.03	0.514

Table 7-3. Concentration of key nutrient of analysed compost samples.

Sample	K (%)	Ca (%)	Mg (%)	Fe (%)	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	NH ₄ ⁺ (mg/kg)	NO ₃ ⁻ (mg/kg)	SO ₄ ²⁻ (mg/kg)	PO ₄ ³⁻ (mg/kg)	Ca ²⁺ (mg/kg)	Mg ²⁺ (mg/kg)
Average DC (n=10)	1.30 ± 0.75	1.75 ± 0.88	0.44 ± 0.15	1.79 ± 0.94	498.7 ± 294.5	1.1 ± 0.8	10.3 ± 26.6	4013.9 ± 2466.7	345.9 ± 376.5	458.9 ± 528.8	2322.1 ± 1775.2	777.7 ± 495.7
Average CC (n=3)	1.80 ± 0.80	3.18 ± 0.46	0.51 ± 0.24	1.25 ± 0.41	690.6 ± 306.9	0.9 ± 0.6	2.4 ± 0.6	2299.2 ± 1018.8	654.8 ± 453.9	325.2 ± 241.5	1944.5 ± 911.0	1216.5 ± 602.3
PF1	1.68	4.17	0.24	0.090	61.88	0.12	966.12	75.22	131.49	693.01	645.08	682.16
PF2	2.11	5.85	0.32	0.077	56.60	0.44	1.94	1675.44	99.69	314.59	2697.27	1194.30
PF3	1.51	7.04	0.32	0.078	52.84	0.64	9.66	784.83	107.49	731.59	2243.81	1336.35
SA1	0.94	4.75	0.19	0.106	50.14	0.17	2969.27	na	25.51	500.42	1670.14	1001.24
SA2	0.77	3.39	0.17	0.108	45.28	0.49	2307.46	14.65	15.64	306.65	2372.69	898.59
SA3	0.98	6.14	0.26	0.198	75.38	0.40	5.22	24.68	4.99	267.71	3408.26	1079.26
SA4	1.04	7.39	0.26	0.206	62.18	0.78	7.57	268.10	27.05	129.08	4004.41	888.58
FC	0.64	2.86	0.30	1.647	305.94	1.93	9.78	304.94	295.72	7.53	3323.17	620.04

K, Ca, Mg, Fe, Mn and Mo, determined by ICP-MS and anions and cations (in KCl 6 % extract): NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻, Ca²⁺ and Mg²⁺ by Ion Chromatography. All concentrations are referred to dry matter. na: not available.

A wide variation in TOM content (6.6 to 69 %, mean 28 %) was previously reported by Smith and Jasim (2009) and by Faverial and Sierra, 2014 (33 to 55 %, mean 46 %) for field applications of home composting, while experimental studies simulating home composting showed higher values, ranging from 48 to 75 % (Martínez-Blanco et al., 2010; Andersen et al., 2011; Lleó et al., 2013). Most studies simulating home composting used selected food waste which showed characteristics closer to canteen or market organic waste fractions, while home organic waste showed highly variable characteristics and lower average content of organic matter. In our study, TOM content appeared as a main variable explaining DC and CC compost characteristics, being that positive correlations were found between TOM and moisture content, carbon content and nitrogen content ($R^2 > 0.75$), as well as between TOM and total P, Olsen P and K (R^2 0.3-0.6). However, no correlation was found between TOM and pH, EC or C/N ($R^2 < 0.12$).

7.4.3 Nutrients in compost samples

Levels of N, P₂O₅ and K₂O in DC samples (Tables 7-2 and 7-3) were well within the acceptable range stipulated in the Spanish regulations which recommends >1 % content for each nutrient, and that the sum for the set of three nutrients exceeds 4 %. The values are higher in K₂O. Individually, the DC samples show marked differences between them, which may be a result of variability in the composition of the used waste.

The nutrient content of PF and SA compost increased over the degradation and stabilization process, which agrees with typical composting process behaviour (Díaz et al., 2004, Michel et al., 2004). However, this increase was not observed with regard to K₂O probably due to high mobility of this component to its greater potential for leaching. Compared to DC and CC samples, the final products of PF and SA showed higher nitrogen content but not in other primary macronutrients, such as phosphorus and potassium. The sum of macronutrients in the form of N, P₂O₅ and K₂O reached values of 4.0 ± 2.0 % dry matter (dm) (DC samples), 5.3 ± 2.4 % dm (CC), 6.4 % dm (PF) and 4.6 % dm (SA), exceeding the value of 4.0 % dm stipulated in Spanish regulations. Instead, the FC commercial compost sample added a content of nutrients in only 2.7 % dm, which probably reflects tight control of starting materials, restricted to plant/vegetable waste. The nutrient content in DC and CC samples was also higher than that found in previous Spanish domestic composting programmes (Soto, 2014) due to the recommended exclusion of meat and fish waste from the composting process. On the other hand, the nutrient content (N, P and K) in DC and CD samples fell in the range of values previously reported for field domestic composting programs (Smith and Jasim, 2009; Faverial and Sierra, 2014).

In a study of home composting, Andersen et al. (2011) found that nitrogen content ranged between 1.4-2.2 % dm, but could have a higher range and upper limit of 1.1-3.5 % dm dependent on the diverse raw materials used in home composting. Furthermore, Andersen et al. (2011) reported total N loss during composting being as high as 51–68 % and assumed that the majority of this N lost was emitted as N₂, if leaching does not occur or is tightly controlled to a minimum. As other routes of N loss are unlikely (Andersen et al., 2011), denitrification must be the main route of compost N deletion. Although N₂ is environmentally neutral, the potential high N loss reduces the fertilizer value of home composts. In our study, N content in DC and CC samples ranged from 0.4 to 2.9 % dm and there was a positive correlation between %N and moisture content ($R^2 = 0.750$, $p < 0.01$) but not between moisture content and C/N nor between nitrogen content and C/N ($R^2 < 0.25$, $p > 0.1$). As anoxic conditions are required for denitrification, these conditions are only likely in compost with high moisture content, this correlation between N and moisture content suggests that low nitrogen

content was not due to denitrification and nitrogen losses were probably very limited. In any case, the excessive moisture content found in some of the samples investigated here did not appear to be a controlling factor leading to low nitrogen content in home composts.

Total phosphorus (TP) ranged from 0.14-0.81 % dm in the overall set of samples, with limited variability of mean values between compost sources (Tables 7-2 and 7-3). These values are lower than those for compost from animal manures (Vázquez et al., 2015; Wei et al., 2015) but similar to TP content found in other industrial compost (0.3-0.67 % TP for compost from either municipal solid waste, kitchen waste, green waste, straw, and fruits and vegetables waste, as reported by Wei et al., 2015) and in home composts, which range from 0.24-0.7 % dm (Smith and Jasim, 2009, Andersen et al., 2011, Kanchanawong and Suriyanon, 2011).

Regarding crop fertilization potential, the total phosphorus as P_2O_5 in the studied samples of 1.1 ± 0.4 % dm (DC), 1.2 ± 0.5 % dm (CC), 1.5 % dm (PF), 0.9 % dm (SA) except for FC (0.5 % dm) are at the upper limits of the quality legal limits of 1 %. Regarding the compost available phosphorus for plants, Olsen P values were much higher than what it is considered necessary in soils, about 10 mg P/kg dm. The concentration of Olsen P in the analysed samples ranged from 100 to 410 mg P/kg dm (Table 7-2), having a high potential as fertiliser.

Data on phosphorus fractionation, particularly plant-available, water soluble and readily extractable forms are crucially lacking in the literature dealing with home composting. Olsen P includes readily soluble compounds such as phosphate, phospholipids, DNA, and simple phosphate monoesters (Turner and Leytem, 2004), from which phosphate is immediately available to plants and microorganisms and the remaining fractions are easily mineralizable. Our results for Olsen P content are clearly lower than those found in industrial compost with similar TP content (Wei et al., 2015). These authors reported Olsen P ranging from 400 to 2000 mg/kg, corresponding to 13-40 % TP, while all compost samples in our study showed Olsen P below 410 mg/kg (2-11 % TP). Sequential samples from SA and PF composting processes showed a slight increase in TP while extractable P forms decreased (Fig. 7-1). This process evolution is in accordance with that reported by Wei et al. (2015) and may indicate the transformation of P from being labile to moderately labile and more stable forms. In this way, lower amounts of Olsen P and phosphate in our compost samples, particularly when are expressed as percentage of TP, agree with the characteristics of stable compost of these samples, as is discussed in section 3.5, and help to prevent potential P loss in runoff and leachate during compost use.

A significant increase of extractable P forms, both Olsen P and phosphate, with TP content was identified (Fig. 7-1C). Samples with lower TP content showed the lower amount of phosphate (below 1 % TP) but the higher Olsen P (6-11 %TP) while both extractable P forms resulted nearly equal (about 4-5 %TP) for samples with the higher TP content (Fig. 7-1C). Phosphate P contributed to Olsen P in a range which varies from 0 % at 0.2 %TP to 50 % at 0.8 %TP. Among several compost characteristics, better correlations were obtained for phosphorus forms with moisture content (Fig. 7-1D). Content in TP, Olsen P and extractable phosphate significantly increased with moisture content, which suggests that high moisture content in the range of 60 % to 80 % did not compromise the compost quality in this respect.

With regard to secondary macronutrients, four DC samples showed an abnormally low content of Ca, less than 1 %, while the remaining sample levels were more than 2 % (Table 7-3). The final PF and SA compost exceeded 7 % Ca and recorded an increase in the percentage compared to the starting material of 41 and 36 %, respectively. Even the extractable or available calcium,

determined as Ca^{2+} through ionic chromatography, resulted in the 3.2 % and 5.4 % in the final PF and SA samples, respectively. In no case did the Mg exceed concentrations of 1 %, appearing 27 % of the total Mg as available magnesium (Mg^{2+}).

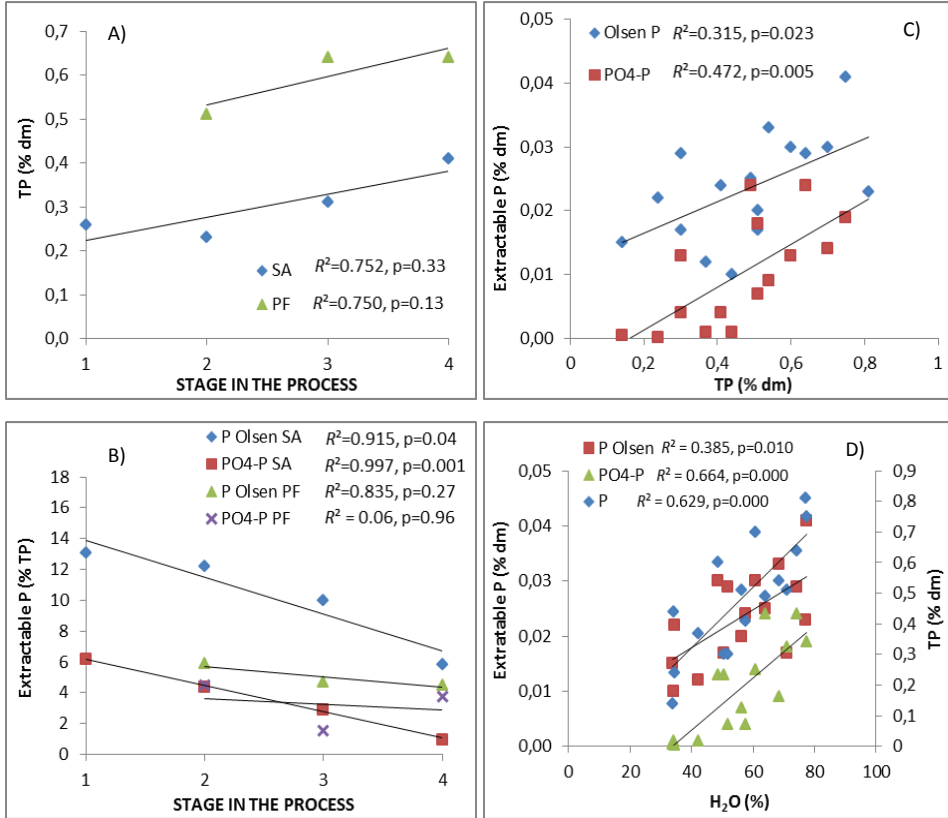


Fig. 7-1. Total P (TP), extractable Olsen P and phosphate dynamics during composting processes (A and B) and correlations between extractable P forms and TP (C) and water content (D) in final compost samples. For Stages 1-4 definition, see Section 2.1.

The compost micronutrients concentrations for Fe, Mn, Cu, Zn and Mo are shown in Table 7-3. Of note was the difference between the mean values found in CC and DC samples and the samples of the university canteen compost, as Fe and Mn appears between 14 and 9 times more and Cu, Zn and Mo 3 and 4 times more in domestic and community compost than in university canteen waste compost. This is probably due to lower content of these elements of food waste.

7.4.4 Heavy metals

HM (Pb, Cr, Ni, Cd, Cu, Zn) content except Hg was assessed in relation to the Spanish regulations with key limits shown in Table 7-4 together with some selected limits as identified in European

regulations. HM limits for Spanish Class A compost are stricter than those for Class 1 compost of the biowaste directive (2nd draft) and similar to level limits for organic agriculture. Andersen et al. (2011) reported heavy metal limit values for selected EU countries with strict compost qualities, such as Austria, Denmark, Germany, and Netherlands. These standards indicate that both Spanish Class A and European organic agriculture limits are demanding quality indicators and thus will be used as quality reference indicators. Unlimited or near unlimited (up to 30 tonnes dm per hectare per year) agricultural use of compost is allowed for Spanish Class B and European Class 2, respectively. HM content limits for Class B and Class 2 are between 2 and 4.3 times higher than limits for Class A, depending on the considered heavy metal. Spanish Class C compost, with HM levels 4-6.3 higher than Class A is also allowed for agricultural use at reduced doses of 5 tonnes dm per hectare per year.

With some very limited exceptions, the mean content of heavy metals of composts DC and CC were within that range allowable for quality B composts and for quality A when PF and SA composts are considered (Fig. 7-2). The FC compost from the UK supplier was equivalent to the Spanish grade B compost, due to the respective concentration of Pb, Cd and Cr that exceeded Class A.

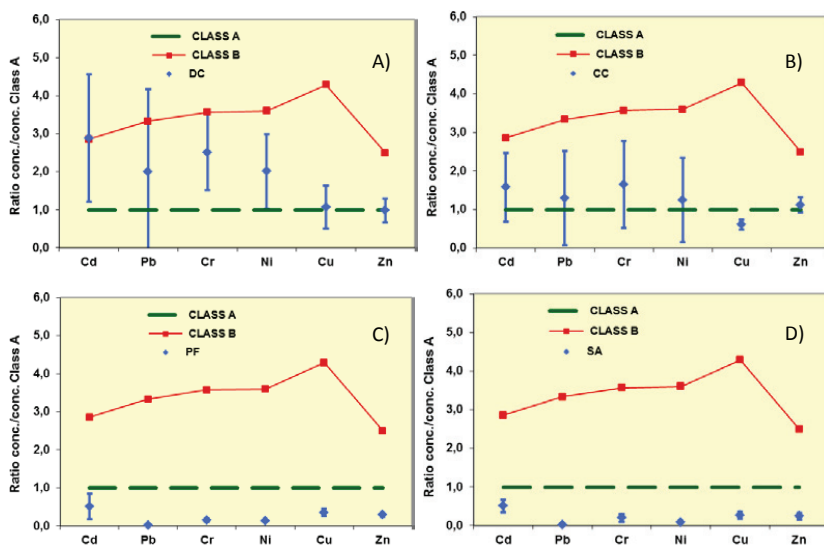


Fig. 7-2. Mean concentration (\pm S.D.) of heavy metals in the four types of compost: A) DC, B) CC, C) PF and D) SA. Concentrations are expressed as values relative to the legal limits for Compost Class A, and its comparison with the limits for Class A (relative value =1) and Class B (Excluded an outlier for Pb in a CC sample and one for Cd in SA4).

When individual compost samples are considered (data not shown), for DC, Cd in two samples and Pb in other two samples exceeded the threshold of the quality C classification, with relative values to Class C in the range from 1.1-1.4. Levels of Pb exceeded the Class C (relative value of 7.7) in one CC sample and Cd (relative value of 1.4) in the SA4 sample. Only these two potential outliers (Pb in a CC sample and Cd in SA4) were excluded from data analyses presented in Fig. 7-2 due to a strong deviation in relation to the rest samples of the same type of compost.

Table 7-4. Heavy metal limit values (in mg/kg dm) for some selected Spanish and European regulations.

Heavy metal ^a	BOE, 2013 (Spanish RD 506/2013)			European Commission, 2001 (2nd draft biowaste directive)			European Commission, 1997 (Organic agriculture)	European Commission, 2006 (Eco-label)
	Class A ^b	Class B ^b	Class C ^b	Class 1 ^c	Class 2 ^c	Stabilised biowaste		
Cd	0.7	2	3	0.7	1.5	5	0.7	1
Cu	70	300	400	100	150	600	70	100
Ni	25	90	100	50	75	150	25	50
Pb	45	150	200	100	150	500	45	100
Zn	200	500	1000	200	400	1500	200	300
Hg	0.4	1.5	2.5	0.5	1	5	0.4	1
Cr	70	250	300	100	150	600	70	100

^aConc. mg/kg dm

^bClass A and B compost can be used without restrictions on agricultural soils while application of Class C compost to agriculture soils is limited to a maximum of 5 tons per hectare per year.

^cCompost or digestate of Class 1 shall be used according to best agronomic practice without any specific restriction. Compost or digestate of Class 2 shall be used in a quantity not exceeding 30 tonnes dry matter per hectare on a three-year average.

References (all accessed may 2015):

BOE (2013). Real Decreto 506/2013, del 10 de julio, sobre productos fertilizantes. http://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2013-7540

European Commission, 2001. Working document on biological treatment of biowaste - 2nd draft. http://www.compost.it/www/pubblicazioni_on_line/biod.pdf

European Commission, 1997. Commission Regulation No 1488/97 of 29 July 1997 amending Council Regulation (EEC) No 2092/91 on organic production of agricultural products and indications referring thereto on agricultural products and foodstuffs.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:31997R1488>

European Commission, 2006. Commission Decision of 15 December 2006 establishing revised ecological criteria and the related assessment and verification requirements for the award of the Community eco-label to growing media.

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32007D0064>

The data for DC and CC samples are similar to those found in other programmes of home composting in Spain, although the available information is scarce (Soto, 2014). While some authors found lower heavy metal concentrations (Martínez-Blanco et al., 2010; Andersen et al., 2011), in other cases, higher concentrations have been reported (Soto, 2014). Concentrations of heavy metals identified in composts of this study are generally well within these published ranges. Although heavy metal contaminated samples represent a minority with respect to the total number of analysed samples, they do highlight the clear need for environmental awareness and pro-active engagement by environmental officers with users of domestic composting systems to alert them to the need for vigilance regarding sources of waste used in composting. No information was available concerning the origin of the contamination in DC and CC samples, but in previous studies (Soto, 2014), reported that sources of heavy metals include composting of grass stained with heavy metal containing paints and addition of ashes derived from the burning of creosote treated wood. While home composting usually presents low levels of contamination (Smith and Jasim, 2009; Faverial and Sierra, 2014), Smith (2009) had reported that it might exceed the limits when printed paper is added to the compost. Prior contamination of the soil added to the compost bins has been another source of pollution of domestic compost (Soto, 2014).

Andersen et al. (2011) indicated that most heavy metals are found in the remaining ash fraction and heavy metals are correlated to the ash content. Possible correlation between specific heavy metal content and %Ash for our samples was analysed. A direct correlation was found statistically significant ($p < 0.01$) between the ash content and the content of the following metals: Al (R^2 0.71), As (0.59) Li (0.73), Sb (0.81), Ni (0.66) Co (0.41) and Cr (0.73) while it was not observed or was very weak ($p > 0.01$) for Ti, V, Cd, Cu, Pb and Zn ($R^2 < 0.4$). Furthermore, among those metals which correlated with %Ash, only Sb, Ni and Cr ($R^2 > 0.9$) were correlated with each other. On the other hand, among those which not correlated with %Ash, Ti, V and Cd (R^2 0.6-0.9) were correlated with each other and each of them with the content of Al (R^2 0.7-0.8), while Cu, Pb and Zn did not correlate with Al ($R^2 < 0.11$) nor a correlation existed between Cu and Pb or Zn ($R^2 < 0.35$). This behaviour suggests that the compost contamination with metals such as Cu, Pb and Zn is due to independent sources or processes, while the contents of Ti, V and Cd could have a related source.

7.4.5 Stability and maturity indicators

The C/N ratio was generally in the range of 10-15 for most compost samples (Table 7-2), except for those which correspond to the initial stages of the process, in which the ratio was above 15 (PF) or even 20 (SA). These higher C/N ratios indicate incomplete composting at the time the sample was taken, but later had dropped to typical levels, reaching C/N ratios of 12.9 (PF) and 16.0 (SA) at the end of these compost processes. The starting raw materials also determine both the initial and final C/N ratio. Samples from the home and community composting showed mean C/N ratios of 12.6 ± 1.7 and 11.6 ± 1.2 , respectively, which indicate the compost maturity (Bernal et al., 1998). Similar values of C/N ratio were reported by Faverial and Sierra (2014) while Andersen et al. (2011) reported somewhat higher C/N ratio values ranging from 15.8 to 18.0.

The bicarbonate extracted compost E_4/E_6 ratios were 6.0 ± 0.9 (DC), 6.7 ± 1.3 (CC). Similar ratios were obtained for the final composts from PF and SA processes, i.e. samples PF3 and SA4 (Table 7-2). In these processes, sequential samples indicate a clear increase of E_4/E_6 but not the absorbance value. Optical densities in aqueous extract generated erratic results. The COD of the extracts showed typical values of stable compost (700 mg/L) (Lossin, 1971), with means of 354 ± 395 (DC) and 434 ± 246 (CC), with a reduction of COD over the PF and SA processes, although not achieving so low optimal levels, at least for PF3.

Concentrations of N-NH_4^+ of less than 0.04 % or $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ ratios below 0.16 (Bernal et al., 1998) are thought to be typical of mature compost. None of the final compost samples showed concentrations of ammonium or $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^-$ ratios exceeding these thresholds of stability. Instead, PF1 and also SA1, SA2 and SA3 samples correspond with non-mature compost based on these indicators.

A stable compost has a typical RI below $1 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$ (Barrena et al., 2006). On this basis, all samples except one final compost CC, could be regarded as stable compost. The mean values were 0.29 ± 0.28 and $0.56 \pm 0.56 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$ for DC and CC samples, while the RI of final PF, SA and FC composts were 0.20, 0.11 and $0.51 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$, respectively. RI of $1.1 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$ (Martínez-Blanco et al., 2010) and $0.43 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$ (Lleó et al., 2013) were previously reported for final compost after 14 and 19 weeks of composting, respectively, both in controlled experiments simulating home composting. Moreover, the PF1, SA1 and SA2 samples corresponding to intermediate stages of the composting process clearly exceeded the value of $1 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$.

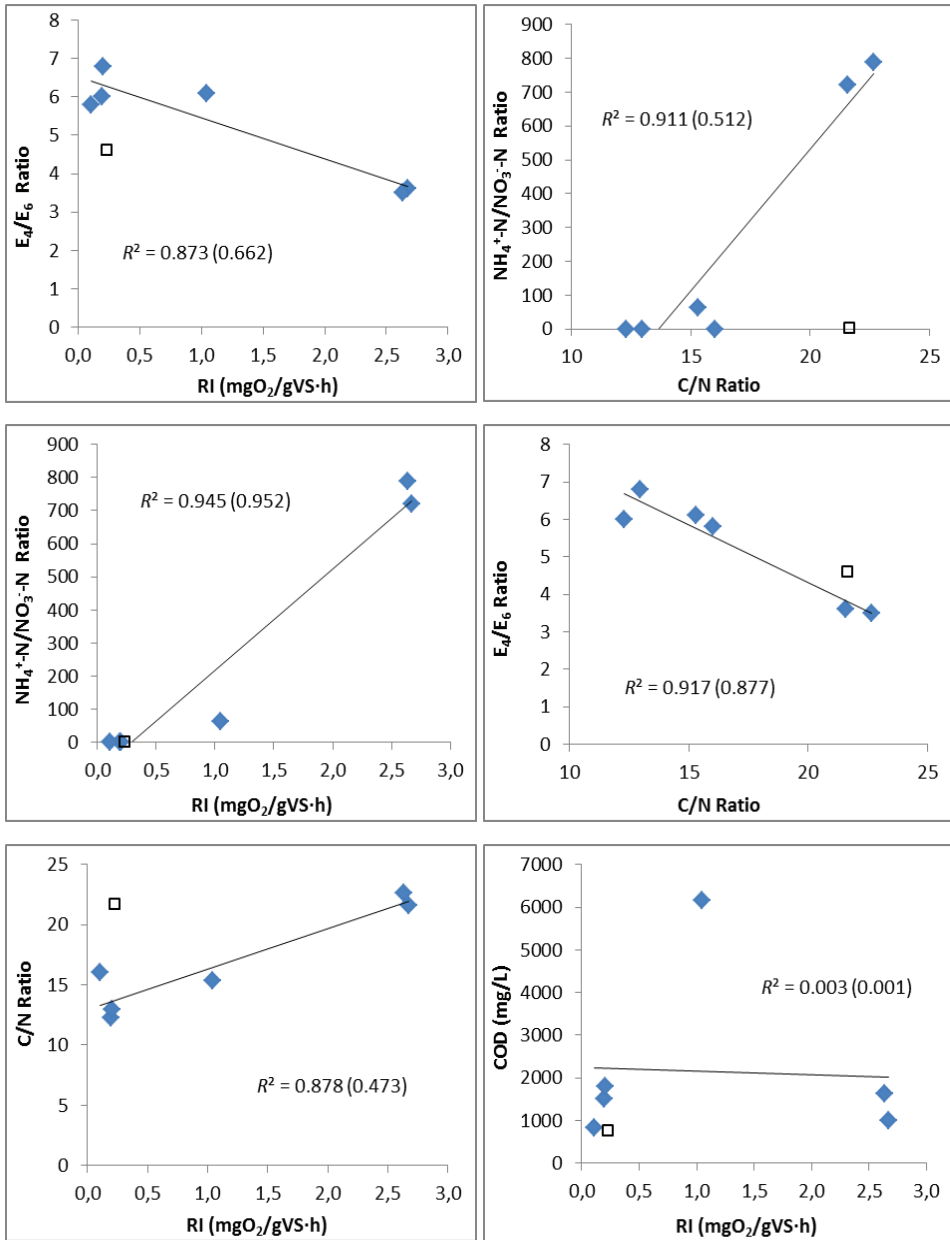


Fig. 7-3. Correlation between several stability indicators for PF and SA samples from different composting process stages (all significant, $p < 0.05$, except for COD). The indicated coefficient of correlation R^2 corresponds to linear correlations excluding (and including) the SA3 sample, open square.

Overall, concordance between various chemical indicators, when defining the stability of the samples analysed in this research, has been observed. However, correlations between the various stability parameters were only possible for PF and SA samples, as the other samples correspond to stable compost. With regard to the 7 samples taken from different stages of composting process (PF and SA), the best correlation between $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ ratio and RI ($R^2=0.95$; $p<0.05$) was obtained, and there were also significant correlations ($p<0.05$) between E_4/E_6 and RI ($R^2=0.62$) and E_4/E_6 and C/N ($R^2=0.88$). Correlations of C/N with $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ and RI were weaker ($R_2=0.47-0.51$; $p <0.1$), but they improve when removing the SA3 sample ($R_2=0.91$; $p<0.05$), due to an anomalous N content in this sample. A high correlation between these four indicators of stability was obtained ($R_2=0.88-0.95$; $p<0.05$, $n=6$) when the SA3 sample was not included (Fig. 7-3). A correlation between COD and any of the remaining parameters was not found.

7.4.6 Bacterial and fungal enumeration and identities

Culturable aerobic mesophilic bacteria and fungi (cfu/g dm compost) are presented in Table 7-5 and Fig. 7-4. For DC samples, a significant correlation ($p<0.05$) between culturable fungi and bacteria ($R^2=0.61$), and content of water with the content of fungi ($R^2=0.73$) and bacteria ($R^2=0.79$) was found (Fig. 7-4a). These correlations show that compost moisture content below 40 % had negative impacts on culturable fungi and bacteria, indicating a microbial water deficit response. For similar moisture content, culturable bacteria in the CC samples was similar to the DC samples, while the culturable fungi were significantly lower ($p<0.05$).

Table 7-5. Culturable aerobic bacteria and fungi (cfu/g dm compost).

Sample	Bacteria (TSA culture medium)	Fungi (PDA culture medium)
	cfu/g dried sample ($\times 10^8$)	cfu/g dried sample ($\times 10^6$)
Mean DC (n=10)	21 ± 19	46 ± 39
Mean CC (n=3)	15 ± 11	11 ± 3
PF3	13	19
SA4	24	30
FC	27	10

Thus, the DC samples had higher culturable fungal propagules, means of $46 \pm 39 \times 10^6$ cfu/g dm compost (Table 7-5), while the culturable fungi of the CC, PF3, SA4 and FC samples were in the range $16 \pm 8 \times 10^6$ cfu/g compost. Similar counts of cultivatable bacteria and fungi in composting household separate waste was reported by Ryckeboer et al. (2003), with approximately 108 and 106 cfu/g dm compost, respectively. These authors found that bacteria population increased during the cooling and maturation phases of biowaste composting in compost bin. Chandna et al. (2013) reported bacterial populations ranging from 105 to 109 cfu/g dm compost from Lignocellulosic agricultural by-products which markedly increased during mesophilic phase, and then decreased during the next phase up to cooling and maturation.

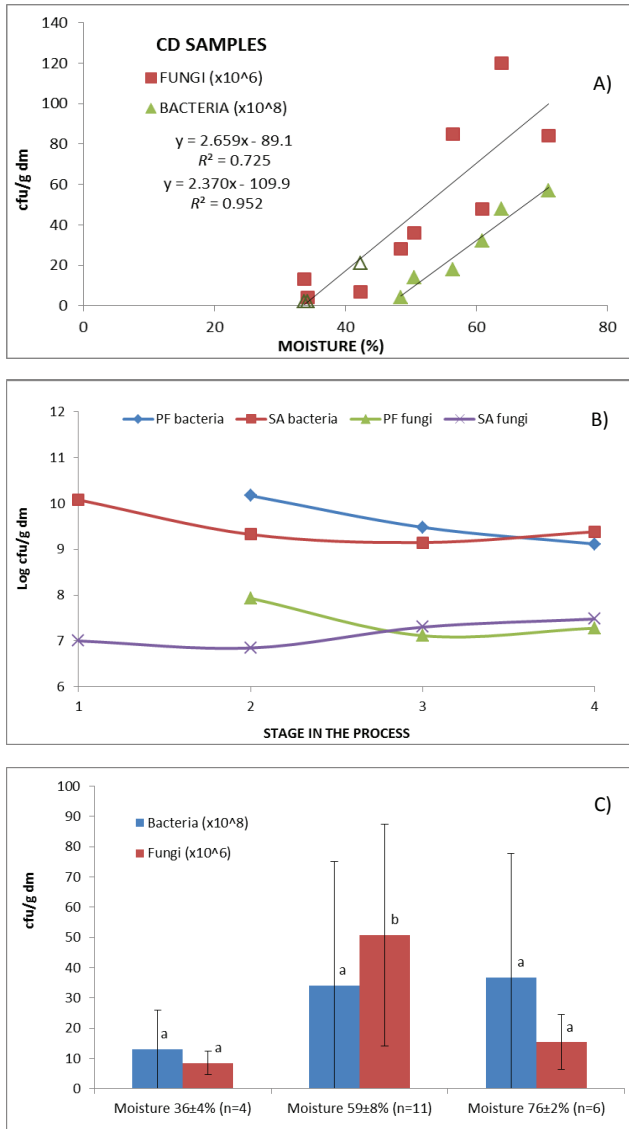


Fig. 7-4. A) Correlation plots of culturable bacteria and fungi (cfu/g dry compost) in DC samples against moisture content (note that for bacteria, the correlation equation applies only for data from samples with moisture content higher than 45 % (n=6), while 3 samples with lower moisture content showed very low bacteria content and were excluded from linear correlation). B) Culturable microbial counts in sequential sampling stages of the composting processes (PF and SA; definition of Stages 1-4 in Section 2.1.). C) Relationship between mean (\pm S.D.) culturable bacteria and fungi in all the samples set (DC, CC, PF, SA and FC, n=21) on the basis of pre-defined moisture ranges (For each group of microorganisms, a different letter indicate statistically significant difference ($p < 0.05$)).

The highest incidences of culturable mesophilic aerobic bacteria (cfu/g dm compost) were detected in the PF1 and SA1 samples corresponding to the initial composting stages of compost PF1 and

SA1 from university canteens (Fig. 7-4b). In sequential samples of the composting processes, progress of composting resulted in decreased mesophilic aerobic bacteria by approximately 10-fold (Fig. 7-4b), that agrees with behaviour described by Perez-Bocourt et al. (2010). This can be explained by the combined effect of increased compost temperature selecting for thermophiles and the progressive depletion of easily biodegradable substrate (Ryckeboer et al., 2003; Chandna et al., 2013). In contrast, culturable fungi showed no clear trend with respect to compost process timing (Fig. 7-4b). Thus, taking the sequential samples PF and SA together, fungal cfu/g dm compost decreased as moisture increases in the range 50-77 % of water ($R^2 = 0.817$; $p < 0.05$), while there is no correlation between bacteria and water (data not shown).

To assess culturable fungi and bacteria relationships with sample moisture content, groupings according to low (36 ± 4 %), medium or optimal (59 ± 8 %) and high (76 ± 2 %) levels of moisture (Fig. 7-4c) were identified. Thus, moisture content differentially affects culturable bacteria and fungi. Both bacterial and fungal cfu increased with increasing water content from low values to the optimum moisture range that is fungal-specific. The variability caused by other factors determines that there were no significant differences between the densities of bacteria at different moisture levels, but between the densities of fungi at optimal moisture with densities at low and high moisture levels ($p < 0.05$).

Using the Analytical Profile Index (API) bacteria were identified to species level in three DC samples and two SA. These correspond to the early stage of stabilization and final product. In DC samples the presence of *Comamonas testosteroni* / *Pseudomonas alcaligenes*, *Pseudomonas putida* and *Pseudomonas oryziabitan* were detected, and in the SA samples *Aeromonas hydrophila* / *caviae* and *Serratia liquefaciens* were found. These identified bacterial species agree with those of Ryckeboer et al. (2003), who found the presence of *Pseudomonas alcaligenes* after cooling and during the maturation phase which also confirm an increase of microbial diversity in the final composting phases. The presence of the genera *Comamonas* and *Serratia* in compost samples was also reported by Chandna et al. (2013). Recent application of next generation sequencing of rRNA gene phylogenetic markers (bacterial 16S and fungal ITS1) has provided novel insight into total bacterial and fungal community dynamics in commercial composting (Neher et al., 2013) that needs to be extended to decentralised composting such as described in this study.

7.4.7 Invertebrate survey

Table 7-6 summarises information on number of invertebrate individuals identified to taxa/species in the different compost samples. A total of 326 individuals belonging to 17 different species were found across all compost samples. The greatest range of species/taxa was found in the DC samples, up to 7 species and 41 individuals per sample whilst the university canteen compost (PF1 and SA1), yielded only 1-2 species and 1-2 individuals per sample. The results also indicate that in these composting processes, diversity of invertebrates is increased as the process advances, but rates of increase are not markedly high in any of the samples analysed. Steel and Bert (2011) reported that available information of mesofauna from compost is limited and virtually absent relative to their presence in key stages of the composting process.

Table 7-6. Numbers of invertebrate taxa and species extracted from compost samples.

Organism/Sample	DC (10 samples)		CC (3 samples)		PF ^b			SA				FC	Samples	Total ^c Individuals
	N° Samples ^a	N° Individuals	N° Samples ^a	N° Individuals	PF1	PF2	PF3	SA1	SA2	SA3	SA4			
Earthworm (phylum Annelida)	6	19	2	2			1						9	22
Centipedes (order Chilopoda)	1	1											1	1
Milipedes (order Diplopoda)	2	5	1	3									3	8
Acari (order Sarcopitiformes, suborder Oribatida)	9	55	2	17		15	7		5	15	5		16	119
Acari (mites, phylum Arthropoda: class arachnida)	1	2											1	2
Acari (order Ixodida, gnathosoma)	7	20	3	20	1	1	1		1			5	14	48
Fly larvae	8	78	3	10	1	1	1						13	90
Woodlice (order Isopoda)	5	10									1		6	11
Ant	2	3											2	3
Spider												1	1	1
Spider (<i>Clubiona terrestris</i>)	1	1											1	1
Skin of larva velvety (cantharidae soldier beetles)	2	7											2	7
Ground beetle	1	1					1			1			3	3
Pseudoscorpions (order Pseudoscorpionida)						5	2						2	7
Mosquito								1	1				2	2
Coleoptera beetle												1	1	1
Total														
Number species presents	13			6	2	3	5	1	2	3	2	3	-	-
Number organism presents		202		52	2	21	12	1	6	17	6	7	326	-

^aFor DC and CC, the number of samples in which identified invertebrates were detected

^bFor PF and SA the presence of each invertebrate taxa/species per individual sample is indicated, because samples are from different stages of the composting process.

^cTotal number of invertebrate organisms detected in each compost type.

Taken together, the mean numbers of different invertebrate species per sample were 5 ± 2 and 4 ± 1 for DC and CC samples, while the final products PF, SA and FC were 5, 2, and 3 different species, respectively. Both the composting processes regarding SA and FC are dynamic and accelerated processes compared to DC, CC and PF, so the data suggest that this acceleration is accompanied by a reduction of the diversity of invertebrates that relates to an increase in cfu of bacteria in the initial stages, as seen above. This same trend can be seen in the numbers of individuals, whose average values were 20 ± 11 and 17 ± 13 for DC and CC samples, while the final products PF, SA and FC had 12, 6 and 7 invertebrates, respectively. As indicated in section 3.1, process PF and SA reached thermophilic temperatures similar to those of industrial composting processes (PF). Thus the effect of these higher temperatures could be the main factor affecting the relative presence of invertebrates. Another reason for the higher presence of invertebrate species in home and community composting, small-scale static processes may be the closer contact between the composting material and the ground. As a result, in some cases, soil inoculant entered the composting material that supports the identification of higher number of bacterial, fungal and invertebrate propagules.

From the current limited literature (Ødegaard and Tømmerås, 2000; Steel and Bert, 2011), mites were commonly represented and in the compost samples investigated here, 19 out of a total of 21 samples yielded an unknown species of mite. Among the three kinds of mites detected, the Sarcoptiform order and the Oribatida sub-order were dominant (in 16 out of 21 samples), followed by the Ixodida order mite, present in 14 samples followed by Fly larvae that were present in 11 samples. These same taxa were those with highest representation based on numbers of individuals, amounting to 74 % of the total invertebrate count. By contrast, five invertebrate taxa/species were present in only a single sample (though not necessarily with a single individual): centipede (order chilapoda), mite (order acari, phylum arthropoda: class arachnida), common spider, spider (*Clubiona terrestris*) and the coleoptera beetle. These data support the urgent need for further investigation of invertebrate taxa and their impact on compost dynamics and quality.

7.5 Conclusions

Compost samples from three areas of decentralized composting, including domestic (home) composters, community level composters and university canteen waste composters were analysed. Final compost products presented good agronomic features i.e., low heavy metals content, high nutrient status, and a high degree of stabilization. High fungi content and high diversity of invertebrates were found in home compost. Results indicate that decentralised composting ranging from domestic, community and small generator scales are a suitable solution to the treatment of organic waste and all produce high quality compost which can be directly used on site, thus avoiding transport costs and reducing environmental charges.

7.6 References

- Adhikari, B.K., Trémier, A., Martinez, J., Barrington, S., 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Manage. Res.* 28, 1039-1053.
- Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2011. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Manage.* 32, 31–40.

Marcos A. Vázquez. Decentralised composting

Barral, M.T., Moldes, A., Cendón, Y., Diaz-Fierros, F., 2007. Assessment of municipal solid waste compost quality using standardized methods before preparation of plant growth media. *Waste Manage. Res.* 25, 99–108.

Barrena, R., Vázquez, F. Sánchez, A., 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Manage. Res.* 24: 37–47.

Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63: 91-99.

Bulluck, LR, Ristaino, JB., 2002. Effect of synthetic and organic soil fertility amendments on southern blight, soil microbial communities, and yield of processing tomatoes. *Phytopathology* 92, 181-9. doi: 10.1094/Phyto.2002.92.2.181.

Chan, Y.C., Sinha, R.K., Wang, W., 2011. Emission of greenhouse gases from home aerobic composting, anaerobic digestion and vermicomposting of household wastes in Brisbane (Australia). *Waste Manage. Res.* 29, 540-548.

Chandna, P., Nain, L., Singh, S., Kuhad, R.C., 2013. Assessment of bacterial diversity during composting of agricultural byproducts. *BMC Microbiology* 2013 13:99, 1-14. <http://www.biomedcentral.com/1471-2180/13/99>.

Contreras-Cornejo, H.A., Macías-Rodríguez, L., Cortés-Penagos, C., López-Bucio, J., 2009. *Trichoderma virens*, a Plant Beneficial Fungus, Enhances Biomass Production and Promotes Lateral Root Growth through an Auxin-Dependent Mechanism in Arabidopsis. *Plant Physiol.* 149, 1579-1592.

Díaz, M.J., Jiménez, L., Cabrera, F., De Bertoldi, M., 2004. Using a second order polynomials model to determine the optimum vinasse/grape marc ratio for in vessel composting. *Compost Sci. Util.* 12, 273-279.

Ermolaev, E., Sundberg, C., Pell, M., Jönsson, H., 2014. Greenhouse gas emissions from home composting in practice. *Bioresour. Technol.* 151, 174–182.

Faverial, J., Sierra, J., 2014. Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). *J. Clean. Prod.* 83, 238-244.

Harman, G.E., 2006. Overview of mechanisms and uses of *Trichoderma* spp. *Phytopathology* 96, 190–194.

Isenberg, H.D., 2004. *Clinical Microbiology Procedures Handbook*, second ed. American Society of Microbiology, Washington DC.

Karnchanawong, S., Suriyanon, N., 2011. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. *Resour. Conserv. Recy.* 55, 548–553.

Li, Z., Lu, H., Ren, L., He L., 2013. Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere* 93, 1247-1257.

Lleó, T., Albacete, E., Barrena, R., Font, X., Artola, A., Sánchez, A., 2013. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *J. Clean. Prod.* 47, 70-76. doi: 10.1016/j.jclepro.2012.08.011.

Lossin, R.D., 1971. Compost studies. Part III. Disposing of animal wastes. Measurement of the chemical oxygen demand of compost. *Compost Sci.* 12, 12-31.

Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., Rieradevall, J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Manage.* 30, 983–994.

Michel, F.C., Pecchia, J.A., Rigot, J., 2004. Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or Straw. *Compost Sci. Util.* 12, 323-334.

Neher, D.A., Weicht, T.R., Bates, S.T., Leff, J.W., Fierer, N., 2013. Changes in Bacterial and Fungal Communities across Compost Recipes, Preparation Methods, and Composting Times. *PLoS ONE* 8: e79512. doi:10.1371/journal.pone.0079512.

- Ødegaard, F., Tømmerås, B.Å., 2000. Compost heaps-refuges and stepping-stones for alien arthropod species in northern Europe. *Diversity and Distributions* 6, 45–59.
- Pérez-Bocourt, Y., Rebolledo-Ríos, R., Martínez-Silva, J., 2010. Aislamiento e identificación de hongos en compost elaborado a partir de residuos sólidos urbanos. *Agro Sur* 38, 1-7.
- Ryckeboer, J., Megaert, J., Coosemans, J., Deprins, K., Swings, J., 2003. Microbiological aspects of biowaste during composting in a monitored compost bin. *J. Appl. Microbiol.* 94, 127-137.
- Scheromm, P., 2015. Motivations and practices of gardeners in urban collective gardens: The case of Montpellier. *Urban For Urban Gree* (in press). doi: [10.1016/j.ufug.2015.02.007](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.02.007).
- Smith, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environ. Int.* 35, 142–156.
- Smith, S.R., Jasim, S., 2009. Small-scale home composting of biodegradable household waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. *Waste Manag. Res.* 27, 941-950. doi: 10.1177/0734242X09103828.
- Soto, M., 2014. Formas de autogestión de la fracción orgánica de los residuos urbanos: vermicompostaje y compostaje doméstico o comunitario, In: Sánchez A. et al. (Eds), *De residuo a recurso: El camino hacia la sostenibilidad* (Vol. 1.4: Residuos urbanos). Mundi-Prensa, Madrid, pp 257-292.
- Steel, H., Bert, W., 2011. Biodiversity of compost mesofauna and its potential as an indicator of the composting process status. *Dynamic Soil Dynamic Plant* 5, 45-50.
- Sundberg, C., Smars, S., Jonsson, H., 2004. Low pH as inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. Technol.* 95, 145-150.
- Turner, B., Leytem, A., 2004. Phosphorus compounds in sequential extracts of animal manures: chemical speciation and a novel fractionation procedure. *Environ. Sci. Technol.* 38, 6101–6108.
- Vázquez, M., Plana, R., Pérez, C., Pita, L., Soto, M., 2014. Compostaje descentralizado de residuos de comedor en centros universitarios, In: Barral, M.T., Díaz-Raviña, M., Devesa-Rey, R., Paradelo-Núñez, R. (Eds), “Avances en la investigación sobre compost: Materias primas, procesos, calidad y usos”. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, pp. 175-188.
- Vázquez, M., de la Varga, D., Plana, R., Soto, M., 2015. Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water re-use. *J. Clean. Prod.* 104, 80-89. doi: [10.1016/j.jclepro.2015.05.016](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.016).
- Wei, Y., Zhao, Y., Xi, B., Wei, Z., Li, X., Cao, Z., 2015. *Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources*. *Bioresour. Technol.* 189, 349-356.
- Wheater, C.P., Read, H.J., 1996. *Animals Under Logs and Stones* (Naturalists' Handbook). The Richmond Publishing Co. Ltd, England.

Capítulo 8

A eficiencia e a calidade da compostaxe doméstica en Galiza

8. A eficiencia e a calidade da compostaxe doméstica en Galiza

8.1 Resumo

A compostaxe doméstica foi considerada tradicionalmente unha actividade recreativa hortícola, pero máis recentemente tense amosada como unha grande e prometedora ruta eficiente e sustentábel para a xestión municipal descentralizada dos residuos orgánicos. Nos últimos anos algúns miles a decenas de miles de composteiros domésticos foron instalados en Galiza, así como noutras rexións do Estado español e outros países europeos. Emporiso, esta práctica non foi obxecto dun amplo estudo científico e a información sobre a calidade do compost segue sendo escasa. Máis en particular, existe unha falla de datos sobre a eficacia dos programas de compostaxe, é dicir, a relación entre composteiros usados e fracción de residuos biolóxicos desviados para compostaxe doméstica.

Neste estudo avalíouse a calidade do compost obtido en oito concellos que contaban con programas de compostaxe doméstica. O estudo levouse a cabo en 90 composteiros dun total de 880 empregados nestas áreas. A operación e manexo dos composteiros polos usuarios realizouse de forma satisfactoria, feito indicado por uns correctos parámetros de funcionamento; contido en materiais improprios baixos (inferior ao 0,7%), baixo contido en metais pesados e alto contido de nutrientes.

Así mesmo, os resultados son indicativos dunha excelente separación de residuos en orixe e de altas taxas de residuos orgánicos compostados. Coa excepción de cinco mostras contaminadas (dun total de 90 mostras), todos os valores individuais dos distintos metais pesados estiveron por debaixo dos límites da normativa española vixente para agricultura convencional (compost Clase B), mentres que os valores medios estaban por debaixo dos límites establecidos para agricultura ecolóxica (compost Clase A) en 7 dos 8 programas, polo que estas emendas poden considerarse plenamente compatíbeis co uso agrícola.

Os poucos casos onde se detectou unha alta contaminación por metais débéronse principalmente a Pb, Hg, Cd e Zn, sendo metais cunha baixa correlación entre eles ou co contido de materia orgánica. Por outra parte, detectáronse moi poucos casos de valores anómalos de Ni, Co, Cr, Cu e As, metais estes que amosaron unha marcada correlación entre eles e unha correlación negativa co contido en materia orgánica do compost. Algunhas fontes de contaminación de metais pesados identificadas inclúen a compostaxe de herba manchada con restos de pintura que contén metais pesados ou a adición de cinzas procedentes da queima de madeira tratada con creosota.

A humidade rexistrada nas mostras de compost foi por veces elevada (o 48% das mostras tiña un contido en humidade superior ao 70%). A relación C/N situouse no rango de 10 a 15, e obtivéronse medias do $48 \pm 19\%$ SV, $25 \pm 11\%$ C e $2,1 \pm 1,1\%$ N (n=90). O contido en fósforo, potasio, magnesio e calcio obtívose en catro das áreas de compostaxe (n=36), acadándose valores medios de $0,6\% \pm 0,4\%$ de P, $2,5 \pm 1,6\%$ de K, $0,7 \pm 0,4\%$ de Mg e $3,7 \pm 4,4\%$ de Ca, que foron algo máis altos que valores previamente reportados para diversos tipos de compost. Encontráronse correlacións positivas entre varios parámetros tal e como son o contido de nutrientes, o contido de materia orgánica e o contido en humidade, o que suxire que un alto contido en humidade non compromete a calidade do compost neste senso.

A eficiencia da compostaxe doméstica foi analizada en termos de redución da cantidade de residuos orgánicos recollidos polo servizo municipal en oito sub-áreas rurais xestionadas por tres concellos galegos. As zonas rurais cunha cobertura promedio do 56% no tocante aos programas de compostaxe doméstica mostraron unha redución na porcentaxe da fracción orgánica (residuos orgánicos) en contedores de residuos que van desde 7 a 22 puntos porcentuais, cun descenso medio do 45,3% ao 32,0%. Esta caída representa unha eficiencia do 77% para os programas de compostaxe doméstica e unha taxa de compostaxe estimada de 126 kg de residuos biolóxicos por persoa e ano ou 380 kg por composteiro e ano. Os resultados mostran a viabilidade da compostaxe doméstica dirixida a todos os residuos orgánicos húmidos, incluída carne e restos de peixe, sendo esta unha das características dos programas de compostaxe estudados.

8.2 Introducción

A compostaxe doméstica, ou compostaxe caseira, presenta un grande potencial para a xestión sustentábel dos residuos orgánicos ou biorresiduos xerados no fogar, o xardín e a horta. No caso galego (noroeste de España), unha porcentaxe moi considerábel da poboación dispón das condicións necesarias para resolver deste xeito o tratamento dese tipo de residuos. A promoción da compostaxe doméstica en Galiza comezou en 1998 (en A Illa de Arousa) e máis concretamente en 2002 coa iniciativa da *Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza* (ADEGA), que iniciou un proceso continuado de implantación da compostaxe doméstica en numerosos concellos e acadou unha década despois máis de 3000 vivendas dotadas deste sistema de compostaxe (Lafuente et al., 2012). Xa a partir de 2006 outras entidades tamén contribuíron con novas iniciativas á promoción da compostaxe doméstica en Galiza (ADT, 2009). A implantación da compostaxe doméstica nos últimos anos foi aínda máis intensa noutras áreas do Estado español, como son Euskadi, Navarra, Catalunya e outras (Soto, 2014). Incluso para grandes cidades, Adhikari et al. (2010) estimaron un potencial para os sistemas de compostaxe descentralizada con suficiente capacidade para admitir o 50% dos residuos orgánicos municipais xerados, reducíndose deste xeito os custes e as emisións de gases de efecto invernadoiro entre un 34% e un 50% e aproximadamente nun 40%, respectivamente, en comparación coa disposición estándar de vertedoiro.

Correctamente xestionada, da compostaxe doméstica derívanse beneficios económicos e ambientais importantes: as persoas ou familias usuarias poden verse beneficiadas dunha redución na taxa do servizo de xestión dos residuos, ao tempo que obteñen un material fertilizante (ou compost) de excelente calidade para o xardín ou a horta; os concellos e outras entidades implicadas verán reducidos os custos de recollida e tratamento dos residuos, un servizo que comeza a xeralizarse no ámbito rural e que polo xeral vai acompañado dun déficit para as arcas públicas (Soto, 2014). Desde o punto de vista ambiental, a ausencia de recollida, transporte e tratamento destes residuos implica un claro beneficio pola redución de todo tipo de impactos, ao que se suma o aforro en fertilizantes doutras procedencias.

Así, algúns estudos científicos avaliaron a sustentabilidade ambiental da compostaxe doméstica, comparando varias opcións operativas entre si e con outros sistemas de tratamento de residuos, tal e como son a compostaxe industrial, a incineración, a vertedura controlada ou a evacuación coas augas residuais (Martínez-Blanco et al., 2010; Chan et al., 2011; Andersen et al., 2012; Lleó et al., 2013). Estes estudos conclúen que a compostaxe doméstica é tan sustentábel ou máis que outras alternativas de tratamento dos biorresiduos, e que o principal factor de impacto é o relacionado coas emisións de gases de efecto invernadoiro. Emporiso, a información sobre a calidade do compost segue sendo escasa e existe unha falla de datos sobre a eficacia dos programas de compostaxe, é

dicir, a taxa de composteiros empregados e a fracción de residuos biolóxicos derivados para a compostaxe doméstica.

O destino do compost doméstico é sempre a horta ou o xardín familiar (Adhikari et al., 2010; Scheromm, 2015). Neste senso, este produto non está acollido a normas de calidade de obrigado cumprimento. Pero é obvio que a calidade do compost doméstico ten unha grande importancia ambiental e sanitaria, para os seus usuarios particulares, e para a sociedade en xeral. Un dos aspectos determinantes desta calidade é a composición química e o grao de contaminación por metais pesados, aspecto que está regulado para os compost de planta, para as emendas orgánicas e para o seu uso en actividades agrícolas. Outros aspectos da calidade do compost son a súa estabilidade e o poder fertilizante.

A limitada literatura actual suxire que as propiedades do compost doméstico están dentro dos límites de calidade do compost e son similares aos da compostaxe industrial de residuos orgánicos separados en orixe (Martínez-Blanco et al., 2010; Andersen et al., 2012; Karnchanawong e Suriyanon, 2011), agás polo contido en humidade, que é xeralmente máis alto. Porén, os datos dispoñíbeis son escasos e restrinxidos a uns poucos parámetros. Por outra parte, a maioría dos estudos leváronse a cabo baixo condicións experimentais ben controladas en unidades de compostaxe piloto a pequena escala, pero raramente en aplicacións de campo no ámbito da vivenda ou noutros sistemas de compostaxe a pequena escala (Smith e Jasim, 2009; Faverial e Sierra, 2014). Por tanto, determinar a calidade do compost producido nos programas municipais de compostaxe doméstica é o primeiro obxectivo desta investigación, para o cal foron analizadas mostras procedentes de nove concellos galegos.

Determinar as cantidades de residuos destinados aos composteiros considérase un aspecto importante para coñecer a función que desempeñan estes sistemas na redución en orixe e xestión de residuos (Torras, 2010). A intensidade no uso dos compostadores domésticos tamén afecta ao balance ambiental desta alternativa de xestión dos residuos orgánicos, xa que unha análise de ciclo de vida identificou a fabricación do composteiro como un dos principais factores causantes de emisións de gases con efecto invernadoiro (Martínez-Blanco et al., 2010). En consecuencia, un baixo uso dos compostadores podería non xustificar a promoción da súa instalación polos organismos responsábeis da xestión dos residuos. Existen diversos procedementos para calcular a cantidade de residuos orgánicos tratados nos compostadores, é dicir, determinar a eficiencia da compostaxe doméstica (Puig et al., 2008; ADT, 2009; Resse e Bioteau, 2012). No presente estudo, optamos por determinar a incidencia real dos programas de compostaxe doméstica na redución das cantidades de residuos orgánicos xestionados polos servizos municipais de recollida e eliminación en áreas definidas.

Polo xeral, a maioría dos programas de compostaxe doméstica optaron pola entrega de composteiros ás personas que os solicitaron voluntariamente. A dispersión das vivendas acollidas a este tipo de programas en contextos nos que a compostaxe doméstica é minoritaria non permite unha valoración global real da súa incidencia sobre a entrega de residuos orgánicos nos contedores de residuos dispoñíbeis na área. Porén, existen casos concretos nos que determinadas áreas rurais foron dotadas dunha elevada porcentaxe de vivendas con compostaxe doméstica.

Nestas áreas pódese determinar cuantitativamente a incidencia dos programas de compostaxe doméstica na cantidade de residuos orgánicos recollidos polo servizo de recollida de residuos municipais. Naquelas áreas nas que a case totalidade da poboación faga uso da compostaxe doméstica, o contido en residuos orgánicos nos contedores de lixo debería decaer fortemente, permitindo o uso eficiente de un único contedor de residuos para a recollida da fracción seca

resultante. Isto levaría a unha forte redución dos custos de recollida, transporte e tratamento do lixo nas áreas rurais. O segundo obxectivo desta investigación foi determinar a eficiencia da compostaxe doméstica en 8 áreas rurais correspondentes a 3 concellos galegos.

8.3 Materiais e métodos

8.3.1 Programas de compostaxe doméstica analizados

A eficiencia da compostaxe doméstica avaliou-se en áreas de compostaxe de tres concellos: Oroso, A Laracha e Camariñas (Táboa 8-1). Nestas áreas existía un único contedor para a recollida dos residuos (agás vidro e papel), situación que aínda se dá na maior parte do ámbito rural disperso, e que facilita a obtención da información necesaria para determinar a eficacia da compostaxe doméstica. Na selección das áreas de estudo tivéronse en conta os seguintes requirimentos:

- Un ámbito xeográfico ben definido no cal as vivendas incluídas fan uso exclusivo dun número de contedores do servizo de recollida de residuos ben definido. É dicir, débese cumprir que todos os residuos xerados nesas vivendas e destinados ao servizo municipal entréganse nos contedores da área, e á súa vez eses non reciben aportes de áreas adxacentes. Un exemplo de ámbito de estudo móstrase na Figura 8-1.
- Un mínimo de 3 contedores de recollida por área
- Unha relación de vivendas acollidas ao programa de compostaxe elevada, preferibelmente superior ao 50%

Na Táboa 8-1 preséntanse as características das oito áreas seleccionadas. Aínda que inicialmente todas elas foron programadas para unha porcentaxe de vivendas de máis do 50% con composteiro, algunhas vivendas non utilizaron o composteiro, o que fixo reducirse esta relación nalgúns das áreas. Estas áreas inclúen un total de 163 vivendas, o 56% das mesmas acollidas ao programa de compostaxe (isto é, un total de 91 vivendas dotadas de compostador), ao tempo que dispoñen dun total de 25 contedores para a recollida indiferenciada de residuos.

A calidade do compost producido estudouse nos mesmos ámbitos dos tres concellos nos que foi avaliada a eficacia, xunto con outros cinco ámbitos correspondentes a outros cinco concellos: A Illa de Arousa, Ames, Ordes, Carballo e Vilasantar. Nestas áreas non se dispón de información en canto á densidade de composteiros, pero sábese que era baixa na maioría delas. O número de compostadores nas áreas estudadas variou entre 50 e 450, cun total de 880 unidades, seleccionándose 90 compostadores ao azar, cun mínimo de 10 unidades por área.

Todos os programas de compostaxe obxecto do presente estudo, agás o da Illa de Arousa, foron implantados por ADEGA, quen se responsabilizaba da entrega dos composteiros e da información, e da formación dos usuarios. Este proxecto educativo levado a cabo por ADEGA consiste na explicación de forma asequible aos usuarios tanto do proceso de compostaxe como da xestión dos residuos en xeral, e dos aspectos ecolóxicos e ambientais relacionados. Para isto, realízase un seguimento dos composteiros, programándose visitas nunha fase inicial intensiva que é prolongada durante uns 4 a 6 meses (Lafuente et al., 2012). Co composteiro, entregábase aos usuarios un pequeno manual de compostaxe doméstica que recomendaba compostar todos os biorresiduos, incluíndo os restos de peixe e carne (ADEGA, 2010). Empregando a mesma metodoloxía, ADEGA

coordinou un programa de compostaxe doméstica de aproximadamente 3.000 vivendas en Galiza entre 2002 e 2012 (Soto, 2014).

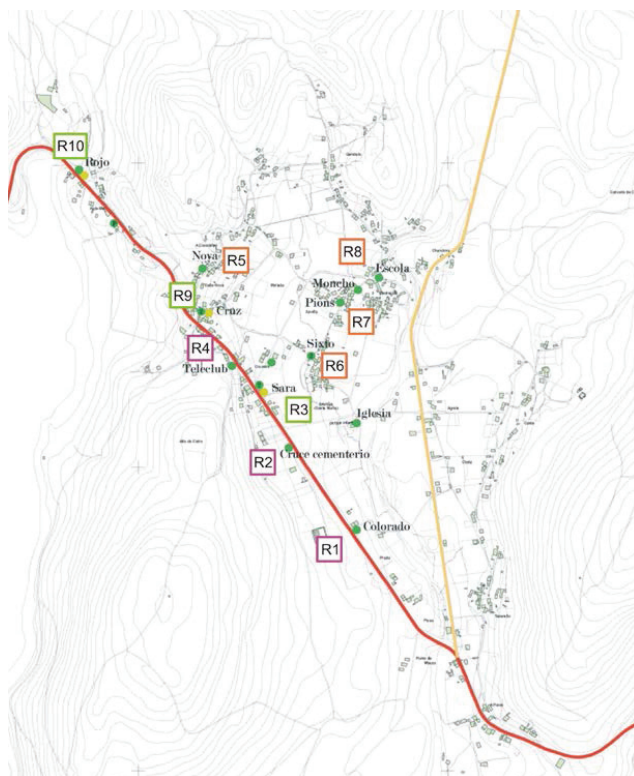


Figura 8-1. Exemplo de área xeográfica na que foi realizado o estudo da eficiencia da compostaxe, mostrándose a localización dos contedores caracterizados.

Táboa 8-1. Características das áreas de compostaxe doméstica nas que se realizou o estudo da eficacia da compostaxe doméstica.

		Vivendas (nº)	Composteiros (nº)	Contedores (nº)	C/V
OROSO	Camiño da Presa	18	11	3	0,61
OROSO	Vilanova	20	8	3	0,40
A LARACHA	Torás	36	13	3	0,36
A LARACHA	Amboade	16	12	3	0,75
A LARACHA	Proame	15	12	3	0,80
CAMARIÑAS	Pedrouzo-Sixto	28	18	4	0,64
CAMARIÑAS	Xaviña 1	12	9	3	0,75
CAMARIÑAS	Xaviña Comercios	18	8	3	0,44
Total	-	163	91	25	0,56

C/V: Ratio composteiros/vivendas ou grao de cobertura de cada programa de compostaxe.

8.3.2 Determinación da eficiencia da compostaxe doméstica na xestión dos residuos orgánicos domésticos

Nunha experiencia preliminar realizáronse tres caracterizacións (ao comenzo, polo medio, e ao final da experiencia) da composición dos residuos en contedores do mesmo ámbito de compostaxe doméstica, co obxectivo de coñecer a situación de partida e a súa variación e evolución tras implantar o programa de autocompostaxe. Os resultados desta experiencia mostraron a necesidade de gañar precisión na definición tanto da situación previa como posterior, polo que decidiuse realizar a caracterización por duplicado en ambos casos. Por outra parte, a caracterización intermedia considerouse de pouca valía, xa que o ritmo de implantación da compostaxe doméstica era en parte imprevisíbel e non aportaba información de interese sobre a evolución temporal.

Así, o procedemento foi o seguinte. Cunha diferenza de entre 2 e 4 semanas realízanse 2 campañas de caracterización dos residuos depositados nos contedores previas á implantación do programa de compostaxe doméstica. Un ano máis tarde, e con máis de 6 meses de implantación dos programas, repítense outras dúas campañas de caracterización, tamén separadas entre sí entre 2 e 4 semanas. Desta forma, a composición dos residuos recollidos determínase na mesma época do ano, para evitar posíbeis interferencias estacionais. En cada contedor clasifícouse o seu contido nas seguintes fraccións:

- Materia orgánica ou fracción húmida (compostábel)
- Resto ou fracción seca (inclúe as fraccións de Papel+cartón, Vidro, Plástico, Metais, Tetrabricks e outros materiais mixtos, Têxtil, Têxtils sanitarios, Residuos domésticos perigosos, Madeira, Cerámica e áridos, Outros)

Cada unha destas fraccións pesouse e determinouse a composición porcentual.

A eficacia do programa avalíouse en función da evolución do contido de materia orgánica nos contedores das áreas definidas na Sección 8.3.1.

Defínese unha eficiencia do 100% como aquela que tería sido obtida se toda a fracción orgánica dos residuos municipais (FORM) das vivendas con composteiro fose destinada a estes. Á esta eficiencia do 100% corresponde unha redución potencial do contido en FORM nos contedores de recollida, é dicir, unha porcentaxe final potencial de fracción orgánica nos contedores (FORM_{fp}, %). O valor de FORM_{fp} obténse da seguinte ecuación:

$$\text{FORM}_{fp} = [\text{FORM}_i - \text{FORM}_i \cdot (C/V)] / [100 - \text{FORM}_i \cdot (C/V)] \cdot 100 \quad \text{Ec. 1}$$

onde FORM_i é a porcentaxe da fracción orgánica inicial nos contedores (antes da implantación do programa) e exprésase en % e C/V a fracción de vivendas dotadas de composteiro no ámbito considerado.

A eficiencia real, á súa vez, defínese como o cociente entre a cantidade de FORM realmente compostada e a cantidade de FORM potencialmente compostábel, tendo en conta a fracción de vivendas dotadas de composteiro. Un balance de masas aplicado á área de xestión conduce á seguinte expresión para a eficiencia (E) do programa de compostaxe doméstica:

$$E (\%) = \frac{[\text{FORM}_i - \text{FORM}_f \cdot (100 - \text{FORM}_i) / (100 - \text{FORM}_f)]}{[\text{FORM}_i - \text{FORM}_{fp} \cdot (100 - \text{FORM}_i) / (100 - \text{FORM}_{fp})]} \cdot 100 \quad \text{Ec. 2}$$

Esta fórmula de cálculo fundaméntase na hipótese de que a cantidade doutros residuos distintos da FORM non se ve afectada pola introdución do programa de compostaxe.

8.3.3 Mostraxe e análises

Determináronse algúns parámetros operacionais tal e como son a temperatura e a humidade, o contido en sólidos volátiles (SV) e a relación carbono/nitróxeno (C/N), o contido en nutrientes, a presenza de materiais impropios e a calidade química do compost en canto ao contido en metais pesados.

A temperatura determinouse *in situ* mediante unha sonda con daga, obtendo o valor máximo de 3 determinacións sucesivas en cada composteiro. A continuación extraeuse unha mostra duns 5 litros de compost representativa da zona de compost máis elaborado (zona inferior do composteiro), evitando restos frescos. Esta mostra recolleuse nun caldeiro de 10 litros e mesturouse ben, desfacendo ou cortando as bolas e trozos de maior tamaño, e eliminando os materiais estruturantes grosos (tal e como son restos de madeiras ou ramas de máis de 5 cm). A partires desta mostra homoxeneizada, recolleuse unha mostra representativa de 0,5 litros que foi introducida nun recipiente hermético de plástico para posteriores análises en laboratorio.

Nos 5 litros da mostra inicial separáronse os materiais definidos como "impropios", que foron introducidos nunha bolsa para a súa pesada no laboratorio. Consideráronse como impropios aqueles materiais presentes no compost que foron identificados como materiais non aconsellados para a compostaxe nas guías de compostaxe empregadas nos programas de compostaxe doméstica. Trátase polo xeral de materiais non biodegradábeis. A porcentaxe de impropios obtense como referencia a eses 5 litros de compost, considerando a mesma densidade e humidade que a obtida na mostra xeral a analizar.

O contido en auga determinouse por secado ata peso constante (entre 24 e 48 horas) en estufa a 90 °C e os SV mediante calcinación a 550 °C. A análise do contido en nitróxeno (N), carbono total (C) e carbono orgánico total (COT) realizouse nun analizador elemental EA1108 (Carlo Erba Instruments) equipado cun mostreador automático AS200. Todas as mostras analizáronse por duplicado. A análise cuantitativa de metais realizouse por triplicado en mostras de 0,5 g (a partires dunha mostra de aproximadamente 100 g, previamente seca e moída para homoxeneización), engadindo 10 ml de HNO₃ cc destilado e quentando ata 175°C durante 10 min, segundo o método US EPA 3051.

Co fin de facilitar a interpretación, os valores relativos dos MP defínense como a relación da concentración do metal na mostra de compost respecto ao límite da regulación (Vázquez et al., 2.015):

$$\text{Concentración relativa MP} = C_i / CA_i \text{ (valor adimensional)}$$

onde C_i é a concentración do metal i na mostra de compost e CA_i é o límite de concentración do metal i para a Clase A na regulación española.

A menos que se indique o contrario foron empregados os valores medios, coa correspondente desviación estándar, para avaliar as características das mostras de compost. Os datos sometéronse á análise unidireccional da varianza (ANOVA). A idoneidade da conexión (regresión lineal por mínimos cadrados) foi avaliada polo cadrado do coeficiente de determinación (R^2) e a probabilidade (p). No seu caso, a exclusión dos valores atípicos indícase no apartado correspondente. As análises estatísticas realizáronse en Microsoft Excel.

8.4 Resultados e discusión

8.4.1 A eficiencia da compostaxe doméstica

Os resultados para a composición dos residuos recollidos nos contedores do servizo municipal antes e despois do inicio dos programas de compostaxe en oito áreas de estudo móstranse na Táboa 8-2, xunto cos datos necesarios para o cálculo da eficiencia.

Táboa 8-2. Eficiencia da compostaxe doméstica en áreas de tres concellos galegos.

Área (concello)	Inicial (kg)	Final (kg)	FORM _i (%)	FORM _f (%)	C/V	FORM _{fp} (%)	E (%)
Camiño da Presa (O)	116,7	82,8	54,1±7.5	32,3±22.4	0,61	31,5	97,6
Vilanova (O)	140,7	141	57,6±2.3	42,2±4.3	0,40	44,9	115,6
Torás (AL)	195,8	98,6	47,6±16.7	36,0±8.3	0,36	36,8	105,8
Amboade (AL)	160,5	124,1	36,1±19.4	29,0±7.1	0,75	12,4	36,9
Proame (AL)	151,8	101,1	31,6±2.2	15,8±10.4	0,80	8,5	74,2
Pedrouzo-Sixto (C)	161,4	178,3	53,0±0.3	37,7±5.0	0,66	27,7	70,2
Xaviña 1 (C)	141,8	92,4	38,7±37.9	26,9±23.5	0,75	13,6	55,6
Xaviña Comercios (C)	95,2	193,2	44,0±20	36,1±13.5	0,45	30,2	62,4
Media	1163,9	1011,5	45,3±9.3	32,0±8.2	0,60	25,7	77,3

O: Oroso, AL: A Laracha, C: Camariñas, i: inicial, f: final, fp: final potencial. FORM_{fp}(%) e E (%) obtidos segundo as ecuacións 1 e 2, respectivamente.

A cantidade total de residuos recollidos pasou de 1164 kg antes da implantación do programa a 1012 kg un ano máis tarde, reducíndose un 13%. Mentres os residuos non orgánicos aumentaron un 8%, os residuos orgánicos recollidos nos contedores reducíronse nun 39%, pasando de 527 kg antes da implantación do programa a 324 kg. A porcentaxe de materia orgánica na situación de partida resultou para o conxunto das áreas de estudo do 45,3% e diminuíu ao 32,0%, o que ofrece unha redución media de 13,3 puntos porcentuais tras a adopción dos programas de compostaxe. De acordo coa táboa 8-2, en todas as áreas de estudo rexistrouse unha redución da porcentaxe da FORM nos contedores variable entre 7 e 22 puntos porcentuais. Unha análise de varianza indica que o contido en materia orgánica nos contedores resultou estatisticamente inferior ($F = 9,2$, $p=0,01$) tras a adopción dos programas.

Por outro lado, na Táboa 8-2 móstranse os valores de FORM_{fp} (%) e E (%) calculados dacordo coas ecuacións 1 e 2, respectivamente. Estes resultados mostran que para unha dotación media do 60% de vivendas con composteiros no conxunto de áreas estudadas, a porcentaxe de FORM nos contedores debería reducirse desde o 45,3% inicial ao 25,7% final. Emporiso, obtívose unha porcentaxe final de FORM nos contedores do 32,0%, traducíndose isto nunha eficiencia media do 77,3%. Esta eficiencia refírese á dotación inicial de composteiros do programa, e reflexa que a utilización dos mesmos foi moi efectiva, tanto pola maioría das vivendas acollidas ao programa como en relación coa compostaxe da maior parte dos residuos fermentábeis.

A partir dos datos da Táboa 8-2 obtéñense diversas correlacións, das cales algunhas móstranse na Figura 8-2. A $FORM_{fp}$ depende unicamente da $FORM_i$ e da relación C/V (Ec. 1). Por tanto, a correlación entre $FORM_{fp}$ e C/V é lineal (R^2 0.831, p 0.002) pero aparece condicionada por diferentes valores de $FORM_i$. (R^2 0.423, p 0.079). Estes coeficientes de regresión indican que a relación C/V determina en maior medida que $FORM_i$ a variación de $FORM_{fp}$. Porén, como veremos a continuación, $FORM_f$ vai depender en maior proporción de $FORM_i$.

Por outra parte, unha eficacia do 100% correlaciónase cunha colaboración completa das vivendas con composteiro, e desta forma, o valor de eficacia mide o grao de colaboración da poboación acollida ao programa de compostaxe. As correlacións da Figura 8-2A mostran que a eficacia aumenta coa porcentaxe inicial de $FORM_i$ (R^2 0.494, p 0.052), o que significa que as vivendas que xeran unha maior proporción de residuos orgánicos fan un uso máis completo do composteiro. Por outra parte, a eficacia diminúe co aumento no grao de cobertura do programa de compostaxe (Figura 8-2B, R^2 0.475, p 0.059).

A mellor correlación para a $FORM_f$ obtense en función da $FORM_i$ (Figura 8-2C, R^2 0.739, p 0.006). Mais a $FORM_f$ tamén varía en función da cobertura do programa, diminuíndo a medida que aumenta C/V (Figura 8-2D, R^2 0.612, p 0.022). Así, unha análise de correlación múltiple indica que $FORM_i$ e C/V determinan o 82% da variación de $FORM_f$.

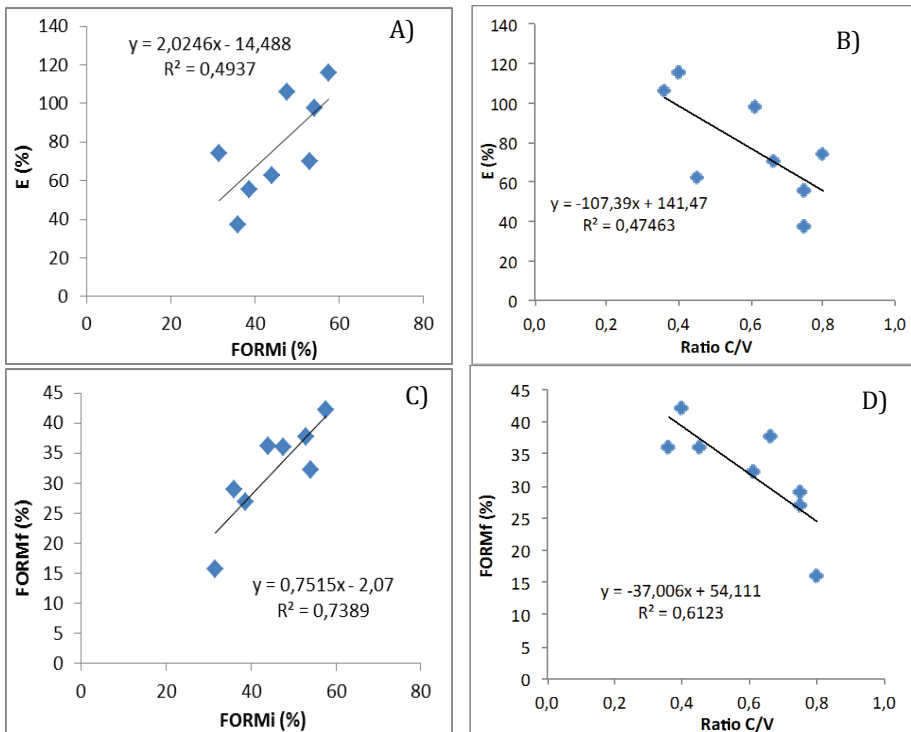


Figura 8-2. Influencia da $FORM_i$ e do grao de cobertura do programa (C/V) na eficacia da compostaxe doméstica e no contido final de FORM nos contedores de recollida de residuos.

8.4.2 Valoración das cantidades de residuos orgánicos xestionadas por compostaxe doméstica

Determinar as cantidades de residuos destinados aos composteiros considérase un aspecto importante para coñecer a función que desempeñan estes sistemas na redución en orixe e xestión de residuos (Puig et al., 2008; Torras, 2010; Resse e Bioteau, 2012). Entre os procedementos para calcular a cantidade de residuos orgánicos tratados están os seguintes:

- A partires da estimación das cantidades de biorresiduos xerados na vivenda: cantidades potenciais.
- A partires do volume de compost obtido, aplicando un coeficiente de conversión de residuos orgánicos domésticos en compost
- A partires dunha serie de variábeis explicativas como o nº de residentes e a superficie de horta ou xardín, e aplicando un modelo matemático (“calculadora da compostaxe”)
- Por pesada dos residuos destinados á compostaxe
- A partires da incidencia real dos programas de autocompostaxe na cantidade dos biorresiduos entregados aos sistemas de recollida (é o método utilizado no presente traballo).

Nalgúns casos, considerouse axeitado atribuír aos programas de compostaxe doméstica un potencial equivalente á xestión de todos estes residuos, é dicir, de 0,5 kg FORM/hab·día como media no caso galego (Xunta, 2011). Non obstante, a alimentación animal, a existencia de esterqueira previa, ou a elevada variabilidade na xeración de residuos da horta e xardín condicionan este valor potencial. ADEGA (de Vega et al., 2004) a partires de tres programas realizados entre 2002 e 2004 cun total de 173 vivendas e 577 persoas implicadas, obtivo que un promedio do 13% da materia orgánica destinábase aos animais, o que reducía a taxa neta de xeración de residuos orgánicos no fogar con destino á autocompostaxe desde os 0,50 aos 0,44 kg por persoa e día. Á parte destes residuos do fogar, destinábanse á compostaxe outros moitos residuos xerados na horta ou xardín, de máis difícil cuantificación. Por outra parte, constatouse nestes primeiros programas que o 62% dos participantes xa tiñan esterqueira ou realizaban algún tipo de autoxestión dos residuos orgánicos.

Cando non todos os residuos da cociña son destinados ao composteiro, sería necesario facer correccións á baixa no modelo anterior de cálculo do potencial da autocompostaxe. Unha opción neste caso é partir do volume de compost obtido (ADT, 2009), multiplicando este pola densidade do compost (densidade media de referencia 0,59 kg/L) e polo factor de perda de masa durante o proceso (factor medio de referencia 3,0). Os composteiros domésticos baléiranse ocasionalmente, unhas poucas veces ao ano, polo que obter o volume de compost producido resulta sinxelo, sendo un dato que pode ser ofrecido polos propios usuarios (ADT, 2009).

Un estudo levado a cabo en Rennes, Francia (Resse e Bioteau, 2012) chegou á conclusión de que pesar os residuos destinados aos composteiros por parte dos propios usuarios e pesar a cantidade de residuos orgánicos recollidos conduce aos mesmos resultados. Estes autores, ademais, non encontraron variabilidade estacional nas cantidades de biorresiduos de cociña producidos, polo que propoñen como un método simple para coñecer a incidencia dos programas de compostaxe doméstico a determinación da cantidade de biorresiduos recollidos para o seu tratamento en planta.

Así, tendo en conta que moitos programas de compostaxe doméstica diríxense a só algunhas tipoloxías de residuos orgánicos, e que os métodos de cuantificación ou estimación varían dun caso a outro, encontráronse as seguintes cifras indicativas das cantidades xestionadas por un composteiro doméstico:

- 69 kg/persoa e ano de residuos de cociña e 147 kg/persoa e ano de restos vexetais (total de 216 kg/persoa e ano) como medias para diferentes programas levados a cabo no Estado español (ADT, 2009).
- 73 kg/persoa e ano de residuos de cociña e 148 kg/persoa e ano de restos vexetais (total de 221 kg/persoa e ano) en programas da Mancomunidad de Pamplona (Compostaenred, 2013).
- 381 ± 151 kg/hab.ano (rango de 90 a 700), dos que un 28% eran residuos de cociña e o resto residuos vexetais de xardín ou horta, tamén no Estado español (Blanco, 2010).
- 40 kg/persoa e ano de residuos de cociña e 80-100 kg/persoa e ano de residuos de xardín ou horta, en Rennes, France (Resse e Bioteau, 2012).
- Segundo Puig et al. (2008), en Catalunya un composteiro xestiona anualmente 231 kg de residuos orgánicos (2 a 4 persoas).
- Mediante vermicompostaxe indicouse que son xestionados arredor do 17% dos residuos orgánicos en Sant Cugat del Vallès, Catalunya, cun potencial máximo do 69% dos residuos orgánicos totais (Compostaenred, 2011).

No presente estudo, determinouse a composición da fracción orgánica nos residuos recollidos, sendo antes da introdución dos programas do 45%, e referida a residuos orgánicos de cociña. A xeración media nos ámbitos estudados estímase en 1 kg/persoa e día (Xunta, 2011). Isto leva a unha xeración de 164 kg FORM/persoa e ano. Determinouse unha eficiencia media do 77% de FORM compostada, o que conduce a 126 kg FORM/persoa e ano efectivamente compostados, ou para unha media de 3 persoas por vivenda, 380 kg FORM/composteiro e ano. Esta cifra é superior á maioría das cifras indicadas máis arriba para residuos orgánicos de cociña. Isto pode explicarse polas indicacións de compostar a totalidade dos residuos orgánicos da vivenda, incluídos residuos de carne e pescado (ADEGA, 2010), o que non é común a outros moitos programas de compostaxe.

Os resultados deste estudo mostran que o contido en materia orgánica nos contedores en áreas cunha elevada cobertura de compostaxe doméstica pode reducirse ata menos do 20% (Figura 8-2D), o que permite utilizar un único contedor de residuos para recoller a fracción seca cun elevado potencial de reciclaxe. Un máximo dun 20% de residuos orgánicos nos contedores de recollida (80% de fracción seca) é un obxectivo de calidade de moitos programas de recollida separada para permitir elevadas porcentaxes de reciclaxe de residuos municipais. Coa consolidación desta alternativa, os custos de recollida, transporte e tratamento do lixo nas áreas rurais veríanse fortemente reducidos.

8.4.3 Características físico-químicas e nutrientes no compost doméstico

Os resultados relativos á calidade físico-química do compost en áreas de compostaxe doméstica dun total de oito concellos galegos preséntanse na Táboa 8-3. A Táboa 8-4 mostra diversas correlacións entre algúns dos parámetros químico-físicos.

O contido medio en materia orgánica, medida como SV, resultou do $48,1\% \pm 19,0\%$, o contido en carbono do $25,1\% \pm 10,7\%$ e o contido en nitróxeno do $2,1\% \pm 1,1\%$ (Táboa 8-3). Estes parámetros (medidos en base seca) aparecen claramente correlacionados entre si (Táboa 8-4). A correlación é máis forte entre C e SV, mentres que o menor valor do coeficiente para a correlación entre os contidos en N e SV débese ao comportamento en tres das áreas, as de A Illa de Arousa e Carballo pola baixa correlación entre N e SV, e a de Camariñas pola maior relación C/N observada neste ámbito. Á súa vez, o carbono orgánico total é practicamente igual ao carbono total ($COT/C = 0,95$;

n=57), aínda que os valores medios na táboa 8-3 están máis distanciados como consecuencia de incluír diferente número de datos. Por outra parte, a relación C/N presenta unha reducida variabilidade (media de 12,8±3,5) e non mostra correlación co contido en SV ou en C, pero si co contido en N (Táboa 8-3), de tal forma que os compost cun maior contido en N presentan relacións C/N máis baixas.

Táboa 8-3. Características fisicoquímicas das mostras de compost de diferentes ámbitos de compostaxe doméstica (media ± desv. standard).

Concello	n ^a	Impropios ^b (%)	Densidade (kg/L)	Humidade (%)	SV ^c (%)	COT ^c (%)	C ^c (%)	N ^c (%)	C/N
A Illa de Arousa	15	0,52 ±0,59	0,44 ±0,10	65,5 ±19,3	67,6 ±10,9	nd	37,8 ±6,4	3,15 ±0,76	12,5 ±2,9
Ames	18	0,24 ±0,38	0,72 ±0,14	66,9 ±7,6	44,2 ±15,5	nd	22,3 ±8,0	1,80 ±0,75	12,8 ±1,8
Ordes	10	0,04 ±0,07	0,61 ±0,21	70,9 ±7,4	58,6 ±15,0	29,5 ±9,6	30,3 ±10,2	3,04 ±1,35	10,3 ±1,9
Carballo	11	0,07 ±0,19	0,79 ±0,20	64,0 ±9,5	36,2 ±12,9	19,7 ±7,0	20,9 ±7,7	1,71 ±0,68	12,0 ±2,5
Oroso	10	0,10 ±0,31	0,82 ±0,21	69,0 ±13,6	46,5 ±22,3	21,5 ±11,2	22,5 ±11,5	2,0 ±1,0	11,7 ±1,9
A Laracha	10	0,48 ±0,63	0,83 ±0,11	69,2 ±11,6	39,2 ±14,8	18,5 ±7,9	19,6 ±8,6	1,6 ±0,8	13,1 ±3,4
Camariñas	10	0,25 ±0,34	0,65 ±0,18	67,8 ±9,6	48,4 ±20,0	22,1 ±10,3	23,4 ±10,2	1,6 ±0,9	16,9 ±6,4
Vilasantar	6	0,05 ±0,08	0,57 ±0,24	53,6 ±17,1	31,5 ±11,7	15,6 ±5,3	17,7 ±4,6	1,4 ±0,8	11,3 ±1,6 ^d
Global									
Número de mostras ^c		81	90	87 ^f	90	57	90	90	89 ^g
Máximo		0,67	1,257	84,4	84,9	42,2	47,2	5,3	29,7
Mínimo		0,00	0,180	47,1	14,9	6,0	6,2	0,2	7,3
Media		0,05	0,676	68,1	48,1	21,5	25,1	2,1	12,8
Desv. Est.		0,11	0,214	9,6	19,0	9,7	10,7	1,1	3,5

^a Número de mostras en cada ámbito, ^b Base húmida, ^c Base seca, ^d n=5, ^e Número de mostras para cada parámetro, ^f excluídas 3 mostras con moi baixo contido en auga (rango 16-23%), ^g excluída unha mostra cunha relación C/N moi elevada (C/N = 88).

SV: Sólidos volátiles (Materia orgánica), COT: Carbono orgánico total, N: Nitróxeno total, C: Carbono total. C/N: Relación carbono/nitróxeno (media das mostras individuais). nd: non determinado.

A humidade rexistrada nas mostras de compost situouse entre normal e elevada. En 7 dos 8 programas a humidade media situouse entre o 65% e o 70%, e en conxunto o 48% das mostras superaron o 70% de humidade. Tres mostras aparecen moi secas (arredor do 20% de humidade) mentres que excluídas estas tres mostras, o valor mínimo resulta dun 47%. Por este motivo, recomendouse revisar a drenaxe dos composteiros e a súa protección fronte ás fortes chuvias. As correlacións da Táboa 8-4 indicáncanos que a humidade aumenta lixeiramente tanto co contido en materia orgánica como en N do compost até valores do 50% SV e 1,5% N, para manterse constante a valores máis elevados. Polo contrario, a densidade varía en sentido contrario, reducíndose a medida que aumenta o contido en materia orgánica, aínda que faino de forma menos acusada que a humidade.

Táboa 8-4. Correlación entre algunhas características físicoquímicas do compost doméstico

y	X	Correlación	R ² (p)	n
C(%)	SV (%)	$y = 0,516x + 0,34$	0,845 (0.00)	90
N(%)	SV (%)	$y = 0,0461x - 0,13$	0,647 (0.00)	90
N(%)	C (%)	$y = 0,0868x - 0,09$	0,721 (0.00)	90
C/N	SV (%)	$y = -0,0228x + 13,9$	0,015 (0.26)	89
C/N	N (%)	$y = -1,57x + 16,1$	0,231 (0.00)	89
COT (%)	C (%)	$y = 0,972x - 0,56$	0,981 (0.00)	57
H ₂ O(%)	SV (%)	$y = 17,04 \ln(x) + 3,8$	0,633 (0.00)	87
H ₂ O(%)	N (%)	$y = 10,622\ln(x) + 62,1$	0,448 (0.00)	87
H ₂ O(%)	Densidade (kg/L)	$y = -12,32x + 76,6$	0,069 (0.014)	87
Densidade (kg/L)	SV (%)	$y = -0,0067x + 1,0$	0,357 (0.00)	90

R²: coeficiente de correlación, p: probabilidade, n: número de datos incluídos na correlación (ver notas ¹ e ² no pé da Táboa 8-3).

En contra do que podería esperarse, a relación entre densidade e humidade é feble, aínda que significativa, con valores de humidade lixeiramente inferiores a elevadas densidades. Así, valores máis elevados de densidade correspóndense con maiores contidos e materia mineral e menor retención de auga.

A relación C/N sitúase polo xeral no rango de 10-15, indicativa dun proceso avanzado de compostaxe e dunha boa retención do contido en nitróxeno, o que favorece a conservación do nitróxeno como nutriente e garante un elevado valor fertilizante. Diversos autores fan uso da relación C/N como un índice de estabilización da materia orgánica, considerando que un compost está suficientemente estabilizado cando a relación C/N é inferior a 12 (Iglesias et al., 2008). Porén, debe terse en conta que os materiais iniciais utilizados inflúen no valor final da relación C/N, polo que este valor non é un índice universal de estabilidade.

En catro das áreas de compostaxe (Oroso, A Laracha, Camariñas e Vilasantar, Táboa 8-5, n=36) determinouse o contido en diferentes elementos nutrientes. Os valores medios para estes programas foron do 1,65%±0,88% en nitróxeno, do 0,61%±0,42% en fósforo e do 2,53%±1,64% en potasio. Os contidos en nutrientes mostraron cantidades medias non moi elevadas pero suficientes en N e P₂O₅, e máis elevada en K₂O. Existen marcadas diferenzas entre as mostras analizadas dentro de cada ámbito, debido probablemente á variabilidade na composición dos residuos utilizados, variabilidade que se reduce fortemente para os valores medios dun a outro ámbito.

As correlación existente entre o contido en N e os contidos en SV, C e H₂O foron presentadas arriba (Táboa 8-4). Correlacións positivas encontráronse tamén entre o contido en P, K e Ca e o contido en SV, C e H₂O (R² 0,10-0,4; p<0,05), aumentando a medida que aumentaba o contido en SV, C e H₂O (datos non mostrados). Pola contra, o contido en Mg presentou unha correlación negativa (R² 0,11-0,16; p<0,05) co contido en SV e en C, diminuindo a medida que se incrementaba o contido en SV e C, e unha correlación positiva coa densidade (R² 0,16, p 0,02), pero non coa auga. Pola súa banda, a densidade non influíu no contido en N, P, K e Ca. En resumo, o contido en N, P, K e Ca aumentou ao aumentar a materia orgánica e a capacidade de retención de auga, mentres o contido en Mg aumentou ao aumentar a fracción mineral e a densidade do compost. Os resultados indican, ademais, que un contido elevado ou moi elevado de auga, de até máis do 80%, non empobrecen o contido en nutrientes do compost.

Táboa 8-5. Concentración^a en N, P e K no compost dalgunhas áreas de compostaxe doméstica

	Oroso	A Laracha	Camariñas	Vilasantar	Total
n	10	10	10	6	36
N	1,96 (52,8)	1,59 (50,7)	1,56 (58,5)	1,39 (54,4)	1,65 (53,3) (14,8) ^b
P	0,50 (47,6)	0,60 (45,4)	0,48 (71,4)	1,02 (73,5)	0,61 (69,8) (38,4) ^b
K	2,75 (52,3)	2,93 (72,8)	2,27 (63,9)	1,94 (75,6)	2,53 (64,8) (18,3) ^b
Mg	0,67 (24,1)	0,75 (32,3)	0,73 (87,8)	0,79 (80,7)	0,73 (59,6) (7,0) ^b
Ca	2,02 (67,2)	3,53 (58,8)	4,49 (109,7)	5,50 (151,5)	3,70 (118,6) (38,2) ^b

^a Valores medios (%) e coeficiente de variación (%), entre paréntese). ^b Coeficiente de variación para as medias dos distintos programas.

A información sobre a composición química do compost doméstico é moi escasa. No ámbito español, *Amigos de la Tierra* (ADT, 2009) informa de contidos típicos en nitróxeno total inferiores ao 0,5% e valores máximos do 0,75%, mentres o contido medio en fósforo foi do 0,4% e en potasio do 1,1%. O baixo contido en nitróxeno pode deberse á exclusión da compostaxe dos residuos de carne e pescado e baixo peso dos residuos orgánicos de cociña sobre os residuos totais compostados. No presente estudo obtivéronse concentracións nestes elementos nutrientes (Táboa 8-5) que duplican ou triplican as indicadas por ADT (2009).

O contido de nutrientes (N, P e K) situouse no rango de valores reportados previamente no campo dos programas de compostaxe doméstica doutros países (Smith e Jasim, 2009; Faverial e Sierra, 2014). O contido de fósforo é similar ou algo superior ao atopado noutros composts industriais (0,3-0,67% do fósforo total para compost a partires de calquera tipo de residuos sólidos urbanos, residuos de cociña, residuos verdes, palla e residuos de froitas e verduras, segundo o indicado por Wei et al. [2015]) e en compost domésticos (estando estes últimos no rango 0,24-0,7% ms tal e como indican Smith e Jasim (2009), Andersen et al. (2012) e Kanchanawong e Suriyanon [2011]). Con respecto ao K, Mg e Ca, os valores das concentracións recollidas na Táboa 8-5 resultaron superiores aos reportados por Vázquez et al. (2015) para compost a partires de varias fontes de compostaxe descentralizada.

8.4.4 Metais pesados no compost doméstico

A Figura 8-3 resume os resultados da análise de metais pesados nun total de 90 mostras de compost doméstico pertencentes a oito concellos galegos. O contido en MP foi primeiramente analizado en relación aos límites de calidade para o seu uso agrícola segundo a normativa española en vigor (BOE, 2013) e que afectan ao contido máximo en sete metais (Hg, Cd, Pb, Cr, Ni, Cu e Zn) establecido en tres clase: Clase A, Clase B e Clase C.

Os límites de MP para compost clase A na lexislación española son máis estritos que os da Clase 1 para compost da Directiva de biorresiduos (segundo proxecto) e similar aos límites para agricultura orgánica (Vázquez et al., 2015). Comparando cos valores límite de metais pesados para unha selección de países da UE con estritas calidades de compost como son Austria, Dinamarca, Alemaña e Países Baixos (Andersen et al., 2012), o estándar español para a Clase A é un indicador de calidade esixente e pode utilizarse como indicador de referencia para a calidade. Por outro lado, un uso agrícola ilimitado ou preto a ilimitado do compost (ata 30 toneladas ms por hectárea

e ano) permítese para a Clase B española e a Clase 2 europea, respectivamente. Os límites para a concentración de MP na Clase B e na Clase 2 son entre 2 e 4,3 veces superiores aos límites da Clase A, dependendo do metal pesado considerado. A Clase C española para o compost, con niveis superiores de MP que oscilan entre 4 e 6,3 veces a Clase A, tamén está permitida para uso agrícola, pero con doses reducidas a 5 toneladas ms por hectárea e ano (Vázquez et al., 2015).

Como primeiro paso na análise dos datos do contido en metais pesados, identificamos todas aquelas mostras cunha concentración nalgún dos elementos superior ao valor da Clase C. En 5 das 90 mostras, algún MP superaba os valores da Clase C. Estes valores aparecen representados de forma específica na Figura 8-3 como “anómalos”, polo que foron excluídos para a obtención dos restantes parámetros estatísticos mostrados na Figura 8-3 (media, desviación estándar, máximo e mínimo). Estas mostras contaminadas apareceron en Ordes (2 mostras) e en Oroso, Camariñas e Vilasantar (unha en cada caso), mentres que nos concellos de Ames, A Illa de Arousa, Carballo e A Laracha ningunha das mostras analizadas presentou contaminación apreciable. Excepto para a mostra Ordes 4, que mostrou moi elevados contidos en Hg (23 veces o nivel da Clase C) e en Pb (13 veces o nivel da Clase C), o resto de mostras contaminadas superaron os niveis da Clase C nun factor moderado, entre 1,0 e 3,6 veces o nivel da Clase C.

Nestas mostras, a contaminación afectou a Hg e Pb (Ordes), Pb e Zn (Camariñas), Cd e Zn (Oroso), e a Cd, Pb, Cr, Cu e Zn (Vilasantar). Por tanto, no caso de Vilasantar, a contaminación foi máis xeneralizada, e tamén se rexistrou un valor anormalmente elevado para As nesta localidade (Figura 8-3), se ben para este elemento non hai límite establecido na normativa sobre compost. .

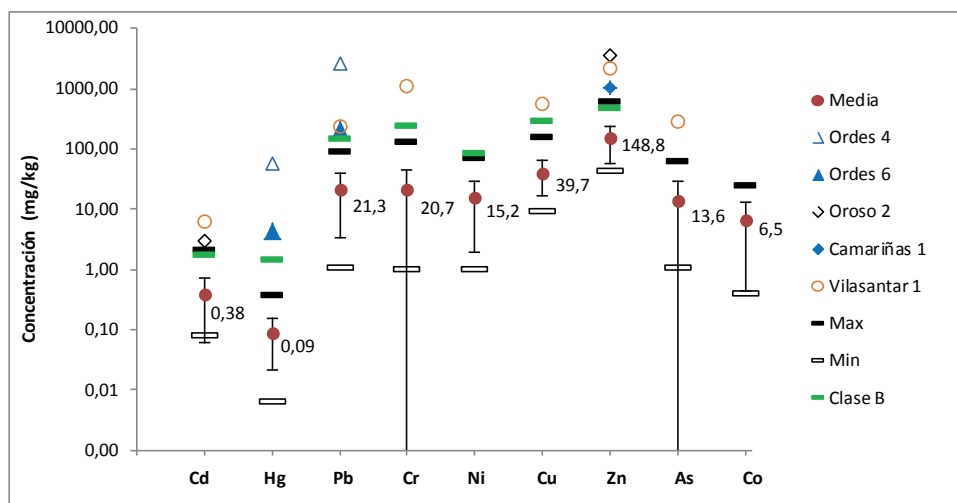


Figura 8-3. Concentración de metais pesados en mostras (n=90) de compost de compostaxe doméstica en concellos galegos. Danse os valores medios (símbolo e valor numérico), a desviación estándar, o máximo e o mínimo para n = 87-90, excluídos os valores anormalmente elevados (> Clase C) e especificados no gráfico. Indícase así mesmo o límite para compost Clase B do RD 506/2013 (BOE, 2013).

Excluídos os valores anómalos indicados, na Figura 8-3 represéntase os valores medios xunto cos rangos de variación estándar, os valores máximo e mínimo, e o límite para a Clase B. Tanto os valores medios como os rangos de variación estándar estiveron en todos os casos por debaixo do

límite da Clase B, e tamén os valores máximos, coa única excepción de dúas mostras (Cd nunha e Zn noutra), que ofreceron valores máximos lixeiramente superiores á límite da Clase B. Considerando que a Clase B establece o límite en metais pesados para uso agrícola do compost sen restricións, estes datos indican que o 94% das mostras corresponden a un compost axeitado para o seu uso agrícola, no que se refire ao contido en metais pesados.

Os valores medios para o conxunto de mostras, excluídos os casos anómalos, son tamén inferiores aos límites establecidos pola Clase A. Co obxectivo de analizar en máis detalle a calidade do compost doméstico en relación a Clase A, na Figura 8-4 represéntanse para cada área de compostaxe os valores medios relativo (contido en cada metal dividido polo respectivo límite da Clase A) e as desviacións estándar asociadas. Os valores medios en 8 das 9 áreas son inferiores ao límite para a Clase A. A excepción deuse no caso de Vilasantar, onde o contido en Ni e Zn superou este limiar. Así, o contido en metais pesados foi máis elevado en Vilasantar (concentración media relativa á Clase A de 1,0), seguido de Carballo (0,8), e finalmente do resto de áreas (0,3-0,5). Globalmente, considerando todas as áreas e os 7 metais regulados pola normativa, o contido medio resultou do 54% do valor límite para a Clase A. A presenza relativa ao limiar da Clase A para os diferentes elementos aparece na seguinte orde decrecente: Zn (0,84), Ni (0,69), Cu (0,60), Cd (0,56), Pb (0,53), Cr (0,35) e Hg (0,22). Por tanto, é máis fácil que o compost doméstico poida superar o limiar da Clase A en Zn, Ni e Cu, e menos probable que o supere en Cr e Hg. Unha maduración avanzada do compost implica unha redución adicional da masa total e un incremento da concentración de metais, polo que as concentracións de Zn, Ni e Cu facilmente poden chegar a superar os limiares da Clase A. Pola contra, concentracións elevadas de Cr ou Hg poderían ser indicativas de fontes de contaminación accidental e allea ao proceso e aos materiais indicados para compostar. O Pb e o Cd quedan nunha situación intermedia e valores elevados de Cd poden deberse tanto a fontes de contaminación accidental como ao propio contido en Cd dos residuos de comida, como se ten atopado previamente en compost de residuos de comedor universitario (Vázquez et al., 2015). Como casos singulares a salientar, apareceron valores relativamente elevados de Cd en A Illa e de Ni en Oroso, e valores claramente baixos de Ni en A Illa, de Hg en 3 áreas e de Cr noutras 4 áreas (Figura 8-4).

Atopáronse correlacións positivas entre todos os metais, mais con diferentes niveis de correlación e probabilidade estatística. Cr, Ni e Co aparecen fortemente correlacionados entre si (R^2 0,77-0,86, p 0,000), seguidos do Cu con estes tres metais e tamén co Zn (R^2 0,25-0,40; p 0,000), existindo por último unha correlación significativa pero feble entre os restantes pares de metais (R^2 0,15-0,25; $p < 0,01$), agás para Hg e Cd. O Hg só correlaciona co Pb (R^2 0,12; $p < 0,01$) e o Cd con Cu e Zn (R^2 0,19-0,27, $p < 0,01$). Por outra banda, o contido na maioría dos metais (Cr, Ni, Co, Pb, As) diminúe co incremento no contido en materia orgánica (SV, N, C, COT) (R^2 0,20-0,36; p 0,000) e aumenta coa densidade (R^2 0,07-0,17, $p < 0,015$). O Cu e o Hg presentan unha correlación máis feble co contido en materia orgánica (R^2 0,05-0,1; $p < 0,05$) pero non coa densidade ($p > 0,05$) e o Cd e o Zn non correlacionan con ningunha destas variables ($p > 0,05$).

En resumo, hai cinco metais (Ni, Co, Cr, Cu e As) que mostran correlación positiva entre si e negativa co contido en materia orgánica, á vez que son os metais que presentan menos casos de contaminación elevada (3 casos, Figura 8-3). O Pb presenta un nivel inferior de correlación e un maior número de casos de forte contaminación (3 casos), e por último, Hg, Cd e Zn, con 7 casos de contaminación forte, carecen de correlación entre eles e coa maioría dos outros metais, e tampouco presentan correlación co contido en materia orgánica.

Aínda que estas mostras contaminadas son menos do 6% do número total de mostras analizadas, a súa presenza é indicativa da necesidade de sensibilización e información ambiental para a

poboación rural. Nalgúns casos identificouse a causa da contaminación. No caso das mostras Ordes 4 e Ordes 6, contaminadas con Hg e Pb (Figura 8-3), botáranse aos composteiros restos de herba manchados con pintura. No caso de Vilasantar, a orixe da contaminación estaba na queima de madeiras tratadas con creosota, procedentes do desmantelamento de vías férreas, xa que as cinzas destas madeiras estaban sendo engadidas ao compost. Esta contaminación incorporaría tamén hidrocarburos poliaromáticos e outros contaminantes. A presenza desta contaminación non se debe á práctica da compostaxe doméstica, xa que en ausencia desta estaría igualmente presente no ámbito da vivenda ou da explotación. Desta forma, a práctica da compostaxe debe considerarse como unha oportunidade para erradicar situacións deste tipo.

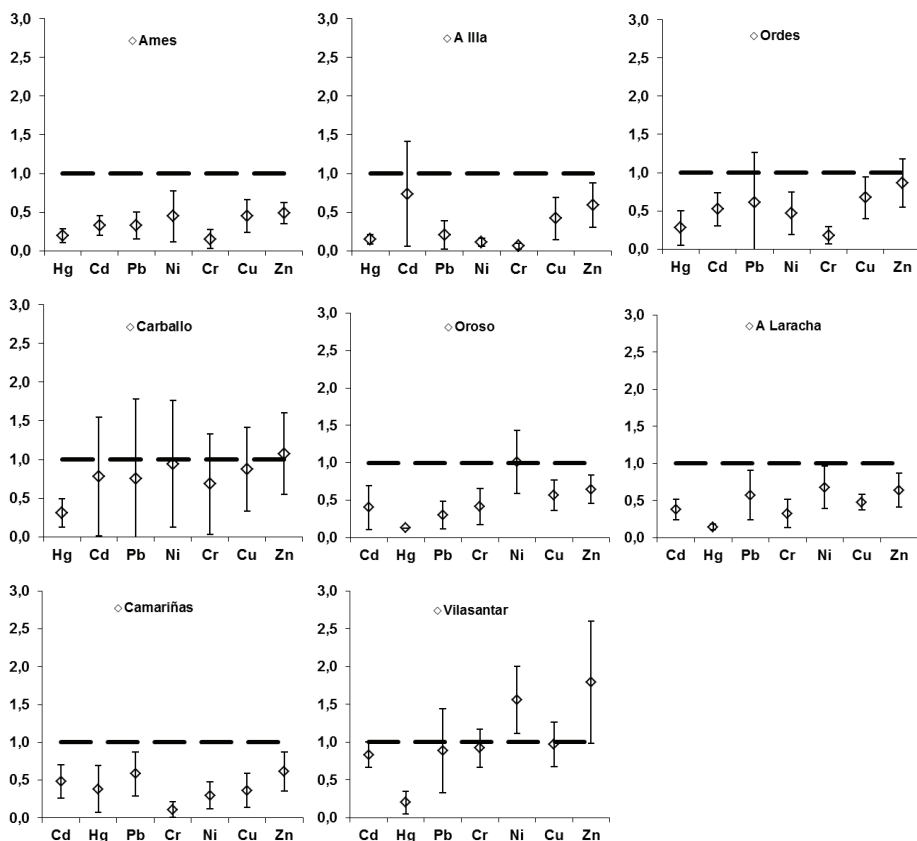


Figura 8-4. Concentración media de metais pesados en mostras de compost de oito programas de compostaxe doméstica en concellos galegos. Danse os valores medios e a desviación estándar, en valores relativos (cociente) ao límite para compost Clase A do RD 506/2013 (BOE, 2013), e comparación cos límites de Clase A (valor relativo =1). Excluíronse dos datos as 5 mostras máis contaminadas (2 en Ordes, 1 en Oroso, 1 en Camariñas, 1 en Vilasantar) (número total de datos n = 85, de 90 mostras). O número de mostras en cada programa indícase na Táboa 8-3.

O contido en MP é similar ao encontrado noutros programas de compostaxe doméstica, aínda que a información dispoñíbel é escasa. Mentres que algúns autores atoparon similares concentracións baixas en metais pesados (Martínez-Blanco et al., 2010; Andersen et al., 2012), noutros casos reportáronse concentracións máis altas (Soto, 2014). Nalgúns programas de compostaxe doméstica

no Estado español, o compost clasificábase nas clases B ou C con excepcións debidas ao Hg, Cd ou Pb (ADT, 2009), acadándose nalgúns programas un 40-75% de casos con clase A (Blanco, 2010; Aguirre et al., 2010, Artola, 2012, Vázquez et al., 2015). Segundo Smith (2009), o compost obtido a partires de residuos segregados en orixe presenta en xeral concentracións entre 2 e 10 veces inferiores ás do compost obtido por separación mecánica en destino, polo que a compostaxe doméstica presenta os niveis de contaminación máis baixos. Porén, o compost doméstico pode superar os límites máis esixentes cando son engadidos aos composteiros papeis impresos, algo que recomandan certos manuais de operación (Smith, 2009). A contaminación previa do solo ten sido outro factor de contaminación do compost doméstico (Aguirre et al., 2010).

No presente estudo encontráronse 5 mostras fortemente contaminadas por metais pesados, dun total de 90 mostras analizadas. Excluídas estas mostras, os valores medios en 8 dos 9 ámbitos estudados ofreceron calidade A, mentres o restante ofreceu calidade B. Sendo o presente un dos estudos máis extensos en canto ao número de mostras, conclúese que a calidade do compost producido en ámbitos de compostaxe doméstica é xeralmente elevada, compatíbel cos requirimentos da agricultura ecolóxica, aínda que poden existir casos puntuais de contaminación causada por factores alleos á práctica da compostaxe. Globalmente, tanto as características xerais do compost (Táboa 8-3) como o seu contido en metais pesados (Figura 8-3) poñen de manifesto que a operación e manexo dos composteiros era en xeral correcta, xa que se obtivo unha baixa porcentaxe de improprios, inferior ao 0,7%, e un baixo contido en metais pesados na maioría das mostras, ambos factores indicativos dunha excelente separación de residuos en orixe.

8.5 Conclusións

A compostaxe doméstica é unha prometedora ruta, eficiente e sustentábel, para a xestión municipal descentralizada dos residuos orgánicos. Neste estudo infórmase das características químicas do compost producido, así como da eficiencia ou taxa de composteiros empregados nas áreas de oito concellos galegos que adoptaron programas de compostaxe doméstica. 90 composteiros, dun total de 880 empregados nestas áreas, foron seleccionados para levar a cabo este estudo. O contido medio en materia orgánica resultou nun $48\% \pm 19\%$ SV, o contido de carbono en $25\% \pm 11\%$ e o contido en nitróxeno de $2,1\% \pm 1,1\%$. A relación C/N está polo xeral no rango de 10-15, o que indica un proceso avanzado de compostaxe e unha boa retención do contido de nitróxeno, feito que favorece a conservación do nitróxeno coma nutriente e asegura un alto poder fertilizante. Ademais, o contido noutros nutrientes como P e K foi algo maior aos previamente reportados para varios tipos de compost. Unha alta porcentaxe das mostras presentou a calidade máis alta do compost (Clase A, uso compatíbel coa agricultura ecolóxica), mentres que o 95% tiña canto menos calidade B (agricultura convencional) e só o 5% das mostras presentaron contaminación con metais pesados. A presenza de mostras altamente contaminadas non se pode atribuír á práctica da compostaxe doméstica, xa que as fontes de contaminación xa estaban presentes no ámbito da vivenda ou da explotación, polo que a promoción da compostaxe doméstica móstrase como unha oportunidade para erradicar estas situacións, a través das tarefas de educación e concienciación medioambiental que a acompañan. En xeral, estes resultados indican unha operación e manexo correcto dos composteiros e unha excelente separación de residuos en orixe, xa que a porcentaxe de materiais improprios estaba por debaixo do 0,7%, cun valor promedio do 0,05%. Acadouose unha eficiencia promedio do 77% da FORM compostada nas vivendas provistas con composteiros, o que corresponde a unha taxa de 126 kg FORM por persoa e ano. Este alto valor pode ser consecuencia da recomendación para compostar toda a fracción de residuos orgánicos, incluídos os restos de carne e pescado. A eficiencia da compostaxe doméstica foi maior nos fogares que xeran unha maior

proporción de residuos orgánicos, e diminuíu co grao de cobertura dos programas de compostaxe. A pesares disto, os resultados deste estudo amosan que o contido en materia orgánica nos contedores en áreas dotadas de compostaxe doméstica pode reducirse ata menos do 20%, o que permite utilizar un único contedor de residuos para recoller a fracción seca cun elevado potencial de reciclaxe e redución do custo de recollida, transporte e tratamento.

8.6 Referencias

- ADEGA, 2010. Manual de compostaxe caseira. Available from: http://adega.gal/web/media/documentos/manual_compostaxe.pdf (last access: 22/10/2015)
- Adhikari, B.K., Trémier, A., Martínez, J., Barrington, S., 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Manage. Res.* 28, 1039-1053.
- ADT (2009). Experiencias realizadas 2004-2008. Manual de Compostaje. Amigos de la Tierra. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. Available from: http://www.magrama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Manual_de_compostaje_experiencias_realizadas_2011_PAGINAS_25-120_tcm7-181451.pdf (last access: 15/10/2015).
- Aguirre, A., Ansorena, J., Gundín, A., 2010. La red de compostaje doméstico de Gipuzkoa. *Proceedings of II Jornadas de la Red Española de Compostaje*, Universidad de Burgos, Universidad de Valladolid, Burgos-Palencia, 1-3 Jun.
- Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2012. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Manage.* 32, 31–40.
- Artola, A., 2012. Analítica del compost: escolar, comunitario, casero. Universidad Autónoma de Barcelona. *Proceedings of II Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario*. Composta en Red, Barcelona, 15 de mayo de 2012. Available from: http://compostaenred.org/proyectos/JonadasBarcelona2012/presentaciones/ZW-XFont_raquelUAB.pdf (last access: 25/10/2015).
- Blanco, B., 2010. Conclusiones de la experiencia en compostaje doméstico en distintos territorios. Programa de compostaje doméstico del PNIR. *Proceedings of Congreso Internacional "Suelos y Materia Orgánica: Entre la Directiva y la Nueva Ley"*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León, European Compost Network (ECN), Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos. Valladolid, 17-18 November.
- BOE, 2013. Real Decreto 506/2013, del 10 de julio, sobre productos fertilizantes. Available from: http://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2013-7540 (last access: 15/05/2015).
- Chan, Y.C., Sinha, R.K., Wang, W., 2011. Emission of greenhouse gases from home aerobic composting, anaerobic digestion and vermicomposting of household wastes in Brisbane (Australia). *Waste Manag. Res.* 29(5), 540-548.
- Compostaenred, 2013. Boletín trimestral de la Red Estatal de Entidades por el Compostaje Doméstico y Comunitario nº 12. Available from: <http://www.compostaenred.org/> (last access: 25/10/2015).
- Compostaenred, 2011. Boletín trimestral de la Red Estatal de Entidades por el Compostaje Doméstico y Comunitario nº 6. Available from: <http://www.compostaenred.org/> (last access: 25/10/2015).
- de Vega, C., Pérez, R., Rodríguez, V., Villaverde, X.M., Soto, M., 2004. Xestión sustentábel de residuos orgánicos: a experiencia en Galiza. *Proceedings of II Congreso Internacional de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*. Santiago de Compostela, 22-24 September, pp. 1623-1635.
- Faverial, J., Sierra, J., 2014. Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). *J. Clean. Prod.* 83, 238-244.

- Iglesias-Jiménez, E., Barral-Silva, M.T., Marhuenda-Egea, F.C., 2008. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. In: Moreno, J., Moral, R. (ed), *Compostaje*. Mundi-Prensa, Madrid, pp 243-283.
- Karnchanawong, S., Suriyanon, N., 2011. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. *Resour. Conserv. Recy.* 55, 548–553.
- Lafuente, M., Pérez, R., Soto, M., 2012. Dez anos de compostaxe caseira e un ano de compostaxe comunitaria. In: *Simón, X. e Copena, D. (Coord.). Proceedings of IV congreso internacional de Agroecoloxía e Agricultura Ecolóxica. Iniciativas agroecolóxicas innovadoras para a transformación dos espazos rurais*. Vigo 21-23 Juin 2012. Ed. Grupo de Investigación en Economía Ecolóxica e Agroecoloxía, Universidade de Vigo, pp. 1335-1347. (Available from: http://economiaecoloxica.webs.uvigo.es/docs/6/libro_do_iv_congreso_de_agroecoloxia.pdf, last access: 25/10/2015).
- Lleó, T., Albacete, E., Barrena, R., Font, X., Artola, A., Sánchez, A., 2013. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *J. Clean. Prod.* 47, 70-76. doi: 10.1016/j.jclepro.2012.08.011.
- Martínez-Blanco, J., Colón, J., Gabarrell, X., Font, X., Sánchez, A., Artola, A., Rieradevall, J., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Manage.* 30, 983–994.
- Puig, I., Freire, J., Rodrigo, J., 2008. Estudio del compostaje doméstico en Cataluña. Ent, environment and management. Barcelona (Available from: [http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20\(FORM%20-%20FV\)/Jornades.%20estudis%20i%20enllacos/calculadora_es.pdf](http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20(FORM%20-%20FV)/Jornades.%20estudis%20i%20enllacos/calculadora_es.pdf), last access: 25/10/2015).
- Resse, A., Bioteau, T., 2012. Impact of individual home-composting on the quantities of MSW collected. Irstea Rennes. Rennes Cedex, France. Available from: http://www.miniwaste.eu/mediastore/fckEditor/file/Report_Individual%20Composting.pdf (last access: 24/10/2015).
- Scheromm, P., 2015. Motivations and practices of gardeners in urban collective gardens: The case of Montpellier. *Urban For Urban Gree* 14(3), 735–742. doi: 10.1016/j.ufug.2015.02.007.
- Smith, S.R., 2009. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environ. Int.* 35, 142–156.
- Smith, S.R., Jasim, S., 2009. Small-scale home composting of biodegradable household waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. *Waste Manag. Res.* 27, 941-950. doi: 10.1177/0734242X09103828.
- Soto, M., 2014. Formas de autogestión de la fracción orgánica de los residuos urbanos: vermicompostaje y compostaje doméstico o comunitario. In: Sánchez A. et al. (Eds), *De residuo a recurso: El camino hacia la sostenibilidad* (Vol. 1.4: Residuos urbanos). Mundi-Prensa, Madrid, pp 257-292.
- Torras, A., 2010. Situación del compostaje doméstico y comunitario en el Estado Español. Primera fase 2010. I Seminario sobre Compostaje Doméstico y Comunitario. Composta en Red, Pamplona, 21 de octubre de 2010. En <http://compostaenred.org/proyectos/JonadasNavarra2010/Ponencias/ATorras.pdf> (last access: 25/10/2015).
- Vázquez, M.A., Sen, R., Soto, M., 2015. Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes. *Bioresour. Technol.* 198, 520–532.
- Wei, Y., Zhao, Y., Xi, B., Wei, Z., Li, X., Cao, Z., 2015. Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources. *Bioresour. Technol.* 189, 349-356.
- Xunta, 2011. Plan de xestión de residuos urbanos de Galicia (PXRUG) 2010-2020. Consellaría de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela. Available from: <http://sirga.cmati.xunta.es/plans-programas-e-normativa-relacionada> (last access: 25/10/2015).

Capítulo 9

Compostaxe descentralizada de residuos de comedor

en centros universitarios

9. Compostaxe descentralizada de residuos de comedor en centros universitarios

9.1 Resumo

A xeración de residuos orgánicos de comedor universitario (ROCU) nos centros da Universidade da Coruña (UDC) pode variar entre os 6 e os 100 kg/d de promedio en cada un deles. Por outra parte, os servizos de xardinería do campus xeran cantidades aínda superiores de restos vexetais (FrV), incluíndo restos de poda que unha vez triturados serven como estruturante para o proceso de compostaxe.

No primeiro semestre de 2011 levouse a cabo un proxecto co obxectivo de desenvolver unha tecnoloxía acaída ás necesidades do ámbito da UDC que fose viábel desde os diferentes puntos de vista loxístico, económico e ambiental. Optouse pola compostaxe descentralizada, dispoñendo de pequenos composteiros estáticos de tipo doméstico para os centros de menor xeración (ata 20 kg ROCU/d), incluíndo unha primeira etapa nun composteiro dinámico pechado e mecanizado (CAMP) para os centros de maior xeración (ata os 100 kg ROCU/d). O composteiro dinámico foi deseñado e construído especificamente para esta aplicación, e as súas características foron obxecto de mellora e optimización ao longo do estudo.

O proxecto levouse a cabo como experiencia piloto en dous centros da UDC, a Facultade de Filoloxía (FF) e a Escola Técnica Superior de Arquitectura (ETSA), nos que se tratou a totalidade dos residuos orgánicos desde decembro de 2010 a xullo de 2011 (aprox. 3.000 kg). No primeiro caso, a fase termofílica exténdese ao longo de 3-4 meses, mentres que no segundo caso o CAMP reduce este tempo a 6-8 semanas. Deste xeito, a maduración completa (clase V) conséguese tras uns 4 meses en composteiros estáticos e tras 2 meses no caso de empregar o CAMP como primeira etapa, sempre que se manteñan as condicións axeitadas de humidade. A concentración de osíxeno situouse entre o 9% e o 17% no CAMP e por riba do 18% nos composteiros estáticos. A calidade química do compost producido é compatíbel coa clase A do RD 506/2013 e a relación C/N situouse na franxa de 9-14 en función da relación ROCU:FrV. A recollida selectiva en orixe presentou unha calidade moi satisfactoria.

9.2 Introducción

A elaboración de compost de calidade a partir de residuos e outros materiais orgánicos recollidos de forma separada converteuse nun importante obxectivo para a xestión sustentábel dos residuos e a conservación dos solos. A incorporación de materia orgánica aos solos favorece a fertilidade, almacena carbono, limita a erosión, favorece unha mellor retención de auga e facilita as tarefas agrícolas (Díaz-Fierros, 1999; Domínguez, 2006).

O nivel óptimo de materia orgánica nos solos situaríase por riba do 6%, mentres o 28% da superficie útil galega presenta un contido inferior a este valor, e incluso un 10% da superficie (unhas 90.000 ha) presentan menos do 4% de materia orgánica. Os solos máis pobres correspóndense con aqueles adicados á agricultura sen gandeiría, como por exemplo as áreas vitivinícolas. Ademais, os solos que non reciben aportes de materia orgánica continúan o proceso de perda do seu contido orgánico ao ritmo dun 1% anual. Deste xeito, pódese falar con propiedade dos déficits de materia orgánica nos solos galegos. Estes déficits estimáronse nunhas 3.631.000 t de materia orgánica cando é tomada como referencia o nivel do 4%, e dunhas 13.918.000 t cando a referencia é o 6%.

Na Galiza leváronse a cabo estudos da aplicación de compost a diferentes cultivos (Lorenzo e Soto, 2002; Domínguez, 2003). Estes estudos demostraron como o compost modificou as propiedades tanto físicas como químicas e biolóxicas dos solos nos que se aplica, rexistrándose un incremento da humidade e porosidade total, unha diminución da densidade aparente e da perda de solo ante a acción da chuvia, e incrementos do pH, do carbono e da materia orgánica total, das formas de nitróxeno amoniacal e inorgánico, e unha mellora das propiedades biolóxicas tal e como son a actividade enzimática e a biomasa microbiana. Aínda que a sobrefertilización dos solos que actualmente se rexistra dificulta a percepción do poder fertilizante do compost, tanto as experiencias realizadas na Galiza como noutras localidades (González-Ferreira, 2001) teñen indicado incrementos nas colleitas.

O campus de Elviña-A Zapateira da Universidade da Coruña (UDC) sitúase nos límites da actual cidade de A Coruña, e conta no seu interior con zonas agrícolas que aínda manteñen unha agricultura con prácticas esencialmente tradicionais (Soto e col., 2008). Unha parte destas terras son “*terras de primeira*”, sexa pola súa calidade orixinal ou como resultado dunha actividade humana que ao longo do tempo deu lugar a esas hortas en bancais próximos ás edificacións dos núcleos de O Castro e San Vicenzo de Elviña. A súa pequena dimensión non ten sido obstáculo no pasado para que Elviña xogara o papel de horta de A Coruña. Unido isto ás necesidades dunha xestión sustentábel dos residuos, e dentro do proceso de ambientalización da universidade (Soto, 2009), a UDC propúxose contribuír a por en valor e conservar este rico patrimonio e recurso ambiental e produtivo. Deste xeito, a UDC conta desde 2013 con un proxecto de hortas urbanas (28 parcelas de 20 m² cada unha e outras áreas comúns) destinadas ao cultivo por parte dos membros da Universidade, tanto estudantes como persoal. Parte do compost producido destínase a estas hortas.

No campus universitario xéranse diversos tipos de residuos orgánicos, desde os máis tradicionais, como son os restos de colleitas e cultivos que aínda se practican dentro do campus, ou as limpeza forestais (Monte da Fraga), ata os residuos vexetais de xardinería (céspede, poda), así como os residuos de cociña e comidas dos diversos comedores universitarios. Algúns destes residuos poden empregarse directamente no lugar onde se xeran (restos de colleitas ou forestais), mentres outros requiren unha xestión (recollida selectiva) e tratamento previo (compostaxe, etc). Todos eles poden ser obxecto dunha xestión e tratamento conxunto, coa finalidade de producir emendas e fertilizantes orgánicos de elevada calidade, necesarios para o autoabastecemento das hortas da zona. Existe desta forma unha complementariedade ideal entre dous dos obxectivos da política de sustentabilidade da UDC: a protección dos recursos e prácticas agrícolas existentes no campus, e a xestión sustentábel dos residuos. As actividades de ensinanza e aprendizaxe propias da universidade son outro aspecto a ter en conta.

A compostaxe no campus forma parte, polo tanto, dun proxecto máis global, que abarca diferentes aspectos da sustentabilidade, desde a protección e o uso sustentábel dos recursos (o solo produtivo, o saber-facer agrícola), a solución de problemas ambientais das sociedades modernas (os residuos), ata a educación para a sustentabilidade. En palabras de Montserrat Soliva (2004), trátase do recoñecemento do respecto para as relacións simbióticas inalterábeis entre o futuro benestar da humanidade e a integridade dos procesos ambientais, que son un requisito para un futuro sustentábel. Moitos destes procesos ambientais están estreitamente relacionados coa agricultura e, a maioría dos mesmos, tamén cos residuos orgánicos. Trátase, por outra parte, de romper as barreiras que impiden un bo uso da enorme acumulación de información e coñecemento co que conta hoxe a sociedade humana, formulando un proxecto no que a educación, a investigación e a demostración son facetas simultáneas dun proceso único de aprendizaxe.

Obxectivos do estudo

O obxectivo xeral deste estudo centrouse no desenvolvemento dun sistema de compostaxe descentralizado para os residuos de comedor universitario a pé do mesmo. Búscase o desenvolvemento dunha tecnoloxía axeitada ás necesidades da UDC, en función das cantidades de residuos orgánicos xeradas e doutros condicionantes locais, que resulte viábel desde os diferentes puntos de vista loxístico, económico e ambiental. A investigación abordou os seguintes obxectivos particulares:

- Cuantificar e caracterizar os residuos orgánicos de comedor xerados nalgúns centros da UDC.
- Definir unha relación óptima entre ROCU e fracción vexetal (FrV) utilizada como estruturante. A proporción experimentada inicialmente foi de 1:1 (ROCU:FrV, en volume), e posteriormente ensaiáronse outras relacións.
- Establecer protocolos de recollida selectiva nos comedores para garantir a calidade tipo A do compost, eliminando ou minimizando a presenza de improprios nos materiais de partida.
- Establecer as rutinas de operación en dous escenarios diferentes: a) de baixa xeración de ROCU e compostaxe mediante composteiros domésticos de tipo estático; b) de xeración media-alta de ROCU e aplicación dun composteiro dinámico como primeira etapa.
- Determinación do grao de estabilidade do compost e do tempo de proceso e etapas para acadalo.
- Determinación da calidade do compost.

9.3 Material e métodos

9.3.1 Inventario de residuos orgánicos de comedor

Nunha primeira fase procediuse á realización dunha enquisa aos responsábeis dos comedores universitarios co obxectivo de estimar as cantidades xeradas de residuos orgánicos nos mesmos. A enquisa foi respondida por todos os servizos do campus de Elviña (5) e do campus de A Zapateira (4). Incluíanse preguntas relativas ao número de comidas servidas cada día da semana por tramos, á existencia de recollida selectiva, ao volume de residuos orgánicos xerados, tamén por tramos desde un mínimo de 50 litros, e á composición cualitativa dos residuos (tipos de materiais predominantes).

9.3.2 Unidades de compostaxe e operación

Na Facultade de Filoxía (FF) empregáronse tres composteiros domésticos de 340 litros (modelos Container KOMP 340) utilizados en serie. A diario engádese o ROCU e o estruturante a un dos composteiros e mestúranse dentro do mesmo de forma manual. Esta mestura afecta só aos materiais orgánicos engadidos recentemente, limitándose á parte superior do composteiro. O proceso de carga dun composteiro prolóngase por un tempo de entre 1 e 2 meses, e durante este período poden realizarse un ou varios volteos completos do material. O composteiro recibe residuos ata completar o seu volume. Cando isto ocorre, iníciase a operación dun segundo composteiro que recibirá os residuos frescos. En paralelo continúaase o seguimento do proceso no primeiro composteiro. Despois dun período de compostaxe inicial, cando a temperatura baixou como mínimo ao rango mesofílico, transvásase o material a un terceiro composteiro para a súa maduración. Nesta operación realízase

unha mestura total do material e a corrección da humidade. Opcionalmente, poden introducirse miñocas para completar o proceso de maduración e humificación.

Na Escola Técnica Superior de Arquitectura de A Coruña (ETSA) empregouse como primeira etapa un composteiro mecanizado ou dinámico (Figura 9-1), no cal cargábanse diariamente ou cada 2-3 días os residuos frescos, xunto co material estruturante. Este compostador dinámico (ou CAMP) está formado por un cilindro de 1 m de diámetro e 2 m de longo, coas seguintes características:

- Capacidade aproximada de 1,5 m³
- Sistema automático de mestura e avance do material pola acción dunha espiral senfín (volteo).
- Bocas de carga e descarga
- Preinstalación de tomas para a medida das condicións de proceso (T, pH, O₂, auga, etc)
- Sistema de aireación con biofiltro para tratar o efluente gasoso
- Sistema de recollida de lixiviados
- Sistema de regulación manual da inclinación do seu eixo (permite controlar o grao de avance dos residuos)

Os mecanismos de mestura e aireación operáronse inicialmente de forma manual, e posteriormente automatizáronse mediante temporización. O tempo de residencia estimado dos residuos dentro do dixestor foi duns 10-20 días, estando limitado pola potencia do sistema de mestura e avance, que sendo reducida, impediu utilizar cerca dun 50% do volume total do dixestor.



Figura 9-1. Composteiro mecanizado, deseño Plana®.

O material predixerido que é retirado do dixestor pasa a un composteiro estático de 1050 litros (modelo Container KOMP 1050), ou ben a unha bolsa de 800 litros (*big-bag*) onde aínda acada temperaturas termofílicas, para continuar despois o seu proceso de maduración a temperaturas decrecentes. Nalgunhas das partidas de compost introducíronse miñocas para completar o proceso de humificación.

Na ETSA realizouse o seguimento do proceso durante 4 meses, aproximadamente. No primeiro mes avalíouse o funcionamento do compostador dinámico na súa configuración inicial, que ao non ser satisfactoria tivo que se modificou. A nova configuración experimentouse ao longo de 3 meses

seguidos. Simultaneamente realizouse unha proba en paralelo de compostaxe dos residuos frescos nun compostador estático, e determináronse as propiedades físicas do material en proceso no compostador dinámico e no estático en diferentes condicións de operación.

As características dos composteiros estáticos empregados na Facultade de Filloxía e na de Arquitectura (Figura 9-2), modelos Container KOMP 340 e Container KOMP 1050 respectivamente, son as seguintes (Container Trading WFW, 2015):

- Ambos teñen un deseño poliédrico e modular, de 4 e 6 caras respectivamente, onde os paneis modulares están conectados e articulados con fortes barras de plástico.
- Volumes de 340 litros (dimensións: 76x76 cm e altura 85 cm) e 1050 litros (dimensións: Ø 136 cm e altura de 107 cm) respectivamente.
- Fabricación en polietileno reciclado.
- Tapa articulada con abertura ancha para enchido e control da humidade (protección fronte ás choivas).
- Sistema de ventilación intelixente que crea un efecto de dobre illamento (toma de aire óptima en inverno e verán).
- Ranuras de entrada de aire situadas debaixo dos resortes de ventilación inclinados (evita que o material parcialmente descomposto obstrúa as redes de ventilación).



Figura 9-2. Sistema de compostaxe formado por composteiros estáticos, 2 unidades Container KOMP 1050 e 1 unidade Container KOMP 340.

9.3.3 Análises e seguimento

Durante todo o estudo, realizouse unha inspección diaria dos residuos en canto á calidade da recollida selectiva, determinación do peso e volume das cantidades xeradas, adición dos mesmos e do volume de material estruturante aos composteiros, volteo manual nos compostadores estáticos e transvase do material do compostador dinámico ao estático.

A temperatura do material en compostaxe determinouse rutinariamente en tres puntos de cada masa para a obtención do valor medio. O osíxeno na atmósfera intersticial determinouse en dous puntos tanto no CAMP como nos composteiros estáticos de maduración na ETSA. Neste centro tamén foron relizadas probas en paralelo con residuos frescos en composteiros estáticos onde foi determinado o contido en osíxeno, razón pola que esta determinación non se levou a cabo na FF. A humidade estimouse rutinariamente de forma cualitativa e ocasionalmente comprobouse con análises de mostras en laboratorio. Por outra parte, recolléronse mostras tanto do compost como dos materiais de partida (estruturante e ROCU) para a determinación de diferentes parámetros. Realizáronse así mesmo análises do produto final para determinar a súa calidade (estabilidade, metais pesados, porcentaxe de C e N, nutrientes, presenza de improprios, etc). Inicialmente determinouse tamén o volume de lixiviados xerados no CAMP. A estabilidade do compost en fases intermedias do proceso e do compost final determinouse mediante o ensaio *rottegrade* ou de autoquecemento e mediante respirometría (Vázquez e Soto, 2011).

A porcentaxe de humidade determinouse por secado ata peso constante (entre 24 e 48 horas) en estufa a 105 °C. A porcentaxe en sólidos volátiles (SV) determinouse por calcinación da mostra previamente seca a 550 °C (4 h). As análises do contido en N, C e P realizáronse no Laboratorio de Análise Elemental dos Servizos de Apoio á Investigación (SAI, UDC), previo secado a 60°C ata peso constante e moenda das mostras. A análise de metais levouse a cabo no laboratorio de ICP-MS (SAI, UDC), segundo o método US EPA 3051. As propiedades físicas foron do material en proceso determinadas empregando unha caixa de tensión con leito de area, onde ás mostras previamente acondicionadas e saturadas aplicáronse presións de -50 cm e -10 cm, antes de proceder ao seu secado en estufa. Determinouse deste xeito a densidade aparente seca (DAS), a densidade aparente húmida (DAH), o valor de contracción (C), a densidade real ou de partícula (DR), a porosidade ou espazo poroso total (P), o volume ou capacidade de aire (CA), o volume ou capacidade de retención de auga (CRA) e o Free Air Space (FAS).

9.4 Resultados e discusión

9.4.1 Cantidades e características dos residuos xerados

A UDC conta con 17 servizos de bar-cafetería-comedor, dos cales 11 están situados nos campus de Elviña-A Zapateira, nun radio inferior a 1 km, e reúnen aproximadamente o 80% do servizo total. O estudo de estimación mediante enquisas deu como resultado a información das Táboas 9-1 e 9-2 (Plana, 2009).

Táboa 9-1. Xeración de residuos nas cafeterías e comedores do campus de A Zapateira.

Concepto (cantidades en kg . semana ⁻¹)	ETSA	EUTA	FC	FF	TOTAL
Comidas semanais (nº)	465	595	330	140	1530
Materia prima fresca	263,8	175,0	125,0	19,1	583
Materia prima fresca pelada limpa	0,0	150,0	94,7	47,6	292
Materia prima precociñada	87,9	125,0	29,8	38,1	281
Total materia prima	351,7	450,0	249,6	105,9	1157
Residuo Mat. prima fresca	118,7	78,8	56,2	8,6	262
Residuo Mat. prima fresca pelada limpa	0,0	45,0	28,4	14,3	88
Residuo Mat. prima precociñada	22,0	31,3	7,4	9,5	70
Residuo Total	140,7	155,0	92,1	32,4	420

EUTA: Escola Universitaria de Arquitectura técnica. FC: Facultade de Ciencias

Estes datos indican que a xeración de residuos orgánicos de comedor universitario (ROCU) en cada un dos centros pode variar entre os 6 e os 50 kg/d de media, se ben algúns días poderíanse acadar os

100 kg nun único centro. Deste xeito, xéranse en Elviña-A Zapateira uns 1500 kg de residuos orgánicos cada semana, en estimacións para o ano 2009.

Táboa 9-2. Xeración de residuos nas cafeterías e comedores do campus de Elviña.

Concepto (cantidades en kg semana ⁻¹)	FCE	FEE	ETSI	FIC	CC	TOTAL
Comidas semanais (nº)	585	1010	300	275	920	3090
Materia prima fresca	221,6	152,8	170,2	187,2	348,4	1080
Materia prima fresca pelada limpa	167,9	611,1	56,7	0,0	264,1	1100
Materia prima precociñada	52,7	0,0	0,0	20,8	82,9	156
Total materia prima	442,4	763,9	226,9	208,0	695,8	2337
Residuo Mat. prima fresca	99,7	68,7	76,6	84,2	156,8	486
Residuo Mat. prima fresca pelada limpa	50,4	183,3	17,0	0,0	79,2	330
Residuo Mat. prima precociñada	13,2	0,0	0,0	5,2	20,7	39
Residuo Total	163,3	252,1	93,6	89,4	256,8	855

FCE: F. de Ciencias da Educación, FEE: F. de Economía e Empresa, ETSI: Escola Técnica Superior de Enxeñaría (Camiños), FIC: F. de Informática, CC: Comedor Central

A caracterización realizada posteriormente na FF e na ETSA, durante o desenvolvemento do presente proxecto (2011), mostrou os seguintes resultados (considerando días lectivos, é dicir, 5 días á semana):

- FF: xeración de 8,0±3,6 kg/día
- ETSA: xeración de 37,1±7,4 kg/día

Estes resultados amosan unha xeración un 32% maior na ETSA e un 23% maior no caso da FF, en relación coa estimación realizada dous anos antes. En canto á composición, tomando en consideración o tipo de material orgánico que constitúen estes residuos, obtivéronse os datos indicados na Táboa 9-3. Os restos de comida elaborada son sempre a fracción maioritaria, mentres outros tipos de materiais mostran unha presenza moi variábel. A Táboa 9-4 mostra o contido en determinados nutrientes, máis reducido no caso do material estruturante. Este presenta unha relación C/N relativamente elevada (53), o que se debe á presenza de ramas e follas entre os restos vexetais triturados, xunto con troncos máis leñosos. Os residuos orgánicos de comedor, con relacións C/N de 14-21 precisan de emenda rica en carbono para equilibrar a relación C/N, e sobre todo dun material estruturante que facilite a aireación da matriz durante o proceso. Por último, a Táboa 9-5 indica o contido en metais pesados nos materiais iniciais. O contido é moi baixo en todos os metais, o que permite prever un compost de boa calidade química.

Táboa 9-3. Materiais orgánicos incluídos nos residuos orgánicos de comedores (ROCU).

	ETSA	FC	EUAT	FF
Naranxas exprimidas	36,8%	0,0%	33,4%	0,0%
Borras de café	16,7%	0,0%	16,1%	15,5%
Restos de comida	37,1%	91,1%	43,7%	84,5%
Restos de preparación (mondas de patacas, verduras,...)	9,4%	8,9%	6,9%	0,0%

Táboa 9-4. Elementos nutrientes en mostras de ROCU de diferentes centros da UDC.

	Mg (g/kg)	P (g/kg)	Ca (g/kg)	K (g/kg)	N (%)	C (%)	COT (%)	C/N
Estruturante (FrV)	1,07	1,76	10	4,44	0,85	44,69	42,55	52,6
ROCU ETSA	1,22	3,33	45,8	11,5	2,63	42,48	38,74	14,7
ROCU FF	0,848	5,98	13,4	10,1	3,18	49,74	45,13	14,2
ROCU F. Ciencias	1,13	3,03	14,8	13,16	1,96	43,80	40,42	20,6

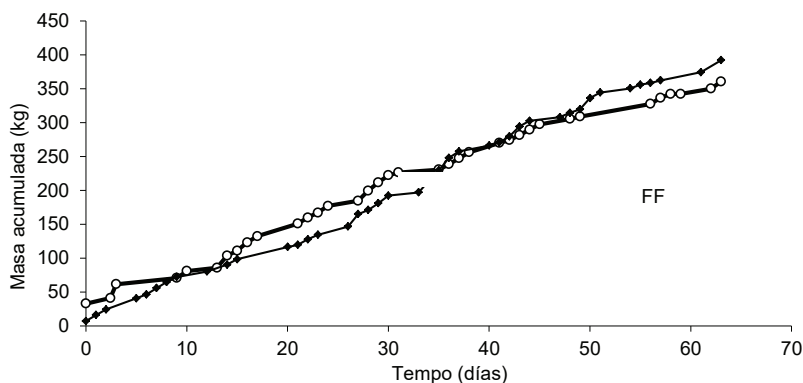
Táboa 9-5. Metais pesados en mostras de ROCU de diferentes centros da UDC (conc. en mg/kg).

	Cd	Hg	Pb	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se
Estruturante (FrV)	<0,1	<0,03	1,29	<0,78	<0,3	<0,78	6,9	23,9	<0,3	<0,3
ROCU ETSA	<0,1	<0,03	<0,78	<0,78	<0,3	<0,78	3,44	16,5	<0,3	<0,3
ROCU FF	<0,1	<0,03	<0,78	<0,78	<0,3	<0,78	2,82	19,7	<0,3	<0,3
ROCU F. Ciencias	0,151	<0,03	<0,78	<0,78	<0,3	<0,78	5,6	15,1	<0,3	<0,3

9.4.2 Compostaxe na Facultade de Filoloxía

Ao longo dos 8 meses de duración da experiencia piloto, leváronse a cabo 3 partidas sucesivas de compostaxe, dacordo co proceso descrito na sección de materiais e métodos. A Figura 9-3 mostra a evolución da carga da segunda e terceira partida. A evolución da temperatura, xunto coa frecuencia de volteos e regas durante a 2ª partida, móstrase na Figura 9-4. Tras 63 días de carga, o composteiro da segunda partida mantivo a temperatura termofílica durante algo máis dun mes, descendendo a partires do día 120 ata valores próximos aos da temperatura ambiente. A primeira e a terceira partidas mostraron un comportamento similar, con só pequenas variacións.

Aínda que na 1ª partida utilizárase un estruturante de granulometría moi variábel, recollido en diferentes ámbitos do campus e sen triturar, na 2ª e 3ª partidas empregouse un material estruturante triturado de forma mecánica no campus. Este material obtívose a partires de restos leñosos, e presentaba unha granulometría fina (tamaño medio de gran menor de 5 mm) e máis homoxénea que o anterior, facilitando a mestura e manexo do compost durante o seu procesamento. A Táboa 9-6 resume diferentes parámetros típicos da compostaxe nestas condicións, obtidos a partires da 2ª partida de Filoloxía.


Figura 9-3. Cargas aplicadas (ROCU + FrV) nos composteiros de Filoloxía.

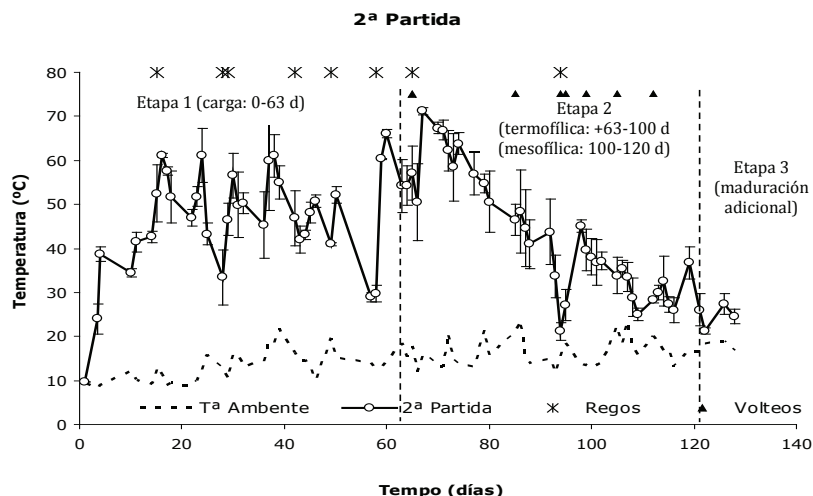


Figura 9-4. Evolución da temperatura nos composteiros de Filoloxía.

Nestas condicións, a distribución temporal do proceso nas 3 etapas indicase na Figura 9-5. Dacordo co indicado na Táboa 9-6, comprobouse a estabilización completa do compost ao cabo da etapa 2. Desta forma, a etapa 3 constitúe unha etapa opcional, no caso de querer elaborar vermicompost co obxectivo de aumentar a humificación do material. Tamén pode concibirse como unha etapa de maduración adicional de interese no caso de existir espazo suficiente e non ser necesario o uso inmediato do compost. O proceso require un mínimo de 3-4 meses e permite acadar un compost estábel tras un período de compostaxe termofílico.

Tabla 9-6. Características de operación da 2ª partida de compostaxe en Filoloxía.

ROCU (kg)	322,5
FrV (kg)	38,01
Entrada total (kg)	360,5
Ratio ROCU/FrV (masa)	8,5:1
Ratio ROCU/FrV (vol.)	1:1
Carga media (kg ROCU/carga)	7,7
Número de cargas	35
Días de operación Etapa 1 (carga)	63
Días de operación termofílica-mesofílica adicionais	60
T máxima acadada (°C)	71,8
Tempo a T > 65°C (d)	4
Tempo a T > 55°C (d)	18
T media termofílica* (11-92 d, °C)	51,5 ± 9,5
T media ambiente (11-92 d, °C)	14,6 ± 3,6
Estabilidade Rottegrade, día 84	Clase II
Estabilidade Rottegrade, día 129	Clase V



Figura 9-5. Esquema do proceso de compostaxe na Facultade de Filoloxía.

9.4.3 Compostaxe en Arquitectura mediante o composteiro dinámico

O proceso de compostaxe levouse a cabo nun composteiro dinámico como primeira etapa, seguido dun composteiro estático como segunda etapa. Na Figura 9-6 preséntase o réxime de cargas ao composteiro dinámico, e na Figura 9-7 a evolución das temperaturas no mesmo e no composteiro estático de maduración.

Unha primeira proba de operación continuada do composteiro mecanizado permitiu comprobar diferentes aspectos do funcionamento do dixestor a baixa carga (días 0-30, Figura 9-6). Nos primeiros días cargouse o dixestor a un maior ritmo, ate alcanzar os 200 kg de material no seu interior, aproximadamente. Unha vez superada esta cantidade comprobouse que o dispositivo de mestura deixaba de funcionar, por falta de suficiente potencia para mover e arrastrar o material por parte da espiral senfin. Isto obrigou a iniciar a retirada de material (Figura 9-6) e a non superar a carga total de 200 kg no interior do dixestor. Nestas condicións, a operación tiña lugar a unha temperatura no rango de 25-30 °C (Figura 9-7), aínda que rexistrábase un proceso de fermentación avanzado e unha importante redución de sólidos volátiles.

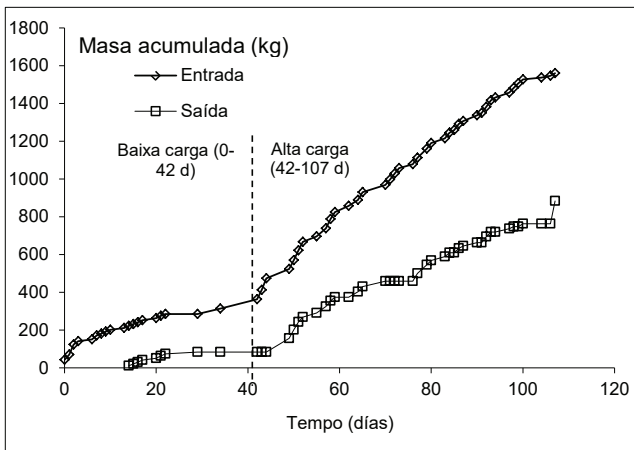


Figura 9-6. Evolución da carga e descarga aplicada ao dixestor de Arquitectura.

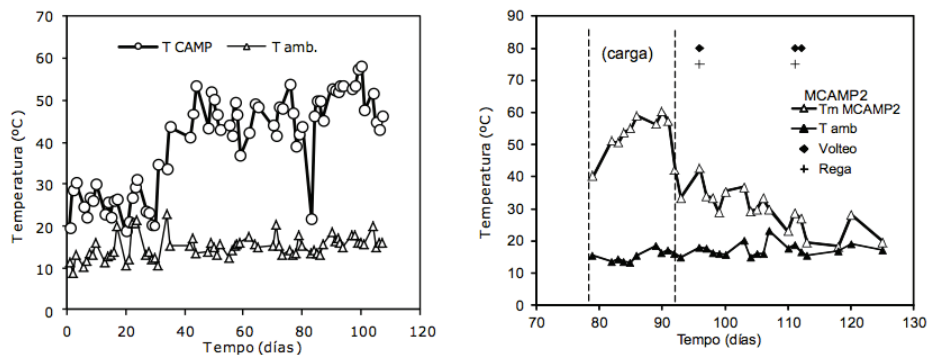


Figura 9-7. Evolución da temperatura no dixestor de Arquitectura (CAMP) e no composteiro estático de maduración (MCAMP) (para MCAMP móstrase unicamente unha unidade, a que recibiu o material de saída co CAMP entre os días 78 e 92 de operación deste; o comportamento doutras partidas foi similar).

Durante esta primeira proba tamén se levou a cabo unha experiencia en paralelo para comparar o funcionamento do dixestor (CAMP) co dun composteiro estático común de 1050 litros (COMP) operando nun réxime de carga similar. Durante os primeiros 22 días da experiencia (Figura 9-6 para o dixestor) aportouse o mesmo material fresco ao CAMP e ao COMP. As cantidades alimentadas durante os 22 días de carga (excluídos fins de semana) foron de 285 kg ao dixestor dinámico, e de 283 ao compostador estático, en ambos casos cunha densidade de 0,46 kg/L. Desta forma, os volumes totais foron de 617 e 614 L, respectivamente. En contraste coas temperaturas no rango de 25-30 °C para o CAMP (Figura 9-7), o COMP acadou temperaturas termofílicas entre 55 e 65 °C desde o segundo día de operación. Esta proba en paralelo permitiu concluir que as baixas temperaturas obtidas no CAMP eran consecuencia da operación do mesmo e non da mestura de residuos alimentada. Para un maior coñecemento dos procesos en cada tipo de sistema, determináronse algunhas das características físicas do material en proceso no CAMP e no COMP, que serán avaliadas no apartado 9.4.4. Así mesmo, comprobouse que nestas condicións, unha vez transvasado o material saínte do CAMP a un composteiro estático, o material si acadaba e mantiña temperaturas termofílicas durante un período de aproximadamente 15 días.

As baixas temperaturas nesta fase inicial do CAMP poderían deberse en parte á baixa carga permitida polo sistema de mestura, que cun máximo de 200 kg e aproximadamente 500 L, deixaba sen utilizar 2/3 do seu volume e incrementaba as perdas de calor ao exterior, favorecido isto tamén pola elevada humidade do material. Corrixir isto requiría dotar de maior capacidade e potencia ao sistema de mestura do dixestor. Por outra banda, para as condicións iniciais e unha carga máxima de 200 kg, estimouse un tempo de permanencia de 14 días, polo que o sistema non podería recibir máis duns 10 kg/d de residuo orgánico. Pola necesidade de tratar todos os residuos xerados na ETSA (uns 35 kg/d en días laborables) procedeuse á modificación do mecanismo de mestura do dixestor, así como do par de xiro do motor, co obxectivo de acadar unha maior carga. Estes cambios permitiron acadar uns 400-500 kg no interior do dixestor, a partires do día 40 de operación (Figura 9-6) e unha velocidade media de alimentación duns 20 kg/d. Esta cantidade máxima corresponde a un volume duns 800-1000 L, polo que a carga ao compostador dinámico debese seguir limitando para evitar o atasco do sistema de mestura e por tanto sen poder aproveitar todo o seu volume útil.

Os principais parámetros de operación do compostador dinámico durante este segundo período (días 42 a 107) preséntanse na Táboa 9-7. Nesta nova configuración, o dixestor acadou temperaturas de 41-54 °C (Figura 9-7, Táboa 9-7), o que favoreceu o proceso de compostaxe. O material descargado

do dixestor (compost fresco) acadaba temperaturas termofilicas no compostador estático durante 2-3 semanas, para acercarse á temperatura ambiente ao cabo de catro semanas (Figura 9-7B).

Táboa 9-7. Parámetros de carga e descarga do dixestor (CAMP) e do composteiro de maduración (MCAMP).

Período (días)	CAMP entrada 42-107	CAMP saída 42-107	MCAMP 79-93 (carga)
Masa (kg)	1291	830,1	219,8
Volume (L)	2809	nd	480,5
Masa (kg/d)	19,6	12,6	14,7
T media (°C)	-	47,4±6,3	55,4±3,5 (10 d)
Clase Rottegrade	-	II-IV	V (3-4 semanas)

Dacordo coa Táboa 9-7, o dixestor acada unha redución do 35,7% en masa, mentres o compost mostra clase variábel II-IV. A estabilización completa acádase tras 3-4 semanas de maduración no composteiro estático.

Observouse en xeral unha boa oxisenación das masas en compostaxe, tanto no CAMP como especialmente nos composteiros estáticos de maduración e nos que reciben residuos frescos (Figura 9-8). Os valores máis baixos de osíxeno rexistráronse de forma regular no CAMP, sobre todo na etapa de baixa carga, que presentou valores no rango do 8% ao 17% de osíxeno, e cunha media de $11,4 \pm 3,3\%$ ($n=15$) no período de baixa carga (días 1-21) e de $14,1 \pm 3,2\%$ ($n=42$) no período de alta carga. Os composteiros estáticos amosaron medias de osíxeno do $19,4 \pm 2,2\%$ ($n=56$, compostaxe con residuos frescos) e $20,0 \pm 0,7$ ($n=46$, maduración do material saínte do dixestor dinámico).

Posteriormente alimentouse todo o ROCU da ETSA ao dixestor, o que permitiu comprobar a súa operación con cargas de ata 40 kg/d, con resultados similares. Así, a capacidade de tratamento do compostador dinámico situouse no rango de 13-27 kg ROCU/m³·d. Con estas elevadas cargas, a descarga do dixestor realizouse directamente a un saco tipo *big bag*, no que continúa a maduración por un período de 3-5 semanas, acandándose ao cabo das mesmas un compost estábel. Opcionalmente, a algunhas partidas aplicáronselle miñocas, as cales requiren un período de actuación de varios meses e unha supervisión periódica para manter unha elevada humidade, con necesidade de rega ao menos durante os meses de verán. A Figura 9-9 resume os resultados obtidos na ETSA en canto a etapas e á súa duración.

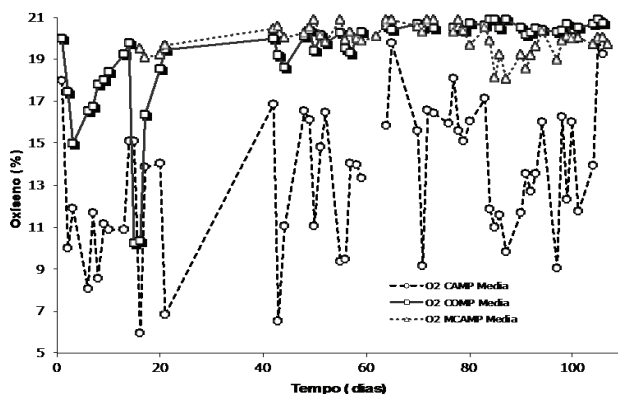


Figura 9-8. Concentración de osíxeno no compostador dinámico e en compostadores estáticos.



Figura 9-9. Esquema do proceso de compostaxe na ETSA. Na Etapa 2 o composteiro pódese substituír por unha bolsa transpirable.

9.4.4 Comparación das propiedades físicas do material en compostaxe no dixestor dinámico e nos compostadores estáticos

Na táboa 9-8 recóllense os valores obtidos para os parámetros físicos analizados en diferentes mostras procedentes das instalacións de compostaxe da ETSA. As mostras COMP e CAMP-I procederon da experiencia en paralelo descrita no apartado 9.4.3, correspondendo as primeiras a un compostador estático e as segundas ao compostador dinámico durante a fase de baixa carga. A mostra CAMP-II procede do compostador dinámico operando en condicións de alta carga, nun momento posterior ao representado na Figura 9-6, mentres a mostra VERM procede dun compostador de maduración e vermicompostaxe do material saínte do COMP.

En relación coa comparación destes parámetros, debemos ter en conta que o CAMP pode considerarse un sistema de fluxo pistón polo avance lonxitudinal do material, mentres que no COMP non existía movemento de avance no material pero si mestura completa periódica do mesmo. Por outra parte, a mestura axial era intensa no CAMP cunha periodicidade de cada 1-2 h, mentres a mestura completa no COMP tiña lugar 1 ou 2 veces por semana permanecendo o resto do tempo en repouso.

Táboa 9-8. Parámetros físicos de varias mostras de material en proceso nas instalacións da ETSA.

	COMP.1	COMP.2	CAMP-I.1	CAMP-I.2	CAMP-II	VERM
Día de extracción	14	29	14	29	345	345
Densidade aparente seca, DAS (g/cm ³)	0,177±0,007	0,179±0,007	0,201±0,004	0,260±0,017	0,193±0,005	0,195±0,011
Densidade aparente húmida, DAH (g/cm ³)	0,57±0,01	0,60±0,03	0,79±0,003	0,90±0,04	0,63±0,02	0,74±0,03
Valor de contracción, C (%)	6,4±4,0	8,8±2,7	5,1±2,2	7,9±0,03	14,3±3,9	12,5±3,9
Densidade de partícula, DR (g/cm ³)	2,18	2,45	1,93	2,01	1,90	2,39
Porosidade, P (%)	91,9±0,3	92,7±0,3	89,6±0,2	87,0±0,9	89,9±0,3	91,8±0,5
Volume de aire, CA (%)	52,3±0,7	50,1±2,3	30,4±0,5	22,8±3,6	46,5±1,3	37,4±2,4
Capacidade de retención de auga, CRA (%)	39,5±0,4	42,6±2,1	59,2±0,7	64,3±2,8	43,4±1,0	54,4±1,9
Espazo de aire libre, FAS (%)	56,5±0,2	44,7±0,1	28,0±0,1	28,6±0,3	32,1±0,1	28,0±0,1
Materia orgánica, SV (%)	71,2±2,7	63,2±0,7	80,4±2,6	77,2±0,7	81,5±1,1	64,9±2,5
Humidade (%)	38,4±0,9	51,8±3,4	68,7±1,5	67,2±0,4	64,3±0,3	69,5±0,8

Todas as determinación foron realizadas por duplicado.

Na configuración inicial do compostador dinámico (CAMP-I), as baixas temperaturas e elevada humidade provocaban no CAMP maiores densidades aparentes, tanto seca como húmida, unha maior capacidade retención de auga, un menor volume de aire e menor espazo de aire libre. Estas características eran compatible cunha aceleración do proceso global causado por unha acelerada redución do tamaño de partícula no CAMP en relación co COMP. Unha vez aumentada a capacidade do CAMP (CAMP-II), estas propiedades melloraron e achegáronse ás obtidas para os compostadores estáticos (COMP e VERM), mentres se mantivo un certo efecto de aceleración do proceso. A continuación avalíanse en máis detalle estes parámetros.

9.4.4.1 Densidade aparente seca e húmida

Para a DAS os valores que se obteñen son un pouco maiores para as mostras CAMP-I, especialmente para a 2ª mostra. Isto indica un grao de compactación e tamaño de partícula diferente durante o proceso de compostaxe en ambas experiencias. Dentro do dixestor aerobio prodúcese un proceso de degradación da MO acelerado, onde a redución do tamaño de partícula do material acentúase nos primeiros días do proceso, obtendo unha fracción fina superior á do proceso non mecanizado. A mostra CAMP ten tamén unha elevada humidade, levando isto a unha maior compactación da mostra, mostrando o material un aspecto de papa. Os valores do COMP están en concordancia cun correcto manexo no tocante á adición de estruturante para suministrar á mostra a esponxidade necesaria. Para o CAMP probablemente fose necesario unha adición maior deste material para contrarestar o maior grao de compactación, que podería levar a condicións de anaerobiose.

Para a mostra final VERM temos unha densidade aparente seca axeitada, coincidente co valor considerado como óptimo para produtos finais, segundo Abad e col. (1992), Bunt (1988) e Ansorena (1994), os cales establecen que os substratos utilizados en macetas deberían ter unha densidade aparente menor a $0,4 \text{ g/cm}^3$. A mostra CAMP-II presenta un valor inferior ao das mostras CAMP-I, debido ás melloras que se introduciron no dixestor aerobio que permitiron tratar unha maior cantidade de residuo e acadar temperaturas superiores. Este feito reflíctese no contido de humidade, inferior para a mostra CAMP-II, que asociado a unha adición maior de material estruturante condiciona a matriz do proceso, evitando que o material se compacte e diminuindo deste xeito a DAS.

Os valores de DAH das mostras provintes do COMP son máis baixos que no caso do CAMP, ao igual que sucedía no caso da DAS. O tamaño de partícula semella determinante para explicar este feito, xa que xeralmente un aumento da retención de auga tamén é síntoma dun menor tamaño de partícula. Isto explica que as mostras CAMP presenten maior DAH.

9.4.4.2 Valor de contracción, Densidade de partícula e Porosidade

Os valores de contracción (C) obtidos son en xeral baixos, ou moi baixos. Obtéñense os valores máis altos para as mostras VERM e CAMP-II. Os resultados indican que ningún dos materiais analizados na experiencia en paralelo están enriquecidos en substancias húmicas, como consecuencia de tratarse aínda de material en etapas iniciais do proceso. Porén, estes contidos son maiores no caso da mostra de vermicompost, atribuíbel á acción das miñocas. No caso da mostra CAMP-II obtemos un valor alto, feito que non ten unha explicación lóxica, por tratarse de compost aínda inmaduro.

Para a densidade de partícula, as mostras COMP (2ª mostra) e VERM, que son as que presentan un menor contido en materia orgánica, son as que presentan os maiores valores. No caso da mostra VERM é atribuíbel a que se trata dun produto final con preto dun ano de proceso de compostaxe. Porén, na mostra COMP, o alto valor de DR asociado a un baixo contido de MO semella non ter unha explicación lóxica, por ser esta aínda unha mostra inicial do proceso, e cabería que tivese un maior valor de DR. Atendendo ao contido de MO das mostras COMP e CAMP, semella que se produce unha mineralización máis rápida no caso das mostras do composteiro estático fronte ao mecanizado, debido tal vez a que se acadan temperaturas moito máis altas.

En canto á porosidade ou espacio poroso total (P), todas as mostras analizadas tiveron valores que se poden clasificar coma altos ou moi altos, segundo sexan superiores ao 80% ou 90%, respectivamente. Todos os materiais analizados (agás VERM) son mostras aínda en proceso, e podemos observar como os valores obtidos para as mostras COMP son superiores aos das mostras CAMP. Obsérvase unha correlación entre porosidade, DAS e MO, na liña en que os materiais con alta porosidade son os que presentan unha menor densidade, e unha menor concentración de MO.

9.4.4.3 Capacidade de aire e Capacidade de retención de auga

Os compost analizados presentan valores altos ou moi altos de CA, agás a mostra CAMP-I (2ª mostra), e ningunha mostra presenta risco de asfixia. Os valores das mostras COMP son moi superiores aos das mostras CAMP, e este feito pode explicarse polo tamaño de partícula. Aquelas mostras cunha maior proporción de partículas grosas van presentar maiores valores de CA, e cabe destacar que o proceso de compostaxe mecanizado acelera a degradación do material (aínda que non a súa mineralización). Os resultados indican que non se mineraliza a materia orgánica, pero si que se reduce o tamaño de partícula.

Todos os materiais presentan CRA por debaixo do valor considerado de fácil manexo, agás as dúas mostras CAMP-I. Hai que destacar de novo que todas, excepto VERM, son mostras aínda en proceso, e precisamente esta mostra estaría moi próxima ao que se considera valor óptimo ou de fácil manexo. Os compost cun maior contido en fracción fina (<1mm) son os que presentan maior retención de auga, feito que explica os maiores valores de retención de auga no caso das mostras do proceso mecanizado, como consecuencia dun maior proceso hidrolítico do material, aínda que este segue contendo unha alta porcentaxe de MO facilmente biodegradábel que continua o proceso de degradación, estabilización e mineralización. Xeralmente é de esperar que a medida que avanza o proceso de compostaxe, aumente a capacidade de retención de auga, sempre e cando se partan de mesturas iniciais óptimas e dun correcto control das condicións operativas. No caso do VERM a capacidade de retención da auga é maior que a das mostras iniciais de COMP, pero non que as de CAMP.

Para CAMP-II vai ser nos parámetros CA e CRA onde se observan as diferencias máis significativas con respecto ás mostras CAMP-I. O valor de CA é moito máis alto, mentres que o CRA diminuíu considerabelmente. Estes parámetros teñen unha influencia directa na aparencia da mostra, logo das modificacións no dixestor xa non se obtiña un material con aspecto de papa, e o conxunto dos valores indica que non debería haber problemas por episodios de anaerobiose.

9.4.4.4 Espazo de aire libre

Os valores de FAS obtidos para o caso das mostras do COMP están por riba do rango óptimo (30-35%) proposto para a compostaxe. Os valores iniciais para estas misturas (44-56%) son moderadamente máis altos que o rango óptimo, aínda que este feito semella que non tivo un impacto negativo no proceso.

Para o caso das mostras CAMP-I, os valores de FAS encóntranse lixeiramente por debaixo do rango óptimo, sendo os valores obtidos arredor do 28%. Este feito, asociado a unha porcentaxe de humidade alta podería levar a un ambiente anaeróbico que ralentece o proceso de compostaxe (Li e col., 2013). A adición de máis ou diferente material estruturante cunha maior porosidade sería axeitado para que se producise unha maior difusión do osíxeno intersticial.

No caso do VERM, o valor de FAS lixeiramente inferior ao recomendado pode explicarse por unha maior compactación típica das mostras de vermicompost, e tamén polo feito de que o material estruturante estea bastante degradado, xunto co elevado valor de humidade requirido polo proceso de vermicompostaxe e garantido mediante rega.

No caso do CAMP-II, o valor de FAS é superior ao das mostras CAMP-I, estando no rango óptimo. A fracción de estruturante que se engadía despois das modificacións era maior, pero tamén as maiores temperaturas acadadas agora no dixestor favorecen unha maior evaporación da auga, e por conseguinte a compactación vai ser menor no caso CAMP-II. O mesmo criterio pode empregarse para explicar a diferenza que se atopa entre os procesos COMP e CAMP-I no tocante aos valores de FAS.

9.4.5. A calidade do compost obtido e valoración global

Na Táboa 9-9 indícanse os resultados das análises realizadas en dúas partidas de compost producido na ETSA e na FF. O compost presenta un elevado poder fertilizante, cun contido en nitróxeno do 2,5-4% e relacións C/N 9-14. A menor relación C/N e maior contido en N da mostra de Filloxía explícase en parte por tratarse dunha partida na que se aplicou unha baixa proporción de material estruturante. En canto á calidade química, as concentracións de metais pesados resultan baixas en xeral, aínda que o cadmio situouse próximo ao valor límite da clase A (Figura 9-10). O cadmio está presente nos residuos de comida, de tal xeito que un proceso con baixa proporción de material estruturante ou cunha redución moi avanzada de materia orgánica pode conducir a valores que superan o límite da clase A. Así mesmo, obtívose ausencia de salmonella e 321 UFC/gr de coliformes fecais, polo que resultaría compatíbel coa clase A da lexislación dos EEUU sobre biosólidos EPA 40 CFR Part 503 (US EPA, 1994) e cos requirimentos para produtos fertilizantes de orixe orgánico do RD 506/2013 (BOE, 2013).

Táboa 9-9. Contido en elementos nutrientes e relación C/N do compost da UDC.

Compost	Mg (g/kg)	P (g/kg)	Ca (g/kg)	K (g/kg)	COT (%)	N (%)	C (%)	C/N	SA UFC/gr	CF UFC/gr
ETSA	2,95	6,51	128	13,5	30,44	2,46	35,16	14,29	0	321
FF	3,69	10,9	92,9	24,3	33,73	4,03	36,5	9,06	nd	nd

SA: salmonella, CF: coliformes fecais

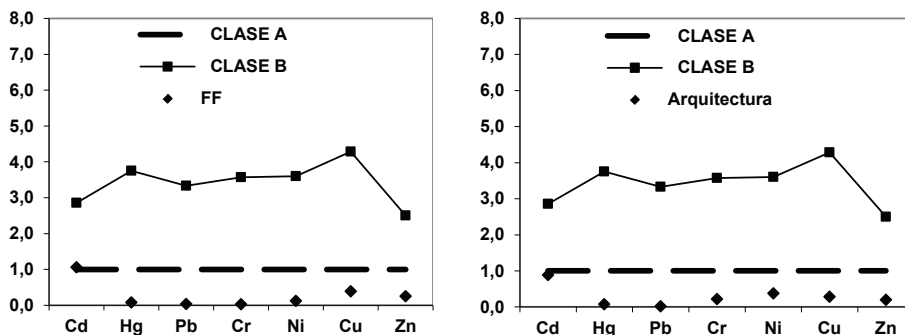


Figura 9-10. Contido en metais pesados dos compost FF e ETSA (valores relativos aos límites para Clase A, Clase A = 1; indicase así mesmo o límite da Clase B relativo á clase A).

En 2011 implantouse a recollida selectiva e a compostaxe *in situ* dos residuos orgánicos dos comedores da Facultade de Filoloxía e da Escola Técnica Superior de Arquitectura, con moi bos resultados en canto á calidade do compost obtido (Clase A e relación C/N de 9-14) e á participación dos diferentes axentes implicados, desde o persoal dos servizos de comedor, ata a empresa de xardinería. A totalidade dos residuos orgánicos xerados nestes dous centros, algo máis de 5.000 kg en 2011, xunto con aproximadamente outros 2000 kg de restos vexetais triturados, foron transformados en compost.

Unha vez implantado o sistema, un estudante bolseiro de medio ambiente encargouse da supervisión dos equipos e áreas de compostaxe, dedicando semanalmente 1 hora á área de compostaxe estática da Facultade de Filoloxía e 2-4 horas á área de compostaxe dinámica da ETS de Arquitectura. O proceso de compostaxe en compostadores estáticos avaliouse como máis sinxelo para reducidas cantidades de residuos de comedor, de até uns 15-20 kg/d. Para taxas de xeración superiores considerouse conveniente a utilización dun compostador dinámico mecanizado que realice os labores de mestura e volteo do material. O compostador dinámico dispoñible na ETSA, sendo útil para facilitar e acelerar o proceso, precisou dun maior seguimento e da limitación da cantidade de residuos no seu interior para evitar o atascamento do sistema de mestura. Para a súa mellora, considerouse necesario incrementar aínda máis a potencia e capacidade do sistema de mestura, de tal forma que poida manexar a cantidade máxima de residuos para o seu volume útil, que resulta duns 800 kg.

9.5 Conclusións

A operación dos composteiros estáticos mostrouse moi sinxela e fiable cando se dispón de triturado vexetal de granulometría homoxénea e tamaño axeitado como o empregado nestas experiencias. Resulta viable para o tratamento de cantidades no rango de ata os 20 kg/día de residuos orgánicos de cociña. Para cantidades superiores resulta convinte a utilización dun dixestor ou composteiro dinámico que favoreza a mestura automática do residuo e do estruturante e acelere a etapa termofílica de fermentación.

Identificáronse as limitacións do composteiro dinámico na súa configuración inicial e propuxéronse melloras que conseguiron un proceso termofílico acelerado. Na configuración inicial do compostador dinámico, as baixas temperaturas e elevada humidade provocaban maiores densidades

aparentes, maior capacidade retención de auga e menor espazo de aire libre. Estas características eran compatíbeis cunha aceleración do proceso global causado por unha acelerada redución do tamaño de partícula no compostador dinámico. Unha vez aumentada a capacidade do compostador dinámico, estas propiedades melloraron e achegáronse ás obtidas para os compostadores estáticos, mentres se mantivo un certo efecto de aceleración do proceso. A capacidade de tratamento do compostador dinámico situouse no rango de 13-27 kg ROCU/m³·d.

O estudo permitiu establecer as rutinas e tempos de operación en función dos distintos sistemas empregados. Obtense compost estábel clases IV-V ao cabo de 6-8 semanas cando é utilizado o dixestor dinámico como primeira etapa, e despois de 3-4 meses cando se aplican exclusivamente composteiros estáticos de tipo doméstico. O compost final presentou un elevado poder fertilizante, cun contido en nitróxeno do 2,5-4% e relacións C/N 9-14 dependendo da proporción de material estruturante empregada. As concentracións de metais pesados resultaron baixas, polo que o compost pódese clasificar como clase A segundo a normativa vixente. Con todo, o cadmio situouse próximo ao valor límite da clase A, ao estar presente nos residuos de comida, de tal xeito que un proceso con baixa proporción de material estruturante ou cunha redución moi avanzada de materia orgánica pode conducir a valores que superan o límite da clase A.

9.6 Referencias

- Abad, M., Martínez, M.D., Martínez, P.F., Martínez, J., 1992. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. En I Jornada de Sustratos. Actas de Horticultura 11:141-154, Madrid.
- Ansorena, MJ., 1994. Sustratos propiedades y caracterización. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 172 pp.
- BOE (2013). Real Decreto 506/2013, del 10 de julio, sobre productos fertilizantes. [Consulta: 13 de setembro de 2015]. Dispoñíbel na web: http://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2013-7540
- Container Trading WFW, 2015. English brochures. [Consulta: 13 de setembro de 2015]. Dispoñíbel na web: www.ctwfw.com
- Bunt, A.C., 1988. Media and mixes for container-grown plants. Ed. Unwin Hyman. London. 309 pp.
- Díaz-Fierros, F. (1999). A materia orgánica nos solos de Galicia. ADEGA-Cadernos nº 6. Pax. 51-57.
- Domínguez, M. (2006). A xestión dos residuos biodegradábeis e o cambio climático. ADEGA-Cadernos nº 16. Pax. 41-51.
- Domínguez, M. (2003). *Avaliación do compost como emenda orgánica de solos de cultivo de Galicia*. Tese de doutoramento. Universidade de Santiago de Compostela.
- González-Ferreira, X.A. (2001). Reciclaxe e promoción de mercados para os materiais reciclados. p 75-98. En: Tratamento de Residuos Sólidos Urbanos. Servizo de Publicacións da Universidade da Coruña. A Coruña.
- Li, Z., Lu, H., Ren, L., He, L., 2013. Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. Chemosphere 93 (2013) 1247–1257.
- Lorenzo, F. e Soto, M. (2002). Experiencias con compost en parcelas da área metropolitana de A Coruña. Informe para a empresa Lagares Ingeniería e a Mancomunidade de Concellos da Área Metropolitana de A Coruña.
- Plana, R. (2009). Estudo e valoración das opcións de xestión e tratamento dos residuos orgánicos das cafeterías e comedores da Universidade da Coruña. Estudo encargado pola Vicerreitoría de Infraestruturas e Xestión Ambiental da Universidade da Coruña.

Soliva, M. e col. (2004). Organic waste management in education and research in agricultural engineering schools. International Conference on Engineering Education in Sustainable Development. EESD2004. D.Ferrer-Balas e col. (Eds). CIMNE and UPC. Barcelona.

Soto, M.; Sahuquillo, E. y Goluboff-Scheps, M. (2008). O potencial agrícola no campus de Elviña (UDC): Uso social, didáctico e investigador. [Consulta: 13 de setembro de 2015]. Disponível na web:

http://www.udc.es/export/sites/udc/galeria_down/sociedade/medio_ambiente/restauracion_forestal/potencial_agricola.pdf

Soto, M. (2009). A ambientalización das universidades: o caso da UDC. *Actualidad Jurídica Ambiental*, 20 de abril de 2009, 1-19.

<http://www.actualidadjuridicaambiental.com/wp-content/uploads/2009/04/SOTOCASTINEIRA20042009.pdf> (último acceso o 11/06/2012)

US EPA, 1994. A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule. U.S. Environmental Protection Agency, USA. [Consulta: 14 de setembro de 2015]. Disponível na web:

http://water.epa.gov/scitech/wastetech/biosolids/503pe_index.cfm

Vázquez, M.A. e Soto, M. (2011). El ensayo de DBO como indicador de la estabilidad del compost. En *Compostaje de residuos orgánicos y seguridad medioambiental*, J.I. López, M. Navarro e C. Rad (Coords.), pax. 457-467. Universidade de Burgos: Burgos.

Conclusiones

Conclusions

Conclusións

Esta investigación abrangueu o desenvolvemento de métodos simples para a avaliación da estabilidade do compost, o desenvolvemento dunha solución integral para a fracción líquida do esterco de porco baseado na combinación da compostaxe cun humidal construído, a caracterización de compost procedentes de procesos de compostaxe doméstica e outros sistemas de compostaxe a pequena escala, e o desenvolvemento e implementación de sistemas de compostaxe descentralizadas axeitadas para restos de comida de comedores universitarios. As principais conclusións acadadas son as seguintes:

1. Uso do equipo da DBO para avaliar a estabilidade do compost

1.1. Os equipos rutinarios da DBO empregados na análise normalizada da DBO en mostras de augas residual aplicáronse con éxito á determinación do índice de respiración de mostras de compost estábeis e inestábeis. O principal obstáculo para empregar o método da DBO con mostras de compost foi obter unha pequena mostra representativa, que foi solventado polo uso de alicuotas das dispersións en auga de mostras grandes. Isto pode facerse de forma doada co método da DBO en fase líquida (LDBO), que fai que este método sexa preferíbel sobre ao uso de mostra seca (SDBO), a causa da simplicidade, precisión e aplicación potencial de compost e mostras de residuos independentemente da súa actividade.

1.2. Os resultados do índice de respiración das mostras de compost utilizando o equipo rutinario e as condicións estándar da análise da DBO de augas residuais despois de 5 días de incubación ($LDBO_{r5d}$) foron comparados cos resultados dunha técnica respirométrica de referencia en fase líquida, con fluxo de aire e monitorizando o osíxeno disolvido mediante un oxímetro. Este método de referencia da a velocidade máxima específica de consumo de osíxeno ($VECO_m$) e a demanda de osíxeno específica acumulada ($DEAO_{20h}$) en 20 horas.

1.3. Para as mostras de compost analizadas, a relación $LDBO_{5d}/DEAO_{20h}$ resultou independente do grao de estabilización do compost, pero non a relación $LDBO_{r5d}/VECO_m$, indicando polo tanto unha mellor caracterización do proceso mediante o índice integrado (é dicir, a relación entre $LDBO_{5d}$ e $DEAO_{20h}$) que mediante o índice puntual (é dicir, $VECO_m$). Ademais, para o compost estudado encontrouse que o umbral de estabilidade equivalente á $VECO_m$ de referencia de $1 \text{ mgO}_2/\text{gSV}\cdot\text{h}$ resultou en $4,6 \text{ mgO}_2/\text{gSV}\cdot\text{d}$ de $LBOD_{r5d}$, que está dacordo con outros límites de estabilidade para o índice integrado que se poden atopar en textos científicos.

2. Integración da fracción líquida do esterco de porco no proceso de compostaxe para a recuperación de nutrientes e a reutilización da auga

2.1. A combinación de substrato e estruturante nunha relación en volumen 1:1 ou inferior e o seu volteo semanal presentan as condicións axeitadas para a compostaxe aeróbica óptima de esterco

sólido e outros residuos orgánicos regados con esterco líquido. Acadáronse temperaturas termofílicas, que van desde 45°C a 65°C, para todas as combinacións, que se mantiveron durante 3 a 6 semanas despois da adición dos residuos sólidos iniciais.

- 2.2. As fileiras de compostaxe recibiron grandes cantidades de esterco líquido e acadaron taxas xerais de evaporación que van desde os 14 ata os 76 L/t ST*d, mentres que as proporcións de evaporación oscilaron entre 1,0 e 2,7 m³/t ST de residuos sólidos. Os balances hídricos demostraron que as taxas de rega e a evaporación son máis altas que os derivados en estudos recentes sobre compostaxe e vermifiltración da fracción líquida do esterco de porco. Dependendo da taxa de rega, a maior parte da auga (58-100%) foi eliminada por evaporación.
- 2.3. A redución da masa de contaminantes durante o paso do esterco líquido a través do material de compostaxe acadou aproximadamente o 90% de amonio, nitróxeno total Kjeldahl e sólidos en suspensión. Obtivéronse composts estabilizados con contidos de N que van desde 1,8 a 2,0% e unha relación C/N de 14,0 a 18,8.
- 2.4. As fileiras coa menor relación entre substrato e material estruturante acadaron unha proporción de evaporación máis alta (2,6 m³/t ST de residuos sólidos para a fileira coa relación 1:2 contra 1,5 e 1,0 m³/t ST de residuos sólidos para as fileiras coas relacións 1:1 e 1,4:1) xunto cunha menor degradación do material estruturante (27-51% fronte ao 59-70%). Por outro lado, o substrato máis enerxético e facilmente biodegradábel (bagazo de uva) proporciona unha taxa de evaporación máis alta.
- 2.5. Ademais, os resultados suxiren que limitando a rega con xurro líquido aos períodos nos que as temperaturas termofílicas son acadadas melloraránse as taxas de evaporación. Polo tanto, as condicións recomendadas son como seguen: unha relación entre substrato e material estruturante 1:2, período de rega limitado á fase termofílica, criba e separación do material estruturante antes da fase de maduración e uso de residuos cun alto contido en material biodegradábel.
- 2.6. Os resultados deste estudo indican que a co-compostaxe de grandes cantidades de fracción líquida coa fracción sólida de esterco e outros residuos orgánicos é un proceso viábel que aumenta a cantidade de nutrientes no compost, mentres que mantén as ventaxas do compost como un fertilizante en comparación co esterco inicial ou a fracción líquida. A redución do volume da fracción líquida reduce en grande medida os custos de transporte, que son importantes en zonas de agricultura intensiva e baixa dispoñibilidade de terras de cultivo.

3. Perdas de nitróxeno e parámetros químicos durante a co-compostaxe de residuos sólidos e xurros porcinos

- 3.1. A capacidade das fileiras para recibir e tratar a fracción líquida (LF) foi determinada principalmente pola relación máscica entre o substrato e o material estruturante (S/PWC_m) mentres que a relación en volume entre substrato e material estruturante (S/PWC_v) determinou

o contido en O_2 intersticial durante a fase termofílica da compostaxe. As diferenzas noutras variábeis operacionais (pH, CE, amoníaco, DQO e humidade) encontráronse dependentes da relación S/PWC e da natureza do substrato, con correlacións significativas entre algunhas destas variábeis.

- 3.2. Mentres a recuperación do NT na fracción fina oscilou entre o 27% e o 48%, o material estruturante actuou como un sumidoiro para altas cantidades de nitróxeno, principalmente no caso de baixas relacións S/PWC (ata un 25% de NT), e as perdas de nitróxeno variaron do 30% ao 66%. As perdas de NT aumentaron para altas relacións S/PWC_m e diminuíron coas maiores relacións LF/S, indicando isto que a integración de LF no proceso de compostaxe con maiores relacións LF/S favorece a recuperación e conservación do nitróxeno.
- 3.3. Entre as variábeis de operación, a concentración de amoníaco, o pH e o O_2 intersticial vense afectados significativamente polas perdas de NT, pero non a temperatura ou a relación C/N. Por outra parte, o pH e a T determinaron a acumulación de NT na fracción fina (compost) explicando isto o 95% da súa variación.
- 3.4. O contido en Zn no compost supera os valores límite de calidade. Isto é debido a que a principal fonte de Zn no compost final foi a fracción sólida do xurro (SF), mentres que só cantidades mínimas procedían da LF. A substitución dunha proporción do 25% da SF polos co-substratos SD (serraduras) e GB (bagazo de uva) proporcinaron un compost cun contido en Zn un 12% e un 30% menor, respectivamente.

4. Humidal construído de fluxo vertical no tratamento das augas residuais de alta carga producidas na compostaxe de xurro porcino

- 4.1. Un humidal construído HC de fluxo vertical provisto de reciclado de efluentes permitiu unha alta porcentaxe de eliminación de contaminantes das augas residuais con alta carga de natureza porcina e un efluente de calidade alta. Operando a 10°C e SLR de 9,2, 17,9, 4,8 e 1,9 g/m²·d de SST, DQOT, DBO₅ e NT, respectivamente, o HCFV acadou eficiencias de remoción do 99% en SST, 93% DQOT, 99% DBO₅ e 93% NT.
- 4.2. Nestas condicións, as concentracións do efluente foron de 50 mg SST/L, 545 mg DQOT/L, 19 mg DBO₅/L, 16 mg N-NH₃/L, 37 mg NTK/L e 10 mg N-NO₃/L. Ademais, o efluente estaba altamente osixenado (4,8 mg O₂/L).
- 4.3. Mentres que a nitrificación era case completa despois da posta en marcha da operación da planta, chegouse á desnitrificación completa só tres meses máis tarde. A taxa de infiltración diminuíu desde arredor de 6 L/min na posta en marcha ata aproximadamente 2 L/min despois de 5 meses de operación, o que indica a necesidade de medidas de prevención da colmatación.

5. Características fisicoquímicas e biolóxicas de mostras de compost procedentes de programas descentralizados de compostaxe

- 5.1.Os produtos finais de compost en tres áreas de compostaxe descentralizada, incluíndo composteiros domésticos, composteiros comunitarios e compostaxe de residuos de comedores universitarios presentan boas características agronómicas, é dicir, baixo contido en metais pesados, alto poder fertilizante e un alto grao de estabilización.
- 5.2.O compost a partires de residuos de comedor mostrou un alto contido de materia orgánica (74% SV), mentres que o procedente dos programas comunitario ($44 \pm 20\%$ SV) e caseiro ($31 \pm 16\%$ SV) tiñan niveis moderados. O contido de N aumentou desde as mostras de compost doméstico ($1,3 \pm 0,9\%$ ms) ao comunitario ($2,0 \pm 0,9\%$) e o compost de comedor ($2,5-3,0\%$), mentres que o contido de P oscilou entre o 0,4 e o 0,6% ms.
- 5.3.A relación C/N, a relación de absorbancias E_4/E_6 e a relación $N-NH_4^+/N-NO_3^-$, así como o índice de respiración indicaron produtos finais estabilizados.
- 5.4.As UFC de cultivos bacteriolóxicos e fúnxicos están vinculadas á dinámica do proceso de compostaxe, e identificouse unha maior diversidade de invertebrados nos sistemas estáticos de menor escala. O maior contido de fungos e a maior diversidade de invertebrados foron encontrados no compost doméstico.
- 5.5.Os resultados indican que a compostaxe descentralizada, que vai desde o fogar, a comunidade ou a escala de pequenos xeradores, é unha solución axeitada para o tratamento dos residuos orgánicos. En todos os casos prodúcese un compost de alta calidade que pode utilizarse directamente no lugar onde se xera, evitando así os custes de transporte e axudando á redución de cargas ambientais.

6. A eficiencia e a calidade da compostaxe doméstica en Galiza

- 6.1.A humidade rexistrada nas mostras de compost resultou entre normal e elevada, cun 48% das mostras que superaban o 70% de humidade, mentres que só o 3% das mostras resultaron estar secas, cunha porcentaxe de humidade inferior ao 47%. Por este motivo recomendouse revisar a drenaxe dos composteiros e a súa protección fronte ás fortes choivas. O contido medio de materia orgánica dou como resultado $48\% \pm 19\%$ SV, o contido en carbono de $25\% \pm 11\%$ e o contido en nitróxeno de $2,1\% \pm 1,1\%$.
- 6.2.A relación C/N atópase polo xeral no rango de 10-15, que indica un proceso avanzado de compostaxe e unha boa retención do contido de nitróxeno, feito que favorece a conservación do nitróxeno como nutriente e asegura un alto poder fertilizante. En catro dos programas de compostaxe determinouse o contido dos diferentes nutrientes, obténdose valores os promedio $1,7\% \pm 0,9\%$ en N, $1,4\% \pm 1,0\%$ en P_2O_5 e $3,0 \pm 2\%$ en K_2O .

- 6.3. Unha alta porcentaxe das mostras presenta calidade A, mentres que o 95% ten a calidade B ou superior. Só un 5% presentou elevada contaminación por metais pesados. A presenza de mostras con elevada contaminación non se pode achacar á práctica da compostaxe doméstica, senón que se trata dunha contaminación xa presente no ámbito da vivenda ou da explotación, de tal forma que a promoción da compostaxe doméstica móstrase como unha oportunidade para erradicar situacións deste tipo, a través das tarefas de sensibilización e educación ambiental.
- 6.4. En conxunto, estes resultados indican unha operación e manexo correcto dos composteiros e unha excelente separación de residuos en orixe, ao obterse unha porcentaxe de impropios inferior ao 0,7% (media do 0,05%).
- 6.5. Logrouse unha eficiencia media do 77% de FORM compostada por parte das vivendas dotadas de composteiro, nas que é acadada unha taxa de compostaxe de 126 kg FORM/persoa e ano ou 380 kg FORM/composteiro e ano. Esta elevada cantidade débese á recomendación de compostar a totalidade da fracción orgánica húmida, incluíndo os residuos de carne e pescado.
- 6.6. A eficiencia da compostaxe doméstica foi maior nas vivendas que xeran unha maior proporción de residuos orgánicos e diminuíu co grao de cobertura dos programas de compostaxe. Os resultados deste estudo mostran que o contido de materia orgánica nos contedores das áreas dotadas de compostaxe doméstica pode reducirse ata menos do 20%. Isto permite utilizar un único contedor de residuos para recoller a fracción seca, sendo elevado o potencial de reciclaxe e redución do custo de recollida, transporte e tratamento.

7. Compostaxe descentralizada de residuos de comedor en centros universitarios

- 7.1. A operación dos composteiros estáticos mostrouse moi sinxela e fiable cando se dispón de triturado vexetal de granulometría homoxénea e tamaño axeitado como o empregado nestas experiencias. Resulta viable para o tratamento de cantidades no rango de ata os 20 kg/día de residuos orgánicos de cociña. Para cantidades superiores resulta convinte a utilización dun dixestor ou composteiro dinámico que favoreza a mestura automática do residuo e do estruturante e acelere a etapa termofílica de fermentación.
- 7.2. Identificáronse as limitacións do composteiro dinámico na súa configuración inicial e propuxéronse melloras que conseguiron un proceso termofílico acelerado. Na configuración inicial do compostador dinámico, as baixas temperaturas e elevada humidade provocaban maiores densidades aparentes, maior capacidade retención de auga e menor espazo de aire libre. Estas características eran compatíbeis cunha aceleración do proceso global causado por unha acelerada redución do tamaño de partícula no compostador dinámico.
- 7.3. Unha vez aumentada a capacidade do compostador dinámico, estas propiedades melloraron e achegáronse ás obtidas para os compostadores estáticos, mentres se mantivo un certo efecto de aceleración do proceso. A capacidade de tratamento do compostador dinámico situouse no rango de 13-27 kg ROCU/m³·d.

- 7.4.O estudo permitiu establecer as rutinas e tempos de operación en función dos distintos sistemas empregados. Obtense compost estábel clases IV-V ao cabo de 6-8 semanas cando é utilizado o dixestor dinámico como primeira etapa, e despois de 3-4 meses cando se aplican exclusivamente composteiros estáticos de tipo doméstico.
- 7.5.O compost final presentou un elevado poder fertilizante, cun contido en nitróxeno do 2,5-4% e relacións C/N 9-14 dependendo da proporción de material estruturante empregada. As concentracións de metais pesados resultaron baixas, polo que o compost pódese clasificar como clase A segundo a normativa vixente. Con todo, o cadmio situouse próximo ao valor límite da clase A, ao estar presente nos residuos de comida, de tal xeito que un proceso con baixa proporción de material estruturante ou cunha redución moi avanzada de materia orgánica pode conducir a valores que superan o límite da clase A.

Conclusions

This research involved the development of simple methods for stability compost assessment, the development of an integral solution for liquid fraction of pig manure based on composting and constructed wetland combination, the characterization of composts from home composting and other small-scale composting systems, and the development and implementation of decentralised composting systems suitable to food waste from university canteens. The main conclusions achieved are the following:

1. Use of BOD Test to Assess Compost Stability

- 1.1. Ordinary BOD equipment used in standardised analysis of BOD in wastewater samples was successfully applied to the determination of respiration index of stable and unstable compost samples. The main obstacle to accomplish the BOD method to compost samples was to obtain a small representative sample which was facilitated by the use of aliquots of water dispersion of a big compost sample. This can be easily done with the LBOD (liquid) method, which makes this method preferable over the DBOD (dry sample) because of simplicity, accuracy and potential application to compost and waste samples independent of its activity.
- 1.2. The results of compost respiration index using ordinary equipment and standard conditions of wastewater BOD analysis after 5 days of incubation ($LBOD_{r5d}$) were compared with the results of a respirometric reference technique in liquid phase with airflow and monitoring by dissolved oxygen probe. This reference method gives the maximum specific oxygen uptake rate ($SOUR_m$) and the accumulated specific oxygen demand ($ASOD_{20h}$) at 20 hours.
- 1.3. For the compost samples analysed, the ratio $LABOD_{5d}/ASOD_{20h}$ resulted independent of the degree of compost stabilisation, but not the ratio $LBOD_{r5d}/SOUR_m$, indicating the better characterisation of the process by mean of integrated index (i.e. ratio $LABOD_{5d}$ and $ASOD_{20h}$) than by punctual index (i.e. $SOUR_m$). In addition, for the assayed compost it was found that the stability threshold equivalent to the reference $SOUR_m$ of $1 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{h}$ resulted in $4.6 \text{ mgO}_2/\text{gVS}\cdot\text{d}$ of $LBOD_{r5d}$ which is in accordance with other stability limits for integrated index found in the scientific texts.

2. Integrating liquid fraction of pig manure in the composting process for nutrient recovery and water re-use

- 2.1. Combining substrate to bulking material 1:1 or lower and turning once a week are appropriate conditions for suitable aerobic composting of solid manure and other organic wastes irrigated with liquid manure. Thermophilic temperatures ranging from 45–65°C were reached for all combinations and maintained for 3 to 6 weeks after the raw solid waste addition.

- 2.2. Composting windrows received high amounts of liquid manure and reached overall evaporation rates ranging from 14 to 76 L/t TS·d, while evaporation ratios ranged from 1.0-2.7 m³/t TS of solid waste. Water balances demonstrated that irrigation and evaporation rates are higher than those derived from recent studies on composting and vermifiltration of liquid fraction of pig manure. Depending on the watering rate, most of the water (58-100%) was eliminated by evaporation.
- 2.3. Mass reduction of pollutants during the pass of liquid manure through the composting material reached about 90% of ammonium, total Kjeldahl nitrogen and suspended solids. Stabilised composts with N content ranging from 1.8 to 2.0% and C/N ratio from 14.0 to 18.8 were obtained.
- 2.4. Windrows with a lower substrate to bulking material ratio reached a higher evaporation ratio (2.6 m³/t TS of solid waste for 1:2 windrow against 1.5 and 1.0 m³/t TS of solid waste for 1:1 and 1.4:1 windrows) together with a lower degradation of the bulking material (27-51% against 59-70%). On the other hand, the easiest biodegradable and more energetic substrate (grape bagasse) supported the higher evaporation rate.
- 2.5. Furthermore, results suggest that limiting liquid manure irrigation to periods when thermophilic temperatures are reached will enhance evaporation rates. Thus, recommended conditions are as follows: a substrate to bulking material ratio of 1:2, an irrigation period limited to the thermophilic phase, the screening and separation of the bulking material before the maturation phase and the use of waste high in biodegradable material.
- 2.6. The results of this study indicate that co-composting of large amounts of liquid fraction with solid fraction of manure and other organic wastes is a viable process that increases the amount of nutrients in compost while maintains the advantages of compost as a fertilizer in comparison with raw manure or the liquid fraction. The reduction of the liquid fraction volume greatly reduces the transportation costs which are important in areas with intensive farming and low availability of crop land.

3. Nitrogen losses and chemical parameters during co-composting of solid wastes and liquid pig manure

- 3.1. The capacity of windrows to receive and treat LF was mainly determined by S/PWC_m while S/PWC_v determined interstitial O₂ during the thermophilic composting phase. Differences in other operational variables (pH, EC, ammonia, COD and moisture content) were found dependent on S/PWC ratio and substrate nature, with significant correlations between some of these variables.

- 3.2. While TN recovered in the fine fraction ranged from 27% to 48 %, the bulking material acted as a sink for high amounts of nitrogen, mainly in the case of low S/PWC ratio (up to 25% of TN), and nitrogen losses ranged from 30% to 66%. TN losses increased at higher S/PWCm ratios and decreased at higher LF/S ratios indicating that integrating LF in the composting process at higher LF/S ratios favoured nitrogen recovery and conservation.
- 3.3. Among operation variables ammonia concentration, pH and interstitial O₂ significantly affected TN losses but not temperature or C/N ratio. On the other hand, pH and T determined the accumulation of TN in fine fraction (compost) explaining 95% of its variation.
- 3.4. Zn content in compost exceeds the quality limit values. Because the main source of Zn in final compost was SF while only minor amounts came from LF and co-substrates the substitution of 25% SF by SD or GB gave compost with 12% and 30% lower Zn content.

4. Vertical Flow Constructed Wetland Treating High Strength Wastewater from Swine Slurry Composting

- 4.1. A vertical flow CW provided with effluent recycling allowed a high percentage of contaminant removal from high strength swine wastewater and a high quality effluent. Operating at 10°C and SLR of 9.2, 17.9, 4.8 and 1.9 g/m²·d of TSS, TCOD, BOD₅ and TN, respectively, the VFCW reached removal efficiencies of 99% TSS, 93% TCOD, 99% BOD₅ and 93% TN.
- 4.2. In these conditions, effluent concentrations were 50 mg TSS/L, 545 mg TCOD/L, 19 mg BOD₅/L, 16 mg NH₃-N/L, 37 mg TKN/L and 10 mg NO₃⁻-N/L. Furthermore, the effluent was highly oxygenated (4.8 mg O₂/L).
- 4.3. While nitrification was almost complete after the start-up of the plant operation, complete denitrification was reached only about three months later. The infiltration rate decreased from about 6 L/min at the start-up to about 2 L/min after 5 months of operation, indicating the need of clogging prevention measures.

5. Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes

- 5.1. Final compost products from three areas of decentralized composting, including domestic (home) composters, community level composters and university canteen waste composters presented good agronomic features i.e., low heavy metals content, high nutrient status, and a high degree of stabilization.

- 5.2. Compost from canteen waste showed high organic matter content (74 %VS), while community (44 ± 20 % VS) and home composts (31 ± 16 % VS) had moderate levels. N content increased from home compost (1.3 ± 0.9 % dm) to community (2.0 ± 0.9 %) and canteen compost (2.5-3.0 %) while P content ranged from 0.4 to 0.6 % dm.
- 5.3. C/N, absorbance E_4/E_6 and $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ ratios as well as respiration index indicated well-stabilised final products.
- 5.4. Culturable bacterial and fungal cfu linkage to composting dynamics were identified and higher diversity of invertebrates was found in the smaller scale static systems. High fungi content and high diversity of invertebrates were found in home compost.
- 5.5. Results indicate that decentralised composting ranging from domestic, community and small generator scales are a suitable solution to the treatment of organic waste and all produce high quality compost which can be directly used on site, thus avoiding transport costs and reducing environmental charges.

6. The efficiency and the quality of home composting in Galiza

- 6.1. Recorded moisture in compost samples is between normal and high, with 48% of the samples exceeded 70%, while only 3% were proven to be dry with less than 47% moisture content. For this reason, it has been recommended to review the drainage of the composter bins and their protection against heavy rains. The average content of organic matter has resulted in $48\% \pm 19\%$ VS, the carbon content of $25\% \pm 11\%$ and nitrogen content of $2.1\% \pm 1.1\%$.
- 6.2. C/N ratio is usually in the range of 10-15, indicating an advanced composting process and good retention of the nitrogen content, which favours the conservation of nitrogen as a nutrient and ensures a high fertilizer power. In four of the councils it has determined the content of different nutrients, yielding average values of $1.7\% \pm 0.9\%$ N, $1.4\% \pm 1.0\%$ P_2O_5 and $3.0 \pm 2\%$ K_2O .
- 6.3. A high percentage of samples presents quality A, while 95% have quality B or higher. Only 5% presented high contamination with heavy metals. Presence of samples highly contaminated cannot be attributed to the home composting practice, but contamination is already present in the field of the housing or farm, so the promotion of home composting is shown as an opportunity to eradicate these situations, through the tasks of environmental education and awareness that accompany it.
- 6.4. Overall, these results indicate an operation and correct handling of the composters and excellent separation of waste at source. Percentage of contaminant materials (or inappropriate materials) obtained are below 0.7% (average 0.05%).

6.5. An average efficiency of 77% of FORM composted by the housing equipped with composter bins was achieved, where composting rate of 126 kg FORM/person*year or 380 kg FORM/composter*year is reached. This high value is due to the recommendation for composting all the wet organic waste, including meat and fish waste.

6.6. The efficiency of home composting was higher in homes that generate a higher proportion of organic waste, and decreased with the degree of coverage composting programmes. The results of this study show that the organic matter content in the waste-bins of the home composting areas can be reduced to less than 20%. This allows using a single container to collect the dry waste fraction with high potential for recycling and reducing the cost of collection, transportation and treatment.

7. Decentralised composting of organic waste from university canteens

7.1. The operation of the static composters was very simple and reliable when the bulking agent was of a suitable and homogeneous size as used in these experiments. The system is feasible for the treatment of amounts up to 20kg/day of organic food waste. For higher amounts it is convenient to use a mechanical digester or dynamic composter that favours the automatic mixing of the waste and the bulking materials and accelerates the thermophilic fermentation stage.

7.2. Limitations of the dynamic composter in its initial configuration were identified and improvements to achieve a thermophilic process were proposed. In the initial configuration, low temperatures and high moisture appeared to cause higher densities, a higher capacity of water retention and a too low free air space. These features were compatible with an acceleration of the process caused by a rapid hydrolysis and reduction of the particle size in the dynamic composter.

7.3. When the capacity of the dynamic composter was increased these parameters improved and approached those of the static composters but maintaining the effect of the dynamic composter on the process acceleration. The treatment capacity of the dynamic composter stood at the range of 13-27 kg ROCU/m³·d.

7.4. The study allowed us to establish routines and times of operation depending on the different systems used. Stable compost of Rottegrade class IV-V is obtained after 6-8 weeks when the dynamic digester is used as a first step, and after 3-4 months when only static home composters are used.

7.5. The final compost demonstrated a high-fertilising power with nitrogen content of 2.5%-4% and C/N ratio of 9-14 depending on the proportion of the bulking material to waste used. The concentrations of heavy metals were low, so the compost can be classified as a Class A

according to current regulations. Cadmium, present in food waste, was located near the limit value of class A so that a process with a low proportion of bulking material with a very advanced reduction of organic matter could lead to values exceeding the limits of class A.