Proceso y destino del compost, formación, información e interrelaciones entre los agentes del sector

Ponencias y comunicaciones de las I Jornadas de la Red Española de Compostaje

Barcelona, 6, 7, 8 y 9 de febrero de 2008

COMPOSTAJE
RED ESPAÑOLA

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

Editores: Oscar Huerta
F. Xavier Martínez
Marga López

Proceso y destino del compost, formación, información e interrelaciones entre los agentes del sector

Ponencias y comunicaciones de las
I Jornadas de la Red Española de Compostaje

6, 7, 8 y 9 de febrero de 2008

Auditori UPC. Edifici Vèrtex
Plaça Eusebi Güell, 6
08034 Barcelona

Editores científicos:

Oscar Huerta

Marga López

F. Xavier Martínez

Red Española de Compostaje

Escola Superior d'Agricultura de Barcelona

Universitat Politècnica de Catalunya

La edición de este libro ha sido subvencionada por el Servei de Medi ambient de la Diputació de Barcelona.

Las I Jornadas de de la REC han sido patrocinadas por las instituciones:

Agència de Residus de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya
Àrea Metropolitana de Barcelona. Entitat del Medi Ambient
Ministerio de Medio Ambiente
Red Española de Compostaje
Servei de Medi ambient de la Diputació de Barcelona

Las empresas colaboradoras han sido:

AlquiEnvàs Medio Ambiente
Atica
BIOT. Burés Profesional
Burés, S.A.
Cespa
Grupo Tradebe. Intraval
Metrocompost
RosRoca
Searsa
Spora

Agradecimientos al trabajo realizado por Enric Cabré, Laura Condes, Elisabet Huguet, Jordi Pijoan. Especial agradecimiento a Montserrat Soliva.

Dipòsit legal: B. 33.331-2009
ISBN: 978-84-692-1993-5
Impressió: Romanyà Valls, S.A.
Verdaguer, 1 08786 Capellades

Comité Organizador

Presidencia: Montserrat Soliva – REC

Secretaría: Laura Condes - ESAB
Oscar Huerta - ESAB
Marga López - ESAB

Miembros: Joquín Moreno – REC
Llorenç Alerm – EMMA
Rafaela Càceres – IRTA
Domènec Cucurull – DIBA
Francesc Giró – ARC
F. Xavier Martínez – ESAB-UPC
Joan Mata – UB
Antoni Sánchez – UAB
Francina Solé – UdL
Isabel Trillas – UB
F. Xavier Prenafeta – GIRO CT

Comité Científico

Miembros: Arturo Chica – UCO
M. Teresa Felipó – UB
Dídac Ferrer – CITIES-UPC
Raúl Moral – UMH
Joaquín Moreno – UAL
Asunción Roig – CEBAS
Montserrat Soliva – REC
Carmen Vargas – UAL
Teresa Vicent - UAB

PRESENTACIÓN

Desde que se creara la Red Española de Compostaje, en el año 2005, al amparo de la convocatoria de acciones complementarias del Ministerio de Educación y Tecnología, se ha recorrido un camino jalonado a veces de obstáculos burocráticos, a veces de trabas materiales, pero siempre marcado por el entusiasmo de los investigadores que en ella se integran. Los logros alcanzados en esta todavía corta andadura, quizás han sido escasos en número, pero tremendamente importantes por lo que de ellos deriva. Los esfuerzos iniciales, encaminados a establecer los primeros contactos entre los equipos de investigación que, en mayor o menor medida, encontraban en el aprovechamiento de residuos orgánicos un punto en común en sus líneas de trabajo, culminan en la actualidad en un entramado de investigadores que ha permitido que la REC haya alcanzado un alto grado de consolidación y se haya convertido en una entidad que comienza a adquirir un peso específico notable como referente en el sector de la gestión de residuos orgánicos. En este sentido, la labor emprendida desde la REC supone un importante avance en cuanto a la consolidación del compostaje como método prioritario de elección a la hora de gestionar el importante volumen de residuos orgánicos generado, atendiendo así a las directrices marcadas por la Comunidad Europea. Desde la Directiva 1999/31/EC, en la que ya se fijaba la reducción de los niveles de residuos destinados a vertedero y enterramiento, diferentes documentos han sido promovidos por el gobierno comunitario en los que se exhorta a incrementar el porcentaje de materia residual valorizada mediante compostaje. Así, en el Reportaje Final publicado en Noviembre de 2008 como consecuencia del seguimiento de dicha directiva (Organisation of awareness-raising events concerning the application and enforcement of community legislation on landfills. REF: 070307/2007/481226/MAR/G4), se recoge la implementación del compostaje como una de la alternativas mayoritariamente seleccionadas por los diversos estados europeos, ya que puede favorecer la disminución de gases de invernadero producidos y contribuye a rebajar las necesidades de aportes adicionales de fertilizantes e irrigación, además de frenar los niveles de erosión. En el caso concreto de España, se habla de una capacidad de compostaje en torno al 30%, suficiente para llevar a cabo el tratamiento de la materia residual orgánica generada. Sin embargo, también se hace referencia a la necesidad de propiciar una gestión integrada en la que, el trabajo conjunto de todos los estamentos implicados, permita obtener el máximo rendimiento de las infraestructuras disponibles. La consecución de tal objetivo permitiría incrementar los niveles de calidad del compost obtenido y ampliar el mercado para este producto, uno de los principales inconvenientes encontrados, como también se señala en el Libro Verde sobre la gestión de los biorresiduos en la Unión Europea. De forma particular, este hecho es de especial trascendencia en nuestro país, ya que los generalmente bajos niveles de calidad del producto obtenido, merman las posibilidades de aplicación y contribuyen a formar una mala imagen del compost, imagen que posteriormente resulta difícil recuperar. A este respecto, la REC puede ejercer una labor especialmente importante, sobre todo en lo que concierne a la difusión de aquellas estrategias que redundan en los estándares de calidad del proceso y del producto final.

De acuerdo con esta labor de difusión y de promoción del compostaje, la REC ha promulgado el establecimiento de relaciones entre diferentes grupos de trabajo, ha auspiciado la solicitud y la obtención de financiación para la realización conjunta de proyectos y contratos de investigación, ha propiciado la celebración de reuniones científicas en las que se han abordado importantes temáticas relacionadas con los residuos orgánicos, ha promovido la edición de un libro, íntegramente escrito por componentes de esta red, que pretende convertirse en una obra de referencia sobre el Compostaje, especialmente en países de lengua castellana, en los que existe un claro déficit de textos rigurosos relacionados con este tema. Estas son algunas de las actividades acometidas, que han de ser consideradas como el punto de partida de una siempre creciente inquietud, dirigida de forma constante a favorecer la implantación del compostaje en España y a mejorar las prestaciones del proceso y del producto final.

Al final de este recorrido, en el último paso dado, se encuentra la celebración de la III Reunión de la REC, compartiendo espacio y tiempo con las I Jornadas de la Red Española de Compostaje. Unas jornadas de carácter abierto y mediante las que se pretende llegar a todos los estamentos implicados

en el compostaje, tengan o no vinculación con la REC, que se conciben como un punto de encuentro entre los distintos actores que desempeñan un papel en el ámbito de la valorización biológica de residuos orgánicos, y un foro de intercambio de información que ha de permitir prolongar el continuo avance que ha experimentado este sector en las últimas décadas. Sin duda, la consecución de este ambicioso objetivo, que inicialmente se presentaba difícil de alcanzar, será toda una realidad. Así parece apuntarlo la demanda de inscripciones recibida en la sede de las Jornadas. Entre los solicitantes se encuentran, además de los miembros de la REC, profesionales que desarrollan su labor en plantas de compostaje, representantes de organismos públicos, y particulares comprometidos con la correcta gestión de los residuos orgánicos. Los cuatro días durante los que se prolongarán las Jornadas propiciarán el intercambio de experiencias, en lo que supondrá un enriquecimiento de todas y cada una de las partes participantes.

Se propone al asistente a este evento internarse en los entresijos de esta apasionante parcela de la investigación científica, a través de tres itinerarios que se concretan en sesiones temáticas que abordarán de forma detallada aspectos cruciales de la biotransformación de la materia orgánica y sus implicaciones a nivel científico, medioambiental, económico-empresarial, social y administrativo. Se pretende por tanto, contemplar todos los ámbitos relacionados con el compostaje, desde los puramente procedimentales hasta los divulgativos, y desde la maquinaria de funcionamiento de los grupos de investigación, que hacen avanzar la Ciencia, hasta las vicisitudes que inexorablemente ha de afrontar el gestor privado, sin olvidar el papel protagonista que las diferentes administraciones locales, autonómicas y nacionales han de ostentar señalando y delimitando el marco dentro del cual han de desarrollarse todas estas actividades. Es esta, por tanto, una ocasión única en la que la coexistencia de investigadores, gestores públicos y privados, técnicos, y cualquier otro tipo de figura relacionada con el compostaje, permitirá poner en común las inquietudes existentes en cada uno de los distintos ámbitos desde los que se puede abordar esta técnica de valorización. Sin duda, tal intercambio redundará positivamente en el desarrollo del compostaje, dado que cada uno de los sectores implicados se beneficiará de la experiencia acumulada por el resto, favoreciendo así la consideración de todas las perspectivas posibles y todos los factores implicados a la hora de aportar soluciones a los problemas planteados.

Joaquín Moreno Casco

Coordinador de la Red Española de Compostaje

Índice

Sesión Inaugural

Algunos elementos para comprender el desarrollo, evolución y perspectivas de los biotratamientos en el Área Metropolitana de Barcelona. *Josep M. Sabater. Ex-Director de Servicios de Prevención y Gestión de Residuos. Entitat del Medi Ambient-Área Metropolitana de Barcelona*..... 15

Plantas de compostaje de primera generación en Catalunya. *Domènec Cucurull, Ramon Rabella. Cap del Servei de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona* 35

Llei de Residus y despliegue del compostaje de FORM. *Francesc Giró. Agència de Residus de Catalunya* 43

Sesión I. Compostaje: proceso y destino del compost

Ponencia invitada

Compostaje y usos del compost: visión crítica de la situación española y perspectivas de futuro. *Alfonso Amorena. Mancomunidad de la Comarca de Pamplona. Director del Área de Medio Ambiente e I+D*..... 77

Comunicaciones

¿Cómo medir el contenido en materia orgánica biodegradable de un material orgánico?. *S. Ponsá, R. Barrena, T. Gea y A. Sánchez* 79

Comparativa de métodos de medida de la reducción de biodegradabilidad de residuos orgánicos destinados a vertedero o a compost. *M. Dios, A.F. Chica, J.A. Siles y A. Corredera* 84

Determinación de los factores de emisión del proceso de compostaje de FORM: metodología e influencia de la tecnología de proceso. *E. Cadena , J. Colón, A. Artola, A. Sánchez y X. Font*..... 89

Estudio de la emisión de gases durante el compostaje de lodos de depuradora y residuo del arroz. *L. Roca-Pérez, S. Mormeneo y R. Boluda*..... 94

Modelización del proceso de compostaje: integración de los procesos físicos y biológicos. *J. Illa y F.Solé-Mauri* 99

Compostaje de residuos de cultivos bajo invernadero. *C. Pérez-Losada, R.Plana y M. Liria*..... 105

Posibilidades de utilización de residuos vegetales de invernadero en procesos de vermicompostaje. Resultados preliminares. *M.J. Fernández-Gómez, E. Romero y R. Nogales*..... 112

Elaboración de abonos orgánicos sólidos y líquidos enriquecidos en nutrientes mediante el co-compostaje de orujo de oliva de dos fases ("alperujo"), estiércoles y aditivos minerales ácidos. *G. Tortosa-Muñoz, J.A. Alburquerque-Méndez, G. Ait-Baddi y J. Cegarra*..... 118

Una perspectiva sobre las aplicaciones del compost en Galicia (NW de España). *M.T. Barral, R. Paradelo, M. Domínguez, D. Rubinos, A. Moldes y F. Díaz-Fierros*..... 123

El uso de los compost como sustrato de cultivo, una medida para el manejo sanitario de los cultivos. *M. Avilés, C. Borrero, E. Casanova, G. Segarra y I. Trillas*..... 128

Uso de composts de residuos urbanos en sustratos de vivero forestal. *R. López, J. C. Ostos y F. Cabrera* 133

Sesión II. Formación e información en el ámbito del compostaje

Ponencia invitada

Residuos y Sociedad: el papel de los medios de comunicación. *X. Duran*..... 141

Comunicaciones

Programa piloto de compostaje doméstico en la comarca ourensana do Ribeiro (Galicia). *M.E. Campos.* 145

Resultados de las campañas municipales de autocompostaje. *M. Mena y M. Ball-llosera.* 149

Evaluación de los resultados obtenidos en las experiencias piloto de compostaje doméstico realizadas por *Amigos de la Tierra* y el Ministerio de Medio Ambiente. *A. Pérez y F. Baro* 153

Ventajas en el tratamiento de la FORM recogida mediante bolsa compostable. *P. Martín* 158

Causas más comunes de emisiones odoríferas excesivas en procesos de compostaje y medidas de mitigación. *E. Pagans y A.P. van Harreveld* 164

Compostar o no compostar los lodos EDAR. ¿Es ésa la cuestión?. *N. L. Arroyo* 168

Composts: calidad y aplicación en espacios verdes (NTJ 05C). *J. Bosch y X. Argimon de Vilardaga* 172

Estudio cronológico de la implantación del compostaje en España. *M.C. Vargas, F. Suárez, M.J. López y J. Moreno* 179

Estudios preliminares de evaluación de impacto ambiental global en la aplicación de compost como fertilizanteen cultivos de tomate al aire libre y en invernadero. *M. Nuñez, J. Martínez, P. Muñoz, A. Antón y J. Rieradevall* 184

Impacto ambiental del tratamiento de residuos de almazara. *M.A. Sánchez-Monedero, N. Serramiá, C. García-Ortiz, A. Fernández-Hernández y A. Roig* 190

Sesión III. Interrelación entre universidad y centros de investigación con administraciones y empresas

Ponencia invitada

I+D+i en el ámbito del compostaje: visión crítica de la situación en España y propuestas de potenciación y mejora. *S. Mato* 197

Comunicaciones

Efectos sinérgicos de la relación entre empresas del compost y centros de investigación: el Grupo Ingeniería Química de la UCO. *A.F. Chica, M. Dios, A. Rosal, M.A. Arcos, J.P. Pérez y F. Vázquez* 199

La innovación en el ámbito de las empresas de servicios: gestión, colaboraciones y comunicación. *E. Jiménez* 204

Siete años de colaboración en I+D+i Universidade de Vigo–Ros Roca. *D. Pérez, F. Solé-Mauri, F. Marsá, S. Mato y D. Paulet* 208

Coincidencia de objetivos en proyectos de investigación sobre residuos orgánicos: utilidad de la información obtenida. *O. Huerta, M. López, F.X. Martínez, J. Valero, L. Condes y M. Soliva* 214

Aplicación de un reactor modular de alimentación continua para el vermicompostaje de destríos de cultivos de invernadero. *R. Nogales, C. Pérez-Losada, D. Cereijo, R. Plana, S. Mato, J. Dominguez y M.J. Fernández-Gómez* 219

Automatización de túneles de compostaje y modelización del proceso. *L.M. Fernández, F.J. Vázquez, M.A. Arcos y A.F. Chica* 224

Aplicación de la tecnología de biorremediación con compostaje en suelos contaminados: experiencias a escala real. *A.I. Díaz, J.I. Gascón, M.G. Arce y I. Unzueta* 229

Pósteres Sesión I

Aplicación de compost de residuos de origen urbano en *topdressing* de césped en campo de golf. *P Reis, M.; Nunes, J.* 237

Aplicación de compost procedente de residuos sólidos urbanos para la producción de tomate. *P. Muñoz, A. Anton, J.Doltra, J. Ariño, O.Huerta, M. López* 244

Aprovechamiento de residuos agrícolas en el control de bacterias fitopatógenas. *M.J. Zanón, M.I. Font y C. Jordá* 248

Caracterización molecular de la dinámica de las poblaciones microbianas durante el compostaje de fangos de depuradora. *F. Prenafeta; M. Viñas; M. Guivernau; B. Puyuelo, T. Gea, A. Sánchez* 253

Cómo medir el contenido de humedad en compost bajo condiciones variables de salinidad, temperatura y compactacion. *E. Corominas, A. Ritter y C.M. Regalado* 258

Comportamiento del compost de RSU en un cultivo de *Lolium multiflorum* en Menorca. *F.X. Martínez, O. Huerta, M. López, M. Soliva, J. Bustamante y A. Allés* 262

Compostaje de biosólidos y residuos sólidos urbanos: modelización de la pérdida de nitrógeno. *J. L. García-Morales, A. Delgado, D. Sales, R. Solera* 267

Compostaje de cadáveres de pollos en sistema cerrado discontinuo. *M. Sánchez-Báscones, L. M. Navas, M. A. Díez, A. Correa, S. Hernández, J. Martín* 272

Compostaje de orujos de vid para su empleo como sustrato hortícola. *E. Carmona, M.T. Moreno, P. Pajuelo, J. Ordovás* 279

Compostaje en sistema abierto de los cadáveres de pollos producidos en las explotaciones de engorde. *M. Sánchez-Báscones, L. M. Navas, M. A. Díez, A. Correa, S. Hernández, J. Martín* 284

Control de enfermedades típicas de cultivos hortícolas mediante la aplicación de microorganismos procedentes de compost de origen vegetal. *F. Suárez-Estrella, M.C. Vargas-García, M.J. López, y J. Moreno* 290

Determinación de propiedades físicas en el proceso de compostaje de estiércol de vacuno. *R. Cáceres y O. Marfà* 295

Distribución y biodisponibilidad de metales pesados en compost. *M.T. Barral, R. Paradelo, A. Villada, R. Devesa-Rey, A. Moldes* 299

Efecto del compost de alperujo en la biodisponibilidad de metales pesados y arsénico y en el crecimiento de plantas de *Brassica* en dos suelos contaminados. *F. Fornes, R. García de la Fuente y M. Abad* 304

Eficiencia del tipo de tecnología de compostaje en el control de patógenos coliformes. *J.C. García-Gil, J.M. Fernández, C. Plaza, A. Polo* 309

Espectroscopia de infrarrojo cercano y su uso en la estimacion rápida de la calidad agrícola de los composts. *L. Gálvez-Sola, M.A. Bustamante, C. Paredes, A. Pérez-Espinosa* 313

Estudio de la capacidad hidrolítica del compost como pretratamiento en procesos de biometanización. *A. de Vicente, M. Dios, L.I. Romero, D. Sales, J.L. García-Morales* 318

Evaluación capacidad de aportar nutrientes (N) a cebada y lechuga de 3 compost orgánicos. *I. Irigoyen, I. Domeño, J. Muro, P. Aparicio y C. Lamsfus* 322

Evaluación de la aptitud como sustrato de dos composts obtenidos a partir de restos de biomasa y otros materiales residuales. *I. Estévez-Schwarz, S. Seoane, A. Núñez y M.E. López-Mosquera* 328

Evaluación del sistema Rutgers para el compostaje de estiércol de cabra y conejo. *R. Moral, M.A. Bustamante, C. Paredes, J. Moreno-Caselles, E. Agulló, J.A. Cecilia* 332

Evaluación en condiciones de campo de dos composts para la recuperación de escombreras. *I. Estévez-Schwarz, S. Seoane y A. Núñez* 337

Evolución de poblaciones microbianas en procesos de compostaje realizados con distintas materias primas. *M.J. López, M.C. Vargas-García, F. Suárez-Estrella, J. Moreno* 341

Extracción alcalina de materia orgánica de un compost de orujo de oliva de dos fases ("alperujo"). *G. Tortosa-Muñoz, J.A. Alburquerque-Méndez, J. Gonzálvez-Vicente, G. Ait-Baddi y J. Cegarra* 346

Incidencia de la fertilización mediante compost autóctono en la calidad de la producción de siete variedades-población de vinÍferas cultivadas en las Islas Canarias. *C.D. Marrero, E. Corominas, E. González y J.J. Fariñas* 352

Modificación del pH de compost de residuos ganaderos y forestales en Castilla y León para la fabricación de sustratos y enmiendas. *A. Masaguer, M. de Gregorio, J. Pérez-Esteban, A. de Antonio, P. Domínguez* 358

Posibilidades de la lixiviación química de metales para mejorar la calidad del compost. *A. Rosal, A.F. Chica, B. Busturia, J.P. Pérez* 362

Proceso de compostaje de restos de poda, algas y fanerógamas marinas. *T.R. Alcoverro, M.C. Jaizme-Vega, J.A. Haroun, A.R. Socorro, M.N. González, M.A. Viera, I. Santana, E. Portillo, H. S. Mendoza* 367

Residuos vitivinícolas: reciclado mediante compostaje. *M.A. Bustamante, C. Paredes, M.D. Pérez-Murcia, B. Rufete, L. Gálvez-Sola, R. Moral* 372

Respuesta de test de germinación a la fitotoxicidad de sustancias orgánicas. *R. Paradelo, A. Moldes, D. González, M.T. Barral* 378

Respuesta vegetativa de siete variedades-población de viníferas cultivadas en las Islas Canarias con aportes de compost autóctono en el sur de la isla de Tenerife. *C.D. Marrero, E. Corominas, E. González y J.J. Fariñas* 383

Retención de amonio y metales en el compostaje de lodos municipales con distintas zeolitas naturales. *V. Sánchez, J. López, F.J. Fernández, L. Rodríguez y J. Villaseñor* 389

Uso de composts de alta estabilidad en áreas recreativas: ensayo en céspedes de clima subtropical. *D. Gómez de Barreda-Ferraz, M.R. Albiach, F. Pomares, F. Ingelmo y R. Canet* 393

Pósteres Sesión II

Análisis del flujo de materia del mercado Alfredo Lazo, Estelí (Nicaragua). Propuestas para la valorización agronómica de la fracción orgánica de los residuos. *M. Aulinas, A. Bonmatí* 402

Compostaje doméstico: resultados y conclusiones de cinco años de experiencia. *M. Rodríguez, R. Pérez y M. Soto* 406

Compostaje en las escuelas: instrumento para la sensibilización de la sociedad sobre la problemática de los residuos orgánicos. *M. López, O. Huerta, E. Huguet, F. Lumbreras* 411

Compostaje para agricultura ecológica en la C.A. de Andalucía. *J.M. Álvarez, J. Jáuregui, M. León y J.J. Soriano* 416

Experiencias en la promoción e implantación de proyectos de compostaje doméstico. *M. López, J. Melero, L. Muñoz y G. Pocoví* 422

Pósteres Sesión III

Empresa, investigación y docencia: como aprovechar las sinergias en un caso concreto. *M. López, O. Huerta, M. Almansa, M. Soliva, F.X. Martínez* 429

Estudio de las propiedades físicas y químicas de dos sustratos obtenidos mediante compostaje de restos de biomasa y otros materiales residuales. *I. Estévez-Schwarz, S. Seoane, A. Núñez y M.E. López-Mosquera* 433

Industrialización del rastrojo del maíz. *J. García-Raurich, J.L. Blanco, J.M. Nacenta, M. Pallarès, I. Canal y R. Blanco* 438

Transferencia de los resultados de la investigación y necesidades futuras en el compostaje para agricultura ecologica en la C.A. de Andalucía. *J.M. Álvarez, J. Jáuregui, A. Bravo y J.J. Soriano* 443

Sesión Inaugural

Algunos elementos para comprender el desarrollo, evolución y perspectivas de los biotratamientos de residuos en el Área Metropolitana de Barcelona

Some elements for comprehend the waste biologic treatments development, evolution and prospects in the Metropolitan District of Barcelona

J. M. Sabater Chéliz

Ex-Director del Servicio de prevención y gestión de residuos de la Entidad del Medio Ambiente del Área Metropolitana de Barcelona[1].

Ex-Director of Waste Prevention and Management Service of the Barcelona Metropolitan Area Environment Organization.

Resumen

Se describen las circunstancias y entorno del paradigma de gestión de los residuos municipales (RSU), así como una valiosa experiencia en la aplicación de sistemas mecánicos y biológicos (compostaje y metanización). Una vez agotada la vigencia del Programa 1997-2006, la discusión de los resultados obtenidos ofrece un balance del período en relación a los objetivos propuestos, así como también las correcciones y desarrollos para futuras actuaciones.

Palabras clave
Residuos urbanos; modelo de gestión; TMB; aerobio, anaerobio; compostaje; metanización; vertedero; TMB; CDR.

Abstract

Once exhausted the Program 1997-2006, the paradigm municipal solid waste (MSW) management circumstances and surroundings are described, as well as a valuable experience in the of mechanical and biological systems (composting and methanisation) waste treatment. The ten years later results discussion offer the period balance in relation to the proposed objectives, as well as the corrections and developments for future performances.

Keywords
Household waste; waste management; MBT; aerobic, anaerobic; composting; methanisation; landfill; MBT, RDF.

1. Datos previos sobre la entidad metropolitana de Barcelona y su gestión de residuos

Ámbito y datos básicos

La Entidad metropolitana está constituida por 33 municipios, con una superficie de 586 km2, y su población (datos del año 2005) es de 3.116.383 habitantes, de lo que resulta una densidad de 5.313 hab km^{-2}.

Generación de residuos metropolitanos y recogida selectiva

Desde el año 1996, arranque de la redacción del PMGRM[2], la tabla siguiente recoge la generación de residuos así como el porcentaje de recogida selectiva respecto al total de la recogida municipal.

[1] Cuyo nombre oficial es Entidad Metropolitana de Servicios Hidráulicos y Tratamiento de Residuos.
[2] Programa Metropolitano de Gestión de Residuos Municipales, que se describe más adelante.

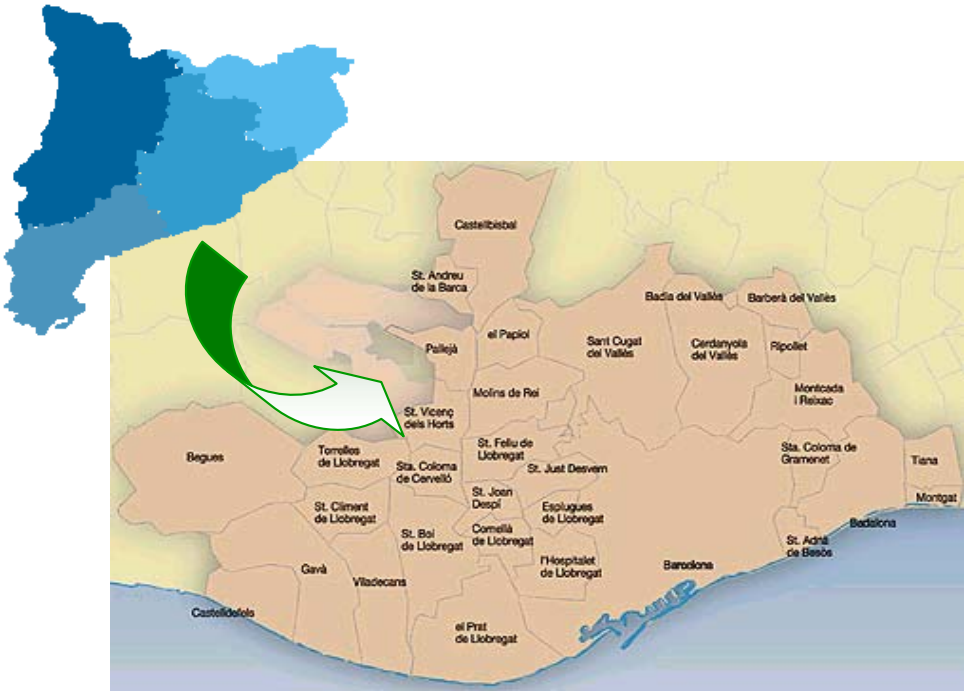


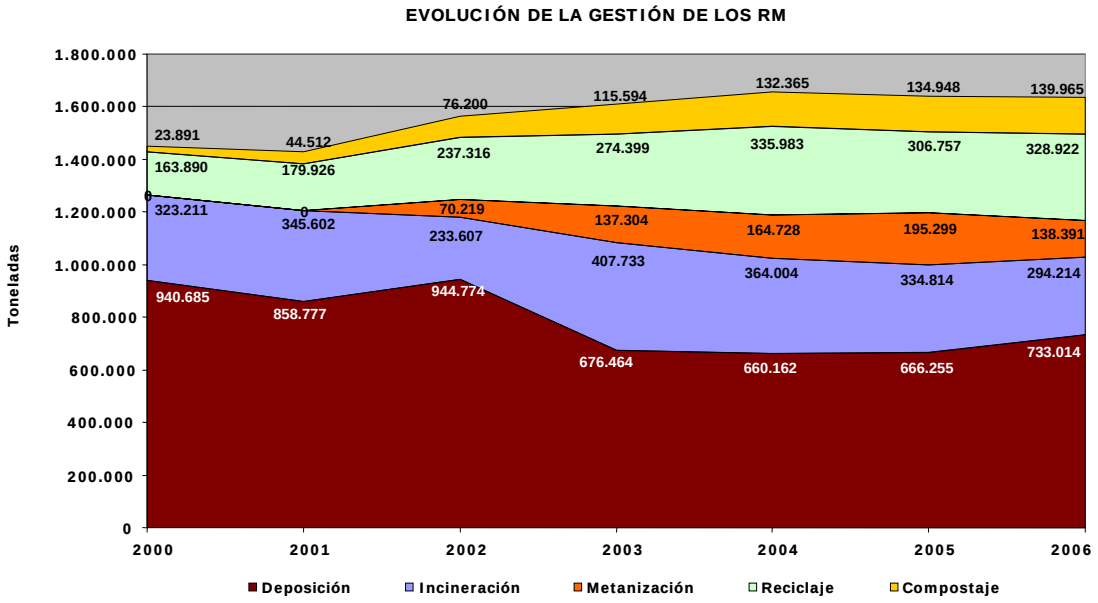
Tabla 1. Generación de residuos y porcentaje de recogida selectiva respecto al total de la recogida municipal

Generación de RM			Selectivas
Año	RM, en Mg	kg / hab.año[3]	% RS/RM
1996	1.290.417	1,22	s/d
1997	1.374.711	1,30	s/d
1998	1.373.796	1,30	8,91%
1999	1.449.717	1,37	11,47%
2000	1.407.768	1,33	13,34%
2001	1.429.589	1,34	15,75%
2002	1.562.116	1,44	24,57%
2003	1.611.483	1,44	32,72%
2004	1.657.759	1,48	20,57%
2005	1.638.074	1,44	26,96%
2006	1.634.507	1,43	28,69%

* El crecimiento de la generación por habitante está influido por los cambios de renta disponible, hábitos de consumo y enmascarado por las imperfecciones del sistema estadístico y censal.

[3] El crecimiento de la generación por habitante está influido por los cambios de renta disponible, hábitos de consumo y enmascarado por las imperfecciones del sistema estadístico y censal.

Generación de residuos municipales y tratamiento finalista



En el gráfico se observa que a pesar de que la generación de RM va en aumento (mayor población), la cantidad de residuos municipales a tratamiento finalista va decreciendo, mostrando una mayor divergencia entre ambas líneas —fruto del desarrollo de las recogidas selectivas en origen—.

El incremento en el porcentaje de las recogidas selectivas respecto a la generación de residuos municipales se debe, por una parte, al avance cuantitativo y cualitativo en su implantación, y también al hecho de que algunas de ellas han alcanzado un alto grado de madurez.

2. La situación en 1970

En palabras de D. Enric Villamore i Vicente, "¿Por qué el vertedero del Garraf?", en El dipòsit controlat de la Vall d'en Joan, Àrea Metropolitana de Barcelona, Entitat del Medi Ambient, 2007:

"[A partir de 1780] se organizaron de manera autónoma los basureros de Barcelona, primero individualmente y, a partir del año 1915, de forma colectiva al ser contratados por Fomento de Obras y Construcciones SA, la primera adjudicataria de una contrata de recolección domiciliaria de basuras y limpieza de las vías públicas de Barcelona. En el año 1964, la Cooperativa de Usuarios del Servicio de Limpieza Pública Domiciliaria de Barcelona (constituida en 1930 como cooperativa independiente) obtiene la contrata de recogida de residuos urbanos domiciliarios de la mitad de la ciudad de Barcelona.

"Durante el lapso de tiempo que va desde 1780 hasta 1960, en que apareció la peste porcina africana (motivo por el cual el Estado español, mediante la Ley de epizootias, prohibió la alimentación de animales con residuos procedentes de la alimentación humana), la basura de Barcelona fue seleccionada, tratada y eliminada por los basureros instalados en los "sitiales" ubicados en las poblaciones alrededor de la ciudad: en Santa Eulàlia de L'Hospitalet de Llobregat, en Sant Martí o en Can Pi, un pueblo de 500 habitantes en que toda la población se dedicaba a la selección. Dicha selección era total: la materia orgánica servía para dar de comer a los animales, principalmente cerdos; lo que quedaba después de alimentarlos, junto con los purines –el estiércol–, se utilizaban como abono. El resto –papel y cartón, chatarra, madera, etc.– se vendía.

"Desde 1960 hasta 1964, en que se inauguró el vertedero de Montjuïc y se fueron rellenando las antiguas pedreras de donde se había extraído la piedra para construir Barcelona, los basureros todavía seleccionaban el papel y la chatarra, pero la materia orgánica se enterraba en los pozos agotados de extracción de áridos de Viladecans.

"A partir del año 1964, cuando la selección ya no era negocio, todas las basuras de las ciudades de Barcelona y L'Hospitalet de Llobregat se eliminaban en el vertedero controlado de Montjuïc, donde el tratamiento consistía, como en toda Europa, en pisarlas con máquinas de obras públicas y cubrirlas con un metro de tierra.

"En otoño de 1972 una fuerte inundación ocasionó el corrimiento del talud de residuos urbanos del vertedero municipal de Montjuïc, que llegaron al grupo de viviendas de Can Clos, barrio situado cerca del vertedero.

"Por orden del gobernador civil de aquel momento, hubo que detener inmediatamente la eliminación de residuos urbanos en el vertedero de Montjuïc y hubo que buscar con rapidez terrenos fuera de las ciudades de Barcelona y de L'Hospitalet de Llobregat que, junto con la planta incineradora de Sant Adrià del Besòs –de la cual se estaba redactando el pliego de condiciones–, fuesen capaces de eliminar no sólo los residuos de las dos ciudades mencionadas, sino los de los municipios de toda la Corporación Metropolitana de Barcelona[4].

"Y mientras, ¿qué se hizo? Pues, entre 1970 y 1974 los residuos urbanos de las dos urbes fueron rellenando los pozos agotados de extracción de áridos del delta del Llobregat, tal como ya había sucedido hacía más de diez años[5].

"Dado que, por un lado, el Ayuntamiento de Barcelona era consciente del problema de eliminar sus residuos y, por otro, los ayuntamientos de la zona del delta –Gavà y Viladecans– estaban inquietos por el trabajo que se estaba llevando a cabo, cada vez era más urgente encontrar nuevos terrenos que resolvieran el problema, como mínimo a medio plazo."

3. La salida: el vertedero del Garraf

"Ante este problema urgente, se buscaron diversos terrenos en un, radio de 25 km de la ciudad de Barcelona que reuniesen las condiciones aptas para poder instalar un vertedero de residuos urbanos, tanto domésticos como comerciales e industriales no peligrosos. Sin embargo hubo impedimentos físicos, sociales y políticos que no permitieron que se obtuvieran los permisos de la instalación.

"En este intervalo, en el año 1971 los políticos del Ayuntamiento de Barcelona llegaron a un acuerdo con los de los ayuntamientos de Gavà y de Begues para que se aviniesen a dejar instalar el vertedero en la Vall d'en Joan del macizo del Garraf, situado en los dos términos municipales, para eliminar allí los residuos de las poblaciones pertenecientes a la Corporación Metropolitana de Barcelona.

"Aunque los servicios técnicos evidenciaron que los terrenos no eran los idóneos para instalar un vertedero controlado[6], la imperiosa necesidad de poder disponer de ellos obligó a tomar medidas correctivas costosas para minimizar los problemas medioambientales que pudiesen surgir.

[…]

"El 15 de febrero de 1974 se llegó a un acuerdo entre el alcalde de la ciudad de Barcelona y el concesionario de la explotación para iniciar los servicios de eliminación de basuras en el vertedero del Garraf que, en principio, tenían que durar veinte años."

Según esto el vertedero de la Vall d'en Joan, Garraf, debía clausurarse el 1994.

4. La contestación

La oposición de grupos ecologistas y movimientos ciudadanos empezó de inmediato. Ya antes que se iniciase la preparación del vertedero, en 1972, tiene lugar una primera manifestación, que –según algunas fuentes– es una de las primeras manifestaciones de protección del medio natural en Catalunya o que incluso se inscriben en la "memoria de la transición".
Después se fueron repitiendo denuncias, actos, escritos y algunas manifestaciones y cortes de carreteras. Y también recursos y contenciosos, y preguntas a la Comisión Europea y la Comisión de Peticiones del Parlamento Europeo[7]. Especialmente activos se posicionaron la "Coordinadora per a la Defensa del Massís del Garraf"[8], y

[4] En 21/11/1985 la *Corporación Metropolitana de Barcelona* asumió los servicios municipales de eliminación de residuos municipales. Pero esta entidad, fue disuelta por ley del Parlamento de Catalunya en 1988, y sus competencias en materia de residuos fueron atribuidas a una administración local, sectorial y supramunicipal, la *Entidad Metropolitana de Servicios Hidráulicos y Tratamiento de Residuos* (o Entidad del Medio Ambiente del Área Metropolitana de Barcelona).
[5] La construcción de infraestructuras y obras civiles en el territorio del delta ha puesto en evidencia con harta frecuencia la aparición de estos rellenos, generadores de problemas de resistencia de los terrenos para cimentaciones y de asentamientos.
[6] Era, en efecto, de un bello paisaje de las estribaciones del macizo del Garraf, por otro lado objeto de otras intervenciones agresivas (canteras, campo de tiro militar). Desde un punto de vista geológico se trataba de terrenos kársticos, susceptibles de fracturas y fisuraciones: "Hay ejemplos de esto en zonas kársticas, en las que se instalaron vertederos contra la razonada opinión de todos los expertos en medio natural, geólogos, biólogos y otros (es el caso del célebre y desafortunado vertedero de Garraf, cerca de Barcelona).", MIMAM, *Libro verde de medio ambiente urbano*. Tomo I.
[7] Sin ánimo de ser exhaustivo, pueden citarse: los recursos contenciosos-administrativos promovidos por la *Coordinadora Salvem el Garraf* el 1996 y 1997 contra las actividades, ampliaciones y prórrogas del vertedero; la decisión del *Consell de Protecció de la Natura* determinó

después el grupo ecologista Quercus, de Gavà, pero también se adhirieron otros grupos políticos, entidades y asociaciones de protección al medio ambiente. En algún momento, la oposición al vertedero suscitó la coincidencia de los ayuntamientos de Gavà y Begues, así como de la Diputación de Barcelona, que intentó bloquear el crecimiento del vertedero a través de la regulación del Parque Natural del Garraf, de su competencia (Pla Especial per a la Protecció del Medi Físic i del Paisatge del Massís del Garraf, 1986).
Era evidente que la situación estaba muy maleada. De ahí las afirmaciones voluntaristas de la nueva administración democrática responsable[9] en el sentido de acelerar su clausura. Pero esos intentos chocaron siempre, además de la prolijidad y lentitud de los procesos jurídicos, con el hecho evidente de la falta de alternativas para los residuos del Área Metropolitana de Barcelona.
Y también los intentos, no conseguidos, de dar solución a ese problema. Por ejemplo, el 12/03/81 la administración metropolitana aprobó inicialmente un Plan Especial para la eliminación de los Residuos Sólidos, y la Conselleria de Política Territorial y Obras Públicas de la Generalitat de Catalunya le dio la aprobación definitiva el 10/12/81. Según el Plan… se programaba clausurar el vertedero a finales de 1986; las instalaciones de substitución previstas eran:

- Dos plantas térmicas preexistentes (la ya citada y una segunda, de poca capacidad, en Montcada i Reixac).
- Una nueva planta de reciclaje y compostaje.
- Nueva planta de incineración.
- Un nuevo vertedero en El Papiol, que es rechazado por el municipio[10].
- Un nuevo vertedero en Castellbisbal, que es igualmente rechazado por el municipio[11].

5. Intentos de solución: la planta de Gavà–Viladecans y la macroincineradora

Además del vertedero del Garraf, en 1975 se pusieron en marcha las incineradoras de St. Adrià del Besòs (~ 300.000 t/año) y de Montcada i Reixac, que en 1985 dobló su capacidad (hasta ~ 50.000 t/año); pero el mismo año se cerró el vertedero de Pomar (Badalona), que absorbía los residuos municipales de esta ciudad y de Sta. Coloma de Gramenet, St. Adrià del Besòs, Montgat y Tiana, así como de otros municipios del Maresme (entre ellos Teià, Vilassar de Mar y Cabrera de Mar).

Hubo dos intentos de dar una alternativa cuantitativamente significativa al vertedero del Garraf: la planta de selección y "compostaje gris" –es decir, de residuos en masa– de Gavà–Viladecans, y la macroincineradora de la Zona Franca de Barcelona[12]. La primera inició su operación en febrero de 1987, pero se suspendió el funcionamiento del proceso de compostaje en 1990 por escasa eficacia de la gestión de la planta y por problemas de olores en la ciudad de Gavà, que generaron un fuerte movimiento ciudadano de protesta. Las instalaciones se utilizaron a partir de 1992 para una línea de selección de envases de plástico procedentes de pruebas piloto, que

---

en 1997 que «la fecha de 31 de diciembre de 1999 ha de tener carácter de improrrogable» respecto al cierre del vertedero; la acusación, nunca probada, que "no només es contaminaren els aqüífers que alimentaven pous i fonts, també es contaminà el riu subterrani d'aigua dolça de la Falconera, possiblement el més gran d'Europa, i juntament amb això tingué lloc la propagació del metà (gas produït en la fermentació orgànica i que provocà la mort d'un espeleòleg l'any 79) per totes les cavitats"; el recurso de reposición interpuesto el 07/06/2000 por el grupo ecologista *Quercus* y la *Unió Muntanyenca Eramprunyà*, de Gavà, ante el *conseller* de Política Territorial de la Generalitat contra la prórroga de actividad del vertedero del Garraf, promovida por la Diputación de Barcelona y la Entidad Metropolitana del Medio Ambiente, aprobada definitivamente por la Generalitat el 5 de julio de 2000, y que según los ecologistas, «puede ser constitutiva de prevaricación»; la pregunta escrita E-3062/2000 de la eurodiputada de IU Laura González Álvarez a la Comisión; Petición 266/2001, presentada en nombre de varios grupos ecologistas, por incumplimiento de diversas directivas comunitaria y resuelta en el sentido que "El análisis del caso no permite concluir que se ha incumplido el derecho comunitario en materia medioambiental. En consecuencia, la Comisión ha decidido archivar el asunto" (*Comunicación a los miembros*, de 13 de septiembre de 2004). Etc, etc.

[8] También contra otras intervenciones en el macizo del Garraf.

[9] El Ayuntamiento de Barcelona, hasta el 31.12.2000, fue el titular y responsable directo del vertedero, si bien la Entidad tenía facultades de planificación de la gestión de los residuos municipales metropolitanos.

[10] Que acepta, "a cambio", otro servicio metropolitano "indeseable": el Cementerio de Roques Blanques.
[11] Tanto una localización como la otra eran impecables desde el punto de visto geotécnico: terrenos arcillosos de elevada impermeabilidad, no aluviales ni kársticos como el precedente del Garraf. La conveniencia de los lugares fue posteriormente confirmada por sendos intentos de la *Junta de Residuos* de la Generalitat de Catalunya, también frustrados, de ubicar en ellos vertederos de residuos industriales.

[12] Otros intentos menores fueron la planta de compostaje de St. Boi de Llobregat (1974-1980), cerrada por no poder cumplir con la oferta (canon y *ratio* de rechazo), y por molestias a los vecinos (olores), la planta de compostaje de Castelldefels y Torrelles de Llobregat, y el vertedero de Vilatort (Montcada i Reixac).

organiza el Ayuntamiento de Barcelona[13].

Se inicia también el proyecto de una incineradora para 400.000 t/año de residuos, a construir en un terreno reservado al efecto en la Zona Franca, contigua al Puerto de Barcelona. De nuevo se producen movilizaciones contrarias al proyecto, que impide su aprobación por el Consejo Metropolitano una vez concluido el período de alegaciones (la resolución negativa, tardía, es de 04/12/1998).

En esta situación, la Generalitat de Catalunya promulga la Llei 6/1993, de 15 de juliol, reguladora dels residus, que transpone los principios básicos de las directivas comunitarias, fija la jerarquía reducción–reutilización-valorización (material y energética)-eliminación (disposición, en el lenguaje políticamente correcto utilizado). Pero, además, establece la obligatoriedad municipal de todo el ciclo de la gestión de residuos municipales (RSU en terminología clásica), de la recogida selectiva (y en particular, la de los restos orgánicos)[14].

Consecuentemente, en 1995 se aprueba por la Generalitat, el "Programa de Gestión de Residuos Municipales de Catalunya". Les instalaciones previstas en el ámbito metropolitano son:

- 2 Plantas de transferencia.
- 6 Plantas de compostaje.
- 1 Planta incineradora.
- 40 puntos limpios (deixalleries).

6. El PMGRM (1997)

Finalmente, en 1996 se inició la redacción, por parte de la Entidad Metropolitana de Medio Ambiente, del Programa Metropolitano de Gestión de Residuos Municipales (PMGRM). El primer planteamiento recogía la recogida selectiva de las fracciones "secas" (papel y cartón, envases de vidrio e, incluso, "basura limpia", primera aproximación de los envases ligeros, con otros elementos de plástico) pero insistía en la incineración como tratamiento finalista del Resto.

Este enfoque suscitó una amplia polémica entre los partidos políticos que formaban la coalición de gobierno de la Entidad. Por una parte, IC-V (Iniciativa per Catalunya-Els Verds) y el PSC (Partit dels Socialistes de Catalunya), a quienes correspondían la presidencia y vicepresidencia, respectivamente, de la Entidad. IC-V se apoyaba, además, en la oposición a la propuesta de una incineradora en la Zona Franca de ecologistas y del movimiento de los barrios cercanos.

En este entorno, y no sin una fuerte controversia en el gobierno metropolitano, se redactó una segunda versión del PMGRM, que propone un planteamiento de consenso con los sectores ciudadanos: impulsión de la prevención, recogida selectiva de las fracciones secas con destino a reciclaje; recogida selectiva de los restos de cocina

---

[13] Experiencia que nació con la denominación de "*Brossa neta*" ("Basura limpia").

[14] "Artículo 6. - Programa general

1. "El Gobierno de la Generalitat debe elaborar un programa de coordinación del conjunto de acciones necesarias para:
   a) Promover la minimización de los residuos y de su peligrosidad.
   b) Promover la recogida selectiva de residuos.
   c) Valorizar los residuos.
   d) Utilizar los residuos como fuente de energía.
   e) Disponer de los rechazos.
   f) Regenerar los espacios degradados por descargas incontroladas.
   (…)

"Artículo 17. - Obligaciones del productor y del poseedor de residuos

1. Son obligaciones del productor y del poseedor de residuos:
   a) Garantizar que los residuos que generen o posean sean gestionados de acuerdo con las prescripciones de esta Ley.(…)

"Artículo 38. - Competencias y funciones de los municipios

1. La gestión de los residuos municipales es una competencia propia del municipio.
2. El municipio, independientemente o asociadamente, tiene que prestar, como mínimo, el servicio de recogida, de transporte, de valorización y de disposición del rechazo de estos residuos.
3. El municipio debe gestionar este servicio según las determinaciones básicas siguientes:
   a) El ayuntamiento adquiere la propiedad de los residuos siempre que le sean entregados para la recogida en las condiciones que determine el reglamento municipal del servicio.
   b) El ayuntamiento tiene que promover la valorización de los residuos en el marco del programa general que formule a la Generalitat."
   c) El ayuntamiento tiene que tomar las medidas necesarias para garantizar que en las operaciones de gestión del servicio se cumplen los objetivos especificados por el artículo 2.

"Artículo 47. - Recogida selectiva de residuos municipales

1. Con el fin de favorecer la valorización de los residuos municipales, los municipios de más de cinco mil habitantes de derecho deben instaurar la recogida selectiva en el servicio de gestión de los residuos municipales.
2. La recogida selectiva de los residuos municipales debe implantarse con carácter obligatorio, con entrega segregada al servicio de recogida de los residuos orgánicos.
3. La recogida selectiva de vidrio, papel y cartón, plásticos, pilas, metales y otras materias y sustancias susceptibles de valorización tiene que ser implantada con carácter voluntario por los ayuntamientos y consejos comarcales, sin perjuicio de la prestación del servicio de *deixalleria* [punto limpio] que se fija en el artículo 46.

y jardinería, destinados a compostaje; manteniendo las incineradoras existentes (St. Adrià del Besòs y Montcada i Reixac) e introduciendo una "incineración fría" –como se llegó a llamar en el contexto de aquel debate a la biometanización–. Por último se redujo la deposición en vertedero a un tratamiento de cola, exclusivamente para los rechazos de otros tratamientos y para los residuos que no admitían otra solución.

Así enunciado, el PMGRM era –y es– conceptualmente muy válido. Lo problemático no estaba en este esquema, sino en las proyecciones de cada una de las fracciones fundamentales. Así, la tasa de recogida selectiva/tratamiento programada para el año horizonte 2006 era de:

- 30% para las fracciones secas, en su totalidad destinadas a reciclaje/recuperación de materias primas secundarias;
- 12% para la FORM (Fracción Orgánica de los Residuos Municipales), que recibía un tratamiento de compostaje, con producción de compost aplicable en jardinería y agricultura;
- 18% para la biometanización, destinada a tratar lo que piadosamente se denominaba "materia orgánica con muchos impropios" y que más bien se podía identificar con una fracción Resto;
- 33% de recogidas no seleccionadas e impropios de otros tratamientos, destinados a la incineración (en las incineradoras ya existentes, mejorando sus capacidades); y
- 7% derivadas a vertedero.

Todo en un contexto de crecimiento nulo de la generación entre 1997 y 2006.

Cabe señalar, en descargo de los redactores de este voluntarioso/voluntarista programa que se dieron algunas percepciones equívocas de la situación. Singularmente, las primeras tentativas –previas– de compostaje en el ámbito metropolitano (plantas de Castelldefels y Torrelles de Llobregat, y recogidas en los municipios del entorno) permitían un alto grado de optimismo, con niveles de impropios que se situaban por debajo del 5%. Además, una incorrecta comunicación creaba una cierta confusión entre los ciudadanos entre el concepto de plásticos y el de "basura limpia"[15], lo que impedía una contabilización correcta de recogidas y rendimientos.

El PMGRM prevé un sistema de infraestructuras de tratamiento distribuidas que establecía el PMGRM: 6 plantes de compostaje (la existente de Torrelles de Llobregat, de capacitad ampliable a 6.000 t/año; la también existente de Castelldefels, que se ampliaba a 30.000 t/año; y cuatro nuevas más, también de 30.000 t/año) y 3 plantas de biometanización, de capacidad de digestión 50.000 t/año (dos digestores de 25.000 t/año cada una)[16].

El PMGRM se aprueba el 17.07.1997 con una mayoría contundente en el seno del Consejo Metropolitano (si bien con el voto a regañadientes del PSC) y con el consenso mayoritario de grupos ecologistas y movimientos ciudadanos.[17]

[15] *Brossa neta* (cuya traducción literal sería "basura limpia") era una experiencia exitosa de recogida del municipio de Barcelona, que incluía envases ligeros, otros tipos de residuos de plásticos, pero también RAEE y otros desechos secos y no contaminados con materiales de rápida biodegradabilidad. Hay que tener en cuenta que, aunque la *Directiva 94/62/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14/12/94, relativa a los envases y residuos de envases* es anterior, la *Ley 11/1997, de 24/4, de Envases y Residuos de Envases* aparece cuando el *Programa* ya está ultimando su aprobación.

[16] Con mayor detalle, las instalaciones que ya funcionaban al 1997 y las nuevas se indican en el cuadro siguiente:

	Plantas en funcionamiento o en construcción en 1997	Plantas existentes finales del 2006
Plantas de selección	1	2
Puntos limpios (*deixalleries*)	13	41
Plantas de metanización	0	3 (*)
Plantas de compostaje	2	6
Plantas de incineración	2	2
Depósitos controlados	1	2
Restauración vertedero		1
TOTAL	19	57

(*). La metanización del Ecoparque 1 estaba operativa con dificultades –que después se comentarán–; y, por lo que se refiere a la del Ecoparque 3, se había finalizado su construcción pero no se había puesto en servicio.

El Programa también contemplaba, además de la restauración del Garraf, la construcción de una planta depuradora de lixiviados y el aprovechamiento del biogás del vertedero.

[17] Incluso se propuso como ejemplo a otras ciudades de tratamiento sostenible de los residuos urbanos (*Greenpeace*).

7. Tentativas iniciales de despliegue del Programa

Las primeras actuaciones se dieron en el sentido de reforzar la recogida selectiva de papel/cartón y envases de vidrio, del que ya existía una implantación prácticamente completa por municipios –aunque todavía insuficientemente densa–; el desarrollo de la recogida de envases ligeros fue algo posterior, y llegó de la mano de la Ley de envases y residuos de envases (ERE). También se inició la construcción de puntos limpios (deixalleries), una por municipio, más en algunos municipios de mayor población (Barcelona, Badalona), que se realizó con un ritmo muy razonable en los tres primeros años. La recogida segregada de FORM se aplazó, sensatamente, a la disponibilidad de plantas de tratamiento adecuadas.

En el capítulo de infraestructuras de tratamiento, el primer intento fue la construcción de una nueva planta de compostaje para el ámbito Cerdanyola del Vallès–Ripollet–Montcada i Reixac, que ya disponían de un acuerdo mutuo en tal sentido. Sin embargo, este objetivo fracasó después de muchas tentativas y amagos, por las reticencias y problemas de los municipios a señalar una localización aceptable.

Por otro lado, después de diversas reformas, la planta de compostaje de Castelldefels restó limitada a una capacidad de tratamiento de 26.000 t/año de FORM[18].

Esto supuso una reconsideración del sistema de infraestructuras distribuidas que establecía el PMGRM y su substitución por un sistema de 3 plantas integrales, de compostaje de FORM y biometanización de "materia orgánica con impropios" (de capacidades equivalentes), que se bautizaron –marketing dixit– como ecoparques.

Partiendo de un horizonte de residuos municipales de 1.200.000 t/año, se entendía que la recogida selectiva de las fracciones secas podía asumir 300.000 t/año, y que las restantes 900.000 debían ser tratadas en los ecoparques antes de derivar los rechazos hacia instalaciones finalistas (incineración, deposición). Por tanto, la capacidad de tratamiento unitaria de los ecoparques resultaba de 300.000 t/año.

El balance de masas tentativo de los ecoparques resultaba, por tanto, simplificando (y en "grandes números"):

	t/año
Entrada bruta	300.000
Compostaje	50.000
Biometanización	75.000
Materiales recuperables	25.000
Rechazos	150.000

lo que suponía un rechazo a tratamiento finalista (incineración + deposición) del 50%; totalizando entre los tres previstos 450.000 t/año, un 37,5% sobre el total generado — inferior por tanto al 40% previsto por el PMGRM—.

8. La primera infraestructura del PMGRM: el Ecoparque 1

La localización del primer ecoparque fue relativamente fácil, pues se destinó a este fin la reserva de espacio previamente previsto y planeado para la macroincineradora de la Zona Franca, si bien con la dificultad de su escasa superficie, 6 ha. El entorno industrial no presentaba especiales problemas y los barrios cercanos asistieron a esta decisión de forma pacífica, por la combinación de diversos factores: lejanía relativa, entorno industrial, aceptación con alivio del PMGRM y de la substitución de la macroincineración por un sistema considerado sin (o con menores) impactos ambientales.

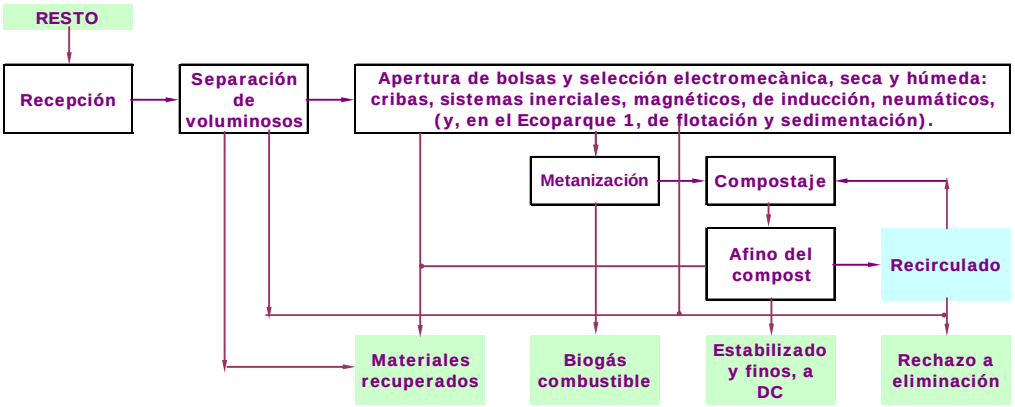
El Ecoparque 1 (Barcelona) se planteó según el siguiente esquema:

- Un pretratamiento (cribas, separadores magnéticos y de corrientes de Foucault, separación neumática de ligeros, etc.) había de permitir separar materiales extraños que podían perturbar el funcionamiento normal del proceso (cuerpos voluminosos, envases de vidrio, otros impropios) y materiales recuperables como materias primas secundarias (papel/cartón, plásticos de diversos tipos, envases compuestos, envases metálicos).
- Una línea de compostaje de 35.000 t/año de capacidad de proceso, equivalentes a 25.000 t/año de ma-

[18] De hecho, la máxima entrada anual ha sido de 15.000 t de FORM i 5.000 de RV, residuos vegetales. En 2007, por las dificultades que implica un residuo con muchos impropios, se han tratado 10.200 t + 3.014 t, respectivamente.

teria fermentable[19], procedentes de la recogida segregada de materia orgánica, municipal y de generadores singulares.

- Una línea de biometanización de 110.000 t/año de capacidad de proceso, equivalentes a 75.000 t/año de materia digestible, procedentes de la recogida segregada de materia orgánica, municipal y de generadores singulares (mercados, poda,...).



- Para potenciar el cumplimiento de los objetivos propuestos en el PMGRM, y en tanto no se dispusiera de suficiente recogida segregada para alimentar las líneas de biotratamiento anteriores, se proponía un pretratamiento mecánico de residuo bruto sin seleccionar, para seleccionar la fracción biodegradable (MOR, materia orgánica residual) que podía estabilizarse mediante biometanización y generar así energía en forma de biogás. Sobre una entrada de materia bruta de 275.000-300.000 t/año, se preveía derivar unas 145.000 t/año a procesos biológicos.
- En cuanto al rechazo, el pretratamiento permitía asegurar la reducción de la materia de rápida biodegradable tanto como exigía la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos:

  En virtud del artículo 5, apartado 1, de la Directiva, los Estados miembros tienen que establecer una estrategia nacional para reducir los residuos biodegradables destinados a vertederos antes del 16 de julio de 2003 y notificar dicha estrategia a la Comisión. Las estrategias deben incluir medidas que permitan alcanzar los objetivos contemplados en el artículo 5, apartado 2, en particular mediante el reciclado, compostaje, biogasificación o valorización de materiales/energía.

  El artículo 5, apartado 2, exige una reducción de los residuos municipales biodegradables destinados a vertederos

  - del 75 % para el 16 de julio de 2006,
  - del 50 % para el 16 de julio de 2009, y
  - del 35 % para el 16 de julio de 2016,

  calculada con arreglo a la cantidad total de residuos municipales biodegradables generados en 1995 o en el último año anterior a 1995 del que se disponga de datos normalizados de Eurostat.

  (Informe de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, Bruselas, 30.03.2005)

  En este caso, se planteó el siguiente sencillo algoritmo: si se parte de un contenido de materia biodegradable del 40-45 % en los RM, el objetivo 2016 debía ser un máximo de 35% de lo anterior en el rechazo destinado a deposición, es decir un 14-15,75%. Se adoptó como condición para los ecoparques un máximo del 15%.

9. La experiencia de la biometanización

El esquema del Ecoparque 1 sirvió de pauta para el diseño –mejorado en muchos aspectos– del Ecoparque 2 (Montcada i Reixac), en el que la contestación de grupos ciudadanos de la vecina ciudad de Ripollet obligaron a reducir de capacidad nominal: de las 300.000 t/año estándar a 240.000 t/año.

[19] La diferencia respecto a la cantidad mencionada en el esquema general de los ecoparques está los impropios separados y también en la desmaterialización (pérdidas de CO_2 y agua) durante el pretratamiento.

Después de 3-4 años de funcionamiento, los resultados más significativos de los ecoparques de la primera generación son:

Entradas principales a planta y rechazo a disposición final

Toneladas	Ecoparque 1			Ecoparque 2		
	FORM	**Resto**	**Rechazo**	**FORM**	**Resto**	**Rechazo**
2002	35.473	70.219	S/d	–	–	–
2003	77.428	137.304	104.193	–	–	–
2004	84.881	164.728	168.826	6.805	44.563	40.055
2005	52.053	113.984	149.992	50.328	82.461	69.293
2006	84.487	10.338	57.250	69.554	70.116	92.445
2007*	Datos no significativos por la operación de reingeniería en curso			59.073	162.453	130.031

* Datos de 2007 hasta noviembre

- La electricidad generada (Ecoparque 2: 2.420, 17.464 y 14.672 MWh en 2004, 2005 y 2006, respectivamente) permite cubrir el autoconsumo y eventualmente exportar una parte a la red.
- El compost producido tiene una calidad razonable y un buen grado de maduración, que permite usos agrícolas (con salida comercial aceptable).
- El estabilizado producido tiene una calidad razonable y un grado medio de maduración, que permite usos no agrícolas.
- Los materiales recuperados (6-8 %) son recibidos por ECOEMBES[20] y/o otros gestores.
- El rechazo a eliminación tiene un contenido de materia orgánica de media inferior al 15 %[21]. Esto posibilita el cumplimiento de la Directiva de vertidos, como se verá más adelante.
- Las aguas de proceso tienen una alta carga contaminante (NH_4^+, DQO), por lo que es necesaria una planta de tratamiento adecuada.
- El proceso biológico es totalmente satisfactorio, con una producción interesante de biogás.

Se ha comprobado que la digestión es efectiva, tanto en sistemas húmedos como en secos[22], con una estabilización importante de la materia orgánica y una satisfactoria generación de biogás con tiempos de residencia del orden de 21 días. El digesto obtenido ha de recibir un tratamiento posterior de compostaje, que sin embargo puede ser muy corto, de ~15 días, obteniendo un producto de maduración equivalente a Rottegrade III a V.

Otras ventajas constatadas son la compacidad y economía de espacio de las instalaciones, y una reducción de la carga de olor generada, ambas muy importantes en el contexto altamente urbanizado del territorio metropolitano. Las desventajas aparecen en la baja relación C/N del digesto resultante y, sobre todo, en la generación de un importante caudal de lixiviados –purga de los digestores– de alta carga que implica una depuración enérgica, en particular de nitrificación/desnitrificación; de la DQO resistente; la carga salina exige tratamientos complementarios con membranas, con lo que finalmente se obtiene un concentrado a derivar a gestores especializados.

[20] Si bien a un precio penalizado, con total disconformidad de la Entidad.

[21] El rechazo procedente de la fracción Resto presenta valores entre un 2,9-6,3% de biodegradables de rápida fermentabilidad; no está registrada la cantidad de papel (*Estudio y tratamiento del rechazo de residuos municipales embalados y plastificados*, informe realizado por los profesores José Mª Baldasano y Ramón Sans, Universidad Politécnica de Catalunya, junio 2007); el de la fracción FORM está alrededor del 15%.

[22] Ecoparque 1: sistema húmedo, con ~ 8% de m.s. en el digestor. Ecoparque 2: sistema seco, con ~ 30% de m.s. en digestor.

Ecoparque 2

Pero los problemas presentados fueron de otro orden: de tipo tecnológico. Pese a acudir a tecnologías de metanización líderes en implantación en Europa, en ambos casos se han presentado problemas vinculados a la insuficiente separación mediante pretratamientos electromecánicos de los materiales flotantes y, especialmente, de los finos pesados (áridos y restos resultantes de la trituración de cerámica y vidrio), así como dificultades relativas a la efectiva fluidificación de las mezclas a procesar. Como consecuencia, se han producido decantaciones y costras en los digestores, con problemas en la circulación de los materiales y esfuerzos mecánicos imprevistos en las instalaciones.
Las conclusiones podrían ser las siguientes:

- La metanización puede ser un tratamiento muy interesante para bioresiduos, siempre que estos tengan un porcentaje bajo de impropios finos y densos, o flotantes. Con materiales no homogéneos el sistema seco se comporta mejor que el húmedo para evitar segregaciones.
- Esto significa que la biometanización está especialmente recomendada para la FORM con un bajo contenido de impropios.
- El tratamiento de MOR (derivada de FORM con alto contenido de impropios o Resto) exige pretratamientos de separación muy severos, en los que es inevitable la pérdida de materia orgánica arrastrada con los impropios.
- En todo caso hay que prever una sistemática de limpieza de digestores y demás instalaciones conexas, posiblemente cada 2-5 años, con la consecuencia de mayores gastos de implantación para redundancia y mantenimiento, así como disponibilidades menores.

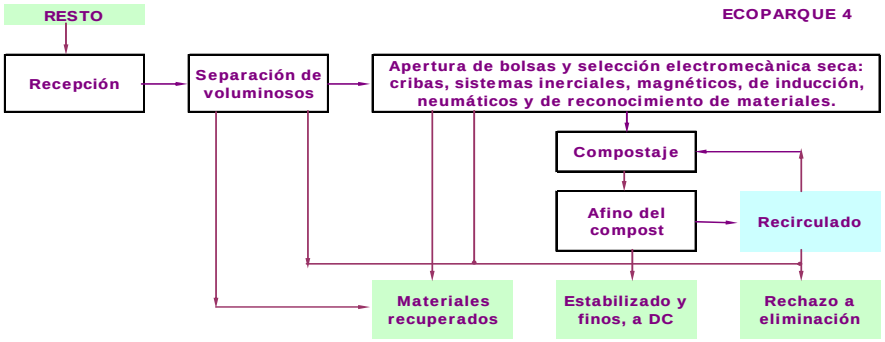
10. Cambio de paradigma: el Ecoparque 4 y la reingeniería del Ecoparque 1

En esta situación se abordan (2006) dos nuevas operaciones:

- La reingeniería del Ecoparque 1, para corregir rendimientos inferiores a los de diseño y errores de diseño, construcción y tecnológicos.
- El lanzamiento del proyecto y construcción del Ecoparque 4 (Hostalets de Pierola)[23].

  En el caso del Ecoparque 4 se aplica un nuevo paradigma.

  - Se abandona la biometanización, al menos hasta que nuevas experiencias den seguridades tecnológicas y, en una primera etapa, se opta por los métodos aerobios tanto para el compostaje de la FORM como para la estabilización de la fracción Resto. Queda pendiente de la adopción de sistemas de biometanización en una segunda etapa, según los resultados de soluciones tecnológicas ya en marcha en otras plantas y de la efectiva calidad de las recogidas selectivas de FORM. Esto significa la renuncia a la valorización energética de los residuos vía la producción de biogás; ahora el objetivo es más modesto: conseguir la estabilización del material biodegradable.



  - También se abandona también el compostaje en túnel, a favor de un compostaje en nave con remoción mecánica automática –mediante un tornillo de Arquímedes montado sobre un puente grúa desplazable a lo largo de la nave–. Con esto se pretende mejorar las condiciones de remoción/aireación, no demasiado conseguidas en un túnel estático clásico, y suprimir una operación extraordinariamente penosa, especialmente en el caso de túneles profundos (propios de instalaciones de una cierta dimensión).

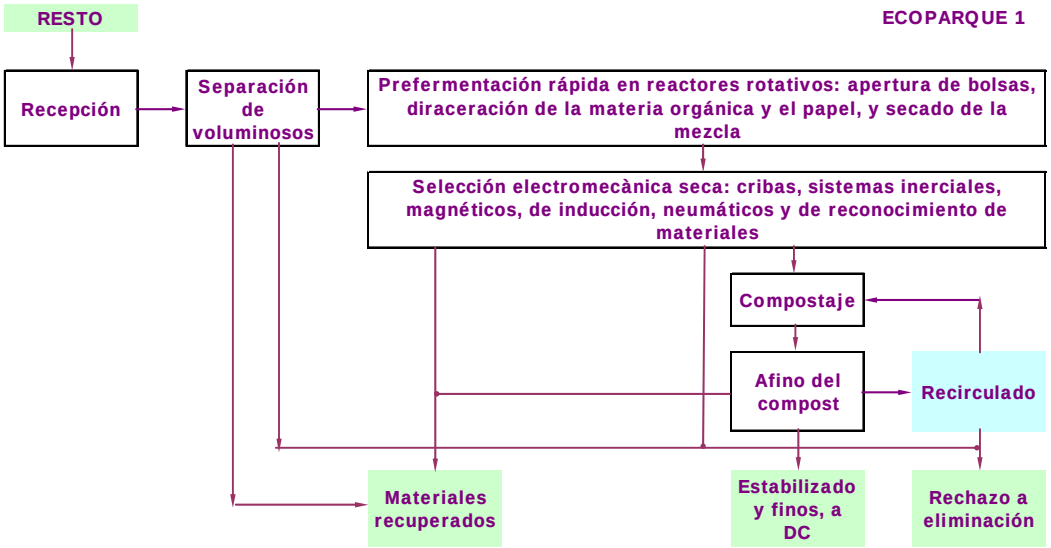
Por lo demás se mantiene el principio de selección mediante pretratamiento antes del biotratamiento. De todas maneras, para reducir al máximo la penosidad laboral que supone la selección positiva de residuos se aumentó la panoplia de recursos tecnológicos con elementos de reciente incorporación: separación balística, separación neumática de ligeros, clasificación de materiales mediante identificación óptica. La reingeniería en curso del Ecoparque 1 (recientemente concluida) también abandona la biometanización de la MOR procedente de la fracción Resto. Esta fracción pasa, sin otra selección previa que los cuerpos voluminosos. A la salida se realizan la separación de fracciones: rechazo, materiales recuperables y MOR, que se envía a compostaje.

La prefermentación del Resto en reactores rotativos (y con un tiempo de residencia del orden de 60 horas) tiene como tiene objetivo abrir las bolsas de residuos, efectuar una dilaceración mecánica del papel y su incorporación a la fracción biodegradable; así como una disgregación de los restos orgánicos más voluminosos. Todo ello en condiciones de alta humedad y temperatura del orden de 40-50º, alcanzada gracias a la exotermia del propio proceso biológico aerobio que tiene lugar en el reactor. En el proceso tiene lugar, evidentemente, una pérdida de agua.

[23] El Ecoparque 3 es un caso singular, por tratarse de la adaptación de un tratamiento mecánico-biológico previo a la incineradora de St. Adrià del Besòs, realizado en una superficie muy reducida y, por tanto, con graves constricciones. Por otro lado, su proyecto y construcción se abordó antes de llegar a las conclusiones sobre biometanización derivadas de la experiencia de los ecoparques 1 y 2.

Ecoparque 1

Las características de los materiales de salida permiten una clasificación más eficiente de materiales recuperables (metales, plásticos —evidentemente se renuncia a la recuperación de papel y de envases de vidrio—), biodegradables y un rechazo para derivar a tratamiento finalista. Y con la ventaja añadida de efectuar estas operaciones —difíciles de confinar— con un material con emisiones de olor mucho más reducidas que
(No se descarta ensayar en el futuro el comportamiento de la MOR así obtenida en los reactores de biometanización, lo que permitiría conseguir una mayor degradación de los materiales biodegradables y una producción adicional de biogás.)
La FORM, por el contrario, sigue el proceso de pretratamiento seco, pretratamiento húmedo –muy reforzado– y finalmente, biometanización. En este caso, el parque de digestores –los cuatro ya existentes– es sobreabundante respecto las necesidades de proceso y permitirá la redundancia necesaria para limpiezas periódicas y operaciones de mantenimiento. La capacidad del Ecoparque 1 después de esta intervención restará de 240.000 t/año.



(Las ampliaciones y mejoras del Ecoparque 2 son menos radicales, pero también comparten el mismo concepto: utilizar los métodos anaerobios —seguidos por una maduración aerobia en túneles— básicamente para la FORM y los aerobios para la estabilización del Resto, en este caso reforzando el equipamiento existente de túneles por trincheras automatizadas. La mayor cantidad de residuos tratados por compostaje ha supuesto una ampliación en los sistemas de captación de gases y de desodorización).

Tambores de prefermentación y deshumidificación[24]

11. Complementos de los ecoparques

Pese a todas las dificultades habidas, y al despliegue aún incompleto de instalaciones, el itinerario seguido en la aplicación del Programa Metropolitano ha permitido situarse en una posición muy positiva respecto al cumplimiento de la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos en vertedero:

"b) A más tardar el 16 de julio de 2009, la cantidad total (en peso) de residuos urbanos biodegradables destinados a vertedero no superará el 50 por 100 de la cantidad total de residuos urbanos biodegradables generados en 1995."

Efectivamente, sendas aproximaciones sobre los datos de 1995 y 2004[25], permitían llegar a las siguientes conclusiones:

- La cantidad de biodegradable depuesta en vertedero por los municipios metropolitanos fue en 1995 de 603.721 t, con una generación total de 1.252.000 t (lo que representa un 48,2%).
- La cantidad de biodegradable depuesta en vertedero por los municipios metropolitanos en 2004 fue de 269.171 t, con una generación total de 1.509.691 t[26] (lo que representa un 17,8 %).
- Por tanto, en 2004 se había conseguido –en el ámbito metropolitano y a pesar del crecimiento de la generación– que los residuos biodegradables a eliminación en vertedero fuesen sólo un 44,6% de los de 1995.

[24] Foto de una instalación similar en Varennes-Jarcy (París).
[25] Aunque el cálculo sea simplificado y contenga por tanto un cierto error, éste será siempre de un orden muy inferior al diferencial entre el objetivo de la *Directiva* y los resultados realmente alcanzados.
[26] Esta cifra disiente de la dada en el párrafo 1.2 puesto que por homogeneidad con los datos de 1995, se excluyen las recogidas privadas.

Es decir, se puede concluir que se ha alcanzado en 2004 el objetivo requerido por la Directiva para 2009 (43,9% frente a 50%); e incluso se ha llegado más allá de la propuesta comunitaria, alcanzando el 2004 los niveles programados para 2010-2011.

La contribución de las recogidas selectivas y su tratamiento en la reducción de la cantidad total de biodegradable total a eliminar a vertedero fue de un 56%. Por su parte, la contribución del tratamiento de la fracción Resto ha sido del 44%. Por tanto, la combinación de las dos estrategias ha sido positiva, e imprescindible la utilización conjunta de ambas.

En cambio, el resultado es insatisfactorio respecto a la reducción de la cantidad de materiales a deposición prevista en el PMGRM. Efectivamente, rehaciendo los cálculos simplificados del párrafo 7, el balance actualizado sería:

	t/año
Materiales a tratar (FORM+Resto)	900.000
De los cuales	
Ecoparque 1	240.000
Ecoparque 2	240.000
Ecoparque 3*	260.000
Subtotal ecoparques existentes	740.000
Déficit de fracción Resto a tratamiento previo a disposición final	160.000

* Pendiente de alcanzar el régimen nominal.

En principio, pues, con el Ecoparque 4 se tendrían que cubrir todas las necesidades de tratamientos mecánico-biológicos, siempre que el crecimiento de los RM (tasa de generación por persona y población del AMB) se mantenga moderado y/o que se aumenten las recogidas selectivas secas por encima de los aumetos de la generación.

Pero el problema no éste. El problema está en el porcentaje de rechazo por planta, previsto en un 50% en principio (párrafo 7) y realmente superior (alrededor del 60%[27]).

En el funcionamiento de los ecoparques una de fracciones resultantes del pretratamiento es –además de la corriente destina a biotratamiento y de las materias primas recuperadas– un rechazo de materiales actualmente no valorizables. Este rechazo se deriva actualmente hacia deposición en vertederos o a incineración.

Los componentes de este rechazo son, en buena parte, materiales combustibles: papel y plásticos desmenuzados, plásticos no reciclables, celulosas, algo de madera, etc; junto con un porcentaje inferior al 15 % del total de biodegradables no separados, y una cierta proporción de inertes.

Agotada la posibilidad de la valorización material (recuperación en forma de materias primas secundarias), se puede optar por la valorización energética: a partir de una adaptación sencilla o complemento de las plantas de tratamiento de residuos –como los citados ecoparques–, se puede disminuir notablemente la cantidad de rechazo a deposición o incineración mediante la producción de un CDR o Combustible Derivado de Residuos (también denominado CAS, o Combustible Alternativo de Substitución).

Esto permitiría llegar a un rechazo a vertedero o incineración del orden de un 30-40 %, lo cual es una mejora significativa respecto la ratio actual. Pero esto debería ser objeto de otra jornada, no de ésta[28].

---

[27] Ecoparque 2, media del inicio a noviembre 2007; en el Ecoparque 1, el porcentaje era del 67% en los años de funcionamiento normal, inicio a 2005 completo.

[28] Se ha de señalar que, dentro del marco legal, se reconoce la vía que permite dar un paso más en la reducción de los residuos adscritos a tratamiento finalista: de una de las posibles corrientes de material que se clasifican en una planta de tratamiento, puede aislarse para la producción de un CDR que reúna buenas condiciones térmicas (poder calorífico de 4.000 a 6.000 kcal/kg, ~ 17 a 25 MJ/kg), buenas condiciones químicas (ausencia de metales pesados, y de elementos susceptibles de formar gases ácidos en la combustión: ausencia de corrosiones, emisiones contaminantes, etc.) y buenas condiciones económicas (precio competitivo con los combustibles fósiles).

Algunas cuestiones que hay que tener en cuenta, con relación a esta posibilidad:

- Se trata de un ahorro energético y, por lo tanto, va a favor de la sostenibilidad del sistema, al sustituir a un combustible fósil u otra fuente de energía primaria por un derivado de los residuos, cuya eliminación tiene actualmente un coste económico y medioambiental.
- La legislación comunitaria, estatal y catalana contemplan ya esta posibilidad.
- La experiencia europea en la utilización de CDR, relativamente alta en lo concerniente a cementeras, más reducida para otros usuarios.
- En sentido contrario hay que mencionar situación de cautela de otros grandes consumidores de combustibles sólidos ante la revisión de su actual *statu quo* de permisividad con respecto a emisiones.

12. Los problemas del impacto medioambiental

Otro problema planea sobre los biotratamientos (y, en especial, sobre el compostaje como principal proceso emisor). En un medio altamente urbanizado los biotratamientos implican un impacto por emisión de olores difícilmente compatible con el consenso de los ciudadanos.

En este breve recorrido por la historia reciente de la gestión de los residuos metropolitanos se ha visto repetidamente que el impacto fundamental de las instalaciones de tratamiento de residuos –con contenidos relativamente altos de materiales biodegradables– son los olores. Ya se han mencionado los casos de St. Boi de Llobregat y Gavà–Viladecans[29].

Pero el caso del Ecoparque 2 es paradigmático y merece ser considerado en detalle: una instalación cerrada, si bien no completamente estanca, una captación de olores con un potente tratamiento posterior (scrubbers y biofiltro), una gestión cuidadosa y, a pesar de todo, presenta registros de quejas por episodios de olor en Ripollet, población cuyas estribaciones se hallan a ~1 km. Estudios olfatométricos realizados mediante trabajos en campo por una empresa totalmente independiente[30] dan como resultado que se está cumpliendo sobradamente la normativa alemana[31]: niveles inferiores (6 uo_E) a 10 uo_E percentil 90 %.

El caso no es único ni tiene que ver con la magnitud de la planta: todas las plantas metropolitanas presentan la misma problemática. Es el caso de Torrelles de Llobregat, Castelldefels, St. Cugat del Vallès, de pequeño tamaño.

La incomodidad ciudadana quizá pueda atribuirse al particular tono hedónico de los olores procedentes del compostaje[32]. Combinado, seguramente, con unas condiciones de variabilidad microclimática que dan lugar a episodios de breve duración pero de frecuencia importante; además de los episodios vinculados a períodos sostenidos de estabilidad, con circulación de aire nula.

13. El vertedero de la Vall d'en Joan: de 2001 a 2007

De 2001 a 2006, la Entidad intento extremar las medidas para hacer una gestión sostenible del depósito controlado[33].

¿Gestión sostenible de un vertedero? ¿Es posible? ¿O se trata de un oxímoron inaceptable? Vayamos por partes.

Para empezar, se recuerda que la deposición es la última solución dentro de la jerarquía de tratamiento o disposición de residuos. Así está considerada dentro de la doctrina ambiental comunitaria y así fue planteada también dentro del Programa Metropolitano de Gestión de Residuos Municipales, que previó la reducción de este tratamiento y –consiguientemente– el cierre del depósito controlado de La Vall d'en Joan.

Las razones de esta condición se encuentran en los impactos ambientales que supone un depósito controlado (la generación de lixiviados, las emisiones a la atmósfera y la posible contaminación del suelo son los más significativos) y en su duración en el tiempo (transmisión de una carga a generaciones futuras).

Por lo tanto, la actuación de la Entidad en el depósito controlado de la Vall d'en Joan ha ido orientada –además de la optimización de la operación de deposición– al control y la reducción de los impactos ambientales. Y así se ha actuado –entre otros aspectos– en la línea de ampliación y mejora de la captación y del tratamiento de lixiviados; en la desgasificación y el aprovechamiento energético del biogás; y en la restauración de las zonas ya

---

Desafortunadamente, esta vía apenas está avanzando, debido a la amenaza latente de la oposición de una parte la sociedad civil, y de la cautelosa política de la Administración, que ha venido evitando hasta ahora estas posibilidades. (En 1998 hubo una iniciativa popular para la prohibición de la incineración, suscrita por 107.000 ciudadanos, mecanismo previsto para la presentación de propuestas al *Parlament de Catalunya.* Sin llegar a esta prescripción, la *Llei 11/2000, de 13 de novembre, reguladora de la incineració de residus*, introdujo garantías y reservas. Ahora mismo –*El País*, 6/01/08– aparece en la prensa la oposición ciudadana a la utilización de fangos secos de depuradora urbana en la cementera de Montcada i Reixac.)

[29] Pero también de los vertederos de Pomar y del Garraf, éste incluso en su última época, con una gestión bastante cuidadosa.

[30] Este mapa de olores se realizó a partir de medidas directas de inmisión por un panel de observadores humanos durante 8 meses representativos de los meses fríos y calurosos (23 de mayo a 16 de diciembre de 2006). El estudio se realizó sobre 152 puntos de la malla con una distancia máxima de 250 m, según una cuadrícula de 1 x 2 km, durante 8 meses de 2006. La medida de les inmisiones de olores se ha llevado a término de acuerdo con el método estándar alemán VDI/DIN3940:2006.

[31] Junto con la holandesa, la única existente a nivel europeo. No existe normativa española. En Catalunya, se discute un proyecto de normativa que sigue las pautas de la alemana.

[32] En las quejas ciudadanas no se reconocen diversos olores que se registran procedentes de otras fuentes, algunos de frecuencia e intensidad similar a los originados por el Ecoparque.

[33] Recuperar el nombre tradicional del lugar ha sido un intento expresivo de la voluntad de restaurar el carácter del lugar.

cerradas a la explotación. Vale la pena detallar someramente estas actuaciones:

- La operación 2001-2006 se ha mejorado para adaptarse a la normativa catalana, que establece condiciones específicas para asegurar la estabilidad de las masas, y, más allá de esta normativa, a muchas actuaciones de control y canalización de las aguas de lluvia, para evitar la repetición de daños como los de las precipitaciones excepcionales de otoño de 2002.
- La recogida de los lixiviados se ha asegurado mediante la multiplicación de los sistemas de drenaje, en tanto que la planta de tratamiento se ha mejorado en capacidad, en calidad y en reducción del desecho final, cuya gestión se deriva a un gestor autorizado.
- Un conjunto de motogeneradores recibe el biogás y produce electricidad, aprovechando la energía y reduciendo notablemente la emisión con efecto invernadero.
- La restauración paisajística (todavía parcial y que deberá continuar hasta ser completada) pone remedio al uso del suelo, en la medida que permite reincorporarlo a la matriz del Parque Natural del Garraf. Ciertamente que es imposible olvidar la modificación morfológica artificial que ha supesto el vertedero, pero se ha seguido el criterio de integrarlo en el entorno siguiendo las pautas de una colonización agrícola típica de terrenos pendientes.

El depósito controlado de la Vall d'en Joan ha permitido, además, diversos trabajos de investigación que se han desarrollado o seguido por instituciones universitarias (Facultad de Biología de la Universidad de Barcelona, Centro Superior de Investigaciones Científicas, etc.). Vale la pena destacar que todas ellas han tenido como objetivo ampliar el conocimiento sobre los eventuales impactos ambientales.

La experimentación sobre el comportamiento de residuos embalados, en particular, se ha orientado a validar un sistema de reducción de los impactos y de ralentización de su cinética, una de las propuestas contempladas en el PMGRM, pendiente de superar la fase de prueba piloto. Y esto enlaza con un tema abierto, de debate en la comunidad científico-técnica: ¿cómo aligerar la carga que supone un depósito clausurado? ¿Cuándo los impactos ambientales decaen hasta un punto en que pueden ser irrelevantes? ¿Cuándo dejará de ser necesario el cuidado y mantenimiento postclausura?

En eso estamos ahora, puesto que el depósito de la Vall d'en Joan se clausuró definitivamente el 31/12/06.

La fase restaurada de la Vall d'en Joan

14. Resumen y conclusiones generales…

Sobre la gestión de los residuos municipales

- La contestación ciudadana al vertedero del Garraf ha venido poniendo sobre la mesa intentos consecutivos de dar otras soluciones a los residuos del Área Metropolitana de Barcelona.
- La ley catalana sobre residuos incidió paralelamente en la adopción de un paradigma diferente de gestión, con reducción de los vertidos y énfasis en las recogidas selectivas y la valorización material.
- El Programa Metropolitano planteó un nuevo modelo, que se basaba en dos vías fundamentales: las recogidas selectivas en origen (y la gestión correspondiente de los diferentes materiales) y el tratamiento de la fracción Resto. Los resultados confirman la bondad de esta doble estrategia.
- Finalmente en 2006 se ha conseguido clausurar la deposición de residuos en la Vall d'en Joan. Los proyectos y actuaciones en marcha habrán de permitir presumiblemente suprimir la eliminación de residuos sin tratamiento previo y alcanzar sobradamente los objetivos de la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos hacia el horizonte 2010 o 2011.
- Desde el despliegue del Programa… a partir de 1997, ha impulsado el biotratamiento (compostaje y metanización) en combinación con sistemas de selección electromecánicos: Castelldefels, Torrelles de Llobregat, St. Cugat del Vallès, Ecoparque 1 y 2, futuro Ecoparque 4. El resultado, en un ámbito donde el espacio construible está muy densamente poblado, es positivo pero no exento de dificultades.
- Las malas experiencias –sin excusar por ello los errores de diseño y/o gestión– han estimulado el automatismo del rechazo social frente a cualquier intento de disponer de instalaciones de tratamiento de residuos, en especial cuando se trata de desechos biodegradables.

Sobre los biotratamientos

- Entre los métodos disponibles para la gestión de residuos municipales, el biotratamiento es una opción insustituible.
- Dentro del abanico del biotratamiento, la metanización ofrece una alternativa viable al compostaje. La operación en equipos cerrados y sin circulación de aire es eficiente para la minimización de emisiones de olor; sin embargo exige un material orgánico sin porcentajes elevados de impropios[34].
- En el ámbito metropolitano y en el momento actual, sólo las recogidas selectivas procedentes de generadores singulares cumplen la condición de bajo contenido de impropios. Las recogidas domiciliarias en el AMB presentan actualmente unos valores de impropios significativos, que exigen pretratamientos previos de depuración.
- Para los residuos de contenido de impropios medios y altos, lo procedente es utilizar el compostaje, que presenta menores problemas mecánicos de proceso. Se plantean dos variantes: i). efectuar una primera fermentación y/o secado previamente a una selección por medios mecánicos en equipos abiertos, seguida de una segunda fermentación, o; ii) renunciar a una recuperación más alta de materiales secundarios aceptando como objetivo la pura estabilización biológica de los materiales y posponiendo la selección al final del proceso.

Sobre las plantas y su gestión

- Sería deseable disponer de tecnologías solventes, robustas y económicas de biotratamiento, especialmente en el campo más novedoso de la metanización. Las empresas del sector medioambiental deberían realizar I+D a fin de ofrecer garantías sobre los tratamientos.
- Tan importante como la concepción y la tecnología de la planta es su gestión, que ha de solucionar los problemas de proceso y de operación, con atención a la calidad de los resultados, a la

[34] Sin ánimo de ser concluyentes, el sistema seco podría ser preferible, en éste orden de cosas, al húmedo, ya que supone una menor necesidad de limpieza de equipos previos al digestor.

adaptación permanente a la evolución de los residuos y las recogidas, y a la mejora continua.

- La manipulación del residuo fresco genera menores emisiones de olores y con un tono hedónico más bajo. En la medida que sea posible, son deseables sistemas de paso lo más directo posible al biotratamiento, sin depuraciones previas en equipos abiertos. Debe evitarse la acumulación de residuos biodegradables y la demora en su tratamiento, tanto más cuanto mayor sea el porcentaje de materia orgánica de rápida fermentabilidad y la humedad.
- Las plantas de biotratamiento, en especial las de compostaje, deben instalarse en situaciones lejanas de los núcleos habitados, y después de un muy detallado estudio del entorno topográfico y microclimático.
- Aún así, reclaman recintos e instalaciones estancas, captación y tratamiento de aire, y una gestión cuidadosa y flexible en función de las circunstancias meteorológicas puntuales.
- La complementación de las plantas de tratamiento con líneas dedicadas a la producción de CDR (sustitución de los actuales combustibles fósiles utilizados por la industria), permitiría reducir de forma significativa los residuos –siquiera pretratados– derivados finalmente a eliminación.

Notas:

Ponencia presentada en la sesión inaugural del 6 de febrero de 2008.

La información utilizada está en buena parte publicada por la Entidad Metropolitana del Medio Ambiente: www.amb.cat/web.emma/inici. También se ha acudido a información no publicada de la propia Entidad. Algunos datos históricos se deben a la cortesía de Pere Esplugas y Joan Feliubadaló.

La recogida de la materia orgánica doméstica: punto clave para la obtención de un compost de calidad (historia y perspectivas)

Collection of domestic organic matter: a key point in obtaining quality compost (history and perspectives)

Doménec Cucurull Descàrrega, Ramon Rabella Pujol

Cap del Servei del Medi Ambient. Diputació de Barcelona.
C/Urgell 187, 08052 BARCELONA

E-mail: cucurulldd@diba.cat

Resumen

Podemos fijar el origen del compostaje moderno en Cataluña en los inicios de la década de los 70, pero no seria hasta la ley de Residuos de Cataluña (&/93) cuando tomaría el impulso definitivo.

El compost de basuras mezcladas de los primeros años ha ido siendo sustituido per el obtenido de la recogida selectiva de la Fracción Orgánica de los Residuos Municipales (FORM) que se inició de un modo generalizado a mediados de los 90.

Ya en 1984 el Servicio de Medio Ambiente de la Diputación de Barcelona, mediante un convenio con la Escuela Superior de Agricultura, se inició un control sistemático de las plantas de compostaje existentes en aquel momento, concretamente las de Vilafranca del Penedès, Mataró y Gavà este control se ha ido prolongando a lo largo de los años, hasta que el grado de desarrollo del compostaje lo ha hecho y innecesario y constituye un registro muy valioso sobre la evolución de la calidad del compost en Cataluña.

Así por ejemplo se ha podido observar una disminución importante en el contenido de metales pesados (especialmente cadmio y plomo) en el compost entre 1986 y el 2002.

En estos momentos, desde el punto de vista local, el punto crítico del proceso se situa en las operaciones vinculadas a la separación en origen y la recogida. La calidad de estos procesos condiciona la calidad del producto obtenido.

La eficacia y los niveles alcanzados en la recogida de FORM es todavía muy baja, se habla de un 18% de impropios como porcentaje "usual", pero en algunos casos se supera de largo el 25%. Las estrategias para reducir en origen este porcentaje son muy variadas y el resultado obtenido desigual.

Hay que decir tambien que el compostaje es el tratamiento que menos Gases de Efecto Invernadero (GEI) emite, por detrás de la mecanización, la incineración y el depósito controlado (con recuperación de metano o sin ella). Globalmente en Barcelona el tratamiento y eliminación de residuos emite alrededor de 2,25 millones de toneladas de CO2eq. Dado que actualmente sólo recogemos alrededor del 18% del total de materia orgánica que se genera, nos queda un importante espacio de mejora.

Palabras clave:
Compost, compostaje, recogida selectiva, materia orgánica, FORM

Abstract

The practice of modern composting in Catalonia began in the early 1970s. Even so, the definitive impetus did not occur until the Catalan Residues Law was passed in 1993.

The compost from mixed garbage in those early years has been progressively replaced by compost obtained from the selective collection of the Organic Fraction of Municipal Waste (FORM), which began in a wide-spread manner in the mid-1990s.

By 1984, Barcelona Provincial Council's Environmental Services Department, in conjunction with the Higher School of Agriculture, had begun systematic control of the composting plants in existence at that time, specifically those in Vilafranca del Penedès, Mataró and Gavà. This control was carried out over the years until devel-

opments in composting made it unnecessary, but it still provides a very useful record of the evolution of the quality of composting in Catalonia.

For example, we can see a significant decrease in heavy metal content (especially cadmium and lead) in composts between 1986 and 2002.

From the local point of view, the critical point in the process is currently to be found in operations related to separation at origin and collection. The quality of these processes affects the quality of the obtained product.

The efficiency and levels reached by FORM in collection is still very low; an 18% proportion of unwanted content is considered "usual", and in some cases this reaches 25%. The strategies for reducing this percentage at origin are highly varied and the results obtained are inconsistent.

It must also be said that composting is the treatment that releases the least amount of greenhouse gases – less than shredding, incineration or controlled dumping (with or without methane recovery). Overall, waste treatment and elimination in Barcelona releases close to 2.25 million tonnes of CO2. Given that we currently only collect around 18% of all organic matter generated, we still have a wide margin for improvement.

Keywords
compost, composting, selective collection, organic matter, FORM.

Plantas de compostaje de primera generación, o la primera generación de plantas de compostaje

Aunque hay quien considera que el inicio del compostaje en la península se remonta a principios del siglo XI, basándose en un manuscrito atribuido al maestro templario Gulduin Pais, nosotros nos hemos marcado unos objetivos más humildes i no nos remontaremos más allà del siglo pasado.

Podemos fijar el origen del compostaje moderno en Cataluña, la primera generación de plantas, a finales de los 60 e inicios de los 70, aunque, sin duda, el tratamiento que le daban los agricultores a los residuos que recogían en las ciudades tuvo en muchos casos elementos de compostaje de la fracción orgánica no apta para la alimentación animal.

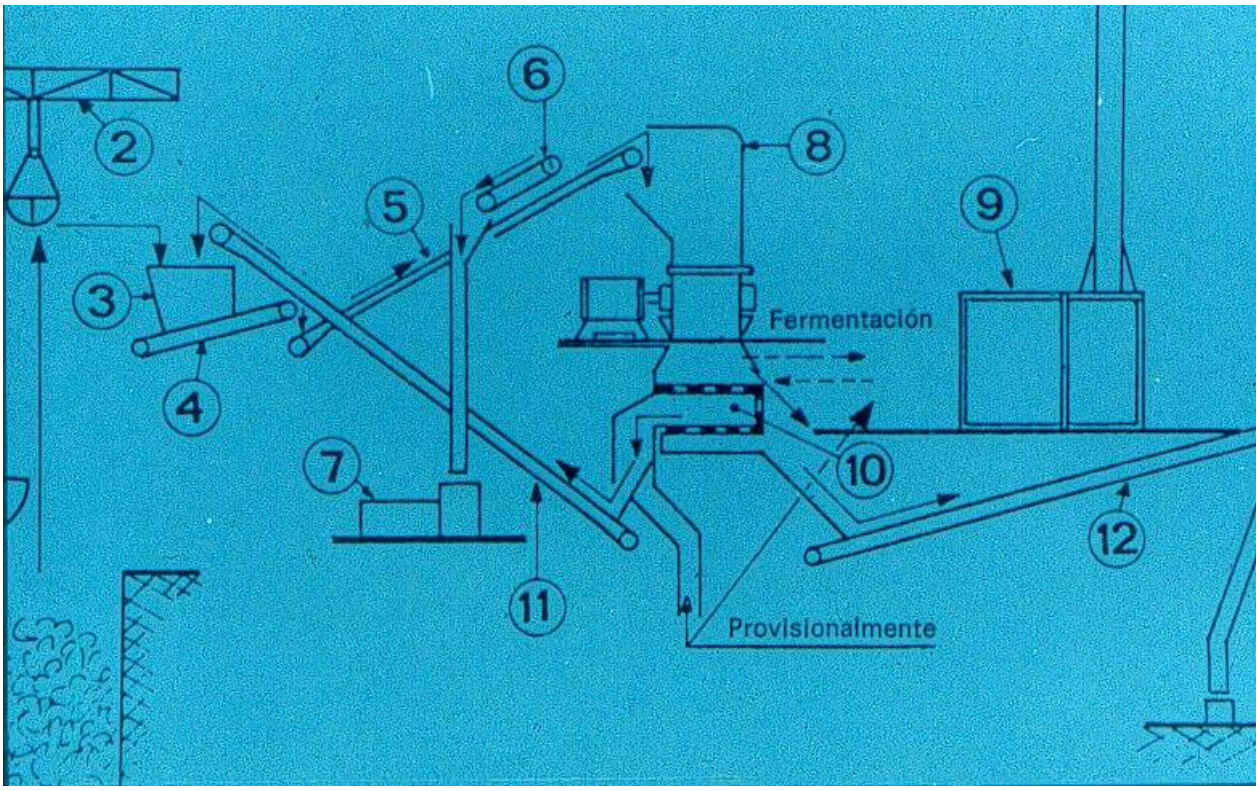
Las primeras plantas fueron construidas, en muchos casos, basándose en informaciones de plantas extranjeras y en la experiencia de los proyectistas, en ellas se consumieron esfuerzos importantes y se tuvieron que vencer obstáculos que iban más allá de los puramente técnicos.

Estas primeras plantas, que funcionaron con más o menos éxito, fueron las que abrieron el camino a la generació siguiente.

Algunas, como la de Reus compostaba mediante pilas, Sant Boi y Polinyà mediante el sistema Prat de compostaje y Lleida y Vilablareix (Girona) con el sistema Nitris.

Planta de comspostaje de Reus, sistema de pilas

Planta de compostaje de Polinyà, sistema Prat



Planta de compostaje de Sant Boi, sistema Prat

El sistema Prats, desarrollado después de la segunda guerra mundial en Motpelier se basa en un digestor estático y usaba aditivos nitrogenados para facilitar la acción microbiana.

El sistema Nitris no es propiamente un sistema diferenciado, se trataba de un digestor estático vertical que se usaba para el tratamiento de los residuos de Girona, la planta estaba en la finca Nitris, de allí el nombre, una planta parecida se construyó en Lleida.

En la década de los 80 se produce un cambio tecnológico y llegan un nuevo impulso al compostaje, en 1985 se ponen en funcionamiento las plantas de Vilafranca del Penedès y Mataró, se trata de plantas a escala industrial, para tratar, respectivamente, 190 y 260 toneladas diarias de residuos, su funcionamiento se basaba en un digestor cilíndrico dinámico de tipo Dano, el sistema Dano fué desarrollado en Dinamarca en los años 30, ha sido un sistema exitosos y, todavía se usa en un centenar de plantas de diversos países de Europa.

Digestor tipo Dano de la planta de Vilafranca del Penedès

Posteriormente, en 1987 entra en funcionamiento la gran planta de Gavà, preparada para tratar 800 toneladas diarias de residuos, esta planta funcionaba por el sistema de pilas móviles con volteo y aireo forzoso.

Las tres plantas trabajaban con residuos en masa, con la materia orgánica mezclada con residuos no biodegradables (vidrio, plástico….), hay que tener en cuenta que en 1998 sólo se recogían selectivamente en Barcelona, alrededor del 6% de los residuos y que actualmente estamos por encima del 30%. La heterogenidad de la materia prima hizo que el compost obtenido estuviese muy contaminado por impropios diversos y que su calidad para la aplicación agronómica fuese baja.

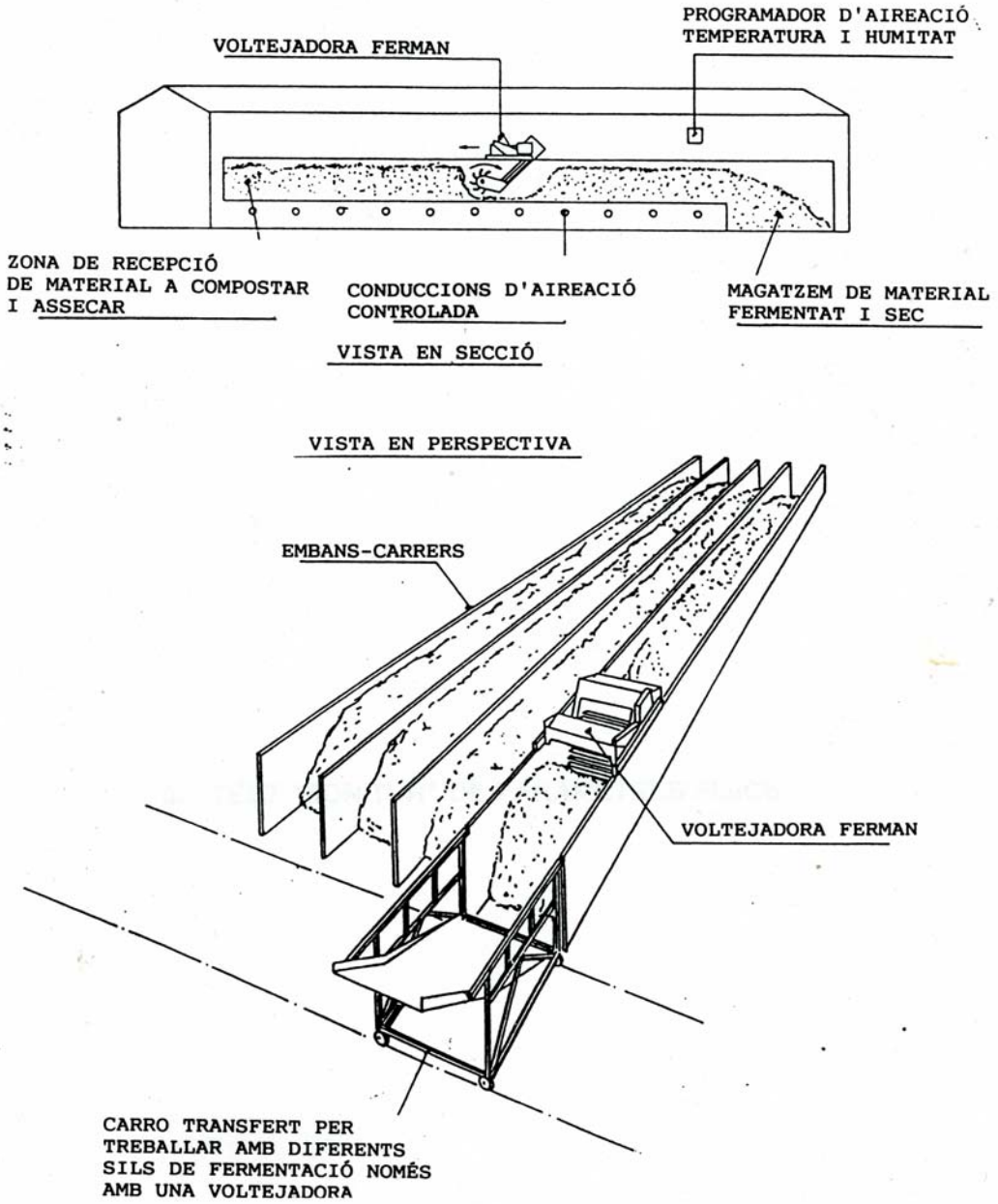
Esquema de funcionamiento de la planta de Gavà Viladecans

Además estas tres plantas se enfrentaron a otros problemas, ligados a la producción de lixiviados y malos olores, así como a un rechazo social extendido, así que fueron cerrando paulatinamente al acabar su vida útil.

La siguiente generación de plantas se pudo basar en la experiencia acumulada a lo largo de 30 años de tratamiento de residuos y las plantas construidas a raíz de los diferentes Planes de Residuos hayan tenido un funcionamiento mejor y hayan producido un compost de mejor calidad. Actualmente se han implantado la ultima generación de plantas de tratamiento, tecnológicamente muy complejas y que integran el compostaje con otros tratamientos, los 4 ecoparques construidos a lo largo de lo que llevamos de siglo XXI.

El compost de basuras mezcladas de aquellos primeros años ha ido siendo sustituido per el obtenido de la recogida selectiva de la Fracción Orgánica de los Residuos Municipales (FORM) que se inició, de un modo más o menos generalizado, a mediados de los 90, aunque el despegue definitivo fué a partir del año 2000. Así en 1998 se recogían selectivamente 2kg de materia orgánica por habitante y año, el año 2006 este porcentaje habia crecido hasta los 36kg. El compost resultante de esta recogida selectiva tiene una calidad incomparable al de la basura sis separación.

Fig. nº 1: ESQUEMA DE FUNCIONAMENT D'UNA INSTALACIÓ DE DESCOMPOSICIÓ ACCELERADA T.V.R. AMB LA VOLTEJADORA "FERMAN"

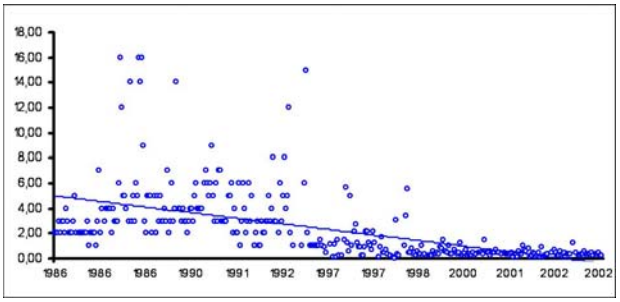


Esquema de funcionamiento de una planta de compostaje en pilas con volteo mecànico automatizado

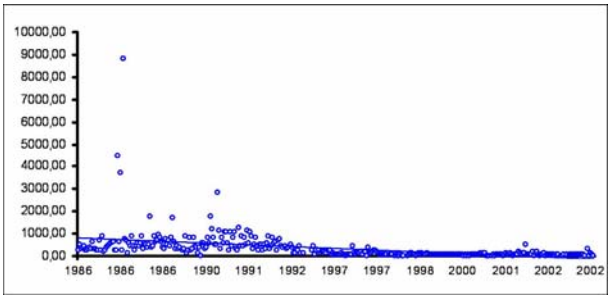
Ya en 1984 el Servicio de Medio Ambiente de la Diputación de Barcelona, mediante un convenio con la Escuela Superior de Agricultura, inició un control sistemático de las plantas de compostaje existentes en aquel momento, concretamente las de Vilafranca del Penedès, Mataró y Gavà este control se fué prolongando a lo largo de los años, hasta que el grado de desarrollo del compostaje lo hizo ya innecesario. Estos análisis constituyen un registro muy valioso sobre la evolución de la calidad del compost en Cataluña.

Así por ejemplo se ha podido observar una disminución importante en el contenido de metales pesados (especialmente cadmio y plomo) en el compost entre 1986 y el 2002.

En estos momentos, desde el punto de vista local, el punto crítico del proceso se sitúa en las operaciones vinculadas a la separación en origen y la recogida. La calidad de estos procesos condiciona la calidad del producto obtenido.



Contenido en cadmio de muestras de compost de las plantas de Cataluña (ppm)



Contenido en plomo de muestras de compost de las plantas de Cataluña (ppm)

La eficacia y los niveles alcanzados en la recogida de FORM es todavía muy baja, se habla de un 18% de impropios como porcentaje "usual", pero, desgraciadamente, en algunos casos se supera de largo el 25%. Las estrategias para reducir en origen este porcentaje son muy variadas y el resultado obtenido desigual.

Aspecto del compost SIN recogida selectiva

Aspecto del compost CON recogida selectiva

Hay que decir tambien que el compostaje es el tratamiento que menos Gases de Efecto Invernadero (GEI) emite. Sus emisiones van por detrás de la metanización, la incineración y el depósito controlado (con recuperación de metano o sin ella). Globalmente en Barcelona el tratamiento y eliminación de residuos emite alrededor de 2,25 millones de toneladas de CO_2eq. Dado que actualmente sólo recogemos alrededor del 18% del total de materia orgánica que se genera, nos queda un importante espacio de mejora.

En resumen para la viabilidad de las nuevas plantas hay una serie de factores que condicionan totalmente el éxito de cualquier alternativa:

1.-El modelo de recogida.

2.-Un apoyo técnico eficaz.

3.-La implicación de los políticos y el reconocimiento de la importancia que tiene la gestión de los residuos en la política municipal.

4.-El grado de implicación y participación ciudadana, a más implicación mejores resultados.

La Llei de Residus: el despliegue de la recogida selectiva y el tratamiento biológico de la FORM en Catalunya

The law on waste: the development of separate collection and biological treatment of biowaste in Catalunya

Francesc Giró i Fontanals

Agència de Residus de Catalunya
fgiro@gencat.cat

Resumen

En 1991, el Govern de la Generalitat de Catalunya decidió crear el Departament de Medi Ambient, en la línea de los países europeos más avanzados en la materia, con la clara voluntad de mejorar la calidad medioambiental en distintos ámbitos (agua, residuos, etc.). La *Llei 6/93 de residus* es probablemente una de las primeras medidas legislativas que abrió las puertas a un nuevo escenario con relación a la situación precedente de la gestión de los residuos. Calificada de forma unánime como iniciativa moderna, planteaba con firme voluntad la necesidad de proteger el medio ambiente y la mejora de la calidad de vida de los ciudadanos. Entre otras muchas novedades, la *Llei 6/93, de 15 de juliol, de residus* apostaba por una clara mejoría de la gestión de los residuos municipales, introduciendo la obligación de efectuar la recogida selectiva de los residuos municipales, y en especial de los residuos orgánicos, para los municipios con una población superior a los 5.000 habitantes. En la presente comunicación se exponen y analizan de forma cronológica los hechos más relevantes que han tenido lugar en Cataluña, con relación a la recogida selectiva y el tratamiento biológico de la FORM (Fracción Orgánica procedente de la recogida selectiva de los residuos municipales), desde la aprobación de la *Llei 6/93, de 15 de juliol, de residus* hasta la actualidad.

Palabras clave
Calidad, compost, compostaje, gestión, planificación, planta de compostaje, residuos municipales

Abstract

In 1991, the government of Generalitat of Catalunya created the Department of the Environment, in the line of the most advanced European countries in the matter, in order to improve environmental quality in different fields (water, waste, etc...). The Law 6/93 on waste is probably one of the first legislatives measures which opened the doors to a new scenario with regards to the previous situation on the management of wastes. Defined unanimously as a modern initiative, the law proposed the need to protect the environment and the improvement of the quality of life of citizens. Among many other changes, Law 6/93 on waste, pushed for a clear improvement in the management of municipal waste, with the introduction of compulsory measures for separate collection of municipal waste and, specially, for biowaste in the case of municipalities with a population greater than 5,000 inhabitants. This paper deal, with a chronological analysis, the more relevant facts that have taken place in Catalonia, in relation to the separate collection and biological treatment of biowaste, since the adoption of the Law 6/93 on waste up to now.

Keywords
Quality, compost, composting, management, planning, composting plant, municipal waste

1. Algunos datos básicos sobre Catalunya.

1.1. Territorio, población y organización administrativa

Catalunya ocupa una superficie de 32.106 km2 -el 6,4% de la superficie total de España-, está constituida por un total de 946 municipios, agrupados en 41 comarcas, y acoge una población de 7.210.508 habitantes -el 16% de la población total de España-(Tabla 1).

A lo largo de la última década, la población de Catalunya ha experimentado un incremento superior al millón de habitantes; la tendencia para los próximos años, de cumplirse la proyección hasta el año 2030, en un escenario con una tasa de crecimiento media o alta, supondría alcanzar entre ocho y nueve millones de habitantes (Figura 1).

El Área Metropolitana de Barcelona (AMB), que está formada por 33 municipios incluida Barcelona, cuenta con una población de 3.150.380 habitantes (el 43,7% de Catalunya), en una superficie de 636 km2.

La población de Catalunya está principalmente concentrada a lo largo de la costa mediterránea, en municipios con altas tasas de superficie urbanizada; el 80% de la población vive en ciudades de más de 10.000 habitantes (Figura 2).

Tabla 1. Indicadores demográficos de Catalunya y la AMB con relación a España y la Unión Europea.

	Población (Hab.)	Superfície (Km^2)	Densidad de población (habitantes/Km^2)	Municipios (núm)	Fuente
AMB	3.150.380	636	4.955,0	36	AMB, 2007
Catalunya	**7.210.508**	**32.106**	**224,6**	**946**	IEC, 2007
España	45.200.737	504.645	89,6	8.111	INE, 2007
EU-25	459.500.000	10.530.751	43,6	~100.000	EUROSTAT, 2005

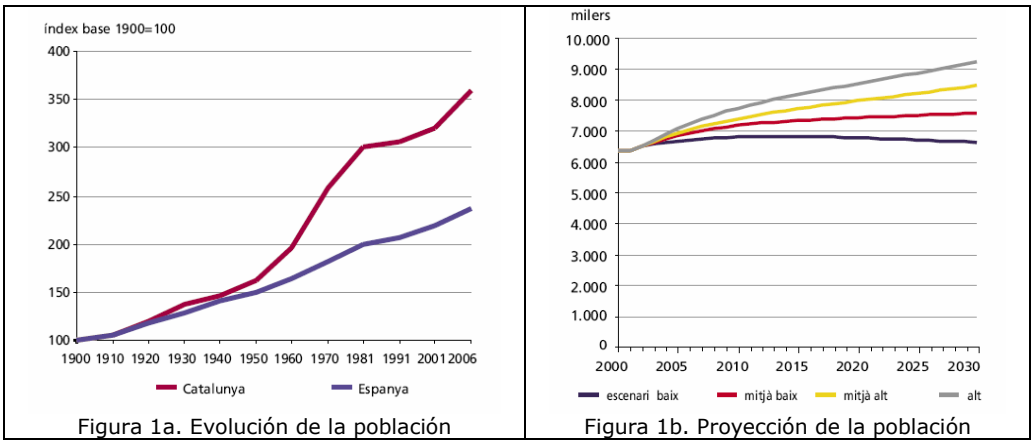
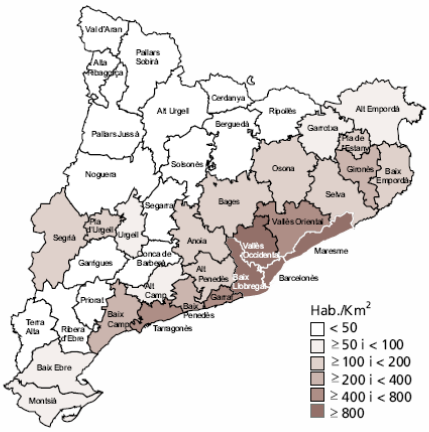


Figura 1a. Evolución de la población

Figura 1b. Proyección de la población

Figura 1. Evolución de la población (1900-2006) y Proyección de la población (2000-2030) en Catalunya. Fuente: IDESCAT 2007



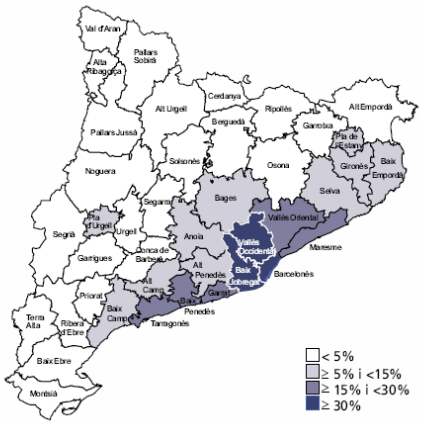


Figura 2a. Densidad de población. 2006

Figura 2b. Superficie urbanizada. 2005

Figura 2. Densidad de población y superficie urbanizada en Catalunya. Fuente: IDESCAT 2007

1.2. Generación y gestión de los residuos municipales

En Catalunya se generaron el año 2007 un total de 4.311.370 toneladas de residuos municipales (equivalente aproximadamente al 20 % del total de residuos municipales generados en España). Aunque la generación de residuos municipales se ha ido incrementando a lo largo de los últimos años, de forma acorde al aumento de la población, la ratio de generación (1,64 kg/habitante/día) parece mantenerse bastante estable (Figura 3).

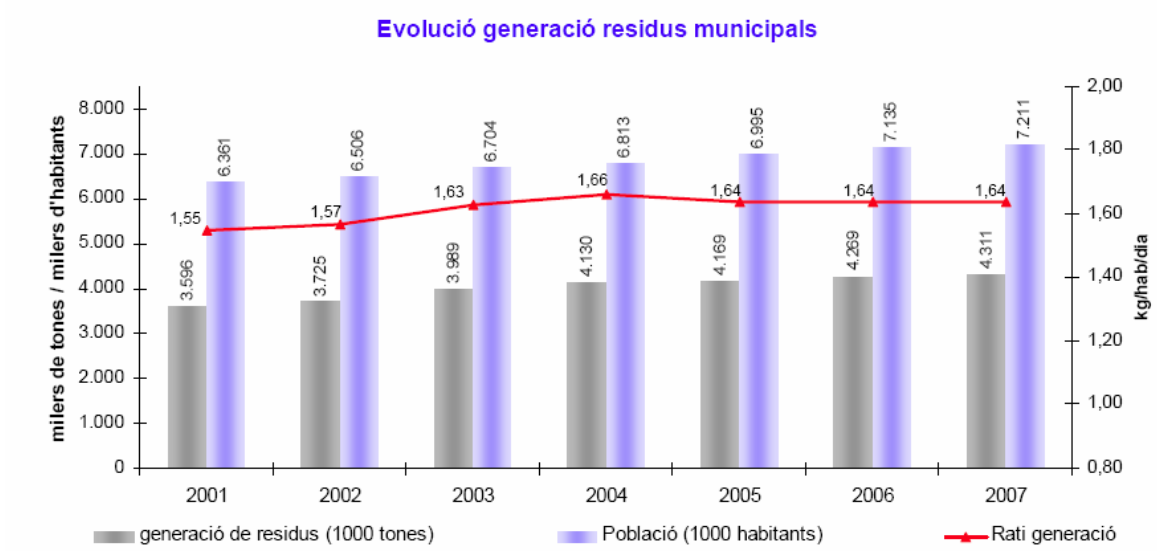


Figura 3. Evolución de la generación de residuos municipales en Catalunya.
Fuente: Agència de Residus de Catalunya 2008

Del total de 4.311.370 toneladas de residuos municipales generadas el año 2007, un total de 1.435.965 toneladas fueron objeto de recogida selectiva, lo que supone un 33,7% del total de residuos generados. La tendencia a la alza de la recogida selectiva de residuos municipales continua confirmándose año tras año (Figura 4).

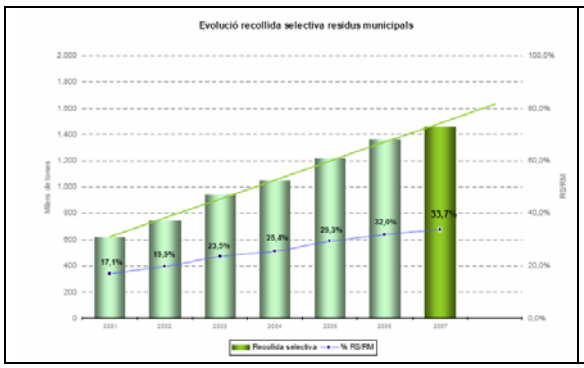


Figura 4. Evolución de la recogida selectiva de residuos municipales en Catalunya.
Fuente: Agència de Residus de Catalunya 2008

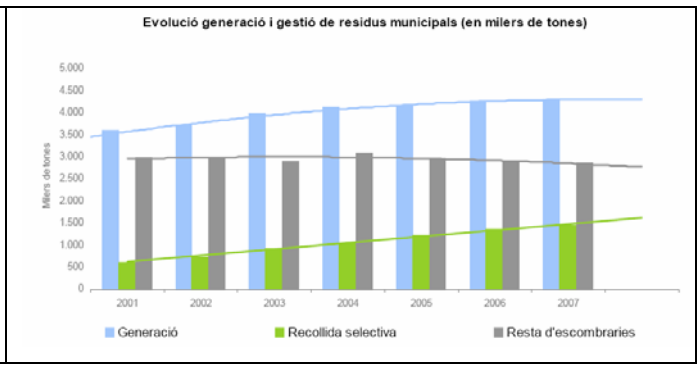


Figura 5. Evolución de la generación y gestión de residuos municipales en Catalunya.
Fuente: Agència de Residus de Catalunya 2008

Aunque la cantidad de residuos municipales generados se incrementa anualmente, el porcentaje de recogida selectiva también aumenta de forma equivalente o incluso superior, con lo cual disminuye el volumen del resto de basuras[35] que requiere un tratamiento finalista (Figura 5).

La recogida selectiva de la FORM y del papel-cartón constituyeron, el año 2007, casi el 50% de la recogida selectiva bruta[36] de los residuos municipales. De todas las fracciones residuales, la FORM fue la que experimento un mayor crecimiento (18,22%) con relación al año anterior. La cantidad de Fracción RESTO disminuyó ligeramente el año 2007 (-1,64%) en comparación con el año 2006 (Tabla 2).

[35] Al resto de basuras se le conoce también como "Fracción RESTO", "RESTO", "Residuos municipales indiferenciados".

[36] La recogida selectiva bruta (RSB) es la que computa la cantidad de fracción residual recogida selectivamente, sin tener en cuenta la cantidad de impropios que pueda acompañar a la fracción residual objeto de la recogida selectiva. Si se caracteriza el residuo recogido selectivamente, se puede inferir un valor porcentual de impropios, lo cual permitiría calcular la cantidad de recogida selectiva limpia (RSL), que en realidad es la potencialmente valorizable. En el caso de la FORM, la presencia de impropios tiene una especial trascendencia como se verá posteriormente; de aquí que la Agència de Residus de Catalunya haya establecido un servicio de caracterización de la FORM para todos los municipios de Catalunya.

Tabla 2. Comparativa Generación de Residuos Municipales 2006/2007 en Catalunya.
Fuente: Agència de Residus de Catalunya 2008

	Dades en tones	2007	2006	INCREMENT SOBRE 2006
	HABITANTS	7.210.508	7.134.697	1,06%
		TOTAL	TOTAL	INCREMENT SOBRE 2006
RECOLLIDA SELECTIVA BRUTA (RSB)	MATÉRIA ORGÀNICA	302.724,0	256.076,8	18,22%
	VIDRE	201.683,6	183.229,9	10,07%
	PAPER i CARTRÓ	408.733,7	419.947,6	-2,67%
	ENVASOS LLEUGERS	103.873,4	94.852,7	9,51%
	VOLUMINOSOS	180.099,0	161.877,2	11,26%
	PODA	64.871,4	67.237,9	-3,52%
	PILES	575,7	519,5	10,82%
	MEDICAMENTS	546,1	479,6	13,86%
	TÈXTIL	6.513,2	5.893,8	10,51%
	ALTRES A DEIXALLERIES	184.344,5	174.025,5	5,93%
	TOTAL RSB	1.453.964,6	1.364.140,4	6,58%
	% RSB/RES MUNICIPALS	33,72%	31,95%	
FRACCIÓ RESTA	ESCOMBRARIES RESTA	2.857.405,5	2.905.089,0	-1,64%
	% RESTA /RM	66,28%	68,04%	
GENERACIÓ	TOTAL RES MUNICIPALS	4.311.370,1	4.269.433,9	0,98%
	RATI (kg/hab/dia)	1,64	1,64	

2. Punto de partida. La gestión de los Residuos Municipales en Catalunya antes del 1993.

La gestión de los residuos municipales en Catalunya a finales de la década de los ochenta no era muy diferente del resto de comunidades autónomas en España.

La cantidad estimada de residuos municipales generados en Catalunya hacia el año 1980 era del orden de unas 2.000.000 de toneladas. La recogida selectiva se limitaba prácticamente a la recogida de vidrio, y era sin lugar a dudas más consolidada en las ciudades y cinturones urbanos.

Existían en Catalunya, por aquel entonces, tres plantas de "compostaje-reciclaje" de basuras[37]: Vilafranca del Penedés, Mataró, Gavà-Viladecans. Todas ellas pretendían aprovechar al máximo los recursos que contenían las basuras, y por supuesto hacer compost a partir de la materia orgánica presente en la basura. Pero los diversos condicionantes asociados a estas instalaciones (diseño, gestión, tratamiento de residuos de recogida no selectiva, infradimensionamiento, etc.) llevaron aparejado la aparición de problemáticas diversas: generación de lixiviados, malos olores, obtención de compost de mala calidad (con un elevado nivel de impurezas, olor desagradable, materia orgánica no estabilizada, etc.) que culminaron más pronto o más tarde en el cierre de dichas instalaciones.

3. Primer punto de inflexión. Año 1993/1995.

En 1991, el gobierno de la Generalitat de Catalunya decidió crear el Departament de Medi Ambient, en la línea de los países europeos más avanzados en la materia, con la clara voluntad de mejorar la calidad medioambiental en distintos ámbitos (agua, aire, residuos, etc.) que empezaban a presentar algunos síntomas de crisis, y que hasta entonces habían ocupado poca atención.

Una de las primeras acciones que llevo a cabo el recién creado Departament de Medi Ambient fue realizar una diagnosis de la situación de la gestión de los residuos municipales. Fruto de este análisis se determinó:

1) que la gestión de los residuos municipales en la mitad de los municipios catalanes era incontrolada, aunque ello únicamente correspondía al 13 % en peso de los residuos municipales generados.
2) la necesidad y voluntad política de impulsar la mejora de la gestión de los residuos municipales en todos los municipios, mediante:
    a. La clausura de los vertederos incontrolados
    b. La construcción de nuevas infraestructuras (vertederos controlados, plantas de compostaje, plantas de reciclaje, deixalleries, etc.)
    c. La promoción de la implantación de la recogida selectiva de vidrio, residuos alimentarios (FORM), papel, metales, etc.

[37] Conocidas también como plantas de "compostaje-reciclaje" de RSU (residuos sólidos urbanos), de residuos indiferenciados o de residuos en masa

3.1. La Ley 6/93, de 15 de julio, de Residuos

La *Llei 6/93, de 15 de juliol, de residus*, es probablemente una de las primeras medidas legislativas que abrió las puertas a un nuevo escenario con relación a la situación precedente de la gestión de los residuos. Calificada de forma unánime como iniciativa moderna, progresista e incluso avanzada a su tiempo, planteaba con firme voluntad la necesidad de proteger el medio ambiente y la mejora de la calidad de vida de los ciudadanos.

Para ello, la *Llei 6/93, de 15 de juliol, de residus* adoptaba los principios básicos, objetivos y estrategias que establecía la normativa europea, y asumía la prioridad jerárquica sobre la gestión de residuos en las acciones de: 1) minimización de los residuos y de su peligrosidad, 2) recogida selectiva de residuos, 3) valorización de residuos, 4) utilización de residuos como fuente de energía, 5) disposición de los rechazos, y 6) regeneración de espacios degradados por descargas incontroladas.

La *Llei 6/93, de 15 de juliol, de residus* apostaba por una clara mejora de la gestión de los residuos municipales, ya que de acuerdo con dicho instrumento legislativo:

1) El ayuntamiento adquiere la propiedad de los residuos que se entreguen en las condiciones que determine el reglamento municipal del servicio.
2) El ayuntamiento debe promover la valorización de los residuos, en el marco del programa general del artículo 6 de la Ley, mediante la incorporación de dos instrumentos:
    a. La recogida selectiva. Debe atender a los principios establecidos en el artículo 8 de la Ley, corresponde llevarla a cabo a los municipios de más de 5.000 habitantes de derecho, y puede ser obligatoria y voluntaria:
        i. Obligatoria. Entrega de los residuos orgánicos (artículo 47.2), y debe implantarse en el plazo de 4 años de la promulgación de la Ley, pudiéndose prorrogar el plazo hasta 2 años más, por razones suficientemente motivadas.
        ii. Voluntaria. En relación al vidrio, papel-cartón, plásticos, pilas, metales y otros materiales y substancias susceptibles de valorización (artículo 47.3)
    b. La deixalleria.
3) Por otra parte, los residuos municipales deben gestionar-se de acuerdo con la legislación específica que se establezca para cada categoría de residuos.
4) Los entes locales, de acuerdo con el artículo 22 de la Llei, deben garantizar el reciclaje y el tratamiento de los residuos municipales que se originan en el ámbito de su propia jurisdicción.
5) Al efecto de facilitar la recogida selectiva de los residuos y las operaciones de gestión previstas en la Ley, los ayuntamientos deben promover espacios y instalaciones y equipamientos tanto en los edificios como en la vía pública.

Con la introducción de la obligación de efectuar la recogida selectiva de los residuos municipales, y en especial de los residuos orgánicos, para los municipios con una población superior a los 5.000 habitantes, el reto estaba planteado y las incógnitas que se presentaban no eran pocas. Probablemente por ello, la disposición quinta de la *Llei 6/93, de 15 de juliol, de residus* establecía una moratoria de cuatro años -1.997- (más dos años de prórroga -1.999- a petición del municipio o comarca, por razones suficientemente justificadas) para la entrada en vigor de dicha obligación.

3.2. El Programa de Gestión de Residuos Municipales de Catalunya (1995-2000)

Tras la aprobación de la *Llei 6/93, de 15 de juliol, de residus* se elaboró el Programa de Gestió de Residus Municipals de Catalunya 1995-2000 (PGRMC), del cual cabe destacar:

1) la incorporación de principios generales: la prevención de la contaminación, la minimización de los residuos, la valorización de los residuos, el principio de suficiencia, el principio de proximidad, la protección y regeneración del suelo, el principio de "quien contamina paga", la transparencia en la información.
2) la tipificación de los Residuos Municipales: RMO (residuos municipales ordinarios), RMV (residuos municipales voluminosos), RME (residuos municipales especiales).
3) el establecimiento de objetivos específicos:
    a. Construcción de plantas de compostaje (46) que deben permitir el reciclaje de la materia orgánica que forma parte de los residuos municipales y elaborar un compost de calidad", con una dotación de 23.000 Millones Ptas.
    b. Objetivos de recogida selectiva de la Materia Orgánica (% en peso)
        i. 10 % para el periodo 1996-1997

ii. 50 % para el periodo 1998-2000

c. Modelo de Gestión de residuos municipales

i. Área de Acera: Contenedor de FORM y RESTO

ii. Área de Aportación: Vidrio, Papel-Cartón, Envases

iii. Deixalleria

4. Segundo punto de inflexión. Año 2001/2003.

El ambicioso plan de despliegue de la *Llei 6/93, de 15 de juliol, de residus* y del Programa de Gestió de Residus Municipals de Catalunya 1995-2000 (PGRMC), no tuvo posibilidad de desarrollarse plenamente debido, entre otras muchas razones, a la falta de infraestructuras y consiguientemente al retraso de la implantación de la recogida selectiva de la FORM en los municipios de más de 5.000 habitantes. Los responsables municipales también mostraron ciertas reticencias a la implantación del servicio de recogida selectiva de la FORM, al no disponer de suficientes instalaciones y debido al incremento de los costes de gestión de los residuos municipales.

Además, las primeras experiencias de recogida selectiva de la FORM, a partir de finales del año 1996, mostraban resultados desiguales, así como un cierto desencanto por parte de la población, allí donde se había implantado la recogida selectiva de la FORM. Por otro lado, los responsables municipales, técnicos y políticos, empezaron a perder la confianza en las posibilidades reales del cambio esperado que, en el ámbito de los residuos municipales, parecía haber propiciado la ley de residuos del año 1993; todo apuntaba a que, más allá de realizar campañas periódicas de comunicación y refuerzo que apelaban a la conciencia ciudadana a la hora de llevar a término la recogida selectiva, poco más se podía hacer. Además, la inmensa mayoría de municipios no disponía de ordenanzas municipales específicas. Era pues suficientemente evidente que, en ausencia de un mínimo control, y salvo los recordatorios efectuados durante las campañas informativas, los resultados cuantitativos y cualitativos eran más bien escasos.

Fue a finales de los años noventa cuando llegaron noticias a Catalunya, procedentes de Italia, referentes a la recogida puerta a puerta de los residuos municipales: un nuevo concepto aplicado a las recogidas puerta a puerta, tanto de las fracciones selectivas como de las no selectivas; un nuevo planteamiento hecho desde una perspectiva que focalizaba la optimización de las recogidas, primando la "recogida integrada" por delante de la "recogida aditiva", y que auguraba un cambio radical en las formas, los conceptos, los resultados y la corresponsabilidad.

4.1. PROGREMIC (2001-2006)

Debe tenerse en cuenta que, en el momento en el que Catalunya se dota de la Llei 6/93, de 15 de juliol, reguladora dels residus y del PGRMC 1995-2000, tanto en la Unión Europea como en el Estado Español se habían iniciado iniciativas legislativas, unas en fase de aprobación y otras de transposición, sobre cuestiones tan importantes como la gestión de los envases y residuos de envases, la regulación de los vertederos y las condiciones de vertido.

Todo ello confluyó en el momento de iniciar la elaboración de un nuevo Plan de Gestión de Residuos Municipales (PROGREMIC 2001-2006). Para ello, en la revisión del PGRMC 1995-2000 se tuvo en cuenta la necesidad de:

1) pasar de una visión del RESIDUO a una visión como RECURSO
2) enfocar más eficientemente la segregación y valorización de los residuos; un modelo excesivamente dependiente del voluntarismo de los ciudadanos conlleva unas limitaciones en cuanto a los resultados realmente pretendidos.
3) plantear una mayor segmentación en la recogida selectiva:
   a. RM domiciliarios
   b. RM comerciales (Grandes Productores)
4) usar las mejores tecnologías disponibles (MTD) para potenciar la valorización de materiales frente a la deposición.
5) introducir una fiscalidad favorable a la reducción del rechazo y a la recuperación del recurso.

Así pues, el nuevo Plan de Gestión de Residuos Municipales (PROGREMIC 2001-2006) planteaba por lo que atañe a la gestión de la FORM:

1) abrir el modelo de gestión de residuos municipales a otras opciones no previstas anteriormente, tanto para la recogida como para la valorización (Figura 6)

2) establecer objetivos específicos de valorización material de la Materia Orgánica: 40% en peso (2003) y 55% en peso (2006)
3) dar cumplimiento a la Ley 6/93 de residuos, por lo que se refiere a la obligación de la implantación de la recogida selectiva de la FORM en el caso de municipios con una población superior a los 5.000 habitantes
4) reducir la cantidad de residuos biodegradables destinados a Vertedero (Directiva del Consejo 1999/31/CE, de 26 de abril)
5) impulsar la recogida selectiva en origen, tanto domiciliaria como comercial
6) dotar a Catalunya de los contenedores necesarios para la recogida de la MO
7) Optimizar la valorización tanto material como energética de la materia orgánica, utilizando las mejores tecnologías disponibles para el tratamiento biológico y adecuando el tratamiento a cada tipo de residuo orgánico.
8) Completar la red de instalaciones de tratamiento biológico (compostaje y digestión anaerobia), de forma que se reduzca la distancia entre los puntos de generación y los puntos de tratamiento, a fin de que no sea un obstáculo para el tratamiento de la FORM, y de forma que la capacidad de tratamiento total satisfaga las expectativas planteadas de recogida selectiva de la FORM.
9) Garantizar el correcto funcionamiento de las plantas de tratamiento biológico.
10) Establecer normativamente un marco de calidad de compost y producir un compost de calidad que se ajuste a las normas que se quieren desarrollar.
11) Garantizar la destinación de un uso agronómico y ambiental del compost, dentro de la estrategia del uso sostenible de las materias orgánicas secundarias, velando por la protección de la salud pública.
12) Planificar las infraestructuras necesarias. Para ello, se debía complementar las 14 plantas existentes con 15 nuevas plantas, con una inversión (nuevas instalaciones y mejoras de existentes) de 35.000 Millones Ptas (210 millones de €uros).

Figura 6. Evolución de la generación y gestión de residuos municipales en Catalunya.
Fuente: Agència de Residus de Catalunya 2008

4.2. *Ley 15/2003, de 13 de junio, de modificación de la Ley 6/1993, de 15 de julio, reguladora de los residuos* y *Ley 16/2003, de 13 de junio, de financiamiento de las infraestructuras de tratamiento de residuos y del canon sobre la disposición de los residuos*

Pero sin lugar a dudas, uno de los momentos clave desde una perspectiva histórica en la gestión de los residuos municipales en Catalunya fue la aprobación de dos nuevas leyes:

1) *Ley 15/2003, de 13 de junio, de modificación de la Ley 6/1993, de 15 de julio, reguladora de los residuos*, que entre otros aspectos:
    a. Propone una revisión general de la ley marco, a la vista de los cambios normativos producidos tanto en los ámbitos estatales (Ley 10/98 de residuos, Decreto 1481/2001 de eliminación de residuos mediante depósito en vertedero) y autonómicos como en el comunitario, en materia de residuos.
    b. Introduce, la distinción entre residuo doméstico y residuo comercial
2) *Ley 16/2003, de 13 de junio, de financiamiento de las infraestructuras de tratamiento de residuos y del canon sobre la disposición de los residuos*, de la que cabe destacar de forma expresa:
    a. La introducción de un Canon de 10 €/T que deben soportar los residuos destinados a deposición, lo que supone un recaudación aproximada de unos 30 Millones €uros anuales.

Este canon, que bien pudiera entenderse como un impuesto ecológico, tiene un doble efecto:

1) Penalizar los residuos que se destinen a depósito controlado y, por tanto, desincentivar que los residuos vayan al vertedero, especialmente los residuos biodegradables.
2) Ayudar económicamente a los entes locales en el despliegue y mejora de los sistemas de recogida selectiva, fundamentalmente de los residuos biodegradables (FORM, residuos vegetales, papel-cartón, etc.). En la *Guía de orientación a los entes locales sobre la aplicación de la Ley 16/2003, de 13 de junio, de financiamiento de las infraestructuras y del canon sobre la deposición de residuos*, se recogen los criterios[38] de distribución a los entes locales de los recursos económicos procedentes de la recaudación del canon; para ello, los entes locales deben justificar la recogida y entrega de los diversos residuos que son objeto de retorno de canon, a las plantas de tratamiento de las fracciones residuales.

Toda la información referente al canon y retorno de canon puede ser consultada en http://www.arc-cat.net/ca/municipals/canon/index.html

5. Tercer punto de inflexión. Año 2007/2008.

5.1. Plan de acción para la gestión de los residuos municipales en Catalunya 2005-2012.

Con el fin de poder desarrollar las actuaciones derivadas de la política de residuos definida en el Acuerdo de Gobierno de la Legislatura[39], desde el inicio de la actual legislatura se estuvo trabajando en la definición de un nuevo modelo de gestión de los residuos municipales, caracterizado básicamente por la prevención y el refuerzo de las recogidas selectivas y el objetivo de tratar la totalidad de las fracciones de residuos, incluida la fracción Resto, priorizando la valorización material y reduciendo y/o estabilizando el rechazo destinado a disposición final.

El despliegue de este nuevo modelo se recoge en la formulación del "Plan de Acción para la Gestión de los Residuos Municipales en Cataluña 2005-2012" que de forma sintética comprende:

1) la revisión del marco normativo catalán en materia de residuos
2) la revisión del PROGREMIC 2001-2006
3) la formulación del Plan Sectorial de Infraestructuras de Gestión de Residuos Municipales para el periodo 2005-2012.
4) el establecimiento de un Programa de Inversiones y de su correspondiente Plan Financiero

5.2. Revisión y adaptación de la normativa de residuos municipales

Aunque recientemente (2003) ya se había revisado el marco legal catalán con relación a los residuos, el gobierno consideró conveniente efectuar nuevamente una revisión del marco normativo catalán en materia de residuos, con el fin de disponer de unos instrumentos legales actualizados y en concordancia con las normativas europeas y las nuevas propuestas de actuación que deben desplegarse; a su vez, se aprovechó para introducir nuevos aspectos como la participación, la transparencia y el derecho a la información, así como la ampliación de la fiscalidad ambiental mediante nuevos impuestos ecológicos como los cánones de disposición final de residuos que permiten incentivar la valorización y el aprovechamiento de los residuos para favorecer una gestión ambientalmente más correcta.

En este sentido, el 31 de julio de 2007, el gobierno de la Generalitat de Catalunya aprobó el Anteproyecto de Ley de modificación de la Ley 6/1993, de 15 de julio, reguladora de los residuos y el Anteproyecto de Ley de financiamiento de las infraestructuras y de los cánones sobre la disposición del rechazo de los residuos[40].

El anteproyecto de Ley de modificación de la Ley 6/1993, de 15 de julio, reguladora de los residuos contempla:

1) la obligatoriedad de implantación de la recogida selectiva de la materia orgánica en todos los municipios de Catalunya

[38] Entre los criterios de distribución destacan, para el año 2008, los siguientes: 1) los *conceptos sujetos a retorno de canon* [recogida selectiva de la FORM, tratamiento de la FORM, tratamiento de reducción de la cantidad o mejora de la calidad del rechazo, recogida selectiva de papel-cartón, recogida selectiva en deixalleria], 2) los *importes unitarios* asignados a los distintos conceptos, 3) los *criterios de corrección* para algunos conceptos (de acuerdo con parámetros urbanísticos y teniendo en cuenta la calidad de la FORM recogida selectiva).

[39] El 14 de diciembre de 2003 fue aprobado y refrendado por parte de los partidos políticos PSC-CpC, ERC y ICV-EA el "ACORD PER A UN GOVERN CATALANISTA I D'ESQUERRES A LA GENERALITAT DE CATALUNYA", que entre muy diversos aspectos traza los ejes fundamentales de la política de residuos del nuevo gobierno.

[40] En el momento de finalizar la revisión de esta comunicación ya es posible confirmar que el Parlamento de Catalunya, en sesión del 2 de julio de 2008, aprobó por mayoría absoluta la *Llei 9/2008, del 10 de juliol, de modificació de la Llei 6/1993, de 15 de juliol, reguladora dels residus* [DOGC Núm. 5175 de 17.7.2008] y por mayoría simple la *Llei 8/2008, del 10 de juliol, de finançament de les infraestructures de gestió dels residus i dels cànons sobre la disposició del rebuig dels residus* [DOGC Núm. 5175 de 17.7.2008]

2) la obligatoriedad de los entes locales en consignar las partidas necesarias para realizarla en sus presupuestos.
3) la obligatoriedad de efectuar el tratamiento de las fracciones que no son objeto de recogida selectiva (Fracción RESTO).

El anteproyecto de Ley de financiamiento de las infraestructuras y de los cánones sobre la disposición del rechazo de los residuos contempla que:

1) la Generalitat de Catalunya asuma la financiación de las inversiones en instalaciones previstas en el Programa y en el Plan Sectorial de Residuos, mientras que los costes de explotación sean asumidos por los Entes Locales.
2) se creen dos nuevos cánones, uno sobre la incineración de residuos municipales (5 €/T) y el otro sobre la disposición de residuos de la construcción (3 €/T).
3) se amplíe el canon de disposición de residuos municipales a aquellos municipios que no hayan desplegado la recogida de FORM, a partir de la aprobación de la Ley, de tal forma que:
    a. el canon sobre deposición de rechazo aumente de 10 €/T a 20 €/T
    b. el canon sobre incineración aumente de 5 €/T a 15 €/T

5.3. Programa de Gestión de Residuos Municipales de Catalunya PROGREMIC 2007-2012

El nuevo Programa de Gestión de Residuos Municipales de Catalunya [PROGREMIC 2007-2012][41] consolida e intensifica las bases del nuevo modelo de gestión:

1) Acciones para potenciar el consumo sostenible y la reducción de la generación de residuos.
2) Medidas de prevención (envases, bolsas de plástico de un sol uso, papel).
3) Implantar la recogida selectiva de la FORM en el conjunto del territorio de Catalunya, y tratarla para obtener compost de calidad.
4) Incrementar la eficiencia en la recogida selectiva y valorización de la FORM, envases ligeros, papel/cartón, vidrio y otras.
5) Tratar la Fracción RESTO mediante procesos mecánicos y biológicos para reducir y estabilizar el rechazo final, como paso previo a la disposición final del rechazo.
6) Racionalizar la planificación de las instalaciones de tratamiento y disposición final, con el objetivo de reducir el desplazamiento de los residuos y reordenar los flujos.

En el PROGREMIC 2007-2012 también se establecen unos objetivos cuantitativos generales, que para la materia orgánica se concretan en:

1) un 55 % de valorización material total.
2) Menos del 15 % de impropios en la FORM.

Dado el papel clave y central que tienen los residuos biodegradables, el Programa de Gestión de Residuos Municipales de Catalunya [PROGREMIC 2007-2012] incluye un Subprograma de gestión de fracciones biodegradables (FORM+Papel), que contempla un número considerable de actuaciones:

1) Fomento del Compostaje comunitario y doméstico.
2) Fomento de medidas para la reducción del malbaratamiento alimentario.
3) Fomento de la prevención en la generación de residuos orgánicos mediante el aprovechamiento de los excedentes alimentarios para la lucha contra el hambre (Banco de los Alimentos).
4) Ampliación de la obligatoriedad de realizar el servicio de recogida selectiva de la FORM en la totalidad de municipios de Catalunya.
5) Consolidación de la recogida selectiva de la FORM.
6) Fomento de la bolsa compostable.

[41] El PROGREMIC 2007-2012 se estructura entorno a 3 ejes básicos (un Programa para la Ciudadanía, un Programa de Gestión, un Programa de Infraestructuras), contempla 4 tipos de actuaciones (Actuaciones transversales, Actuaciones específicas de Prevención, Actuaciones específicas de Recogida Selectiva, Actuaciones específicas de Tratamiento y destinos finales), e incluye diversos subprogramas (Subprograma de prevención, Subprograma de políticas de comunicación, Subprograma de gestión de fracciones biodegradables, Subprograma de gestión de residuos de envases, Subprograma de gestión de les fracciones minoritarias, Subprograma de fomento de les recogidas comerciales, Subprograma de gestión del Rechazo).

7) Fomento del cubo aireado (dado que junto con la bolsa compostable puede repercutir en reducciones en peso del 5-10%).
8) Fomento de los sistemas de recogida más eficaces, que conllevan mayor captación de FORM y menor cantidad de impropios (puerta a puerta, contenedor con sobretapa o reducción del tamaño de boca, etc.).
9) Obligación para los grandes productores de realizar la recogida selectiva.
10) Definición de líneas de trabajo específicas con el sector hotelero y de restauración en general, mercados, comedores escolares y catering, etc.
11) Impulsar la recogida selectiva y la gestión adecuada de la poda.
12) Completar la red de instalaciones de tratamiento biológico de la FORM (compostaje y digestión anaerobia) de forma que se adecue la capacidad de tratamiento a los objetivos de recogida previstos y se reduzca el transporte hasta la planta.
13) Desplegar los instrumentos necesarios para regular y mejorar el funcionamiento y eficiencia de las plantas de biotratamiento.
14) Potenciar la utilización del compost de calidad, con una clara diferenciación de otros materiales (bioestabilizado de RESTO).
15) Determinar una estrategia conjunta para la gestión de residuos biodegradables que garantice el cumplimiento de los objetivos de reducción de residuos biodegradables destinados a vertedero, de acuerdo con la Directiva 99/31.
16) Coordinar los diferentes programas de gestión de residuos donde aparezcan productos orgánicos de posible aplicación al suelo agrario, como el Plan de gestión de lodos d'EDAR y las actuaciones de gestión de otros residuos industriales orgánicos compostables, incluidos en el PROGRIC, o las actuaciones previstas en el Programa de Gestión de Deyecciones Ganaderas.

5.4. Plan territorial sectorial de infraestructuras de gestión de residuos municipales [PTSIRM] y Programa de inversión y plan financiero del conjunto de actuaciones del plan de acción para la gestión de los residuos municipales de Catalunya 2005-2012.

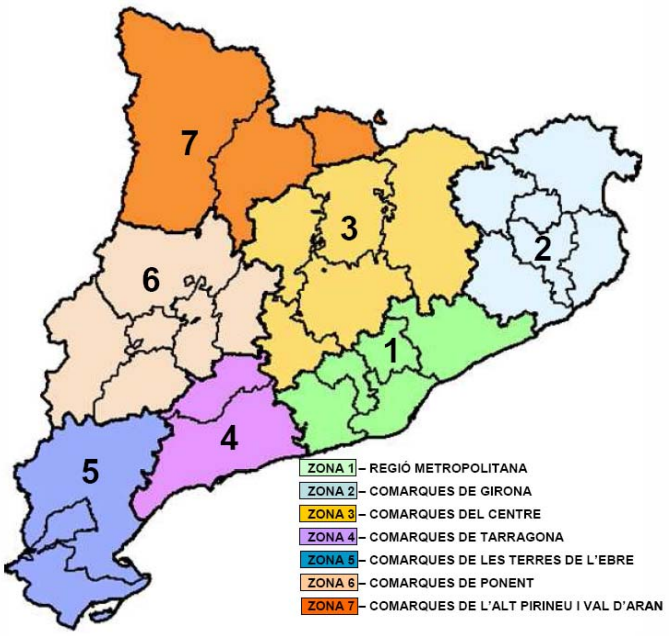


Figura 7. Zonificación del territorio de Catalunya a efectos del PTSIRM.
Fuente: Agència de Residus de Catalunya 2008

El Plan Territorial Sectorial de Infraestructuras de gestión de Residuos Municipales [PTSIRM] tiene como finalidad básica determinar y, en su caso, localizar las infraestructuras de gestión de residuos municipales necesarias en los diversos ámbitos territoriales de Catalunya[42], para garantizar el cumplimiento de los objetivos de reciclaje y valorización del Programa de Gestión de Residuos Municipales de Catalunya. (Figura 7)

El PTSIRM también determina los datos técnicos y de capacidad de cada una de las instalaciones previstas, con el objetivo de ajustarse a las necesidades de la gestión de los residuos municipales en cada uno de los ámbitos territoriales.

El tipo de instalaciones que prevé el PTSIRM son las siguientes: plantas de transferencia, plantas de compostaje, plantas de mecanización (digestión anaerobia), plantas de selección, plantas de incineración y otros tratamientos térmicos, plantas para tratamientos específicos y vertederos controlados.

[42] El PTSIRM articula las actuaciones en 7 zonas territoriales (Región metropolitana de Barcelona, Comarca de Girona, Comarcas del Centre, Comarcas de Tarragona, Comarcas de les Terres de l'Ebre, Comarcas de Ponent, Comarcas de l'Alt Pirineu y la Vall d'Aran) y 29 ámbitos.

De conformidad con la *Ley 16/2003, de 13 de junio, de financiación de las infraestructuras de tratamiento de residuos y el canon sobre la deposición de los residuos*, les instalaciones previstas en el PTSIRM deben ser financiadas por la Agencia de Residuos de Cataluña, de acuerdo con el Plan financiero que se establezca en el correspondiente Contrato-Programa suscrito entre la Agencia de Residuos de Cataluña y el Departamento de Economía y Finanzas de la Generalitat.

En fecha 25 de julio de 2006, el Gobierno de la Generalitat de Cataluña aprobó el Contrato Programa entre la Generalitat de Cataluña y la Agencia de Residuos de Cataluña para el período 2006-2010, para financiar en los próximos años las actuaciones del nuevo modelo de gestión de los residuos municipales.

En fecha 10 de agosto de 2006, se firmó dicho Contrato Programa, con una dotación económica de 1.165 millones de euros, que contempla la financiación de las actuaciones previstas en la primera fase del PTSIRM, con un importe de 925 millones de euros, y la convocatoria de ayudas, por valor de 138 millones de euros, tanto para los entes locales, como para el sector industrial y ganadero.

Las actuaciones de la primera fase recogen aquellas que son imprescindibles de ejecutar por razones de agotamiento de la vida útil de infraestructuras en servicio, así como las necesarias para mejorar las instalaciones existentes que se debe abordar a corto plazo por razones de funcionalidad y por requerimientos de carácter legal y ambiental.

6. La recogida selectiva de la FORM. 1996-2007.

6.1. Implantación de la recogida selectiva de la FORM.

Con la aprobación de la Ley 6/93, de 15 de julio, reguladora de los residuos, se inicia una nueva etapa –que aún no ha concluido- en la que los municipios catalanes, de forma individual o mancomunada, progresivamente han ido implantando el servicio de recogida selectiva de la FORM, simultáneamente a la construcción de nuevas plantas de tratamiento biológico. (Figura 9, Figura 11)

La recogida selectiva de la FORM se inició[43] de forma ininterrumpida, en Catalunya, a finales de noviembre del año 1996, en los municipios de Molins de Rei y Torrelles de Llobregat, en el marco del proyecto Residu Mínim[44] promovido por el grupo ecologista CEPA, con el soporte del Departament de Medi Ambient.

A finales del año 2.007, un total de 451 municipios de Catalunya (47,7% del total) habían implantado total o parcialmente la recogida selectiva de la FORM, dando servicio a un ámbito de población aproximado de 4.000.000 habitantes. (Figura 8, Figura 10)

El principal objetivo planteado en los diversos programas de gestión de residuos municipales es la recogida de la mayor cantidad posible de FORM de calidad aceptable[45]. Por este motivo, la recogida selectiva de la FORM se ha organizada básicamente a dos niveles: la recogida domiciliaria (los ciudadanos) y la recogida comercial o de grandes generadores[46].

---

[43] Por allá el año 1995 se construyo una pequeña planta de compostaje en Artesa de Lleida (municipio rural de la comarca del Segrià, a unos 5 km de Lleida, con unos 1.200 habitantes). Dicha planta de compostaje fue financiada por el Departament de Medi Ambient (50%) y por el municipio (50%) – que repercutió en los habitantes una derrama contributiva extraordinaria –. La planta se inauguro el 14 de mayo de 1995 y funcionó durante los últimos meses de 1995 y casi todo el año 1996. Finalizadas las obras, a finales de 1995, y tras una campaña de sensibilización realizada por Alternativa Ecologista de Artesa de Lleida, se puso en marcha la recogida selectiva de la FORM. La recogida se efectuaba casa por casa, tres veces por semana, mediante un remolque compartimentado. La población utilizaba bolsas de papel. Los primeros resultados fueron muy satisfactorios (participación de la población alrededor del 90 % y alta calidad de la FORM –inapreciable % de impurezas-). La experiencia finalizo pocos meses después debido a problemas de diversa índole. En el año 2005 se reactivo la recogida selectiva de la FORM, mediante el sistema puerta a puerta, con excelentes resultados, siendo destinada a la planta de compostaje comarcal del segrià, situada en el municipio de Montoliu de Lleida.

[44] En octubre del año 1991, el grupo ecologista CEPA propuso al recién creado Departamento de Medio Ambiente la realización del proyecto de Recogida Selectiva Integral de Residuos Municipales, conocido como RESIDU MÍNIM, consistente en la recogida selectiva separada de diversas fracciones (materia orgánica –conocida como FORM–, vidrio, papel-cartón y materia inorgánica –envases y rechazo–, que con los años adoptó el término FIRM–) que deberían ser tratadas en diversas instalaciones de tratamiento (planta de compostaje de Torrelles de Llobregat, planta de compostaje de Sant Cugat del Vallès, planta de triaje de Molins de Rei).

[45] La calidad de la FORM es considerada buena cuando el porcentaje de impropios es inferior al 5% del peso total, no debiendo superar en ningún caso el 10% (valor máximo aceptable); a partir del 15 % de impurezas, las plantas podrían llegar a denegar la entrada del residuo en las instalaciones de tratamiento.

[46] Se consideran grandes generadores (conocidos también como generadores singulares) aquellos establecimientos, comercios y servicios que pueden generar potencialmente gran cantidad de FORM: hoteles, restaurantes, bares, escuelas, institutos, hospitales, mercados, comercios (verdulerías, fruterías, carnicerías, pescaderías, floristerías, etc.), grandes superficies, etc.

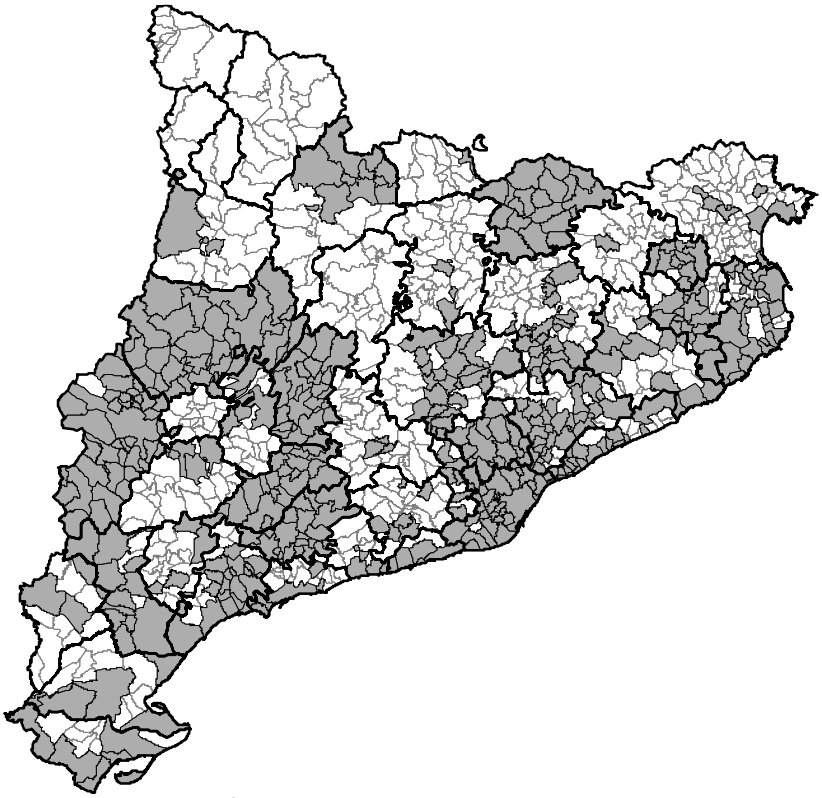


Figura 8. Municipios con implantación de la recogida selectiva de la FORM en Catalunya, a 31-12-2007. Fuente: Agència de Residus de Catalunya

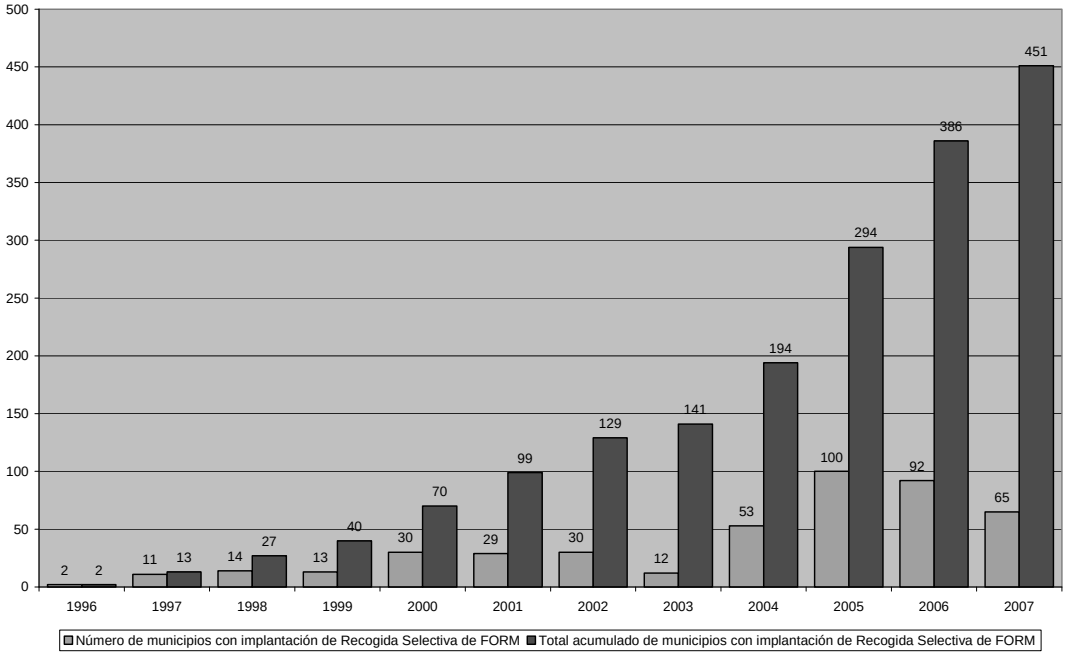


Figura 9. Evolución del número de municipios con implantación de la recogida selectiva de la FORM en Catalunya, durante el período 1996-2007. Fuente: Agència de Residus de Catalunya.

La evolución de la implantación de la recogida selectiva de la FORM a lo largo de los años ha sido desigual en el territorio. (Figura 11)

Treinta y seis de les cuarenta y una comarcas ya han implantado (en uno o más municipios) la recogida selectiva de la FORM. Siete comarcas (Alt Camp, Barcelonès, Conca de Barberà, Noguera, Ripollès, Segarra, Segrià) han implantado la recogida selectiva de la FORM en todos los municipios, aunque no siempre de forma total, y en otras once comarcas ya se ha implantado la recogida selectiva de la FORM en más del 60 % de municipios (Bages, Baix Camp, Baix Empordà, Baix Llobregat, Garraf, Gironès, Maresme, Pla de l'Estany, Ribera d'Ebre, Vallès Occidental, Vallès Oriental).

Figura 10a. < 5.000 hab

Figura 10b. > 5.000 hab.

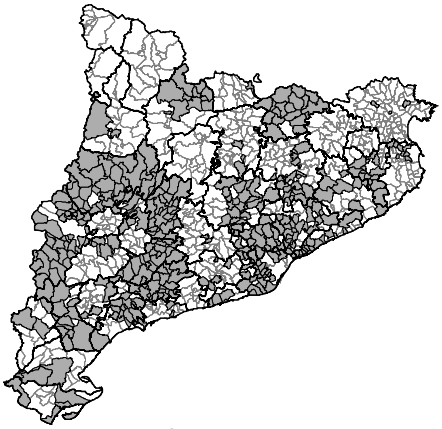
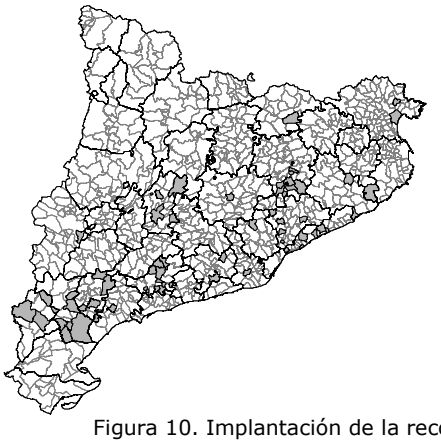


Figura 10c Implantación total

Figura 10d Implantación parcial



<u>Algunos datos agregados</u>:

< 5.000 hab.: 276 / 749 (36,8 %)
> 5.000 hab.: 175 / 197 (88,8 %)

Parcial: 66 / 451 (14,6 %)
Total: 385 / 451 (85,4%)

Recogida en contenedor: 372 / 451 (82,5%)
Recogida PAP: 58 / 451 (12,9%)
Recogida en contenedor+PAP: 7 / 451 (1,5%)
Recogida Grandes Productores: 14 / 451 (3,1%)

Figura 10. Implantación de la recogida selectiva de la FORM en Catalunya, a 31-12-2007.
Fuente: Agència de Residus de Catalunya

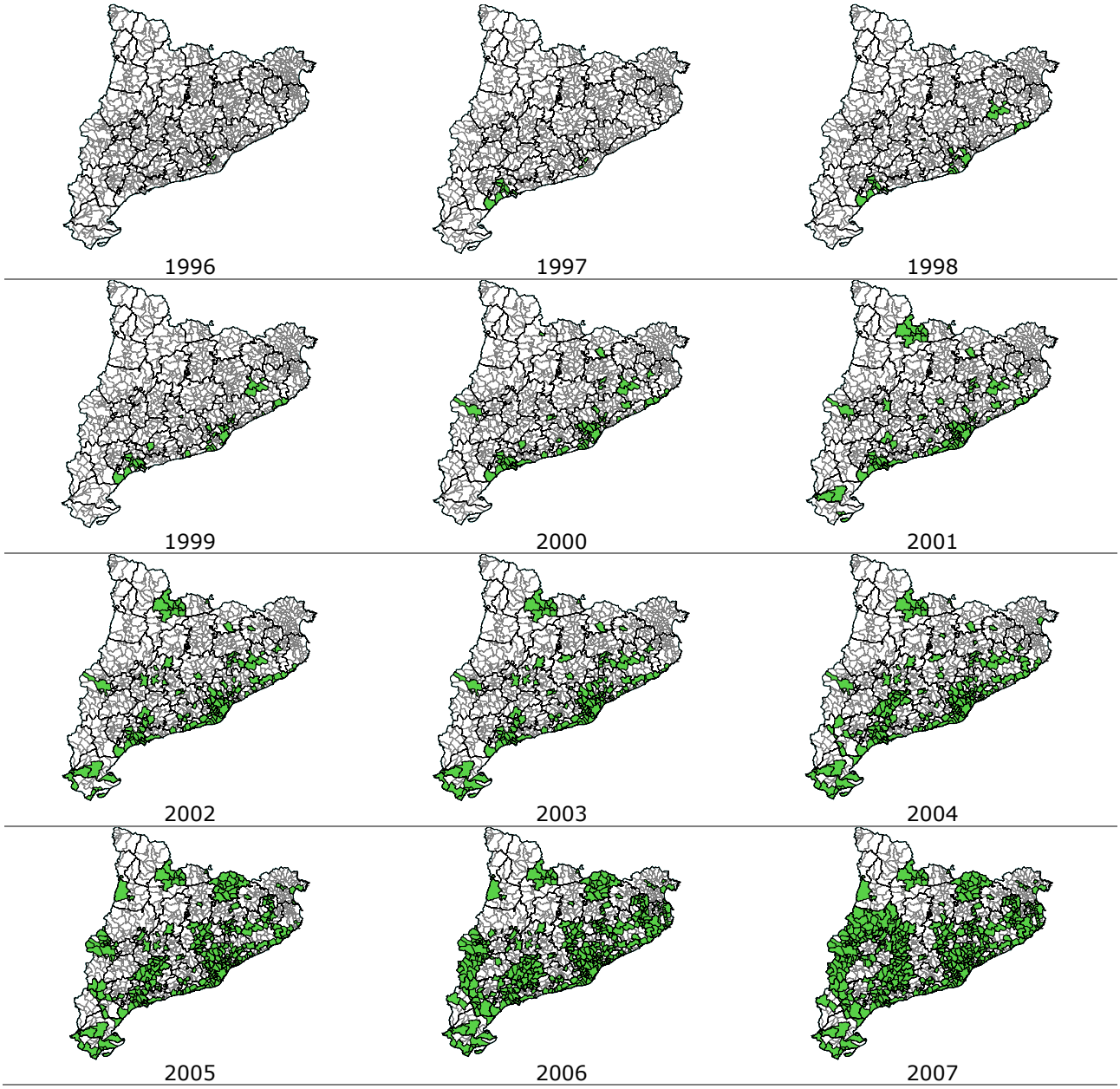


Figura 11. Evolución de la Implantación de la recogida selectiva de la FORM en Catalunya (1996-2007)
Fuente: Agència de Residus de Catalunya

Probablemente, los factores desencadenantes del incremento sustancial del número de municipios que han implantado la recogida selectiva de la FORM fueron, a partir del año 2004, además de la disponibilidad de instalaciones donde llevar la FORM, la entrada en vigor de la *Ley 16/2003, de 13 de junio, de financiación de las infraestructuras de tratamiento de residuos y el canon sobre la deposición de los residuos*, y el establecimiento de las ordenes de subvención para el fomento de la recogida selectiva de la FORM.

En la actualidad, ya es posible consultar on-line el estado de implantación de la recogida selectiva de la FORM en Catalunya a través de una aplicación que reside en

http://www.arc.cat/webarc/jsp/formimpl/ca/cercarmunicipis.jsf

Debe señalarse que, en términos generales, la población acepta bastante bien la idea de la recogida selectiva de la FORM, siendo desigual el nivel de participación, pero moderadamente satisfactoria en la mayoría de municipios.

En Catalunya, coexisten diversos sistemas/modelos de recogida selectiva de la FORM utilizados por los municipios, entre los que cabe destacar fundamentalmente:

a) Recogida mediante el modelo de "contenedor en la calle". Se trata de un contenedor específico al cual acude el ciudadano para depositar de forma separada la FORM; suelen ser de volúmenes diversos [240 L el más habitual para la recogida domiciliaria, de 90 a 660 L para la recogida en pequeños a grandes generadores]; suelen estar ubicados de forma permanente en la vía pública, al lado del contenedor de resto (sistema de contenedor en acera) o al lado de los otros contenedores de recogida selectiva -vidrio, papel y envases- (sistema de contenedor en área de aportación). Es el sistema más extendido. La frecuencia de recogida de la FORM (y a menudo del resto) es habitualmente de 3 a 4 veces por semana, y en algunos municipios urbanos, diaria. En verano, la frecuencia de recogida suele intensificarse; existen algunas variantes: contenedor soterrado, contenedor bicompartimentado (para la recogida selectiva de la FORM y la recogida del resto, de forma simultánea, mediante camiones bicompartimentados).

b) Recogida mediante el modelo "puerta a puerta" (PAP), en el que el usuario deja el residuo (una bolsa tal cual, dentro de un cubo – de reducida capacidad – o dentro de contenedores de 90 a 120 L) delante del portal de su vivienda para que sea recogido por el servició de recogida. La frecuencia de recogida de la FORM suele ser de 3 veces por semana (en invierno) y 4 veces por semana (en verano). La Fracción RESTO suele recogerse 1 o 2 veces como máximo por semana.

La eficiencia de la recogida en cantidad y calidad varía en función del sistema:

a) Así pues, el análisis de los datos de recogida selectiva permiten constatar que el sistema puerta a puerta, en general, cuando se ha implantado adecuadamente, permite alcanzar unos niveles de recogida selectiva muy elevados [de 300 a 400 gramos FORM por habitante y día, menos de un 5 % de impurezas, y una recogida selectiva global entre el 60 % y el 85 % de los residuos municipales], mientras que

b) el sistema de contenedor en acera (FORM + Rechazo) + área de aportación (Vidrio + Papel + Envases), en general, cuando se ha implantado adecuadamente, permite alcanzar unos niveles de recogida selectiva aceptables [de promedio unos 150 gramos FORM por habitante y día, de un 5% a un 15 % de impurezas, y una recogida selectiva global entre el 15 % y el 50 % de los RM].

Los ciudadanos disponen de diversas alternativas para separar la FORM. La Agència de Residus de Catalunya y la mayoría de municipios sugieren que la recogida selectiva de la FORM se efectúe de forma preferente mediante el uso de bolsas compostables[47]. Una de las medidas más eficaces para reducir las molestias, de cara a los ciudadanos, a la hora de recoger selectivamente la FORM es el uso combinado de cubos ventilados y bolsas compostables[48].

Sea cual sea el sistema por el cual opte el municipio, resulta fundamental dar a la población la información y los elementos básicos necesarios para facilitar, a corto plazo, la participación en la recogida selectiva de la FORM y, a medio plazo, convertir dicha recogida selectiva en un hábito asumido y confortable (no molesto).

6.2. Cantidad de FORM recogida selectivamente.

En el año 2007, se recogieron de forma selectiva un total de 302.000 toneladas de FORM (aproximadamente un 20% sobre la cantidad total de FORM potencialmente generada) y 46.000 toneladas de residuos vegetales. La cantidad de compost comercializado fue de unas 34.000 toneladas y se generaron 32.000 toneladas de rechazo, que fue destinado a disposición controlada.

---

[47] El Departament de Medi Ambient otorga, mediante la Direcció General de Qualitat Ambiental, el Distintiu de Garantia de Qualitat Ambiental [Categoria: Bolsas / Productos compostables] con el fin de acreditar la certeza de la compostabilidad de dichos productos. (para más información consultar http://mediambient.gencat.cat/cat/empreses/ecoproductes_i_ecoserveis/)

[48] Gracias a la transpirabilidad de las bolsas compostables, una parte del exceso de agua que contiene la FORM puede eliminar-se por evaporación siempre que el cubo tenga un porcentaje importante de orificios); esta pérdida de peso, que puede llegar a ser importante (5-25%), comporta una menor generación de residuo, una reducción del contenido en agua de la FORM, una mayor durabilidad de las bolsas compostables y el mantenimiento de condiciones aerobias en el interior del cubo lo que reduce los procesos fermentativos y las molestias por olores.

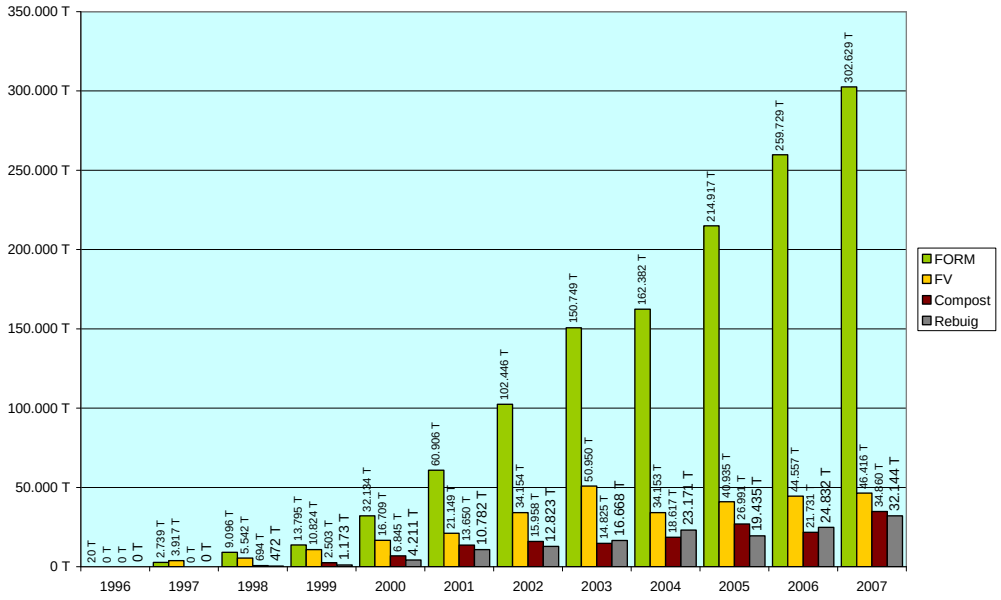


Figura 12. Evolución de la recogida selectiva de la FORM y residuos vegetales, compost comercializado y rechazo generado en las plantas de tratamiento biológico de Catalunya (1996-2007)
Fuente: Agència de Residus de Catalunya

Estos datos pueden consultarse, para el periodo 2000-2007 y de forma agregada en la siguiente dirección http://www.arc.cat/ca/estaddin/Municipals/estad_mun0.asp

La Agència de Residus de Catalunya está trabajando para lograr que a partir del año 2008, los datos cuantitativos referidos a la recogida selectiva de la FORM y a su tratamiento estén disponibles en la web de l'ARC con mucho más detalle.

La Tabla 3 muestra la recogida selectiva de la FORM por comarca (expresada en toneladas de FORM brutas, es decir, sin descontar los impropios); se ha añadido un índice cuantitativo (expresado en g FORM por habitante y día) con objeto de poder realizar comparaciones. De hecho, se están comparando valores no homogéneos, dado que el cálculo se debería realizar sobre toneladas de FORM limpias (una vez descontados los impropios) y referidos a la población que realmente dispone de recogida selectiva de la FORM; de todos modos, teniendo en cuenta estas limitaciones (con las correcciones oportunas una comarcas mejorarían y otras empeorarían los resultados), los cálculos muestran que de promedio, en el año 2007, se recogieron selectivamente 115 gramos de FORM brutas por persona y día. Quince comarcas presentan valores superiores, y las otras veintiuna muestran valores inferiores.

6.3. Calidad de la FORM recogida selectivamente.

Una herramienta imprescindible para conocer la calidad de los residuos orgánicos procedente de la recogida selectiva es determinar su composición, es decir efectuar su caracterización. En Catalunya contamos con bastante experiencia en este sentido, dado que desde el año 2004 se están caracterizando, de forma continuada y uniforme, la totalidad de municipios que han implantado la recogida selectiva de la FORM. Así pues, desde el año 2004 hasta finales del año 2007 se han llevado a cabo 3.265 caracterizaciones de la FORM de un total de 451 municipios que disponían, a finales del 2007, de servicio de recogida selectiva de la FORM.

Obtener esta información permite:

a) Evaluar el funcionamiento de la recogida selectiva (tanto desde la vertiente de la participación ciudadana como desde la vertiente de la empresa que presta el servicio de recogida).
b) Detectar algunos problemas y anomalías.
c) Evaluar las eficiencias de los diversos sistemas de recogida selectiva.
d) Evaluar la eficiencia / ineficiencia de les plantas de tratamiento.
e) Emitir certificados de calidad de la FORM que, en Catalunya, repercuten en:
    a. El retorno de canon (en concepto de la recogida selectiva y tratamiento de la FORM). (Tabla 4)
    b. La tarifa de tratamiento de FORM que deben costear los municipios.

Tabla 3. Distribución de la recogida selectiva de la FORM por comarcas en Catalunya. Año 2007.
Fuente: Agència de Residus de Catalunya

Comarca	Padrón Año 2007	FORM (Toneladas brutas)	Índice quantitativo g FORM / hab·dia
Alt Camp	42.586	2.563,78	165
Alt Empordà	129.158	1.488,61	32
Alt Penedès	98.856	4.144,22	115
Alt Urgell	21.566	1.347,28	171
Alta Ribagorça	4.123	-	
Anoia	111.655	2.765,99	68
Bages	176.846	9.075,19	141
Baix Camp	180.196	9.900,72	151
Baix Ebre	78.590	1.185,51	41
Baix Empordà	126.450	3.010,14	65
Baix Llobregat	129.673	4.513,98	95
Baix Penedès	90.891	1.176,26	35
Berguedà	40.479	853	58
Cerdanya	17.744	62,8	10
Conca de Barberà	20.714	1.407,97	186
E.M.S.H.T.R.	3.126.294	132.865,40	116
Garraf	136.328	5.418,00	109
Garrigues	19.979	333,53	46
Garrotxa	53.507	1.471,40	75
Gironès	169.624	8.669,70	140
Maresme	396.886	19.888,95	137
Montsià	67.834	2.961,10	120
Noguera	38.596	326,69	23
Osona	147.138	10.644,46	198
Pallars Jussà	13.467	647,64	132
Pallars Sobirà	7.191	-	
Pla d'Urgell	34.976	-	
Pla de l'Estany	28.893	812,61	77
Priorat	9.785	495,22	139
Ribera d'Ebre	23.319	1.258,17	148
Ripollès	26.576	1.269,70	131
Segarra	21.703	1.783,36	225
Segrià	190.558	6.529,51	94
Selva	157.674	6.030,62	105
Solsonès	13.401	-	
Tarragonès	231.161	7.491,17	89
Terra Alta	12.719	526,65	113
Urgell	35.015	1.144,34	90
Val d'Aran	9.815	-	
Vallès Occidental	591.344	21.905,71	101
Vallès Oriental	377.198	18.286,96	133
SUBTOTAL	**7.210.508**	**294.256,30**	**112**
Residus Comercials no territorilizable		7.901,12	
TOTAL	**7.210.508**	**302.157,40**	**115**

Tabla 4. Retorno de canon en concepto de la recogida selectiva y del tratamiento de la FORM, de acuerdo con los criterios establecidos en la *Guía d'Orientació als ens locals sobre l'aplicació del retorn del cànon sobre la deposició de residus per a l'any 2008*. Fuente: Agència de Residus de Catalunya

Retorno en concepto del **tratamiento de la FORM**	
Importe Unitario	33,5 € / tonelada FORM "limpia" (1), sin incluir la fracción vegetal y poda
Observaciones (1)	En el caso que la planta de tratamiento biológico, receptora de la FORM, disponga de un reglamento de funcionamiento que establezca tarifas de tratamiento diferenciadas en función de los impropios de la FORM, se consideraran las toneladas de FORM "bruta".
Retorno resultante (€)	T FORM · 33,5
Retorno en concepto del **recogida selectiva de la FORM**	
Importe Unitario	12,0 € / tonelada FORM "bruta", sin incluir la fracción vegetal y poda
Factor urbanismo [f_{urb}]	Urbana: 1; Semiurbana: 1,28; Rural: 1,5 Urbana [población >50.000 hab.] Semiurbana [población entre 5.000 y 50.000 hab.] Rural [población < 5.000 hab.]
Factor calidad FORM [f_{qua}]	impropis: 0<%≤5 (3); 5<%≤10 (2); 10<%≤15 (1,5); 15<%≤20 (1); 20<%≤25 (0,5); %>25 (0,2)
Retorno resultante (€)	T FORM · 12,0 · f_{urb} · f_{qua}

$12,0 \cdot f_{urb} \cdot f_{qua}$			f_{qua} 0% a <5%	5% a <10%	10% a <15%	15% a <20%	20% a <25%	>25%
			3	2	1,5	1	0,5	0,2
f_{urb}	Urbana	1	36,00	24,00	18,00	12,00	6,00	2,40
	Semiurbana	1,28	46,08	30,72	23,04	15,36	7,68	3,07
	Rural	1,5	54,00	36,00	27,00	18,00	9,00	3,60

La caracterización es efectuada en la actualidad por 6 empresas colaboradoras de la administración que desarrollan su actividad en un número de plantas de compostaje previamente concertado.

La caracterización consiste en clasificar manualmente los residuos según un protocolo de caracterización y determinar seguidamente el porcentaje de peso de cada una de las fracciones existentes, distinguiendo la fracción compostable (FORM y Poda) de los impropios (vidrio, papel y cartón, plástico, film y mixtos, bolsas de plástico, metal férrico, metal no férrico, textil, textil-sanitario, residuos especiales, residuos voluminosos y otros).

Con los datos obtenidos se elaboran unos boletines de caracterización de la FORM, que son públicos, y que están a la disposición de los interesados (municipios, titulares de plantas de compostaje, gestores de plantas de compostaje, etc.). Los resultados pueden ser consultados en la web de la Agència de Residus de Catalunya:

Años 2004-2005 http://www.arc-cat.net/ca/municipals/recollidaselectiva/rmordinaris/materiaorganica/caracform.html

Años 2006 y en adelante https://sdr.arc-cat.net/sdr/GetLogin.do

Tabla 5. Evolución de los resultados de caracterización de la FORM procedente de recogida selectiva en Catalunya. Año 2004-2007. Fuente: Agència de Residus de Catalunya

	Año 2004	Año 2005	Año 2006	Año 2007[49]
Número de Caracterizaciones realizadas	428	732	983	1.122
% Total Impropios (media aritmética)	14,2 %	14,3 %	15,0 %	10,3 %
Recogida Selectiva FORM (toneladas "brutas")	176.301 T	220.172 T	260.000 T	302.000 T
% Total impropios (media ponderada)	23,8 %	22,2 %	En elaboración	
Recogida Selectiva FORM (toneladas "limpias")	134.341 T	173.715 T	En elaboración	

[49] En el año 2007, se introdujo en el protocolo de caracterización una modificación que afecta a la cuantificación de las fracciones "papel-cartón" y "bolsas de plástico", a las cuales se les aplica un factor corrector debido a la presencia de agua en estas fracciones, lo cual se tradujo en una considerable disminución del % de impropios, con relación a años anteriores.

Un primer balance de los resultados obtenidos en el año 2007 aporta la siguiente información:

1) El valor promedio de impropios (media aritmética) de la FORM fue de 10,3 %.
2) En general, los municipios más pequeños presentan valores de impropios inferiores.
3) En general, los municipios que han implantado la recogida selectiva de FORM puerta a puerta, presentan valores de impropios inferiores o muy inferiores.
4) En general, los municipios que han implantado la recogida selectiva de FORM comercial de forma diferenciada, presentan valores de impropios inferiores.
5) Los impropios más presentes son el papel-cartón, los plásticos-mixtos, y las bolsas plástico-film.

Resulta muy interesante analizar los resultados obtenidos en las caracterizaciones de la FORM, referidos a las diversas instalaciones de tratamiento biológico[50].

En la Figura 13, se observa los valores promedio, mínimo y máximo de todas las caracterizaciones realizadas en cada una de las instalaciones. Los valores promedio oscilan entre prácticamente el 0 % y el 20 %. Por otro lado, salvo alguna excepción, en todas las instalaciones se han obtenido resultados de caracterizaciones tanto con valores de impropios relativamente bajos (0%-5%) como con valores de impropios elevados.

De hecho para poder evaluar el impacto real de la calidad de la FORM, resultaría imprescindible estimar el porcentaje ponderado de impropios en base a la cantidad de FORM de cada circuito de recogida y a su calidad (% de impropios); éste seria el objetivo planteado para el año 2008.

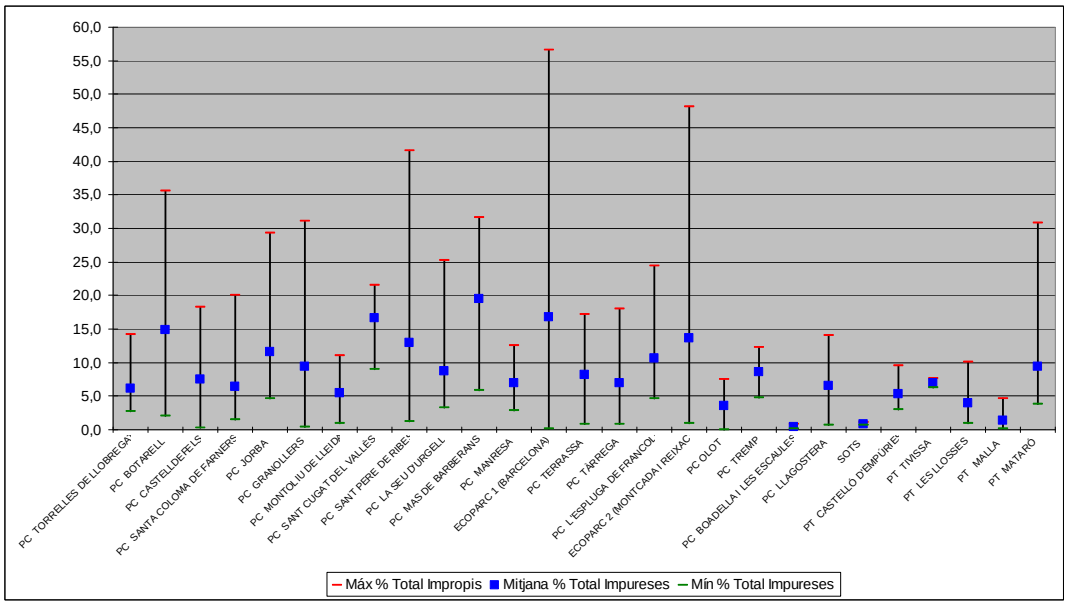


Figura 13. Porcentaje de impropios (Media aritmética, valor mínimo, valor máximo) de la FORM recogida selectivamente en Catalunya, caracterizada en diversas instalaciones. Año 2007. Fuente: Agència de Residus de Catalunya

7. El tratamiento biológico de la FORM.

7.1. La planificación de las instalaciones y capacidad de tratamiento

En la actualidad, Catalunya dispone de una red de 20 plantas públicas de tratamiento biológico de FORM en funcionamiento (básicamente mediante compostaje, pero también en algunos casos mediante digestión anaerobia seguido de compostaje), con una capacidad de tratamiento[51] global de aproximadamente unas 300.000

[50] Habitualmente, las caracterizaciones tienen lugar en las mismas plantas de tratamiento biológico donde recibe tratamiento la FORM, pero en algunos ámbitos territoriales que no disponen de planta de tratamiento propia, las caracterizaciones suelen realizarse en las plantas de transferencia de FORM, antes que se mezclen las distintas procedencias de FORM y se deriven a las plantas de tratamiento biológico.

[51] La capacidad de tratamiento corresponde a la capacidad que refleja el proyecto de la instalación y que, en general, es adoptada como capacidad de tratamiento en la licencia o autorización ambiental de la instalación; la experiencia ha demostrado que en la realidad raramente se alcanza la capacidad de tratamiento autorizada en la tramitación ambiental. Aún habiendo considerado una duración de proceso de compostaje suficiente (alrededor de unas 12 semanas) y los condicionantes que permitían viabilizar el proceso de compostaje (aportación de residuos vegetales triturados como agente estructurante/complementario a la FORM en una proporción mínima pero suficiente –FORM:FV 3:1 en volumen–), el diseño de las primeras instalaciones no tuvo en cuenta tiempos inhábiles de proceso ni aplicó factores de seguridad ni sobredimensionó el espacio destinado al tratamiento biológico; si a ello añadimos que algunos de los parámetros utilizados para dimensionar la instalación basados en datos técnicos aportados por los tecnólogos (por ejemplo, la sección de trabajo de volteadoras) resultaron ser superiores a los alcanzados en la realidad, no parece extraño que las capacidades reales de tratamiento disminuyeran de forma más o menos importante.

toneladas FORM/año; además hay 2 instalaciones que están inmersas en un proceso de remodelación integral, otras 3 están en construcción y 2 más en trámite. (Tabla 6, Figura 14)

Un par de estas instalaciones (Ecoparc-1 y Ecoparc-2) acogen de forma simultánea el tratamiento biológico de la FORM y el tratamiento mecánico biológico de la Fracción RESTO[52]. (Tabla 6 y Tabla 7)

Existen también 2 plantas de compostaje privadas que están tratando FORM, del mismo modo que diversas plantas públicas están tratando, además de FORM y de forma complementaria, otros residuos orgánicos[53] (lodos d'EDAR, residuos industriales del sector agroalimentario, etc.)

Dada las diversas problemáticas surgidas en las instalaciones de compostaje a lo largo de los años, la Agència de Residus de Catalunya encargo la elaboración de las diagnosis de las plantas de compostaje de FORM, con objeto de efectuar la evaluación del estado de las instalaciones, de revisar la capacidad de tratamiento, y proponer mejoras concretas en las instalaciones, si fuera aconsejable.

Tabla 6. Situación actual de las plantas de tratamiento biológico (TB) de FORM en Catalunya.

	Estado actual	Inicio activi-dad	Mejoras Re-formas	Mejoras / Reformas	Digestión Anaerobia	Compostaje	Capacidad Trata-miento T FORM / año	Sistema tecnológico [Descomposición / Maduración]
Torrelles de Llobregat	F	1996				X	3.000	Pilas volteadas / Pilas volteadas
	F		2006	a,b,e.i.j,k,l,ll		X	4.500	Pilas volteadas / Pilas volteadas
Botarell	F	1997				X	30.715	Pilas volteadas / Pilas volteadas
	F		2003	b,g,h,j,k,l,ll,m,n		X	37.000	Pilas volteadas-ventiladas / Pilas volteadas
	F		2007	e		X	37.000	Pilas volteadas-ventiladas / Pilas volteadas
Castelldefels	F	1998				X	10.500	Túnel [6] / Pilas volteadas
	F		2004	a,b,c,d,e,f,g,i,j,k,n		X	15.000	Túnel [4] / Pilas volteadas
	F		2006	Reducción Entradas FORM		X	10.500	Túnel [4] / Pilas volteadas
Santa Coloma de Farners	F	1998				X	12.000	Túnel [3] / Mesetas volteadas
	F		2004	a,b,c,d,e,f,g,h,i,j.l		X	15.000	Túnel [3] / Pilas volteadas
	T		2008	Reforma integral		X	12.500	Túnel [5] / Pilas volteadas-ventiladas
Jorba	F	1998				X	3.300	Pilas volteadas / Pilas volteadas
	F		2005	e		X	6.300	Pilas volteadas / Pilas volteadas
Granollers	F	1999				X	25.000	Túnel [10] / Pilas estáticas
	R		2007	Reforma integral	X	X	45.000	Digestor [2] / Túnel [12]
Montoliu de Lleida	F	2000				X	18.000	Pilas volteadas / Pilas volteadas
	T		2009	a,b,c,d,e,f,g,k,n		X	15.000	Canal volteado ventilado / pilas volteadas
Sant Cugat del Vallès	F	2000				X	12.000	Túnel [6] / Pilas volteadas
	F		2005	Reducción Entradas FORM		X	12.000	Túnel [6] / Pilas volteadas
Sant Pere de Ribes	F	2000				X	20.000	Túnel [6] / Pilas volteadas
	F		2006	e,g,h,j,l,o		X	13.700	Túnel [6] / Pilas volteadas

[52] La posibilidad que una misma instalación efectúe el tratamiento de la FORM y del RESTO, siempre que se garantice a todos los efectos y niveles el tratamiento diferenciado de ambas tipologías de residuos (recepción de residuos, tratamiento de residuos, obtención y almacenaje de productos, recogida y almacenaje de lixiviados, etc.) puede ser considerado interesante; el diseño debiera ser concebido de forma modular y flexible, de manera que al incrementarse la recogida selectiva de la FORM cabe suponer que debiera disminuir paralelamente las aportaciones de Fracción RESTO.

[53] A lo largo de los primeros años, cuando la implantación de la recogida selectiva de la FORM aún no estaba lo suficientemente extendida, la cantidad de FORM que recibían las plantas de compostaje públicas estaba muy por debajo de su capacidad de tratamiento; si esta situación se hubiera alargado en el tiempo podrían haber surgido problemas de desequilibrio económico de la explotación. Para evitar esta problemática, se autorizó que dichas instalaciones pudieran dar tratamiento, de forma complementaria, a residuos orgánicos de procedencia diversa con las siguientes condiciones: 1) efectuar el tratamiento diferenciado de estos residuos con relación a la FORM, 2) priorizar el tratamiento de la FORM por encima de los otros residuos orgánicos y 3) garantizar unas correctas condiciones de compostaje de ambos flujos de residuos.

La Seu d'Urgell	F	2001				X	3.670	Pilas volteadas / Pilas volteadas
	R		2009	a,b,g,i,j,k,o		X	3.670	Pilas volteadas / Pilas volteadas
Mas de Barberans	F	2001				X	5.000	Túnel [4] / Pilas volteadas
Manresa	F	2001				X	16.357	Pilas volteadas / Pilas volteadas
	F		2007	a,b,c,d,f,h,i,j,k,l,n		X	20.000	Trincheras ventiladas / Pilas volteadas
Ecoparc-1 (Barcelona)	F	2001			X	X	140.000	Digestor [4] / Túnel [38]
	R		2006	Reforma integral	X	X	140.000	Digestor [4] / Túnel [38]
Terrassa	F	2002				X	15.000	Túnel [6] / Pilas volteadas
	F		2006	b,c,f,j,k,l,n,o	X	X	25.000	Digestor [1] / Túnel [6] / Pilas volteadas
Tàrrega	F	2003				X	10.000	Pilas volteadas y ventiladas / Pilas volteadas
	T		2009	h		X	10.000	Pilas volteadas y ventiladas / Pilas volteadas
Espluga de Francolí	F	2004				X	7.000	Pilas volteadas / Pilas volteadas
	F		2008	a,b,f,h,k,o		X	7.000	Pilas volteadas / Pilas volteadas
Ecoparc-2 (Montcada i Reixac)	F	2004			X	X	75.000	Digestor [3] / Túnel [17]
	F		2006	b,e,f,j,k,n,o	X	X	75.000	Digestor [3] / Túnel [17]
Olot	F	2005				X	10.000	Túnel [4] / Pilas volteadas
	F		2008	b,k,n		X	12.000	Túnel [5] / Trincheras ventiladas
Tremp	F	2005				X	5.000	Pilas volteadas / Pilas volteadas
Llagostera	F	2007				X	18.000	Túnel [8] / Pilas volteadas y ventiladas
	F		2008	g,j,k,m,n,o		X	18.000	Túnel [8] / Pilas volteadas y ventiladas
Boadella i les Escaules	F	2006				X	100	Pilas estáticas / Pilas estáticas
Malla	F	2006				X	1.500	Módulos ventilados / Pilas estáticas
Cabanes	C					X	130	Pilas volteadas / Pilas volteadas
Ecoparc 4 (Hostalets de Pierola)	C					X	75.000	Meseta volteada con tornillo visinfín
Vacarisses	C				X	X	20.000	Digestor [1] / Trincheras volteadas-aireadas
Pedret i Marza	T					X	15.000	Túnel [8] / Trincheras volteadas-aireadas
Santa Eulàlia de Ronçana	T					X	1.500	Trincheras ventiladas / Pilas volteadas

Estado actual: [T] En Trámite, [C] En construcción, [F] En funcionamiento, [R]: Reforma
Mejoras / Reformas: [a] incremento superficie recepción, [b] incremento superficie proceso biológico, [c] incremento superficie pretratamiento – postratamiento, [d] incremento superficie almacén compost, [e] adquisición volteadora, [f] adquisición homogeneizador, [g] adquisición trituradora, [h] adquisición pretrituradota, [i] adquisición pala cargadora, [j] adquisición/mejoras equipos pretratamiento, [k] adquisición/mejoras equipos postratamiento, [l] actuaciones recogida de aguas pluviales y/o de lixiviados, [m] actuaciones tratamiento de lixiviados, [n] actuaciones tratamiento aire, [o] otras.

Cuando todas las instalaciones mencionadas en la Tabla 6 estén construidas y/o reformadas, hacia finales de 2010, la capacidad de tratamiento global seria aproximadamente de unas 350.000 – 400.000 toneladas FORM/año.

Hasta la fecha, la implantación de la recogida selectiva de la FORM en ámbitos que todavía no disponían de plantas de tratamiento biológico de FORM ha implicado paralelamente la necesidad de disponer de plantas de transferencia para la FORM, para optimizar el transporte y minimizar los costes asociados a la gestión de la FORM[54]. (Tabla 8)

[54] También se da el caso de plantas de compostaje que se están reformando y que han habilitado una transferencia provisional de FORM, hasta que la instalación vuelva a estar operativa. Por último, diversas instalaciones que tuvieron que efectuar paradas técnicas temporales por mantenimiento o averia de algunos equipos, también han efectuado puntualmente la transferencia de FORM hacia otras instalaciones receptoras.

Figura 14. Distribución territorial de las plantas de tratamento biológico de la FORM en Catalunya
Fuente: Agència de Residus de Catalunya

Tabla 7. Situación actual de las plantas de tratamiento mecánico-biológico (TMB) de RESTO en Catalunya.

	Estado actual	Inicio activi-dad	Mejoras Reformas	Mejoras / Reformas	Digestión Anaerobia	Compostaje	Capacidad Tratamien-to T RESTO / año	Sistema tecnológico [Descomposición / Maduración]
Ecoparc-1 (Barcelo-na)	F	2001			X	X	140.000	Digestor [4] / Túnel [38]
	R		2006	Reforma integral		X	140.000	Digestor [4] / Túnel [38]
Ecoparc-2 (Montcada i Reixac)	F	2004			X	X	75.000	Digestor [3] / Túnel [17]
	F		2006	b,e,n,o		X	75.000	Digestor [3] / Túnel [17]
Ecoparc-3 (Sant Adrià de Besòs)	F				X		260.000	Digestor [2] / Tratamiento en planta externa
Ecoparc 4 (Hostalets de Pierola)	C					X	315.000	Meseta volteada con tornillo visinfín
Botarell	C		2007		X	X	85.000	Digestor [3] / Túnel [6] / Meseta estática
Mataró	C				X	X	190.000	Digestor [2] / Meseta volteada y ventilada
Vacarisses	C					X	245.000	Meseta volteada con rotopala sobre puente
Pedret i Marza	T					X	85.000	Meseta volteada y ventilada automatizada
Lloret de Mar	T					X	93.500	Meseta volteada y ventilada automatizada

Estado actual: [T] En Trámite, [C] En construcción, [F] En funcionamiento, [R]: Reforma
Mejoras / Reformas: [a] incremento superficie recepción, [b] incremento superficie proceso biológico, [c] incremento superficie pretratamiento – postratamiento, [d] incremento superficie almacén compost, [e] adquisición volteadora, [f] adquisición homogeneizador, [g] adquisición trituradora, [h] adquisición pretrituradota, [i] adquisición pala cargadora, [j] adquisición/mejoras equipos pretratamiento, [k] adquisición/mejoras equipos postratamiento, [l] actuaciones recogida de aguas pluviales y/o de lixiviados, [m] actuaciones tratamiento de lixiviados, [n] actuaciones tratamiento aire, [o] otras.

Tabla 8. Situación actual de las plantas de transferencia de FORM en Catalunya.

	Estado actual	Inicio actividad	Procedencia de la FORM	Plantas destinatarias
Granollers	P	2004	Comarca del Vallès Oriental (todos los municipios) Comarca del Maresme (algunos municipios)	Ecoparc-2 (Montcada i Reixac) Planta Compostaje Manresa
Les Llosses	F	2005	Comarca del Ripollès (todos los municipios)	Planta Compostaje Olot
Castelló d'Empúries	F	2006	Comarca de l'Alt Empordà (algunos municipios)	Planta Compostaje Olot
Mataró	F	2006	Comarca del Maresme (mayoría de municipios)	Ecoparc 2 (Montcada)
Santa Coloma de Farners	P	2008	Comarca de la Selva (mayoría de municipios)	Planta Compostaje Olot, Planta Compostaje Jorba, Ecoparc-2 (Montcada i Reixac)
Balaguer	C		Comarca de la Noguera (todos los municipios)	Planta Compostaje de Tàrrega
Vic	C		Comarca d'Osona (parte de los municipios)	Planta Compostaje de Tàrrega, Ecoparc-2 (Montcada i Reixac), Planta de Compostaje Manresa

Estado actual: [T] En Trámite, [C] En construcción, [F] En funcionamiento, [P]: Provisional, mientras se realizan las reformas

De todas formas, en el transcurso de los próximos años, y en función del despliegue de la implantación de la recogida selectiva de la FORM, se deberá completar la red de infraestructuras existente con nuevas instalaciones o ampliación de la capacidad de tratamiento de instalaciones existentes para poder satisfacer los objetivos planteados, en función de la demanda territorial.

En este sentido, el Pla Territorial Sectorial de Infraestructures de Gestió de Residus Municipals de Catalunya (2007-2012) incorpora la prognosis de estimación de las previsiones de la recogida selectiva de la FORM para el período 2005 – 2012, y determina que para el año 2.012, de cumplirse los objetivos de valorización de FORM (55%) fijados en el PROGREMIC 2007–2012, se recogerían selectivamente 1.109.095 de toneladas de FORM, lo que pone en evidencia la necesidad de disponer de mayor capacidad de tratamiento (Tabla 9). Para ello será imprescindible contar con el financiamiento necesario para poder llevar a cabo las instalaciones previstas en la 2ª fase del Pla Territorial Sectorial de Infraestructures de Gestió de Residus Municipals de Catalunya (2007-2012).

Tabla 9. Prognosis Recogida Selectiva de FORM, por ámbitos de gestión, en Catalunya (año 2.012).

Àmbito	Previsión RS FORM (2.012)
1.1. Alt Penedès + Garraf	42.565
1.2. Anoia Sud + Baix Llobregat no EMSHTR	24.728
1.3. EMSHTR	446.398
1.4. Maresme + Vallès Oriental	135.688
1.5. Vallès Occidental	66.768
1. Total Regió Metropolitana de Barcelona	**716.147**
2.1. Alt Empordà	27.572
2.2. Baix Empordà	35.067
2.3. Gironès	23.165
2.4. La Selva	35.305
2.5. Garrotxa	9.484
2.6. Pla de l'Estany	4.331
2. Total Comarques de Girona	**134.924**
3.1. Bages	26.333
3.2. Berguedà	7.281
3.3. Osona + Ripollès	24.621
3.4. Solsonès	2.014
3.5. Anoia Nord	12.532
3. Total Comarques del Centre	**72.871**
4.1. Alt Camp + Baix Camp + Baix Penedès + Tarragonès	92.677
4.2. Conca de Barberà	2.932
4. Total Comarques de Tarragona	**95.609**
5.1. Baix Ebre + Montsià.	16.262
5.2. Baix Ebre + Priorat + Ribera d'Ebre + Terra Alta.	11.175
5. Total Comarques de les Terres de l'Ebre.	**27.437**
6.1. Garrigues	2.361
6.2. Noguera	6.490
6.3. Pla d'Urgell	4.783
6.4. Segarra	3.906
6.5. Segrià	26.454
6.6. Urgell	5.157
6. Total Comarques de Ponent	**49.151**
7.1. Alta Ribagorça + Pallars Jussà + Pallars Sobirà + Val d'Aran.	6.676
7.2. Alt Urgell	2.418
7.3. Cerdanya	3.952
7. Total Comarques de l'Alt Pirineu i la Val d'Aran.	**13.046**
TOTAL CATALUNYA	**1.109.095**

Simultáneamente, en los últimos años han surgido pequeñas instalaciones de compostaje de FORM (Malla, Boadella i les Escaules, Cabanes), con capacidades de tratamiento pequeñas (≤ 2.000 T FORM/año) o muy pequeñas (≤ 150 T FORM/año), sobre todo si se compara con las instalaciones de compostaje centralizado. Estas instalaciones se han desarrollado en entornos principalmente rurales, por diversos motivos: 1) ahorro en costos de transporte de la FORM hasta plantas de compostaje centralizado que se encuentran lejos de los núcleos que generan la FORM, 2) tratan una FORM de muy alta calidad (impropios inferior a 1 %), c) requieren una baja inversión de la instalación –debido a la simplicidad tecnológica y a que no hay impropios–, d) costes de explotación similares o inferiores a las plantas convencionales (la economía de escala perjudica, pero la simplicidad tecnológica favorece), e) obtención de un compost de calidad, f) gestión de la planta en manos de agricultores o de personal del municipio, g) proximidad de la generación del compost con relación al destino del compost.

7.2. Problemáticas entorno al tratamiento biológico de la FORM

Las principales problemáticas surgidas en las plantas de tratamiento biológico de la FORM son derivadas fundamentalmente, de forma independiente o simultánea, de:

1) la calidad de la FORM. La presencia de impropios en la FORM, además de afectar muy directamente en el proceso y en la calidad del producto obtenido, tiene un importante impacto económico asociado. Por este motivo, la mayoría de instalaciones han ido introduciendo progresivamente mecanismos económicos, a través de las tarifas de tratamiento, con la intención de penalizar la FORM de mala calidad. De esta manera, se espera incentivar la recogida selectiva de la FORM de calidad y, a la vez, compensar el sobrecoste real de gestión (extracción, transporte y coste de tratamiento) de las impurezas que se encuentran en la FORM.

   Aunque las instalaciones se han dotado de equipos para aminorar el impacto y presencia de los impropios a lo largo del proceso de compostaje y en el compost, no es posible garantizar una depuración total del compost. La mejor estrategia es la prevención: el tratamiento de FORM de alta calidad. Por lo que se refiere a equipos específicos y líneas de pretratamiento y postratamiento, no todos han demostrado un rendimiento y eficiencia suficiente para que sean considerados adecuados; además, aún disponiendo de los mejores equipos e instalaciones es imprescindible que sean utilizados adecuadamente para maximizar su correcto funcionamiento.

   De todos modos, que una planta disponga de instalaciones y equipos para separar impropios, por muy eficientes que sean, no debería inducir a pensar que la planta puede aceptar todo tipo de FORM (de mala o muy mala calidad).

2) la falta de residuos vegetales (FV). Los residuos vegetales son imprescindibles para el compostaje de la FORM (i de la mayoría de residuos orgánicos compostables); los residuos vegetales triturados tienen reservado un papel fundamental en el compostaje, ya que actúan de material estructurante y complementario. La falta de suficiente cantidad de residuos vegetales imposibilita una adecuada evolución del proceso de compostaje y lleva aparejado múltiples disfunciones y problemas (no evolución del material, reducción de peso y volumen inferior a lo habitual, menor reducción de la humedad de la mezcla, mayor generación de lixiviados, aparición de zonas anóxicas, mayor presencia de compuestos intermedios que generan un mayor impacto por malos olores, etc.).

   La FV se ha convertido progresivamente en un corriente residual[55] que ha suscitado un elevado grado de interés y a menudo motivo de preocupación. Es de dominio público la problemática derivada de su gran generación, del riesgo de incendios debido a su alto poder calorífico[56], de la falta de instalaciones donde gestionarlos, de la necesidad de su trituración previa para poder racionalizar su transporte y facilitar su compostaje, etc. Por otro lado, se presentan ciertas incertidumbres, ya que por un lado los residuos vegetales son imprescindibles para los procesos de compostaje y, por otro lado, se plantea el uso emergente de la FV como biomasa.

   Dado el carácter estratégico de los residuos vegetales para la gestión de los residuos orgánicos, la Agencia de Residus de Catalunya encargó un estudio sobre la gestión de la FV en Catalunya (generación, estacionalidad, gestión actual, marco legal actual y tendencias futuras, opciones de gestión, propuestas de actuación).

[55] En el PROGREMIC 2007-2012 se han incorporado los residuos vegetales (FV) como un corriente residual específico que debe considerarse, y que forma parte del Subprograma de Residuos Biodegradables.

[56] La densidad de carga térmica o carga de fuego se determina mediante el cálculo del sumatorio del producto de la cantidad de cada materia combustible por su poder calorífico respectivo y dividido por la superficie del local que contenga las materias consideradas. Este concepto representa la energía calorífica por unidad de superficie que se liberaría en el caso de incendio de todo el material combustible existente en un almacén, nave, etc.

Si bien inicialmente los residuos vegetales fueron objeto de retorno de canon, a partir del 2007, los residuos vegetales dejaron de ser susceptibles de percibir el retorno de canon. Esta decisión supuso la aparición de diversas problemáticas en las plantas de compostaje (mezcla de FV con FORM, con objeto a percibir el retorno de canon, dilución de los impropios de la FORM, mayor generación de rechazo en las plantas debido a la no trituración de la FV); probablemente esta decisión deberá ser reconsiderada en un futuro próximo, dado que seria justificable establecer un retorno de canon considerando que también se trata de un residuo biodegradable, y que la gestión de la FV, separada de la FORM, reportaría ventajas a ambos flujos de residuos (FORM y FV).

3) la gestión de las instalaciones. Inicialmente, la mayor parte de empresas que gestionaban las plantas de compostaje, empresas vinculadas al sector de la construcción y en el mejor de los casos empresas con experiencia en la gestión de depósitos controlados, desconocían en gran medida los principios básicos57 que debían regir los procesos biológicos característicos del compostaje. Las pequeñas cantidades de residuos recibidas no permitían garantizar la rentabilidad económica de la explotación58, lo cual acababa repercutiendo negativamente en la instalación, dado que las empresas reducían los costes, en detrimento de una gestión adecuada.

   A lo largo del tiempo fueron incorporándose empresas con una mayor vocación y conocimiento específico sobre el compostaje. En paralelo fueron incrementándose los niveles de recogida selectiva de la FORM, aunque la calidad fue empeorando. A menudo, las instalaciones estaban sometidas a la presión que supone dar tratamiento a los residuos que recibían diariamente, aún cuando la calidad de estos no fuera la deseable, lo cual necesariamente iba en detrimento de la calidad del compost producido, además de otros problemas asociados59. Otro de los problemas importantes detectados, aunque no de forma genérica, fue la falta de suficiente mantenimiento en equipos, máquinas y líneas de tratamiento, hecho que convirtió en más vulnerables las instalaciones que recibían mayor cantidad de residuos y de peor calidad.

Vista la experiencia que se ha alcanzado en el ámbito de la gestión de la FORM a lo largo de los quince últimos años, considerando las problemáticas existentes y las causas que de forma directa e indirecta las han provocado y constatando que el planteamiento general sobre la recogida selectiva y el tratamiento biológico de la FORM es el adecuado, la Agència de Residus de Catalunya optó por desarrollar diversos trabajos con la intención fundamental de mejorar y optimizar los procesos de tratamiento con los siguientes objetivos:

1) Conseguir producir un compost de calidad
2) Minimizar los impactos asociados a la gestión de los residuos
3) Ajustar las capacidades de tratamiento de la instalaciones si ello fuera necesario

En concreto, las acciones desarrolladas fueron las siguientes:

1) Elaboración de la *"Guía para el Diseño y Explotación de Plantas de Compostaje"*, a cargo de la empresa TGA,SL, la Escola Superior d'Agricultura de Barcelona (ESAB), y la Agència de Residus de Catalunya. Esta guía, que puede descargarse en el siguiente enlace http://www.arc.cat/es/publicacions/pdf/agencia/manual.pdf, aporta y argumenta las pautes para el diseño y orientadas también para la correcta explotación del conjunto de etapas que configuran el proceso de compostaje de residuos orgánicos. Estos criterios son de aplicación para las nuevas instalaciones de tratamiento de la FORM; en cuanto a las instalaciones existentes, todas las intervenciones de mejora que se efectúen deben ajustarse a dichos criterios.
2) Encargo del "Estudio de los Tratamientos Biológicos y de la calidad del compost en Catalunya" a la Escola Superior d'Agricultura de Barcelona (ESAB). El mencionado estudio focalizó todo el esfuerzo en determinar la relación entre la calidad de los residuos orgánicos, el tratamiento realizado sobre dichos residuos y la calidad del compost obtenido; para ello, el estudio incorpora diversos apartados; a) Contenido de metales pesados en bolsas de plástico, b) Determinación de las características de las matrices iniciales a comportar

[57] El proceso de compostaje, que se caracteriza por ser robusto, flexible, modular, controlable, trazable y compatible con sistemas tecnológicos sencillos, requiere el mantenimiento de unas condiciones óptimas de humedad, oxigenación, temperatura, proporción de biopolímeros, etc. a fin de garantizar su correcto desarrollo, lo cual debería comportar: a) una reducción del volumen y peso del residuo (pérdida de agua y materia seca), b) una mayor estabilidad de la materia orgánica, c) la higienización del residuo. El rendimiento de un proceso de compostaje, en condiciones controladas, y medido como producción de compost en relación a la cantidad de residuos compostados debería tender a una menor producción de compost (pero de mayor estabilidad) cuando mejores fueren las condiciones de proceso.

[58] Como sea que la estructura de costes no contemplaba diferenciar entre costes fijos y costes variables, en el caso de aportaciones de residuos muy escasas, los ingresos de la explotación no permitían cubrir la parte correspondiente a los costes fijos de la estructura empresarial.

[59] La presencia de impropios en la FORM acarrea un sinfín de problemas asociados, entre los cuales pueden destacarse: la ocupación de espació (pilas, túneles, digestores, etc.) que obviamente reduce, en menor o mayor proporción, la capacidad de tratamiento de la instalación, un mayor desgaste de maquinaria, equipos y líneas de tratamiento, un incremento de averías y problemas mecánicos de los equipos e instalaciones que acaban interfiriendo e incluso colapsando la instalación, una mayor transferencia de contaminantes hacia el compost.

(FORM, FV, RSU, RESTO, etc.) y las características de los diversos materiales finales obtenidos (Compost), c) Estudio pormenorizado de todas las instalaciones de tratamiento de FORM (residuos recibidos, procesos realizados, análisis de balances de masas, determinación de características de materiales iniciales, materiales a lo largo del proceso de compostaje y de materiales finales), d) Estudio específico del compostaje de estiércoles, e) Estudio sobre el mercado del compost en Catalunya.

3) Encargo del "Análisis de los impactos ambientales asociados a la gestión de las plantas de compostaje" a la Universitat Autónoma de Barcelona (UAB). Como el mismo nombre indica, el estudio intenta determinar el conjunto de impactos ambientales asociados a los procesos de compostaje (consumos de energía y agua, generación de residuos, emisión de gases –VOC's, NH3 –, impacto odorífero, etc.) y todo ello en diversas tipologías de plantas (de máxima simplicidad tecnológica, de pilas volteadas, con túneles de compostaje).
4) Efectuar la contratación de una Asistencia Técnica, asesoramiento y formación para el seguimiento de la explotación y mantenimiento de las instalaciones de tratamiento biológico de la FORM.

7.3. Opciones de tratamiento biológico. Compostaje versus Digestión Anaerobia.

Inicialmente la opción utilizada para el tratamiento biológico de la FORM fue el compostaje mediante sistemas no intensivos (pilas volteadas); con el tiempo las instalaciones de compostaje incorporaron sistemas intensivos, especialmente para la fase de descomposición, (túnel, pilas y mesetas con ventilación, etc.). Parece lógico que en primera instancia el compostaje, por su simplicidad tecnológica y menor inversión, fuera la opción utilizada. Con los años llegó la posibilidad de introducir, a escala industrial, una segunda opción de tratamiento biológico, la digestión anaerobia.

Hacia finales de la década de los 90, cuando se planificaron las primeras instalaciones mixtas para el tratamiento de la FORM y de la Fracción RESTO, se aparejó conceptualmente, pero sin ningún fundamento científico, el compostaje al tratamiento de la FORM y la digestión anaerobia al tratamiento de la Fracción RESTO.

Las experiencias de tratamiento biológico de la FORM y de la Fracción RESTO que se han desarrollado a lo largo de los últimos años han puesto en evidencia que:

1) Ambas opciones de tratamiento biológico (compostaje y digestión anaerobia) son tecnológicamente válidas y consolidadas.
2) Tanto el compostaje como la digestión anaerobia requieren un manejo adecuado basado en el conocimiento de los procesos biológicos que los caracterizan.
3) Al basarse en procesos biológicos, aunque puedan optimizarse, tanto el compostaje como la digestión anaerobia requieren de un periodo de tiempo mínimo que debe garantizarse.
4) Tanto el compostaje como la digestión anaerobia tienen ventajas y limitaciones que hay que conocer antes de determinar cual de las tecnologías es la más adecuada para el tratamiento de determinados tipos de residuos y en unas condiciones de entorno concretas.
5) Los tratamientos basados en la digestión anaerobia son mucho más sensibles que el compostaje al tratamiento de residuos con un elevado porcentaje de materiales impropios (tanto en el caso de FORM de mala calidad como de Fracción RESTO).
6) La digestión anaerobia no requiere de FV para el tratamiento de la FORM, requiere menor espacio por unidad de tratamiento, permite la obtención de biogas60 con posibilidad de aprovechamiento energético61, facilita una mejor gestión de los malos olores, pero requiere realizar una mayor inversión, soportar un coste de tratamiento superior, y realizar un post-tratamiento de estabilización e higienización del digesto obtenido mediante compostaje62.
7) Tanto el compostaje como la digestión anaerobia permiten el tratamiento conjunto de diversos residuos orgánicos (co-compostaje, co-digestión).
8) Entre el compostaje y la digestión anaerobia no existe antagonismo, hay sinergias y deben saberse aprovechar. Cuando sea posible, debería reservarse el compostaje tanto para el tratamiento biológico de la FORM como para el tratamiento mecánico-biológico (estabilización) de la Fracción RESTO. La digestión aerobia de-

[60] Se estima una producción de unos 120 m^3 Biogas / t FORM.

[61] El *Real Decreto 661/2007, de 25 de mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial* establece que las actividades pertenecientes al Subgrupo b.7.2. (Instalaciones que empleen como combustible principal el biogás generado en digestores empleando alguno de los siguientes residuos: residuos biodegradables industriales, lodos de depuradora de aguas urbanas o industriales, residuos sólidos urbanos, residuos ganaderos, agrícolas y otros para los cuales se aplique el proceso de digestión anaerobia, tanto individualmente como en co-digestión) disponen de una subvención en concepto de producción de energía renovable de 13,06 c€/kWh (en el caso de instalaciones con potencia < 500 kW) o de de 9,68 c€/kWh (en el caso de instalaciones con potencia > 500 kW).

[62] La reducción de la carga orgánica de residuos orgánicos sometidos a un proceso de digestión anaerobia en un digestor, con un periodo de retención de unos 20-25 días, es muy importante. Ello comporta que la estabilización posterior del digesto, mediante compostaje, no requiera una etapa de larga duración. De todos modos el digesto si exigirá una aportación de residuos vegetales muy importante (Digesto:FV 1:3 o 1:4 v:v); por otra parte, la escasa duración de la etapa de estabilización del digesto dificulta la integración en la matriz orgánica de la importante cantidad de nitrógeno amoniacal presente en el digesto.

bería reservarse para el tratamiento biológico de FORM o de otros residuos orgánicos libres de impropios (estiércol, lodos de depuradora, etc.).

8. El compost de FORM.

8.1. Cantidad y calidad de compost de FORM.

Como resultado del tratamiento de la FORM se obtiene un material denominado compost; en este último apartado se tratará de la cantidad y la calidad del compost. Ambos aspectos son indisociables y serán analizados conjuntamente.

La introducción de la recogida selectiva de los residuos orgánicos y su posterior tratamiento biológico debería haberse desarrollado paralelamente a la introducción de un sistema de garantía de calidad[63] tanto de los materiales[64] obtenidos como de los procesos que se efectúan en las instalaciones de tratamiento biológico de la FORM.

Los únicos datos de compost disponibles son las declaraciones que realizan las plantas de compostaje y están referidas a la cantidad de compost expedido (comercializado o distribuido gratuitamente) y no a la cantidad de compost realmente producido[65].

En algunas instalaciones el compost expedido corresponde totalmente al compost realmente producido, pero en otras el compost expedido corresponde únicamente a una parte del compost producido; ello supone que las cantidades de compost realmente generadas son acumuladas en la instalación (almacenadas o no en la nave o superficie habilitada para esta finalidad) pudiendo llegar, en ocasiones, a colapsar la instalación, dificultando el tratamiento de los residuos que se reciben diariamente.

El análisis de las cantidades producidas y comercializadas debería efectuarse individualmente, planta a planta, lo que requeriría detallar caso por caso los diversos factores que pueden afectar.

En la Figura 15 se realiza un análisis global, mostrando la cantidad de compost expedido a lo largo de los años 1996-2007, así como el porcentaje de compost expedido referido a la cantidad de FORM tratada (descontando el rechazo generado).

En la Figura 15 se puede apreciar el incremento progresivo de la cantidad de compost expedido, que salvo la excepción del año 2006, es parejo al incremento de la cantidad de FORM recogida selectivamente y tratada en las plantas de tratamiento biológico. Por otro lado se puede observar que el porcentaje de compost expedido (no el realmente producido) referido a la cantidad de FORM bruta recibida y tratada en planta (una vez descontada la cantidad de rechazo generado) oscila entre el 10% y el 25 %. Claro está que esta visión global está muy influenciada por las instalaciones de mayor capacidad de tratamiento, que gestionan mayor cantidad de FORM y que serían los mayores generadores potenciales de compost.

A partir del año 2008, las declaraciones que efectúen las plantas de compostaje abarcaran información sobre las cantidades de compost expedido, la calidad del mismo y el destino asociado (agricultura, jardinería, restauración, etc.).

El compost, en tanto que producto con valor de tipo agronómico y ambiental debe tener un nivel de calidad mínima (ambiental y agronómica); así mismo, resulta imprescindible poder controlar y garantizar plenamente dicha calidad para poder finalmente favorecer y asegurar su comercialización e integración en la red de comercialización.

Hablar de calidad, cuando se hace referencia al compost, presupone la integración de múltiples aspectos cuantitativos y cualitativos, algunos de ellos interrelacionados, a menudo de difícil interpretación. Esta suma de parámetros definitorios del compost incluye desde aspectos físicos (humedad, densidad, porosidad, capacidad de retención de agua, granulometría, presencia o no de impurezas), químicos (cantidad de materia orgánica y estabilidad, nutrientes, contenido en metales pesados) y biológicos (presencia o no de patógenos, actividad biológica,

---

[63] La mayoría de países europeos han establecido sistemas de garantía de calidad (QAS, Quality Assurance System), que incluyen un completo sistema de monitoraje de muestreo y análisis. Posteriormente, una marca o certificado de calidad es otorgado al compost que cumple los criterios de calidad establecidos.

[64] La cuestión es: ¿el compost debe considerarse un residuo o un producto?, y aún considerándolo un producto, ¿cuándo pierde la condición de residuo y adquiere la condición de producto? Un aspecto muy importante en los estándares de compost es la cuestión relativa a cuando el material que se define como compost pierde la condición de residuo para adquirir el status de producto. Aunque esta cuestión varia de un país a otro, existe una argumentación razonable en el sentido que un compost de calidad, por lo menos si procede de una recogida selectiva y ha sido sometido a un proceso de compostaje correcto, alcanza un status de producto si cumple unos requisitos mínimos de calidad.

[65] En la actualidad, el pesaje que efectúan las plantas de compostaje se realiza sobre la cantidad de residuos de entrada (FORM, FV, etc.) y de residuos (rechazo) o de productos (compost expedido) de salida. La producción de compost de FORM, si el proceso de compostaje se desarrolla adecuadamente, se estima en un 15-20 % de la cantidad de FORM realmente tratada (franja verde identificable en la Figura 15). En el caso que la FORM contenga un cierto porcentaje de impropios y que se efectúe la extracción de impropios (lo que lleva aparejado cierta pérdida de materia orgánica), la producción de compost se vería claramente reducida. Por otra parte, al margen de las dinámicas asociadas al proceso de compostaje (menor o mayor producción de compost), la labor de comercialización de compost puede favorecer que el compost producido sea total o parcialmente expedido.

etc.). De hecho, aunque resulte obvió, no está de más recordar que la calidad del compost es el resultado de dos componentes que interaccionan mutuamente: en primer lugar el tipo y calidad de los residuos orgánicos utilizados en el compostaje y, en segundo lugar, la adecuación del proceso de compostaje a los requisitos del propio proceso.

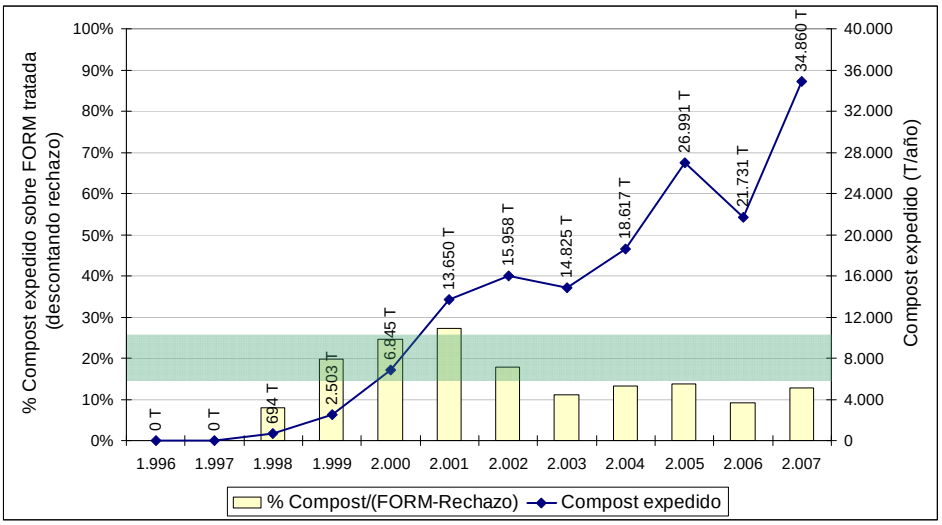


Figura 15. Compost expedido y porcentaje de compost expedido sobre FORM tratada (descontando el rechazo) en la totalidad de plantas de tratamiento biológico de Catalunya. 1996-2007
Fuente: Agència de Residus de Catalunya

Cabe insistir especialmente en algo que a menudo se olvida: a pesar de tratarse de una actividad industrial, se trata de un proceso básica y fundamentalmente biológico. De aquí se desprende que a partir de un material compostable de buena calidad (FORM de recogida selectiva) sometido a un proceso de compostaje deficiente o, así mismo, partiendo de un material de baja calidad (materia orgánica separada mecánicamente de los residuos municipales recogidos en masa) sometido a un proceso de compostaje óptimo, no permite alcanzar un compost de calidad en su totalidad.

A estas alturas, en los foros internacionales es ampliamente aceptado que, en cuanto a presencia de metales pesados, el compost elaborado a partir de FORM (de recogida selectiva) tiene una concentración de metales pesados inferior o muy inferior a la que presenta el compost elaborado a partir de residuos en masa (recogida no selectiva). Así lo demuestran los resultados obtenidos tras 20 años de análisis de compost de residuos municipales en Catalunya -procedente de recogida en masa de residuos municipales desde 1986 hasta 1998 y de recogida selectiva de la fracción orgánica de residuos municipales (FORM) a partir del año 1996- por parte de investigadores de l'Escola Superior d'Agricultura de Barcelona.

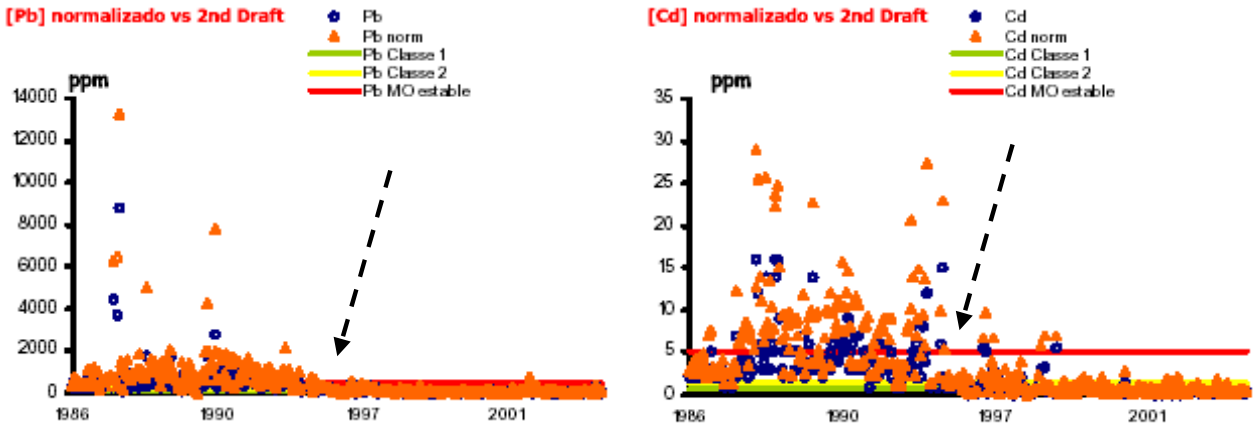
En la Figura 16 se puede observar la disminución apreciable de la concentración de plomo y Cadmio en compost, coincidiendo temporalmente con el inicio de la recogida selectiva de la FORM en Catalunya.

En Catalunya no existe un marco legal específico que regule la calidad del compost66.
El *Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes* constituye la referencia legal vigente en España de toda la gama de productos fertilizantes, en la que se incluye las enmiendas orgánicas, entre las cuales aparecen cuatro categorías de compost (compost –categoría genérica-, compost vegetal, compost de estiércol y vermicompost). Cabe destacar que:

- establece los residuos orgánicos que pueden tratarse según selección efectuada de la lista europea de residuos [Decisión 2001/118/CE de 17 de enero de 2001, transpuesta por la Orden MAM/304/2002 de 8 de febrero].
- introduce el concepto de tolerancia.

[66] A finales de los años noventa, la Agència de Residus de Catalunya, conjuntamente con el Departamento d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya, elaboró una propuesta de decreto sobre la calidad del compost, que nunca llegó a ser aprobada. De acuerdo con esta propuesta, el compost únicamente podría ser utilizado y/o comercializado en Catalunya si cumplía con los requisitos solicitados. La propuesta definía dos clases de compost en relación al posible ámbito de aplicación: *Clase A* [Compost que puede ser destinado tanto a cultivos que directa o indirectamente sean consumibles por los hombres y/o animales, así como a jardinería, paisajismo, obra pública y otras aplicaciones similares] y *Clase B* [Compost que solo puede ser destinado a jardinería, paisajismo, obra pública y otras aplicaciones similares, pero nunca a cultivos que directa o indirectamente sean consumibles por los hombres y/o animales]. Los requisitos establecidos para cada una de estas clases de compost se basaban en aspectos como: la estabilidad de la materia orgánica, la presencia de impurezas, la higienización del producto y el contenido en elementos potencialmente tóxicos.

- modifica los límites máximos de metales pesados, estableciendo 3 clases (Clase A, Clase B y Clase C) -de más a menos exigencia-. Para las clases A y B disminuye el límite máximo de concentración de metales pesados con relación a lo establecido en el año 1998. Para la clase C disminuye o mantiene en algunos casos (Cu, Ni, Zn, Hg, Cd) e incrementa en otros (Pb, Cr) el límite máximo de concentración de metales pesados con relación a lo establecido en el año 1998.
- Introduce unas limitaciones de uso de los productos fertilizantes elaborados a partir de componentes de origen orgánico para aquellos que les corresponda la clase C, pero no hace distinción alguna –a estos efectos- entre clase A y clase B.
- Continua contemplando el tratamiento de residuos municipales biodegradables no recogidos selectivamente y lo que es peor, el compost obtenido a partir de residuos municipales biodegradables no recogidos selectivamente y el compost obtenido a partir de residuos municipales biodegradables recogidos selectivamente están catalogados bajo el mismo epígrafe "Enmienda orgánica Compost".



Nota: La flechas indican el abandono del compostaje de residuos municipales en masa y el inicio del compostaje de la recogida selectiva de la FORM.

Figura 16. Evolución de las concentraciones de plomo y cadmio en compost producido en Catalunya a lo largo de los últimos 20 años, referido a las clases de compost establecidas en el Working Document Biological treatment of Biowaste 2nd Draft. Fuente: Soliva, M. et al. (2003)

Aun siendo cierto que supera y mejora la anterior referencia legislativa, aún quedan aspectos importantes por incorporar o mejorar, especialmente por lo que refiere a la estabilidad de la materia orgánica o a la normalización de las concentraciones de metales pesados referidos a un valor concreto de materia orgánica.

En el documento "Caracterización del compost producido en España. Informe 2003-2005", derivado del Convenio entre la ESAB, el IGME y el MIMAM, expone el trabajo de caracterización de muestras de compost de muy diversa tipología producido en toda España a lo largo de los años 2003-2005 y se evalúa, entre otros, el grado de cumplimiento del *Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes*. Dicho estudio concluye que, en general, las muestras de compost de FORM en comparación con las muestras de compost de RSU (residuos municipales no recogidos selectivamente), tienen un menor porcentaje de impurezas, tienen un menor contenido en metales pesados (aproximadamente un 7% de muestras serian clasificadas como Clase A, un 86% de muestras serian clasificadas como Clase B, un 3% de muestras serian clasificadas como Clase C, y un 4% de muestras estarían fuera de especificación).

8.2. Utilización del compost

La utilización del compost está en línea con la necesidad, ampliamente aceptada, de volver a la fertilización racional, bajo criterios agronómicos, en la que los fertilizantes orgánicos tienen un papel relevante y complementario a la fertilización química. Por otra parte, el uso generalizado de compost como enmienda orgánica del suelo puede tener una gran trascendencia ecológica. Es de todos sabido que una gran parte de los suelos de la cuenca mediterránea, y especialmente de la península ibérica, tienen unos alarmantes bajos niveles de materia orgánica, a menudo inferior al 1%, que están provocando una importante pérdida de suelo fértil, y consecuentemente un preocupante avance de la desertización.

De acuerdo con los datos detallados facilitados por 15 de las 20 plantas de tratamiento biológico de la FORM, en el año 2007, correspondientes a unas 20.000 toneladas de compost (sobre las 35.000 toneladas de compost expedido), aproximadamente un 50% del compost fue destinado a la jardinería, el 25% del compost fue desti-

nado a la agricultura y el 25% del compost restante fue destinado a otros usos (restauración, obra civil, etc.) (Figura 17)

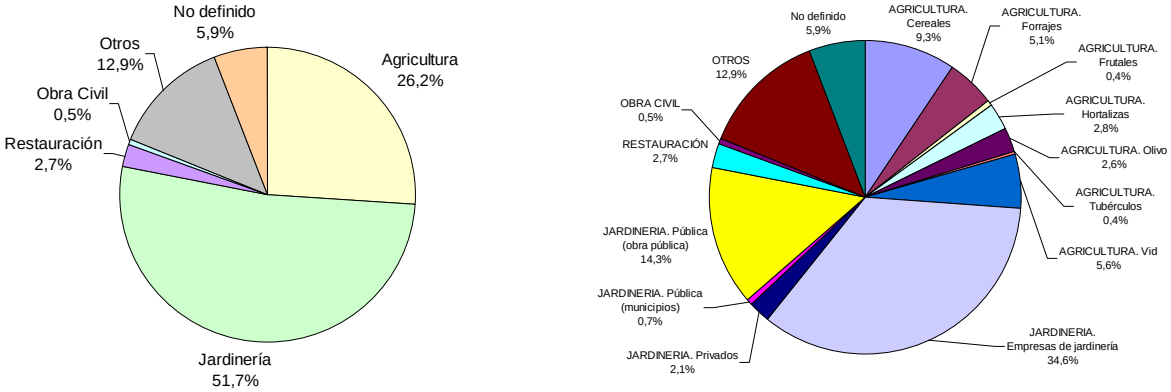


Figura 17. Destino del Compost de FORM expedido en Catalunya. 2007
Fuente: Agència de Residus de Catalunya

Los clientes son, en general, del entorno inmediato de la instalación; aquellas plantas que están ubicadas en entornos rurales tienen mayor facilidad para expedir el material que las instalaciones ubicadas en un entorno urbano o más industrializado.

Algunas instalaciones presentan algunas dificultades para comercializar el compost que producen, bien porque la calidad no es suficientemente adecuada o porque no disponen de una persona que se encargue de esta labor.

El valor de venta del compost oscila entre 0 €/tonelada (se regala) a 30 €/tonelada (cuando el compost es de mayor calidad y se vende al detalle). Los precios medios de venta están entorno los 6-9 €/tonelada (a granel).

9. Conclusiones

De acuerdo con la experiencia desarrollada en Catalunya desde hace más de 10 años, se puede concluir que:

1. La recogida selectiva de la FORM es una realidad consolidada, aunque requiera de su extensión al resto de municipios y de su mejora en todos sentidos en una parte de los municipios.
2. La adopción de legislación específica sobre la recogida selectiva de la FORM y de implantación de un canon sobre la disposición de los residuos ha sido fundamental para el desarrollo del reciclaje de la FORM.
3. La recogida selectiva de la FORM puede considerarse una tarea no molesta (confortable) cuando se utilizan los utensilios adecuados (bolsas compostables y pequeños cubos ventilados).
4. La recogida selectiva de la FORM debería implementarse de forma integrada con el resto de fracciones susceptibles de ser recogidas con el fin de optimizar los esquemas de recogida y evitar innecesariamente el incremento de los costes de recogida.
5. El servicio de caracterización de la FORM es una herramienta indispensable para: 1) conocer la calidad de la FORM, 2) mejorar el sistema de recogida, 3) imputar los costes de tratamiento acordes a la calidad del residuo, 4) asignar un retorno de canon adecuado en función de la calidad de la FORM.
6. Tanto los criterios de retorno del canon como el sistema de tarifas de tratamiento (variables en función de la calidad de la FORM), han contribuido a mejorar la calidad de la FORM.
7. Las campañas de información y formación referentes a la recogida selectiva de la FORM (que respondan a: porqué es necesario, como debe efectuarse, etc.) son imprescindibles para lograr que el nivel de concienciación de la población sea el adecuado para convertir el hecho de la recogida selectiva de la FORM (y por analogía del resto de fracciones) en un hábito consolidado y percibido como una acción útil y necesaria para el bien personal y colectivo.
8. La implementación de la recogida selectiva de la FORM en Catalunya permitirá alcanzar los objetivos de reducción de residuos biodegradables de la Directiva de vertederos.

9. La recogida selectiva de la FORM permite incrementar significativamente las tasas de recogida selectiva global de papel, vidrio, envases, etc. La recogida Puerta a Puerta ha demostrado ser el sistema más eficiente.
10. Se deberá completar la red de infraestructuras existente con nuevas instalaciones o ampliación de la capacidad de tratamiento de instalaciones existentes para poder satisfacer los objetivos planteados, en función de la demanda territorial. Para ello será necesario utilizar los criterios recogidos en la *"Guía para el Diseño y Explotación de Plantas de Compostaje"*.
11. Deberá prestarse toda la atención necesaria a una correcta gestión y mantenimiento de las instalaciones.
12. El compost de recogida selectiva de FORM presenta contenidos de metales pesados significativamente inferiores (o muy inferiores) que los compost obtenidos a partir de residuos en masa o Fracción Resto.
13. La calidad del compost es consecuencia de la calidad de los residuos recibidos en cada una de las instalaciones y de las condiciones en que estos residuos han sido comportados.
14. Además del cumplimiento de las normativas vigentes que regulan algunos aspectos de la calidad del compost, seria recomendable establecer un sistema de garantía de calidad (del producto y del proceso), ya presente en muchos otros países europeos, para que de una parte los usuarios potenciales de compost tengan la confianza plena de la calidad de este producto, y por otra parte las instalaciones que generan el compost adquieran un compromiso y responsabilidad sobre la calidad del producto.

Referencias

Agència de Residus de Catalunya. 2005. Pla Territorial Sectorial d'infraestructures de Gestió de Residus Municipals a Catalunya 2005-2012.

Agència de Residus de Catalunya. 2007. PROGREMIC. Programa de gestió de residus municipals a Catalunya. 2007-2012.

Amlinger, F. 2002. Some aspects of the role of legal framework for compost marketing. VI Forum Europeo sobre gestión de recursos y residuos. Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos. Valencia 6-7 Junio 2002.

Amlinger, F. 2003. Compost Management in Austria... the Decentralised Solution. ECN/ORBIT e.V. Source Separation Workshop 2003. Barcelona, 15-16 Desembre 2003

Amlinger, F.; Pollak. M.; Favoino, E. 2004. Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilisers. Final Report. (ENV.A.2./ETU/2001/0024).

Barth, J. 2002. Compost marketing in Europe. VI Forum Europeo sobre gestión de recursos y residuos. Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos. Valencia 6-7 Junio 2002.

Bidlingmaier, W. 2002. What makes compost a product?. VI Forum Europeo sobre gestión de recursos y residuos. Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos. Valencia 6-7 Junio 2002.

Coll, E., Colomer, J., Giró, F., Martín, P., Puig, I., Salvans, C., Segalés, D. 2008. Cap. 2: "Introducció als sistemes de recollida porta a porta". Manual municipal per a la recollida selectiva porta a porta a Catalunya.

Comisión Europea. 2000. Ejemplos de buenas prácticas de compostaje y recogida selectiva de residuos. Dirección General de Medio Ambiente.

Comisión Europea. 2001. Working Dodument 2nd Draft "Biological treatment of Biowaste". Direcció General de Medi Ambient de la Comissió Europea.

Comisión Europea. 2002. Comunicación de la Comisión al Consejo, el Parlamento Europeo, el Comité Económico y Social y el Comité de las Regiones "Hacia una estrategia temática para la protección del suelo" COM (2002) 179 final

Consejo de la Unión Europea. 1999. Council Directive 99/31/CE, 26 april 1999, on the landfill of waste.

Estado Español. 1998. Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos. B.O.E. nº 96, 22 Abril 1998.

Favoino, E. 2000. The optimisation of source separation schemes for food waste in Mediterranean Districts. Gruppo di Studio sul Compostaggio e la estione Integrata dei Rifiuti della Scuola Agraria del Parco di Monza.

Favoino, E. 2002. Drivers for separate collection in the EU, optimisation and cost assessment of high capture schemes. VI Forum Europeo sobre gestión de recursos y residuos. Instituto para la Sostenibilidad de los Recursos. Valencia 6-7 Junio 2002.

Favoino, E; Giró, F. 2002. Myth and reality about costs of separate collection schemes. Workshop "The biological treatment of biodegradable waste – Technical aspects" Brussels 8-10 April 2002.

Favoino, E.; Tornavacca, A.; Ricci, M. 2003. Recent optimisation of schemes for source separation of biowaste taking into account local conditions. ECN/ORBIT e.V. Source Separation Workshop 2003. Barcelona, 15-16 Desembre 2003.

Favoino, E.; Hogg, D. 2008. Effects of composted organic waste on ecosystems – a specific angle: The potential contribution of biowaste to tackle Climate Change and references to the Soil Policy. Compost and digestate: sustainability, benefits, impacts for the environment and for plant production. Proceedings of the international congress CODIS 2008. February 27-29, 2008, Solothurn, Switzerland

Generalitat de Catalunya. 1993. Llei 6/1993, de 15 de juliol, reguladora dels residus. D.O.G.C. nº 1776, 28 Julio 1993.

Generalitat de Catalunya. 2003. Llei 15/2003, de 13 de juny, de modificació de la Llei 6/1993, de 15 de juliol, reguladora dels residus. D.O.G.C. nº 3915, 1 Julio 2003.

Generalitat de Catalunya. 2003. Llei 16/2003, de 13 de juny, de finançament de les infraestructures de tractament de residus i del cànon sobre la deposició de residus. D.O.G.C. nº 3915, 1 Julio 2003.

Generalitat de Catalunya. 2008. Llei 8/2008, del 10 de juliol, de finançament de les infraestructures de gestió dels residus i dels cànons sobre la disposició del rebuig dels residus. D.O.G.C. nº 5175, 17 Julio 2008.

Generalitat de Catalunya. 2008. Llei 9/2008, del 10 de juliol, de modificació de la Llei 6/1993, del 15 de juliol, reguladora dels residus. D.O.G.C. nº 5175, 17 Julio 2008.

Giró, F.. 1995. El compostaje en el contexto de la Ley de Residuos. Gestión y utilización de residuos urbanos para la agricultura. Jornades sobre "Reutilització de residus urbans en agricultura". Fundació "la Caixa". Editorial Aedos.

Giró, F. 1998. Organic Waste Management in Catalunya (Spain): Source Separate Collection and Treatment. EU – Symposium Compost – Quality Approach in the European Union. Vienna, October 1998.

Giró, F. 1999. The Development of Composting in Catalonia (Spain): Source Separate Collection and Treatment. EU Compost Workshop. "Steps towards a european compost directive". Vienna. October/November 1999.

Giró, F. 2002. El compostatge a Catalunya i marc legislatiu. Quarta jornada tècnica sobre la gestió de residus municipals. El compostatge [19 de desembre de 2000]. Col·lecció Jornades Tècniques / 4. Universitat Politècnica de Catalunya. Universitat Autònoma de Barcelona. Universitat de Barcelona. Agència Metropolitana de Residus. Entitat del medi ambient.

Giró, F. 2003. Situation of the source separated collection of Biowaste in Catalunya. Balance of one decade (1993-2003). ECN/ORBIT e.V. Source Separation Workshop 2003. Barcelona, 15-16 Desembre 2003

Giró, F. 2005. Influencia de la calidad de los residuos orgánicos en la gestión de las plantas de tratamiento biológico. Experiencia en Cataluña. II Congreso sobre residuos biodegradables y composta. Sevilla 20-21 de Octubre de 2005.

Giró. F. 2006. Catalunya. The Challenge of Separation Collection in Mediterranean Countries. Proceedings del Workshop "Ecologically Sound Use of Biowaste in the EU". Bruselas, 31 Mayo – 1 Junio 2006.

Herbolzheimer, K.; Colom, G. 1998. Criteris per al compostatge de la Fracció Orgànica dels Residus Municipals. Resultats del Pla d'Experimentació de la Planta de Compostatge de Torrelles de Llobregat. CEPA. Projecte Residu Mínim.

Junta de Residus. 1995. Programa de gestió de residus municipals a Catalunya.

Junta de Residus. 2001. Programa de gestió de residus municipals a Catalunya 2001-2006 (PROGREMIC).

Kehres, B. 1996. Monitoring strategies and safeguarding of quality standards of compost.

Larsen, Ib. 1993. Organic Wastes. A resource or an environmental problem?. Agency of Environmental Protection.

Marmo, L. 2002. Current management of biodegradable waste and future perspectives. Workshop "The biological treatment of biodegradable waste – Technical aspects" Brussels 8-10 April 2002.

Martín, P., Giró, F. 2008. Cap. 12: "Influència de la recollida porta a porta en el tractament de les diverses fraccions residuals". En: Manual municipal per a la recollida selectiva porta a porta a Catalunya.

Ministerio de la Presidencia. 2005. Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. (BOE nº 171, 19 julio 2005).

Ministero dell'Ambiente. Agenzia Nacionale per la Protezione dell'Ambiente. Observatorio Nazionale sui Rifiuti. 1999. La Raccolta Differenziata – aspetti progettuali e gestionali. Manuale ANPA.

Montanarella, L. 2002. Organic Matter levels in European agricultural soils. Workshop "The biological treatment of biodegradable waste – Technical aspects" Brussels 8-10 April 2002.

Pérez, C. 1997. Informe d'explotació dels primers 6 mesos de funcionament de la planta de compostatge de Torrelles de Llobregat.

Pérez, C. 1999. Metanización versus Compostaje: Historia de un enfrentamiento ficticio. Congreso "Amantes de la Basura", Huelva, Octubre 1999.

Pérez, C. 2002. Compostaxe industrial: tecnoloxia ó servicio do proceso?. O compost: avances na producción, calidade e usos [Curso de verán da Universidade de Santiago de Compostela, 16-19 de Xullo de 2002].

Ricci, M. 2003. Economic assessment of separate collection cost: tools to optimise it and the advantage of operative integration. ECN/ORBIT e.V. Source Separation Workshop 2003. Barcelona, 15-16 Desembre 2003.

Rodríguez, A. 2003. La recogida de la fracción orgánica de los residuos urbanos en España. ECN/ORBIT e.V. Source Separation Workshop 2003. Barcelona, 15-16 Desembre 2003

Soliva, M.; Giró, F.; et al. 1992. Siete años de estudio de la calidad del compost en Cataluña. Criterios para su valoración. Actas del 6º Congreso y Exposición Internacional de Residuos Sólidos. ISWA'92. Madrid.

Soliva, M.; Manzano, S.; Molina, N. 1995. La qualitat del compost a les plantes de compostatge de les comarques de Barcelona. Balanç de 10 anys de control i perspectives de futur. Àrea de Medi Ambient. Diputació de Barcelona.

Soliva, M. 2002. El compostatge com a activitat industrial aplicada a la gestió dels residus orgànics. Quarta jornada tècnica sobre la gestió de residus municipals. El compostatge [19 de desembre de 2000]. Col·lecció Jornades Tècniques / 4. Universitat Politècnica de Catalunya. Universitat Autònoma de Barcelona. Universitat de Barcelona. Agència Metropolitana de Residus. Entitat del medi ambient.

Soliva, M; Felipó, T. 2002. Organic waste as a resource for Mediterranean soils. Workshop "The biological treatment of biodegradable waste – Technical aspects" Brussels 8-10 April 2002.

Soliva, M. 2002. Calidades do compost: Influencia do tipo de materiais y tratados e das condicións de proceso. Curso de verán da Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 16-19 de Xullo de 2002.

Soliva, M; López, M; Huerta, O; Valero, J. 2006. Caracterización del compost producido en España. Informe 2003-2005. Convenio IGME-ESAB-MIMAM

Soliva, M.; Huerta, O.; López, M. 2008. Qualitat del compost en relació al tipus de planta i als materials d'entrada. COMPOSTARC 2008. Jornadas Técnicas sobre el compostaje (4 y 5 de febrero 2008).

Sesión I

Compostaje: proceso y destino del compost

Compostaje y usos del compost: visión crítica de la situación española y perspectivas de futuro

A. Amorena

Director del Área de Medio Ambiente e I+D. Mancomunidad de la Comarca de Pamplona

Durante las últimas décadas se ha realizado un enorme esfuerzo por reciclar la materia orgánica contenida en nuestros residuos urbanos. Las razones de este interés han sido de carácter agronómico (incremento del contenido en materia orgánica de los suelos, ahorro de fertilizantes…), de naturaleza medioambiental (lucha contra la desertificación), pero realmente el acelerón ha sido provocado por las obligaciones de carácter legal. La Directiva UE 31/1999, transpuesta al ordenamiento jurídico nacional en el RD 1481/2001, sobre limitación del vertido de residuos biodegradables en vertederos, ha emplazado a los países de la Unión a una obligatoriedad en el tratamiento de la materia orgánica contenida en los residuos urbanos. En España el cumplimiento de dichos plazos ha facilitado cuantiosos fondos comunitarios para la ejecución de las inversiones necesarias para la consecución de los objetivos de la citada Directiva.

¿Cuál ha sido el resultado de estas inversiones? ¿Cómo están funcionando las nuevas plantas de tratamiento y qué calidad de compost estamos obteniendo?

Si bien existen situaciones particulares muy diferentes, podemos afirmar en líneas generales que el primer plazo impuesto por la Directiva para 2006 se ha incumplido. Los resultados de los numerosos proyectos y experiencias no son muy alentadores. Son comunes los bajos rendimientos en las plantas y frecuentes los fracasos tecnológicos. La imagen del compost obtenido de residuos urbanos no acaba de alcanzar la confianza de muchos sectores agrarios y paisajísticos. La sociedad es habitual que se posicione en contra de este tipo de infraestructuras y son frecuentes las crisis sociales por problemas de carácter medioambiental (malos olores, tráfico…) derivados de una deficiente gestión de estas plantas.

En 2009 se deberá cumplir el siguiente plazo de la Directiva, por supuesto mucho más restrictivo, para lo cual el Ministerio de Medio Ambiente está tramitando su Plan Nacional Integrado de Residuos (2008-2015). En el mismo se realiza una fuerte apuesta por incrementar los tratamientos biológicos de la fracción orgánica de los residuos orgánicos.

Ante esta nueva situación ¿estámos preparados para conseguir estos objetivos? ¿hemos aprendido de nuestros errores para mejorar los rendimientos de nuestros tratamientos?

El desarrollo de nuestro país, la ampliación de la UE hacia el Este, está provocando que progresivamente desaparezcan los fondos FEDER que nos permitían una planificación *más relajada.* Este nuevo contexto, agravado por la necesidad de optimizar los recursos energéticos, nos obligará a planificaciones y gestiones mucho más rigurosas, que en muchos casos derivarán en serios ajustes en los tratamiento biológicos existentes y proyectados.

¿Cómo medir el contenido en materia orgánica biodegradable de un material orgánico?

How to measure the biodegradable organic matter content in an organic material?

S. Ponsá, R. Barrena, T. Gea y A. Sánchez

Grupo de Investigación en Compostaje. Departament d'Enginyeria Química, Escola Tècnica Superior d'Enginyeria, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Cerdanyola del Vallès (Barcelona).

E-mail: teresa.gea@uab.cat Tel.: 935 811 879

Resumen

A diferencia de otros campos de la tecnología ambiental, aún no existe un consenso a nivel internacional sobre cuál es la medida correcta del contenido en materia orgánica biodegradable en un residuo o material orgánico. Este parámetro es de suma importancia para la correcta evaluación del rendimiento de las instalaciones de tratamiento de estos materiales (compostaje, digestión anaerobia, tratamiento mecánico-biológico MBT,…), así como para su correcto diseño y mantenimiento. En la bibliografía se proponen diferentes metodologías para el seguimiento de la materia orgánica en los mencionados procesos, basadas en análisis fisicoquímicos o biológicos, y siendo algunas de uso ampliamente extendido. Sin embargo, algunos de estos métodos, como por ejemplo el contenido en sólidos volátiles, ofrecen una medida del contenido en materia orgánica total y no sólo de la biodegradable, incluyendo materiales no biodegradables en tiempo de proceso (ejemplo del estructurante en el proceso de compostaje) o no biodegradables en absoluto (como plásticos y otros inertes volátiles que pueden acompañar algunos residuos). Las metodologías basadas en ensayos biológicos se presentan como las más adecuadas y existen protocolos propuestos por diferentes autores o en algunas directivas de países europeos. Sin embargo, estos protocolos difieren en parámetros básicos como la temperatura y duración del ensayo, entre otros. En este trabajo, se repasan y comparan las metodologías propuestas en la literatura (DRI, AT_4, GB_{21},…) en el seguimiento de procesos e instalaciones de tratamiento biológico de residuos, con el objetivo de ofrecer una medida fiable de la materia orgánica biodegradable contenida en un material orgánico, que pueda ser útil para la investigación así como para explotadores a nivel industrial.

Palabras clave
Técnicas respirométricas, potencial de producción de biogás, tratamiento biológico.

Abstract

Contrary to other environmental technology fields, a consensus has not been reached yet about which shall be the most suitable measurement of the biodegradable organic matter content in a solid organic waste. This parameter is of most importance for the proper analysis and design of the treatment facilities of these materials (composting, anaerobic digestion and mechanical-biological treatment plants). Some references can be found where different methodologies are suggested as a measure of the biodegradable organic matter, based on chemical and biological assays. However some of these methodologies such as the volatile solids content are suitable only as a total organic matter measurement and not only the biodegradable fraction, since it includes volatile materials which are not degraded in the operation time (e.g., the bulking agent in a composting plant) or not biodegradable at all (e.g., plastics present in municipal solid wastes). The methodologies based on biological assays appear as more suitable and some standards have been suggested by different authors or European countries legislation documents. Nevertheless, these standards differ in basic parameters as for example, temperature and time of assay. In this work, the suggested methodologies are reviewed with the objective to offer a reliable measurement of the biodegradable organic matter content in organic solid materials, useful for researchers and industrial operators.

Keywords
Respiration techniques, biogas production potential, biological treatment.

1. Introducción

En la actualidad se está produciendo un auge en la aplicación de tratamientos biológicos en la gestión de residuos sólidos de naturaleza orgánica, a nivel español y europeo. Cada año aumenta el número de

plantas de tratamiento de residuos mediante compostaje, digestión anaerobia o tratamiento mecánico-biológico o mediante la combinación de estos procesos. En ellas se reciben y gestionan residuos sólidos urbanos, lodos de depuradora, residuos procedentes de explotaciones agrícolas y ganaderas, y residuos sólidos industriales de diferente tipología. El objetivo principal de la aplicación de estos tratamientos es reducir el contenido en materia orgánica biodegradable de estos residuos. Una correcta medida de esa materia orgánica biodegradable (MOB) resulta fundamental para diferentes propósitos, por ejemplo, la caracterización de un material para poder asignar el tratamiento adecuado, la realización de estudios de biodegradabilidad de residuos o el estudio y análisis del rendimiento de las instalaciones de tratamiento y la optimización del proceso. Así, la determinación fiable de la MOB repercutiría finalmente en la mejora del proceso de tratamiento y en la calidad de los productos obtenidos (compost y digestatos más estables).

Sin embargo y pese a todo lo expuesto aún no existe una respuesta para la pregunta que encabeza este texto: ¿Cómo medir la materia orgánica biodegradable de un material orgánico?

En la actualidad se está investigando en torno al desarrollo de índices para la medida de la MOB y la estabilidad en residuos orgánicos a nivel europeo y ya se encuentran muchos trabajos publicados sobre este tema. Se refleja así que en el sector de los residuos orgánicos no existe un índice específico, estandarizado y fiable para la determinación de la MOB, consensuado y aceptado de forma general, a diferencia de otros campos como por ejemplo el de las aguas residuales. Esta discrepancia se observa también en las normativas de los diferentes estados europeos.

De todo lo expuesto se desprende la necesidad de realizar estudios completos y definitivos que permitan la selección de uno o varios parámetros como estándares internacionales de forma común. Puede ser incluso necesario el desarrollo de una nueva técnica para la determinación del contenido en MOB.

El objetivo de este trabajo es revisar el estado actual en cuanto a la determinación de la MOB y apuntar a posibles respuestas a la pregunta de cómo realizar su medida.

2. Metodología para determinar la materia orgánica de un residuo

En la determinación de la materia orgánica de un residuo se pueden diferenciar dos tipos de métodos analíticos: los métodos químicos y los biológicos.

En general se puede afirmar que la dificultad en aplicar ciertas determinaciones analíticas a residuos sólidos orgánicos se debe a su heterogeneidad, que hace difícil la obtención de una muestra representativa del material para su análisis. Cabe comentar que muchos de los métodos aplicados a residuos, especialmente en el campo del compostaje, derivan de métodos desarrollados para análisis de suelos, convenientemente modificados. Pese a la enorme utilidad de estas metodologías, su aplicación a residuos puede presentar dificultades, por ejemplo, al realizarse sobre una cantidad de muestra no representativa, sobre un tipo de materia orgánica más biodegradable y de composición mucho más diversa y presente en mayor cantidad que la de un suelo.

2.1. Métodos químicos

Entre los métodos químicos más aplicados en la caracterización de residuos sólidos o en el seguimiento de procesos de tratamiento como el compostaje, se encuentra la determinación de materia orgánica por gravimetría tras combustión en el análisis de sólidos volátiles (SV). Otras medidas que también se han aplicado con frecuencia a nivel de investigación son la medida del carbono orgánico total (COT) o el carbono orgánico disuelto (COD) (medida del CO2 producido tras la oxidación total de la muestra por combustión del residuo sólido o de un extracto del mismo, respectivamente). Estos métodos se han aplicado para el seguimiento de procesos de compostaje a escala laboratorio e industrial. En ocasiones se ha obtenido una evolución a la baja, acorde con la esperada reducción de MOB en el proceso. Sin embargo, en otras ocasiones estas medidas han reflejado tendencias erráticas debido a la heterogeneidad del residuo, la insuficiente cantidad de muestra utilizada o la influencia del agente estructurante.

En cualquier caso estos parámetros optimizados podrían ofrecer una medida de la materia orgánica total pero no de la biodegradable ya que incluyen toda aquella materia volátil o carbono oxidable no degradable en el tiempo de proceso. Sería el caso por ejemplo del agente estructurante utilizado en compostaje, o de materiales plásticos presentes en el residuo que no se degradan biológicamente. Por lo tanto, es necesario otro tipo de medidas para la MOB.

2.2. Métodos biológicos

De forma general, como medida del contenido de materia orgánica biodegradable y de estabilidad de residuos sólidos orgánicos, se ha extendido la utilización de diferentes tests biológicos basados en técnicas respirométricas en condiciones aeróbicas así como de producción de biogás en condiciones anaeróbicas. Estos métodos se han demostrado adecuados y fiables para la determinación de la cantidad de MOB en residuos de muy diversa tipología (Barrena

et al., 2006). La actividad respirométrica aeróbica de un material se puede determinar directamente a partir del consumo de oxígeno o la producción de CO2 de una muestra mientras que en los métodos anaeróbicos se cuantifica el biogás producido. Algunos de estas metodologías se recogen en las normativas de algunos estados europeos así como en el borrador de directiva sobre tratamiento de bioresiduos de la Comisión Europea (2001).

En la tabla 1 se resumen los principales métodos utilizados, aerobios y anaerobios, y la nomenclatura propuesta. Como se puede observar existe una amplia diversidad de técnicas que, aunque basadas en los mismos principios básicos, difieren en cuestiones como las condiciones de ensayo (temperatura, duración) y muestra (cantidad y tamaño de muestra y contenido en humedad). Por otro lado, tampoco está claro que tipo de pretratamiento se debería dar a la muestra o si es necesario el uso de un inóculo. Y también existen divergencias en la expresión de resultados. ¿Deben expresarse éstos en base a materia seca (MS) o materia orgánica (MO)?

Tabla 1. Métodos biológicos sugeridos para la medida de la materia orgánica biodegradable y la estabilidad de residuos orgánicos.

Índice	Nombre	Ref(1)	Ensayo			
			Cantidad de muestra	Humedad	Tiempo	Temperatura
Consumo O_2	Consumo O_2	1	60g	50-55%	16h + 1h	37ºC
SOUR	Consumo específico de O_2	2	3-8g	Suspensión acuosa	5-6h	30ºC
OD_{20}	Consumo acumulado de O_2 en 20h	2	3-8g	Suspensión acuosa	20h	30ºC
DSOUR	SOUR en muestra sólida	2	3-8g	n.e. (2)	20h	30ºC
SRI	Respirometría estática	3	n.e.	75% C.R.H.(2)	3h	self-heated
AT_4 Sapromat	Actividad respirométrica en	4	50g	Saturación	4 días	20ºC
IR_T	Consumo de O_2	5	250 mL	40-55%	4h + 1.5h	self-heated
IR_{37}					18h +1.5h	37ºC
IRD	Respirometría dinámica	3	n.e.	75% C.R.H.	> 4 días	self-heated
AT_4	Consumo acumulado de O_2	6	500g	50%	4 días	58ºC
DR_4	Consumo acumulado de O_2	7	100g + 100g inóculo sms	50%	4 días	35ºC
AT_4	Consumo acumulado de O_2	8	40g	ajustada	4 días	20ºC
Evolución CO_2	Estabilidad aeróbica por producción de CO_2	9	100g	40-60%	7 días	25ºC
BM_{100}	Producción de biogás a 100 días	7	20g smo (2)	Suspensión acuosa	100 días	35ºC
GB_{21}	Producción de biogás a 21 días	8, 10	50g	Suspensión acuosa	21 días	35ºC
GS_{90} GS_{240}	Producción de biogás a 90 y 240 días	11	1 kg saturado	Suspensión acuosa	90 días 240 días	40ºC

(1)Referencias Bibliográficas: 1: Iannotti et al. (1993); 2: Lasaridi y Stentiford (1998); 3: Adani et al. (2001); 4: Binner y Zach (1999a); 5: Barrena et al. (2005); 6: American Society for Testing and Materials (1996); 7: Environment Agency (2005a); 8: Federal Government of Germany (2001); 9: Energy Research Center of the Netherlands (2005); 10: Cossu et al. (2005); 11: Binner et al. (1999b).

(2) n.e.: no especificado; C.H.R.: capacidad retención hidráulica; sms: sobre materia seca; smo: sobre materia orgánica.

Por último, en el caso de las técnicas aeróbicas, ¿qué aporta más información, el consumo acumulado de oxígeno o la velocidad de consumo? Estos dos parámetros, acumulado y velocidad, probablemente den información distinta: se podría interpretar el consumo acumulado como la MOB total mientras que la velocidad de consumo informaría sobre la disponibilidad o naturaleza de esa MOB, fácil o lentamente biodegradable. Ante la gran diversidad de posibilidades se están llevando a cabo algunos proyectos con el objetivo de sugerir el método más adecuando mediante el análisis y la comparación de las metodologías existentes (Energy Research Center of the Netherlands, 2005; Environment Agency; 2005b).

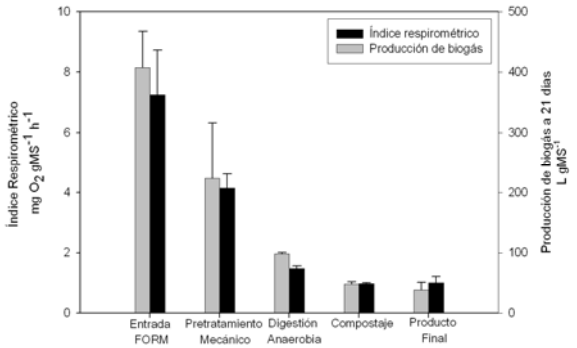
3. Parámetros utilizados como medida de materia orgánica biodegradable

En la bibliografía actual se encuentran algunos trabajos recientes relacionados con la determinación de la materia orgánica realmente biodegradable.

Recientemente Sánchez (2007) ha propuesto la medida de la producción acumulada de CO_2 en con-

diciones aeróbicas como medida del carbono orgánico biodegradable (COB) de una muestra. En el caso del proceso de compostaje, conocer el valor del COB permitiría además determinar y ajustar a valores óptimos la relación C/N realmente biodisponible en lugar de utilizar la C/N total.

Figura 1. Evolución del índice respirométrico y de la producción de biogás en una planta de tratamiento mecánico biológico.



Ponsá et al. (2007) han utilizado el IRE y el potencial de producción de biogás GB21 para caracterizar la MOB en diferentes puntos de proceso en una planta de tratamiento mecánico biológico de residuos urbanos. En la figura 1 se observa como en la evolución de ambos parámetros se refleja una progresiva pérdida de MOB y aumento de la estabilidad del material en proceso. Los autores han obtenido la siguiente correlación entre ambos parámetros: GB21 (L kg MS^{-1}) = 54·IRE (mg O2 g MS^{-1} h^{-1}).

Se ha realizado un estudio similar en colaboración con el grupo del Dr. Adani en Milán (datos pendientes de publicación) donde se encontraron correlaciones significativas entre el consumo acumulado de oxígeno con las velocidades de consumo determinadas en condiciones estáticas y dinámicas; con el COT y la DBO del eluato de la muestra; y con el potencial de producción de biogás a 21 y 100 días (Tabla 2).

Otra línea de trabajo interesante es la del grupo del CEMAGREF en Francia (De Guardia et al., 2008). Estos autores aplican un modelo sencillo a la medida del IRD que les permite establecer las fracciones de materia orgánica fácilmente biodegradable, lentamente biodegradable y no biodegradable.

Finalmente, Scaglia y Adani (2006) proponen un nuevo índice para evaluar la putrescibilidad de un residuo sólido urbano.

Tabla 2. Correlaciones para el consumo acumulado de oxígeno con otros parámetros utilizados en la medida de la materia orgánica. Se presenta la pendiente de la correlación y la significancia.

COT	DBO	IRE	IRD	GB_{21}	GB_{100}
15.8^{*}	32.3^{*}	61.4^{**}	52.0^{**}	0.64^{**}	0.41^{**}

**, *: significante a p<0.01 y 0.05 respectivamente

Este índice pretende describir el potencial de impacto de la materia orgánica contenida en un residuo al depositarse en el suelo. Para calcular este índice se relaciona la actividad biológica de un residuo (IRD) con la caracterización química de los lixiviados (COD y DBO). De forma similar, la medida de la MOB podría finalmente establecerse a partir de varios parámetros en lugar de considerar un solo índice o análisis.

De todos estos trabajos se desprende que los análisis basados en la actividad biológica de un residuo son adecuados para la determinación de la MOB, ya sea en condiciones aeróbicas o anaeróbicas. Tanto los índices respirométricos estáticos y dinámicos, como los consumos acumulados de oxígeno o la producción de biogás ofrecen medidas útiles y correlacionan correctamente entre sí. En cualquier caso es necesario que se alcance un consenso a nivel científico sobre cual debe ser la medida de uso común y se fijen las condiciones de ensayo para obtener valores comparables.

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación recibida por parte del Ministerio de Educación y Ciencia (Project CTM2006-00315/TECNO) y la Entitat Metropolitana dels Serveis Hidràulics i de Tractament de Residus (Project Exp. 1086/05).

Referencias

Adani, F., Lozzi, P. y Genevini, P. 2001. Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. Compost Sci Util. 9, 163-178.

American Society for Testing and Materials, ASTM. 1996. Standard Test Method for Detemining the Stability of Compost by Measuring of Oxygen Consumption. Test D5975-96.

Barrena, R., Vázquez, F., Gordillo, M.A., Gea, T. y Sánchez, A. 2005. Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. Bioresource Technol. 96, 1153-1159.

Barrena, R., Vázquez, F. y Sánchez, A. 2006. The use of respiration indices in the composting process: a review. Waste Manage Res. 23, 1-11.

Binner, E. y Zach, A. 1999a. Laboratory test describing the biological reactivity of pretreated residual wastes. ORBIT1999 Conference. Weimar, Alemaña. 2-4 septiembre. p255-261.

Binner, E., Zach, A. y Lechner, P. 1999b. Test methods describing the biological reactivity of pretreated residual waste. Sardinia 99, 7th International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Cagliari.

Comisión Europea. 2001. Working document. Biological treatment of biowaste. 2nd draft. http://www.compost.it/www/pubblicazioni_on_line/biod.pdf (fecha de consulta: 10/01/2008).

Cossu, R., Negrin, A., Raga, R. y Sandon, A. 2005. Metodologie per la valutazione della stabilità biologica dei rifiuti, Universidad de Padua:

http://www.apat.gov.it/site/_contentfiles/00137700/137704_Mlg25_2003_stabilita_biologica.pdf. (fecha de consulta: 10/01/2008).

De Guardia, A., Petiot, C. y Rogeau, D. 2008. Influence of aeration rate and biodegradability fractionation on composting kinetics. Waste Manage. 28, 73-84.

Energy Research Center of the Netherlands. 2005. Stability (Biodegradability) Horizontal-7 WP4. http://www.ecn.nl/docs/society/horizontal/hor_desk_7_stability.pdf. (fecha de consulta: 10/01/2008).

Environment Agency. 2005a. Guidance on monitoring MBT and other pretreatment processes for the landfill allowances schemes (England and Wales). Reino Unido. http:// www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/mbt_1154981.pdf. (fecha de consulta: 10/01/2008).

Environment Agency. 2005b. Estimating biodegradable municipal solid waste diversion from landfill: Screening exercise to evaluate the performance of biodegradable test methods. Reino Unido.

http://www.environment-agency.gov.uk/commondata/105385/rd_report_p1513_885309.pdf. (fecha de consulta: 10/01/2008).

Federal Government of Germany. 2001. Ordinance on environmentally compatible storage of waste from human settlements and on biological waste-treatment facilities of 20 February 2001.

http://www.bmu.de/english/publication/current/publ/5263.php

Ianotti, D.A., Pang, T., Coth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M. y Hoitink, H.A.J. 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. Compost Sci Util. 1, 52-65.

Lasaridi, K.E. y Stentiford, E.I. 1998. A respirometric technique for assessing compost stability. Wat Res. 32, 3717-3723.

Ponsá, S., Gea, T., Alerm, L., Cerezo, J. y Sánchez, A. 2007. Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. Waste Manage. Aceptado para publicación.

Sánchez, A. 2007. Discussion on A kinetic analysis of solid waste composting at optimal condicitons. Waste Manage. 27, 854–855.

Scaglia, B. y Adani, F. 2006. Determination of an index to evaluate the putrescibility of municipal solid waste. ORBIT 2006 Conference. Weimar, Alemania. p.

Comparativa de métodos de medida de la reducción de biodegradabilidad de residuos orgánicos destinados a vertedero o a compost

Comparative of methods to measurement biodegradability reduction for organic wastes destined to dump or compost

M. Dios, A.F. Chica, J.A. Siles y A. Corredera

Universidad de Córdoba. Área de Ingeniería Química.Campus de Rabanales.
Ctra. N-IV, km. 396. 14071. Córdoba.

E-mail: manolodios@uco.es

Resumen

Actualmente se estudian alternativas como la bioestabilización con el fin de minimizar la capacidad contaminante de residuos orgánicos, que permitan su descarga a vertedero cumpliendo los retos impuestos por el RD 1481/2001 para 2016. En este campo se hace necesario una herramienta capaz de medir la biodegradabilidad, para determinar a partir de qué valor los residuos municipales tratados dejan de tener la consideración de biodegradables. Nuestro grupo desarrolló y patentó un respirómetro en fase líquida capaz de medir la estabilidad de un residuo con pequeña cantidad de muestra y en poco tiempo. Este equipo se propone para la determinación analítica de la biodegradabilidad y facilita en gran medida la toma de decisiones, los resultados generados pueden ser además fácilmente expresados como tasa respiratoria de 4 días (AT4). La evolución de la máxima Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno, expresada en mg O2· gSV-1·h-1 nos informa también de la eficacia de los tratamientos realizados sobre los residuos orgánicos. Sus resultados se comparan con el método utilizado para conocer el Índice de Respiración Dinámico (CEN/TS 15590:2007) y con la Tasa de Respiración OUR, determinada por el sistema Oxitop®. Las técnicas desarrolladas son útiles también en la monitorización de los procesos de compostaje, biometanización y valorización energética. Concluimos que la utilización de la respirometría en fase líquida (SOUR) es la que proporciona los mejores resultados en la determinación de la biodegradabilidad potencial y que, son los parámetros estimados en las primeras horas, los que más relevancia tienen para el marco normativo y más atractivos desde el punto de vista analítico por la inmediatez del resultado.

Palabras clave
Respirometría, estabilidad biológica, compostaje, bioestabilización, VECO.

Abstract

Nowadays, different alternatives, like the biostabilization, are studied with the aim of minimize organic wastes pollutant capacity so that their landfill dumping was possible according to goals establish in Spanish Royal Decree 1481/2001 in 2016. In this field, it is necessary to find a tool to measure biodegradabilty, in order to determine the level from which urban wastes are not considered biodegradable. Our group built and patented a liquid phase respirometer to measure waste stability with a small amount of sample and in a short time. This equipment is proposed to the analytic determination of biodegradability and it makes greatly easy to come decisions and, on the other hand, its results can be expressed as four-day-repiratory rate (AT4). Evolution of the Maximum Specific Oxygen Uptake Rate, known as SOUR, and expressed at mg O2·gSV-1·h-1 inform us also about efficiency in biological treatments of organic wastes. Its results are compared with the methods utilized to determine Dynamic Respiration Index (CEN/TS 15590:2007), and Oxygen Uptake Rate, OUR, measured by means of Oxitop® system. The developed techniques are useful also in the monitorization of processes as composting, biometanization and energetic valorization. We conclude than the utilisation of the respirometry in liquid phase (SOUR) is the method which shows the best results in the determination of potential biodegradability and derivative parameters in the first hours the most outstanding for the normative field and the most attractive from the point of analytic view by the immediate response of the result.

Keywords

Respirometry, biological stability, composting process, biostabilization, VECO.

1. Introducción

Acorde a la política de protección del medio ambiente y de reducción de residuos, el Real Decreto 1481/2001 por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero establece una reducción progresiva de los residuos biodegradables destinados a vertedero llegando a una reducción de hasta el 65% para el año 2016 con respecto a los residuos generados en 1995, lo que supone en España, una cantidad de 4,07 millones de Toneladas como máximo de material biodegradable para verter. El problema es incuestionable si tenemos en cuenta la cantidad de basura generada, (23,4 millones de toneladas de Residuos Urbanos, de los cuales, la mitad de éstos aproximadamente son materia orgánica biodegradable) y que además se generan 1,2 millones de toneladas de lodos de EDAR. Para cumplir los retos impuestos para el 2016, se fomentan las soluciones que minimicen la capacidad contaminante de residuos municipales con procesos como la bioestabilización y también soluciones de valorización de estos lodos y residuos sólidos, como la biometanización, el compostaje y la incineración. Como consecuencia se hace necesario una herramienta capaz de medir la biodegradabilidad, para determinar a partir de qué valor los residuos urbanos tratados pueden ser vertidos sin tener la condición de biodegradables. A este respecto la estrategia española de reducción de residuos biodegradables destinados a vertederos (Anexo 14 del Plan Nacional integrado de Residuos, 2007-2015) pretende contabilizar como tal todo aquel residuo que no haya sido sometido a un tratamiento previo que haga que los siguientes parámetros estén por debajo de los siguientes valores:

- Tasa de Actividad de Respiración a los 4 días (AT4): 10 mg O_2/ g materia seca.
- Índice de Respiración Dinámica (ASTM D 5975-96): 1000 mg O_2/ g materia seca.

Otra alternativa que nosotros proponemos es la determinación de la estabilidad o biodegradabilidad residual en fase líquida mediante la técnica de la SOUR (Specific Oxigen Uptake Rate). El grupo de investigación de Ingeniería Química desarrolló y patentó un respirómetro (P2004-02908) capaz de medir la estabilidad de un residuo en medio líquido con un pequeño tamaño de muestra. Contar con esta herramienta analítica supone, además, una excelente forma para la monitorización de los procesos biológicos citados. En el presente artículo, esta técnica respirométrica es comparada con otras dos, con el objetivo de arrojar información acerca de las debilidades y fortalezas de cada una. La primera, de tipo manométrico, la determinación de la OUR mediante el sistema Oxitop®. La segunda, un respirómetro de tipo dinámico y que trabaja con gran cantidad de muestra, el DRI (Dynamic Respiration Index), de acuerdo a una variante Europea de la norma de ensayo de materiales estadounidense, ASTM D 5975-96. Este último equipo también es una interesante herramienta para hacer un cálculo de la tasa respiratoria en cuatro días.

2. Materiales y métodos

El método de la SOUR evalúa la estabilidad biológica en base a la máxima Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno (VECOmax) forzada en un medio acuoso suplementado con los nutrientes típicos de la DBO (ISO 5815:1989), tales como $MgSO_4$, Cl_2Ca y Cl_3Fe e impuestas unas óptimas condiciones de pH y temperatura, para lo que se utilizó un tampón fosfato (K_2HPO_4, Na_2HPO_4 $7H_2O$, NH_4Cl) y un baño para acondicionar los ensayos a 30ºC. La determinación viene realizada en un kitasato de un litro de capacidad, con una cantidad de muestra entre 1 y 4 gramos, un tamaño de partícula inferior a 10 mm y por duplicado. La cantidad de muestra viene determinada por la proporción de materia orgánica que contiene y la estabilidad de ésta. Es un método de medida directa de oxígeno en fase líquida mediante una sonda y discontinuo según el aporte de oxígeno (Lasaridi y Stentiford, 1998). Se ha provisto de un sistema automático que restablece el déficit de oxígeno, de forma que las múltiples pendientes que provoca la caída de la concentración de oxígeno fueron calculadas entre 7 mg O_2 L^{-1} y 6,8 mg O_2 L^{-1} para una temperatura de 30ºC (Chica et al., 2004). De la transformación de cada pendiente (mgO_2 s^{-1}) se obtiene el valor de la VECO (mg O_2 gSV^{-1} h^{-1}). El consumo acumulado de oxígeno a las 20 horas (CAO_{20}) integra el consumo de oxígeno en este periodo con la finalidad de conocer las necesidades de aire para oxidar biológicamente dicho sustrato.

El método que determina la OUR (Oxygen Uptake Rate) mediante el sistema de medida Oxitop®, trata de medir el consumo de oxígeno en una muestra de residuos orgánicos disuelta en una solución nutritiva semejante a la del respirómetro anterior, sin embargo la medida del consumo se realiza mediante un método manométrico a volumen constante (Reuschenbach y Pagga, 2003). El sistema permite la medida de la presión en espacio libre (4/5 partes), que puede ser relacionada directamente con el consumo de oxígeno cuando el dióxido de carbono es adsorbido sobre unas pastillas de sosa que se disponen en un sistema de retención junto al cerramiento.

La incubación fue llevada a cabo en botellas de vidrio Schott de un litro y la lectura de los datos se realizó de forma rápida a través de un práctico sistema de lectura óptica por Infrarrojos. Cada muestra se realizó por triplicado y fueron incubadas en un agitador orbital a 30ºC una semana. Seleccionando el rango

lineal podremos determinar la velocidad de consumo de oxígeno por unidad de tiempo y, de éste, derivar el consumo acumulado de oxígeno en cuatro días. Este método es utilizado para la determinación de la respiración microbiológica de suelos y materia orgánica en descomposición, de acuerdo a una norma DIN (Deustcher Industrie Normen), la 19737. La velocidad de consumo de oxígeno viene calculada mediante la siguiente formula:

$$OUR = V \times \frac{DPM}{76} \times \frac{32}{24{,}04} \times \frac{1000}{SV} \times \frac{1000}{t}$$

donde: OUR es el consumo de oxígeno expresado en mg O_2 gSV^{-1} h^{-1}, V (l) es el volumen libre de aire que resta tras introducir la muestra y la trampa de sosa, DPM (cm de Hg) es la depresión de oxígeno correspondiente a la pendiente DPM/t seleccionada, t es el intervalo de tiempo de la medida transcurrida la fase de latencia (mínimo 4 horas), 32 es el peso de un mol de oxígeno (g), 24,04 es el volumen de un mol de O_2 a 20°C, a 76 cm Hg, SV son los sólidos volátiles referidos al peso seco a 105ºC.

El método del DRI (Dynamic Respiraction Index) funciona con aireación continua (Adani et al., 2001), constituye el método oficial de análisis, en al menos once regiones italianas, para definir la estabilidad del compost y actualmente es norma nacional (UNI/TS 11184:2006). El respirometro con el que se han realizado estos experimentos (Respirometer 3022, Costech international) consta de un reactor hermético y adiabático donde se introducen del orden de 10 a 15 kg del material; el nivel de oxígeno es monitorizado continuamente y la concentración de oxígeno es controlada mediante un feedback, garantizando su permanencia en umbrales aerobicos óptimos para el compostaje (entre el 16 y 20%). El índice de respiración dinámico horario se calcula con la siguiente expresión

$$DRI_i\,(mg\ O_2\ kg\ SV^{-1}\ h^{-1}) =$$

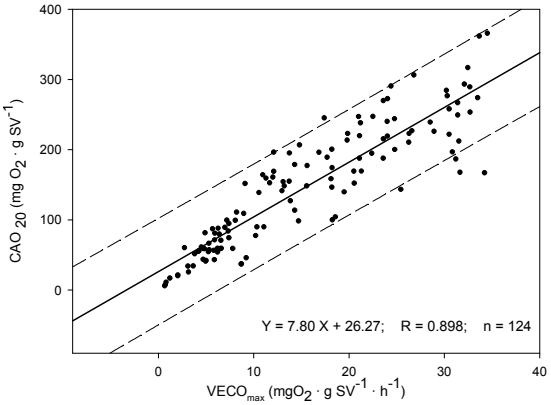
$$= Q \times h \times \Delta O_2 \times Vg^{-1} \times 31{,}98 \times 10 \times SV^{-1} \times h^{-1}$$

donde: DRIi es Índice de Respiración instantaneo, Q es el caudal de aire (L h^{-1}), ΔO2 es la diferencia de concentración de oxígeno entre la salida y la entrada (% v/v), Vg es el volumen ocupado por un mol de gas (22,4 L a T= 273,15 °K) corregido a la temperatura de operación, 31,98 es el peso molecular del oxígeno (g mol^{-1}), SV son sólidos volátiles (kg) y h el tiempo en horas durante el cual viene realizada la medida. El índice de respiración dinámico global (DRI) se define como la media de los 24 valores horarios consecutivos en los cuales la respiración de la biomasa ha sido más elevada.

3. Resultados y discusión

El valor máximo de consumo de oxigeno por unidad de materia orgánica y tiempo (VECOmax), así como el oxigeno consumido en 20 horas (CAO_{20}) muestran una buena correlación (R=0,804) en todo el rango de medida que oscila entre 0 y 80 O_2 gSV^{-1} h^{-1}, siendo mas riguroso para residuos medianamente estabilizados con una VECOmax entre 0 y 35 O_2 gSV^{-1} h^{-1} (R=0,898), lo que indica que se pueden utilizar indistintamente para evaluar la actividad de los residuos y calidad del compost (Fig. 1).

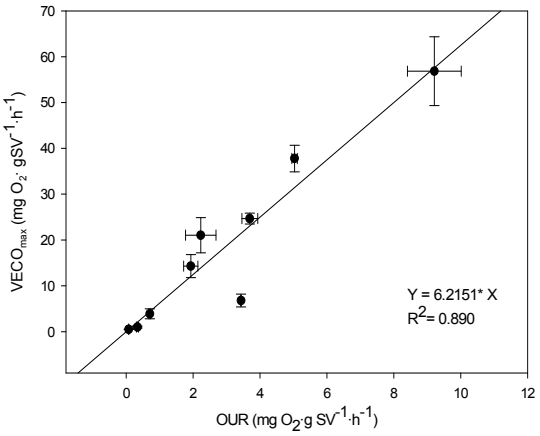
Figura 1. Relación entre CAO_{20} y $VECO_{max}$ en diferentes materiales considerados



Hemos encontrado una buena relación del método de la SOUR (R=0,943, Figura 2) con el de la OUR, cuantificada mediante la siguiente relación, VECOmax (mg O_2 gSV^{-1} h^{-1}) = 6,21·OUR (mg O_2 gSV^{-1} h^{-1}).

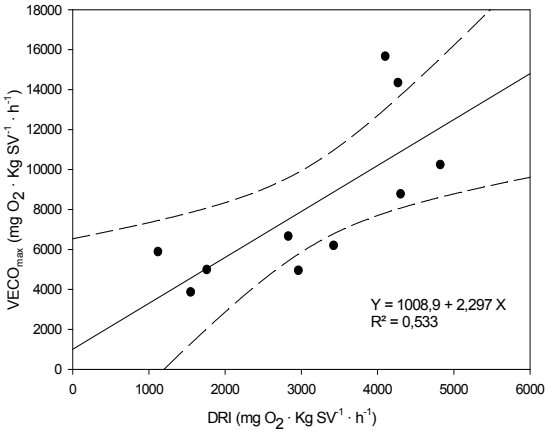
Cuantitativamente la diferencia es más que notable, y para su comprensión es necesario profundizar en el concepto de la VECOmax y la OUR, y es que el resultado de que la VECOmax corresponde con la máxima velocidad de consumo de oxígeno que ocurre en un ciclo respirométrico de los múltiples que se repiten en un ensayo diario, mientras que la OUR es la velocidad de consumo media a lo largo de todo el periodo de incubación que es semanal.

Figura 2. Relación entre el método de la SOUR y OUR



En la Figura 3 se observa la relación que existe entre la determinación de la Máxima Velocidad de Consumo de Oxígeno y el Índice de Respiración Dinámico. El método de la SOUR reporta valores de respiración potencial superiores a los determinados en fase sólida (DRI). El método de la SOUR se vislumbra como el método que mas fielmente refleja la biodegradabilidad potencial de los residuos. El motivo hay que buscarlo en la forma de determinación de este índice. En fase líquida, el acceso a los nutrientes está menos limitado por la homogeneización del medio y sobre todo por el tamaño de partícula, sin embargo, este hecho desnaturaliza la muestra en el sentido de que pierde parte de sus componentes, el rechazo de elementos gruesos mayores de 10 mm enriquece la muestra en materia orgánica para la determinación de la SOUR, por el contrario, la determinación del DRI se realiza con el material tal cual.

Figura 3. Relación entre el método de la SOUR y DRI

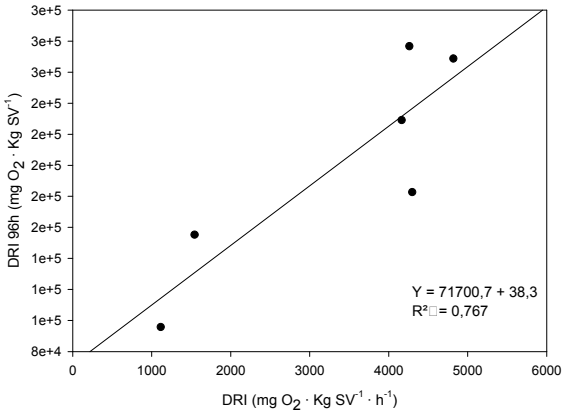


De cada uno de los tres métodos propuestos se puede inferir el consumo de oxígeno en 4 días.

Para el test de la SOUR y del DRI, basta con integrar el consumo de oxígeno horario al igual que se hace para conocer el consumo acumulado de oxígeno a las 20 horas en el test de la SOUR. La relación entre DRI y el valor integrado a los 4 días es directamente proporcional (Figura 4) como también ocurre entre la VECOmax y la CAO_{20} (Figura 1), por lo que una vez más se pone de manifiesto que el uso de parámetros obtenidos en las primeras horas tiene la suficiente y contrastada relevancia como para tomarse en consideración. Para el método manométrico el valor es el resultado de multiplicar 96 por el valor de la OUR, el cual es media de la velocidad de consumo de oxígeno a lo largo de todo el ensayo.

La tabla 1 corrobora la validez del uso de los parámetros obtenidos en las primeras horas frente al de los consumos acumulados obtenidos considerablemente más tarde así como la comparación entre técnicas.

Figura 4. Relación entre las variables DRI e DRI en 4 días para las 6 muestras de RSU



En un momento en el que prima la inmediatez de resultados en el laboratorio las nuevas directrices de determinación de la estabilidad deberían de estar encaminadas a métodos de determinación, simples, económicos y rápidos.

4. Conclusiones

La determinación de la biodegradabilidad en fase líquida genera unos resultados cuantitativamente mayores que el resto de los ensayos por la facilidad que ofrece el medio acuoso al acceso a los nutrientes y difusión de oxígeno. También la influencia del tamaño de partícula queda patente al comparar ambos métodos. El test de la SOUR por tanto genera un valor que se ajusta mejor a la biodegradabilidad potencial que a la real, limitada por las condiciones de degradación en el medio.

Tabla 1. Correlación entre las distintas variables respirométricas.

	$VECO_{max}$	OD_{20}	DRI	DRI_{96}	OUR	OUR_4
$VECO_{max}$	1	0,898	0,730	0,836	0,943	0,528
OD_{20}	0,898	1	0,359	0,301	0,920	0,506
DRI	0,730	0,359	1	0,875	n.d.	n.d.
DRI_{96}	0,836	0,301	0,875	1	n.d.	n.d.
OUR	0,943	0,920	n.d.	n.d.	1	0,796
OUR_4	0,528	0,506	n.d.	n.d.	0,796	1

n.d.: no determinado.

La respirometría dinámica, desarrollada en fase sólida suple esta debilidad, y aunque el resultado es cuantitativamente menor al que proporciona el test de la SOUR, tampoco se ajusta a la biodegradabilidad real ya que se mantiene un nivel de aireación forzado de manera artificial. La correlación que existe entre las variables respirométricas permite afirmar que los parámetros deducidos en las primeras horas de los ensayos (VECOmax y DRI) tienen suficiente relevancia para ser tenidos en cuenta en la toma de decisiones.

Agradecimientos

Se agradece al MCYT la financiación de la Beca Formación del Personal Investigador REN 2002-02602 y al MEC por la financiación del proyecto CTM 2005-01293.

5. Referencias

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

Chica, A., Mohedo, J.J., Martín, M.A. y Martín, A. 2003. Determination of the Stability of MSW Compost using a Respirometric Technique. Compost, Sciencie & Utilization. 11(2), 169-175.

Lasaridi, K.E. y Stentiford, E.I. 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. Water Research. 32(12), 3717-3723.

Reuschenbach, P. y Pagga U. 2003. A critical comparison of respirometric biodegradation tests based on OECD 301 and related test methods. Water Research 37(7), 1571-1582.

Determinación de los factores de emisión del proceso de compostaje de FORM: metodología e influencia de la tecnología de proceso

Determination of OFMSW composting emission factors: methodology and process technology influence

E. Cadena, J. Colón, A. Artola, A. Sánchez y X. Font

GICOM Grup d'Investigació en Compostatge
Departament d'Enginyeria Química, Escola Tècnica Superior d'Enginyeria
Universitat Autònoma de Barcelona. 08193-Bellaterra

E- mail: xavier.font@uab.cat

Resumen

El proceso de compostaje genera un impacto sobre el medio ambiente que debe ser cuantificado. La evaluación de dicho impacto puede ser realizada a partir de los factores de emisión. La obtención de estos factores requiere el desarrollo de una metodología que permita, de forma sistemática, obtener los datos de consumos de energía, agua y emisiones a la atmósfera. En el presente estudio se expone dicha metodología y se aplica al cálculo de los factores de emisión de dos plantas de compostaje, una de ellas de compostaje en túneles seguido de maduración en pilas aireadas y la otra de compostaje en pilas confinadas aireadas seguido de maduración en pilas estáticas.

Palabras clave
Factores de emisión, NH_3, Compuestos Orgánicos Volátiles, inventario de ciclo de vida.

Abstract

Composting is a process technology that produces an environmental impact that must be determined. Emission factors could be used to show how composting affects environment. To evaluate emission factors in composting facilities it is necessary to develop a specific methodology. This methodology will permit a systematic collection and evaluation of all the actions, input and output flows in a composting plant that may generate impacts to the environment including gaseous emissions whatever the technology used in the composting process. In the present work this methodology is presented and applied to determine emission factors of two composting facilities. The first one includes decomposition in tunnel and curing phase in aerated windrows, while the second one includes decomposition in confined aerated piles and curing phase in static windrows.

Keywords
Emission factors, NH_3, Volatile Organic Compounds, life cycle inventory.

1. Introducción

El tratamiento de residuos con alto contenido en materia orgánica biodegradable mediante compostaje es, sin lugar a dudas, una de las opciones más sostenibles que actualmente se están llevando a cabo. Dicho proceso tiene, sin embargo, un impacto ambiental que debe ser cuantificado. La evaluación del impacto ambiental de las distintas tecnologías de compostaje puede permitir introducir este criterio como uno más en la planificación de nuevas instalaciones.

En el estudio del impacto ambiental de una planta de tratamiento de Residuos Sólidos Urbanos mediante compostaje deben contemplarse principalmente los impactos procedentes del consumo energético, el consumo de agua y de las emisiones a la atmósfera. El consumo de agua y energético son, en principio, datos de fácil obtención, ya sea de fuentes de la propia instalación o mediante determinaciones reales obtenidas a partir del seguimiento del proceso.

La determinación de las emisiones a la atmósfera es de mayor complejidad. Éstas incluyen entre otros y como resultado de muchos compuestos, los malos olores, aunque también se emiten compuestos específicos con un impacto demostrado sobre el medio ambiente. Dentro de este grupo se encuentran el amoniaco, los compuestos orgánicos volátiles (COV) causantes de malos olores, el metano o el óxido nitroso. Las emisiones a la atmósfera en plantas de compostaje han sido estudiadas por diferentes auto-

res (Beck-Friis et al., 2000; Homas et al., 1992, Pagans et al., 2006).

En la bibliografía pueden encontrarse diferentes estudios sobre el Análisis de Ciclo de Vida de sistemas completos de gestión y tratamiento de residuos urbanos. Es evidente que en estos estudios deben realizarse algunas suposiciones (Emery et al., 2007; Eriksson et al., 2005), sin embargo debe prestarse especial atención al utilizar datos de otras fuentes bibliográficas que aportan valores obtenidos en escenarios distintos al que se está estudiando. Al mismo tiempo, aplicar datos procedentes de estudios sobre distintas tecnologías (Fricke et al., 2005) supone de nuevo la introducción de datos posiblemente erróneos. Finalmente, la aplicación de datos procedentes de estudios de laboratorio (Szanto et al., 2007) a estudios a escala industrial supondría una nueva fuente de error. Parece pues importante la realización de estudios de instalaciones de compostaje en nuestro país, con la finalidad de generar datos propios, que puedan ser aplicados a estudios a nivel nacional.

Los datos finalmente obtenidos pueden ser presentados en forma de factores de emisión, que representan la emisión de un determinado contaminante o un determinado consumo por unidad funcional estudiada. La unidad funcional puede ser representada por ejemplo por 1 tonelada de Fracción Orgánica de Residuos Municipales (FORM) procesada o 1 tonelada de compost generado, aunque también es necesario que la unidad funcional tenga en cuenta el rendimiento de la instalación.

El objetivo del presente estudio es el desarrollo y aplicación de una metodología destinada a realizar un inventario de cargas ambientales generadas en una planta de compostaje, con especial énfasis en las emisiones a la atmósfera. Una vez desarrollada la metodología, ésta se aplicará a la determinación de las cargas ambientales de dos plantas de compostaje, una de ellas de compostaje en túneles seguido de maduración en pilas aireadas y la otra de compostaje en pilas confinadas aireadas seguido de maduración en pilas estáticas. Posteriormente, se calcularan los factores de emisión de cada uno de los procesos.

2 Resultados

2.1 Desarrollo de la metodología

La metodología desarrollada para la determinación de las cargas ambientales en instalaciones de tratamiento de residuos se divide en cuatro etapas (i) recogida de datos sobre las características de la instalación y operativa (ii) determinación de las emisiones a la atmósfera (iii) muestreo de sólidos y efluentes líquidos (iv) análisis de laboratorio.

A lo largo del estudio se han realizado pruebas en distintas plantas de compostaje con la finalidad de obtener una metodología apta para ser aplicada a diferentes instalaciones y/o diferentes procesos de tratamiento. Al desarrollar la metodología se prestó especial interés en el estudio de las emisiones a la atmósfera. A continuación se exponen los pasos principales a seguir.

2.1.1. Recogida de datos

En este apartado se ha desarrollado una encuesta destinada a la obtención sistemática de datos de tipo socioeconómico y de operación de la instalación. Los datos referentes al proceso se estructuran en las distintas etapas del proceso: recepción, pretratamiento, descomposición, maduración, etc.

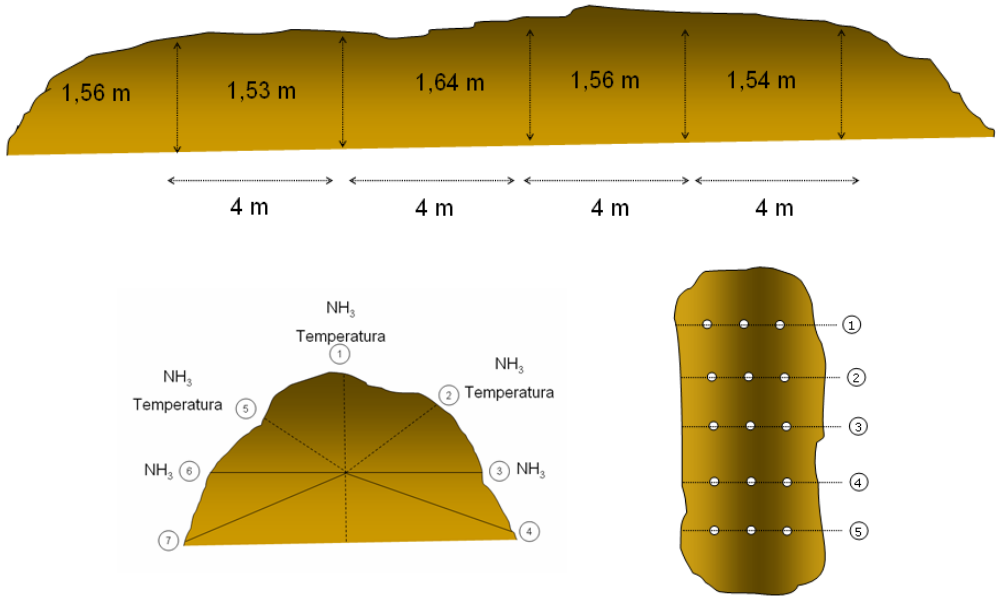
2.1.2. Determinación de las emisiones a la atmósfera

Según el tipo de instalación, las emisiones gaseosas pueden ser captadas mediante sistemas de extracción de aire y ser dirigidas a un sistema de tratamiento de gases, generalmente un biofiltro, o bien, emitirse desde la pila de residuo que se encuentra en proceso de descomposición o de maduración. La recepción y las operaciones de pre y post-tratamiento son otros puntos de emisiones a la atmósfera.

A continuación se describe, como ejemplo, la metodología desarrollada para la determinación de emisiones generadas en pilas. Para ello, se han seguido los pasos siguientes:

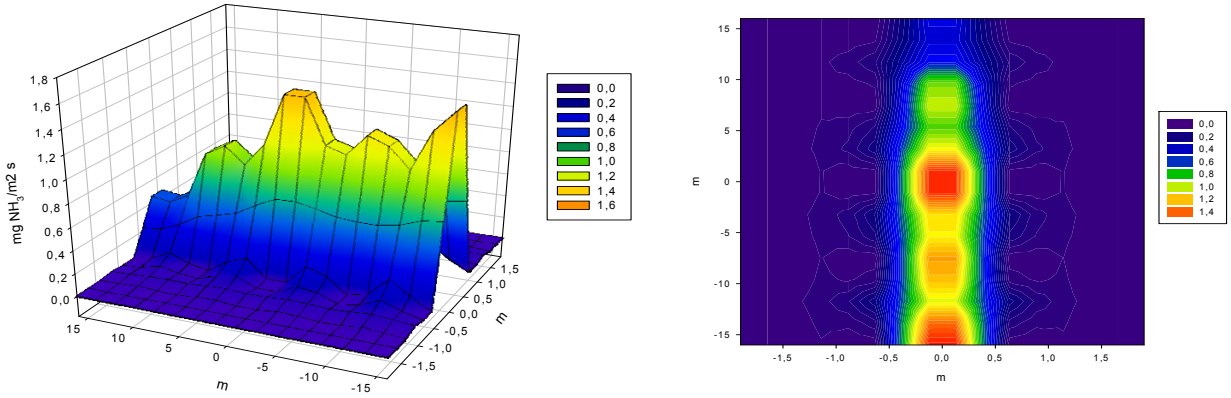
- Determinación de las dimensiones de la pila, largo, alto y contorno. Estas medidas permiten obtener una imagen tridimensional aproximada de la pila.
- Determinación de los puntos de muestreo, creando perfiles de muestreo a lo largo de la pila tal y como se muestra en la Figura 1.
- Determinación de la velocidad del aire en los distintos puntos de muestreo del contorno de la pila utilizando un anemómetro, así como de las concentraciones de gases. En el caso del presente estudio se han analizado NH_3 y COV. También puede medirse la temperatura en los distintos puntos de muestreo. A partir de las concentraciones y las velocidades de salida de aire de la pila pueden establecerse los valores de emisión en mg s^{-1} m^{-2} de cada contaminante.

Figura 1. Ejemplo de puntos de muestreo en una pila.



- Los valores obtenidos pueden representarse en gráficas 3D y posteriormente como curvas de nivel. La Figura 2 muestra las emisiones de amoniaco de una pila en proceso de maduración en estos dos formatos.
- A partir de la representación de curvas de nivel puede calcularse la emisión total de amoniaco y/o COV de la pila estudiada. Realizando dichas mediciones en distintas fases del proceso puede establecerse la cantidad total de contaminante emitido.

Figura 2. Representación del flujo de amoniaco en una pila de maduración



2.1.3. Muestreo de sólidos y efluentes líquidos

La obtención de los datos que conducirán al cálculo de las cargas ambientales y de los factores de emisión se realiza a lo largo de diferentes visitas a las instalaciones. Durante las visitas se toman muestras de sólidos (residuos, rechazo, compost, etc.) en distintos puntos del proceso, de forma que puede seguirse la evolución del tratamiento y su rendimiento a partir de la determinación del Índice Respirométrico, de la conservación del nitrógeno en el producto final, etc. El Índice Respirométrico se puede utilizar como parámetro de referencia en la evaluación de los impactos o cargas ambientales del tratamiento, asociando dichas cargas a la reducción de este Índice.

Tabla 1. Entradas y salidas de las instalaciones estudiadas. Planta 1: túnel + maduración en pilas aireadas. Planta 2: descomposición en pilas aireadas confinadas + maduración en pilas estáticas.

Parámetro			Planta 1	Planta 2
Entradas	Materias primas	t FORM año^{-1}	6082	90.81
		t estructurante año^{-1}	3041	50.23
	Recursos	kWh año^{-1}	577790	6160
		l Gasoil año^{-1}	21895.2	PC
		m^3 Agua en Biofiltro año^{-1}	430	N/A
		m^3 Agua proceso de compostaje año^{-1}	133.44	PC
		m^3 Agua Potable año^{-1}	96	PC
Salidas	Efluentes líquidos	m^3 lixiviados año^{-1}	No contab.	No contab.
	Emisiones a la atmósfera	$CO_{2\ de\ la\ energía}$ (kg año^{-1})	305073.12	3252.48
		NH_3 (kg año^{-1})	4008014.80	103.81
		COVs (kg año^{-1})	452731.92	144.05
	Producto	t Compost año^{-1}	566.6	PC
		t Compost t FORM^{-1}	0.09316	PC
	Rechazo	t Rechazo año^{-1}	1.08	PC

PC: Pendiente de cálculo
N/A: No aplica
No contab.: No contabilizados

2.2 Factores de emisión en una planta de compostaje

La metodología desarrollada se ha aplicado al estudio de dos plantas de compostaje de FORM con procesos distintos. La Planta 1 corresponde a una instalación de compostaje en la que se realiza la fase de descomposición en túneles y la de maduración en pilas aireadas. La zona de recepción y túneles dispone de un sistema de captación y tratamiento de las emisiones (lavador de gases+biofiltro), mientras que en la zona de maduración las emisiones no son tratadas. La Planta 2 corresponde a una instalación de compostaje en la que se realiza la fase de descomposición en pilas confinadas aireadas y la maduración en pilas estáticas. En esta planta no existe sistema alguno de tratamiento de las emisiones. Los datos recogidos han sido agrupados en la Tabla 1 en forma de entradas y salidas a cada uno de los procesos de compostaje. Todos los datos presentados corresponden a valores reales obtenidos a partir del estudio de cada una de las instalaciones.

De la Tabla 1 puede calcularse, por ejemplo, que en la Planta 1 se consumen 95 KWh por t FORM tratada, mientras que en el proceso utilizado en la Planta 2 se consumen 68.

Tabla 2. Factores de emisión calculados para las instalaciones estudiadas. Planta 1: túnel + maduración en pilas aireadas. Planta 2: descomposición en pilas aireadas confinadas + maduración en pilas estáticas.

Fuente de emisión	Factor de Emisión (kg t FORM^{-1})					
	Planta 1			*Planta 2*		
	NH_3	COV	CO_2 (energía)	NH_3	COV	CO_2 (energía)
Proceso	3.9	0.205	N/A	1.14	1.57	N/A
Electricidad	$1.86 \cdot 10^{-4}$	0.023	50.16	$1.33\ 10^{-4}$	0.016	35.79
Gasoil	$2.79 \cdot 10^{-6}$	0.641	102.60	PC	PC	PC
TOTAL	3.9	0.869	152.76			

En la Tabla 2 se presentan los distintos factores de emisión para cada una de las instalaciones estudiadas. En referencia a los factores de emisión correspondientes al proceso, puede observarse en la Tabla 2, que las emisiones de COV por t FORM procesada, son superiores en la Planta 2. Este hecho es debido a la presencia de un sistema de tratamiento de las emisiones en la Planta 1 que permite su reducción.

En cambio, el factor de emisión correspondiente al amoniaco es más bajo en la Planta 2. A este hecho hay que añadir que todo el amoniaco contabilizado en la Planta 1 es emitido durante el proceso de maduración (que se realiza sin tratamiento de las emisiones) ya que las emisiones de amoniaco en el biofiltro eran despreciables.

Agradecimientos

El presente estudio ha sido financiado por l'Agència de Residus de Catalunya. Erasmo Cadena y Joan Colón agradecen a la Universidad Autónoma de Tamaulipas y a la Universitat Autònoma de Barcelona respectivamente la concesión de una beca predoctoral.

Referencias

Emery, A., Davies, A., Griffiths, A., Williams, K. 2007. Environmental and economic modelling: A case study of municipal solid waste management scenarios in Wales. Resources, Conservation and Recycling, 49, 244-263.

Eriksson, O., Carlsson Reich, M., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, JO., Granath J, Baky A, Thyselius L. 2005. Municipal solid waste management from a systems perspective. Journal of Cleaner Production, 13, 241-252.

Fricke, K., Santen, H., Wallmann, R. 2005. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. Waste Management, 25, 799-810.

Szanto, G.L., Hamelers, H.V.M., Rulkens, W.H., Veeken, A.H.M. 2007. NH_3, N_2O and CH_4 emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. Bioresource Technology, 98, 2659-2670.

Beck-Friis, B., Pell, M., Sonesson, U., Jönsson, H., Kirchman, H. 2000. Formation and emissions of N_2O and CH_4 from compost heaps of organic household waste. Environmental Monitoring and Assesment, 62, 317-331.

Homas, W.J., Fischer, K. 1992. A composting plant as an odour source, compost as an odour killer. Acta Horticulturae, 302, 37-44.

Pagans, E., Font, X., Sánchez, A. 2007 Coupling composting and biofiltration for ammonia and volatile organic compound removal. Biosystems Engineering. 97(4), 491-500.

Estudio de la emisión de gases durante el compostaje de lodo de depuradora y residuo del arroz

Study of gas emission during composting of sewage sludge and rice straw

L. Roca-Pérez, S. Mormeneo y R. Boluda

Facultat de Farmàcia. Universitat de València. Av. Vicent Andrés i Estellés s/n. 46100 Burjassot (València).

E-mail: boluda@uv.es

Resumen

En este trabajo se estudiaron los cambios de diferentes parámetros físicos y químicos de las mezclas de lodo de depuradora (LD) y residuo del cultivo del arroz (paja de arroz, RA) durante el proceso de compostaje. Se llevó a cabo el compostaje de LD y RA con distintos valores de relación C/N en el interior de compostadores de 210 L de capacidad que permiten la aireación pasiva de la mezcla. Durante el proceso se midió la temperatura y se determinaron parámetros químicos así como la concentración de CO_2, SH_2, CH_4, O_2 y NH_3. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que las relaciones C/N bajas en mezclas de LD y RA incrementan las emisiones de gases de efecto invernadero (CO_2 y CH_4) así como de gases causantes de malos olores (SH_2 y NH_3) en contraposición a los valores obtenidos de algunos parámetros relacionados con la madurez y calidad del compost (disminución de la relación C/N, capacidad de intercambio catiónico). Por todo ello, se puede afirmar que con el fin de minimizar el impacto negativo que la emisión de estos gases provocan en el medio ambiente, es conveniente que las pilas de compostaje de LD y RA presenten relaciones C/N igual o superiores a 20, por lo que surge la disyuntiva de anteponer los intereses de producción frente a los medioambientales o viceversa.

Palabras clave
Temperatura, relación C/N, NH_3, CO_2, O_2, SH_2 y CH_4

Abstract

In this work, we studied the changes in different parameters of blend materials during the composting process of sewage sludge (LD) and rice straw (RA). Three LD and RA composting mixtures were done with varying relations of C/N values inside 210 L composting apparatus which is enable for passive aeration of the mixtures. Temperature, chemical parameters and concentration of CO_2, SH_2, CH_4, O_2 and NH_3 were determined during the composting process. The results obtained showed that the low C/N relations in the LD and RA mixtures led to increased greenhouse gas emissions (CO_2 and CH_4) and also the malodorous gases (SH_2 and NH_3) in contrast to the values obtained of some parameters related to compost maturity and quality (lowering of the C/N ratio, cationic exchange capacity). Therefore, it may be stated that it is convenient that the LD and RA initial blends present C/N relations that equal or exceed 20 in order to minimise the negative impact that the emission of these gases have on the environment. This implies the dilemma of putting production interests before those of the environment, or vice versa.

Key words
Temperature, C/N ratio, NH_3, CO_2, O_2, SH_2 and CH_4

1. Introducción

La problemática y el impacto ambiental planteados por los lodos de depuradora (LD) y el residuo del arroz (RA) en Valencia, así como sus características, se encuentran ampliamente reflejados en un estudio realizado por Iranzo et al. (2004). Por otro lado, conocer la emisión de gases productores de malos olores y de efecto invernadero durante el proceso de compostaje es un tema de gran interés ya que pueden representar otro problema medioambiental cuando se realiza a escala industrial (Kuroda et al., 1996; Elwell et al., 2004; Wilshusen et al., 2004). En este trabajo se presentan los resultados de ensayos a escala piloto dónde se estudió la evolución de la temperatura, parámetros químicos y la emisión de gases durante el proceso de compostaje de los lodos de depuradora (LD) y residuo del cultivo del arroz (paja de arroz, RA) con objeto de conocer la influencia del tipo de mezcla (relación C/N) sobre la calidad del producto final y sobre la emisión de gases de efecto invernadero y generadores de malos olores.

2. Material y Métodos

Se utilizaron compostadores BIOLAN de 210 litros de capacidad, que permiten la aireación pasiva de la mezcla a compostar mediante válvula ajustable y tubos de ventilación en su interior. Se siguió la evolución de temperatura con sensores conectados a un datalogger Campbell Scientific CR10X cuyos datos son visualizados mediante el software PC200W. El análisis de los gases emitidos durante el proceso de compostaje se realizó mediante un equipo SENSOCOMP que permite la medición de CO_2, O_2 y NH_3 durante el proceso de compostaje mediante un sensor de infrarrojos no dispersivo para CO_2, y electroquímico tanto para oxígeno como para amoniaco. A este equipo se le implementó un controlador de toma de gases de hasta 8 canales SENSOMAT, un detector catalítico para la determinación de CH_4 modelo SAT 420 y un detector de SH_2 con sensor electroquímico modelo SENSOTOX 3H. Los datos son visualizados mediante el software ProSENCOMP.

La muestra de gas generado durante el proceso de compostaje fue tomada mediante una sonda situada en el espacio dejado entre la masa a compostar y la tapa del compostador. En todos los experimentos que se describen a continuación se trituró todo el RA con una trituradora Viking GE 345 con el fin de llevar a cabo una mejor mezcla del RA con el LD.

Para la caracterización de los compost obtenidos se utilizaron los métodos oficiales de análisis, así como metodologías procedentes de otras fuentes consultadas y en todas las muestras los análisis se realizaron por duplicado. A partir de una muestra compuesta por 2-3 kg de mezcla de LD y RA se obtuvo una muestra simple de aproximadamente 1 kg en cada uno de los muestreos. Una fracción se reservó para determinar la humedad (secado 105 ºC) y otros parámetros como el pH (suspensión 1:5 P/V) y la conductividad eléctrica (suspensión 1:5 P/V). El resto de la muestra fue secada y triturada con el fin de que quedase lo más homogénea posible. El C, N y S total se determinó con un analizador elemental CE Instruments EA 1110 CNHS. El carbono orgánico oxidable (COO) y la materia orgánica total (MOT) se analizaron según los métodos descritos en el MAPA (1994). La capacidad de intercambio catiónico se determinó por el método de Harada e Inoko (1980).

Se realizaron tres experimentos de la siguiente manera:

- Experimento 1 **(Ex1),** se mezclaron 24 kg de LD, 10 kg de RA y 6 L de agua con una humedad inicial 68,0 %. La relación C/N total inicial fue de 16,7 mientras que Carbono Orgánico Oxidable (COO)/Nt fue de 13,3 %.
- Experimento 2 **(Ex2),** se mezclaron 17 kg de LD, 9,5 kg de RA y 2,5 L de agua con una humedad inicial 60,4 %. La relación C/N total inicial fue de 19,7 mientras que COO/Nt fue de 19,5.
- Experimento 3 **(Ex3),** se mezclaron 7 kg de LD, 16,7 kg de RA y 12 L de agua con una humedad inicial 62,5 %. La relación C/N total inicial fue 32,7 mientras que la relación COO/Nt fue de 29,2.

3. Resultados y discusión

La evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje en Ex1 y Ex2 mostró que se alcanzaron temperaturas superiores a los 55 ºC durante más de tres días en las distintas zonas del compostador, mientras que en Ex3 estas temperaturas sólo se alcanzaron dos días (Fig. 1A); por tanto, el compost obtenido, en Ex3 no cumple con los requisitos mínimos según USEPA (1994) aunque si cumple lo indicado por Flotats (2006). Así pues, en este tipo de residuos y para estos materiales, cuanto mayor es la relación C/N de la mezcla inicial las temperaturas alcanzadas son menores y el tiempo de duración de la fase termófila también se reduce. Este hecho está relacionado con la disponibilidad del N.

La humedad tendió a disminuir durante el proceso aunque muy lentamente en el caso del Ex1 (Tabla 1); además, en los tres experimentos, hubo un aumento del N y S así como de la conductividad eléctrica y la capacidad de intercambio catiónico durante el proceso, mientras que el resto de parámetros analizados tendieron a disminuir (Tabla 1 y 2).

Otro aspecto importante fue la reducción del volumen y del peso en los composts finales: 60% aproximadamente y entre el 45 y 50% respectivamente. Un dato muy importante a destacar es el rendimiento del proceso desde el punto de vista del material de rechazo, es decir, cantidad de fibras de RA que no fueron biodegradadas, éstas se cuantificaron pasando el compost maduro final de cada experimento por un tamiz de 25 mm; así, la cantidad de material que pasó por el tamiz fue del 100% en el caso de Ex1 y Ex2 mientras que en el Ex3 solamente pasó el 75 %; lo cual indica la desventaja de utilizar relaciones C/N altas para este tipo de residuos desde el punto de vista del rendimiento. Además el valor obtenido para la capacidad de intercambio catiónico alrededor de los 40 días del proceso, fue mucho menor para el compost del Ex3 que para Ex1 y Ex2 (Tabla 1) lo que sugiere peor calidad y menor madurez para el compost del Ex3.

Por otro lado, en la Fig. 1 también se muestran las emisiones de los gases analizados durante el proceso de compostaje en los tres experimentos. Las mayores emisiones de amoniaco (Fig. 1B) se produjeron durante el proceso en el Ex1 y a medida que aumentamos la relación C/N disminuyó la emisión de este gas (Ex3). En relación con estos resultados, Pagans et al. (2006) en varios experimentos de compostaje realizados con distintos materiales de partida, encon-

traron que existía una elevada relación entre la temperatura alcanzada durante el proceso de compostaje y la emisión de NH_3; nuestros resultados corroboran los obtenidos por estos autores ya que los experimentos 1 y 2 son los que presentan las temperaturas más elevadas y los que emitieron una mayor cantidad de NH_3.

Tabla 1. Evolución temporal de la humedad, materia orgánica total, pH y conductividad eléctrica durante el proceso de compostaje de LD y RA en tres mezclas con distinta relación C/N inicial.

Experimento	Días	Humedad (%)		MOT (%)*		pH 1:5		CE 1:5 (dS/m)		CIC (meq/100 g)**	
		Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD	Media	SD
Ex.1	0	68,0	0,90	75,9	0,8	8,13	0,09	3,34	0,05	73	10
	15	67,7	0,95	69,5	2,8	7,71	0,10	6,11	0,01	na	na
	41	66,6	0,65	60,8	0,8	7,98	0,07	6,05	0,42	114	18
	104	62,3	0,03	57,9	0,9	6,83	0,05	8,16	0,35	na	na
	154	64,3	0,85	56,2	0,5	6,88	0,06	6,38	0,19	na	na
Ex.2	0	60,4	0,60	79,3	1,3	7,82	0,01	4,88	0,03	56	8
	8	47,1	0,99	77,5	5,5	7,80	0,04	7,82	0,01	na	na
	15	39,5	0,34	71,1	2,3	7,83	0,01	8,28	0,02	na	na
	40	41,8	0,03	67,9	1,3	7,82	0,01	8,87	0,02	77	14
	103	52,1	1,73	65,8	2,8	7,47	0,01	8,21	0,01	na	na
	130	51,2	0,08	65,8	0,2	7,40	0,05	9,02	0,99	na	na
Ex.3	0	62.5	0,27	87,7	0,1	8,51	0,02	4,07	0,20	48	5
	7	58,4	0,96	83,5	0,2	8,41	0,05	3,42	0,07	na	na
	14	55,7	0,78	79,8	1,4	8,18	0,02	4,13	0,10	na	na
	21	55,5	1,11	79,7	0,5	8,20	0,06	3,59	0,09	na	na
	38	50,2	0,90	76,4	0,8	8,06	0,06	3,78	0,08	55	7

*: resultados expresados sobre materia seca
**: resultados expresados sobre materia seca libre de cenizas
SD: desviación estándar
MOT: materia orgánica total
CE: conductividad eléctrica
CIC: capacidad de intercambio catiónico
na: no analizado

Hay que destacar que en Ex1 y Ex2 después del volteo se incrementó la emisión de NH3. Este hecho también fue observado por Kuroda et al. (1996) en un proceso de compostaje con purines.En la Fig. 1C se muestra la variación de la concentración de CO_2. En general se observó un incremento de las emisiones de CO_2 durante la fase térmofila que tendió a disminuir en la fase mesófila de maduración. También es interesante destacar que las emisiones de este gas tienden a incrementarse tras el volteo lo que indica la importancia de voltear para favorecer el proceso. En la Fig. 1D se puede observar la evolución de la concentración de O_2. En los tres experimentos la concentración de O_2 mostró una tendencia contrapuesta a la del CO_2 hasta llegar a valores cercanos o iguales a los encontrados en la atmósfera. Destaca que en el Ex3 el porcentaje de oxígeno es mayor en general; este hecho está relacionado con los resultados obtenidos por Iranzo et al. (2004) en un estudio en el que se observó que relaciones C/N altas de mezclas de LD y RA consumían menos oxígeno que las relaciones bajas; además, también puede influir el hecho de que la mayor cantidad de fibra provoque más capacidad de aireación de la masa. La evolución de la concentración de SH2 durante el compostaje de LD y RA en los tres experimentos realizados (Fig. 1E) mostró que las concentraciones máximas se alcanzaron durante los dos primeros días de compostaje, siendo éstas menores que las obtenidas por Kuroda et al. (1996). Este gas sigue un patrón de comportamiento semejante al observado para CO_2 y NH_3 al igual que ocurre en el caso del CH_4 (Fig. 1F), siendo

destacable la elevada emisión durante las primeras 24 horas en el Ex1 y Ex2; en este sentido, Kuroda et al. (1996) obtuvieron una concentración muy elevada durante el primer día de compostaje. Este hecho, según estos autores, podría estar relacionado con la disminución de la concentración de oxígeno durante las primeras 24 horas debido a la elevada actividad biológica que da lugar a cierta anaerobiosis en la mezcla a compostar.

Tabla 2. Evolución temporal de N, C, y S totales, C/N y Carbono orgánico oxidable (COO) durante el proceso de compostaje de LD y RA en tres mezclas con distinta relación C/N inicial.

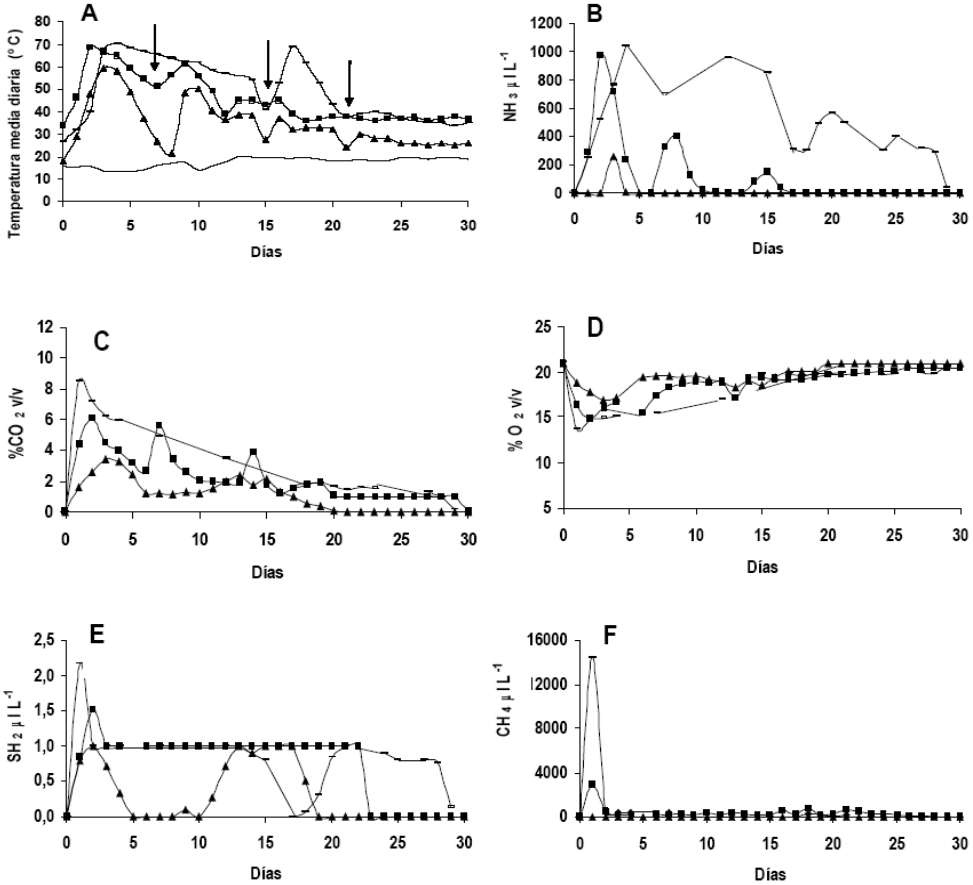
	Días	Nt (%)*		Ct (%)*		St (%)*		Ct/Nt	COO (%)*		COO/Nt
		Media	SD	Media	SD	Media	SD		Media	SD	
Ex.1	0	2,14	0,06	35,70	1,85	0,64	0,01	16,7	28,40	0,98	13,3
	15	2,57	0,05	30,88	0,98	0,96	0,02	12,0	31,26	1,14	12,2
	41	2,69	0,06	32,94	1,30	0,69	0,01	12,2	26,14	0,85	9,7
	104	3,00	0,10	27,57	1,82	1,38	0,03	9,2	19,56	1,20	6,5
	154	2,99	0,09	26,80	1,52	1,26	0,02	9,0	15,41	0,78	5,2
Ex.2	0	1,84	0,04	36,26	1,56	0,38	0,00	19,7	35,78	1,55	19,5
	8	1,91	0,06	35,71	2,18	0,53	0,01	18,7	34,55	1,32	18,1
	15	2,32	0,10	34,17	1,89	0,72	0,01	14,7	33,78	1,76	14,6
	40	2,73	0,13	29,46	1,23	1,06	0,03	10,8	27,67	0,93	10,1
	103	2,88	0,18	29,59	1,14	0,94	0,02	10,3	26,65	0,84	9,3
	130	2,91	0,17	28,89	1,18	1,14	0,03	9,9	26,01	0,76	8,9
Ex.3	0	1,30	0,09	39,20	2,17	0,20	0,00	32,7	37,91	1,25	29,2
	7	1,29	0,07	39,04	2,06	0,30	0,00	30,5	37,50	1,08	29,1
	14	1,48	0,09	37,72	2,25	0,26	0,00	25,6	36,04	1,05	24,4
	21	1,57	0,08	37,80	2,54	0,17	0,00	24,0	35,95	0,97	22,8
	38	1,90	0,07	36,81	2,7	0,36	0,00	19,4	33,71	0,99	17,7

*: resultados expresados sobre materia seca

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio ponen de relieve que las relaciones C/N bajas en mezclas de LD y RA incrementan las emisiones de gases de efecto invernadero (CO2 y CH4) así como de gases causantes de malos olores (SH2 y NH3); sin embargo, alcanzan temperaturas suficientemente elevadas para higienizar el producto y obtener un mejor rendimiento. Por lo anterior, podemos decir que con el fin de minimizar el impacto negativo que la emisión de estos gases provocan en el medio ambiente es conveniente que las pilas de compostaje de LD y RA presenten relaciones C/N iguales o superiores a 20 para que se alcancen temperaturas lo suficientemente altas para higienizar el producto. No obstante, hay que ser conscientes de que el rendimiento en la producción de compost será menor con lo que surge la disyuntiva de anteponer los intereses de producción frente a los medioambientales o viceversa. Las futuras líneas de investigación deben estar encaminadas al estudio de posibles aditivos en las mezclas iniciales de materiales a compostar con el fin de disminuir las emisiones de estos gases y mejorar la calidad del producto final.

Fig. 1. Evolución de la temperatura y emisión de gases durante el proceso de compostaje de lodo de depuradora (LD) y residuo del arroz (RA). Mezcla inicial de LD y RA con una relación C/N: ▬ Ex1 (13,3), ■ Ex2 (19,5) y ▲ Ex3 (29,2). (A) Temperatura (- ambiente, ↓ volteos), (B) NH_3, (C) CO_2, (D) O_2, (E) SH_2 y (F) CH_4.



Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado con la ayuda obtenida del Ministerio de Medio Ambiente (Proyecto MMA 651/2006/2-4.3).

Referencias

Elwell, D. L., Borger, D. C., Blaho, D. W., Fahrni, J. K., Keener, H. M. y Willett, L. B. 2004. Changes in concentration of malodorous compounds during controlled aeration composting. Compost Sci. Uti. 12, 102-107.

Flotats, X. 2006. Estrategias de tratamiento según las características de la materia prima y del producto. 29-53. En: Aspectos normativos, tecnológicos y medioambientales del compostaje. Moral, R., Boluda, R., Abad, M. Mormeneo, S. Eds. Red Española de Compostaje. Elx.

Harada, Y., Inoko, A. 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for estimation of degree of maturity. Soil Sci. Plant Nutr. 26, 127-134.

Iranzo, M., Cañizares, J.V., Roca-Perez, L., Sainz-Pardo, I., Mormeneo, S., Boluda, R., 2004. Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain). Biores. Technol. 95, 107-112.

Kuroda, K., Osada, T., Yonaga, M., Kanematu, A., Nitta, T., Mouri, S., Kojima T. 1996. Emissions of malodorous compounds and greenhouse gases from composting swine feces. Biores. Technol. 56, 265-271.

MAPA. 1994. Métodos oficiales de análisis. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Pagans, E., Barrena, R., Font, X., Sanchez, A. 2006. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. Chemosphere 62, 1534-1542.

USEPA, 1994. United States Environmental Protection Agency. A Plain English Guide to the EPA part 503 Biosolids Rule. EPA/832/R-93/003. Washington, DC.

Wilshusen, J. H., Hetdiaratehi, J. P. A., De Visscher, A. y Saint-Fort, R. 2004. Metane oxidation and formation of EPS in compost: effect of oxygen concentration. Environ. Pollut. 129, 305-314.

Modelización del proceso de compostaje: integración de los procesos físicos y biológicos

Modeling the composting process: coupling physical and biological processes

J.Illa[1] y F. Solé-Mauri[2]

[1] Universitat de Lleida, Dep. Informàtica i Enginyeria Industrial, C/ Jaume II, 69, 25001 Lleida

[2] Universitat de Lleida, Dep. Medi Ambient i Ciències del Sòl, Avda Rovira Roure, 191, 25198 Lleida,

E-mail: francina@macs.udl.cat

Resumen

El compostaje se ha convertido en el principal método de reciclaje de la fracción orgánica de residuos municipales para aplicación en agricultura. En el proceso intervienen múltiples y complejos fenómenos físicos, químicos, bioquímicos y biológicos que están interrelacionados. Para comprender la importancia de cada uno de ellos en la fase activa del compostaje debe recurrirse a la modelización matemática. En el tratamiento de aguas residuales, ya sea mediante fangos activados o por digestión anaeróbica se han conseguido ya modelos generales de amplia aceptación en los que pueden introducirse nuevas aportaciones con base experimental contrastada. En compostaje se han publicado varios modelos y son frecuentes las aportaciones de experimentos específicos. Sin embargo, a nuestro entender, falta una sistematización del análisis del proceso en la que puedan incorporarse estas visiones parciales.

En este trabajo se presentan algunos de los aspectos desarrollados para extender el uso de modelos elaborados con anterioridad al espacio unidimensional así como algunos resultados de simulaciones realizadas.

Palabras clave:
Compostaje, modelo 1D, flujo gaseoso, transmisión de calor, permeabilidad, cconductividad térmica

Abstract

Composting appears as the main method for recycling the organic fraction of municipal solid waste into agriculture. Multiple and complex physical, chemical, biochemical and biological mechanisms interact in the composting process. In order to understand its relative importance during the active phase it is necessary to apply mathematical models. In wastewater treatment both, with activated sludge or anaerobic digestion systems, general accepted models in which new knowledge obtained from fear experimental data can be introduced, are in common use. In composting some models have been published and there are many reports on specific experiments, however, to the best of our knowledge, there is a lack of a systematic approach in which new and partial knowledge could be incorporated. In the present work we present some of the developed key aspects in order to extend the use of previous developed models into the one dimensional space and some results of simulations.

Keywords
Composting, 1D model, gaseous flow, heat transfer, permeability, thermal conductivity.

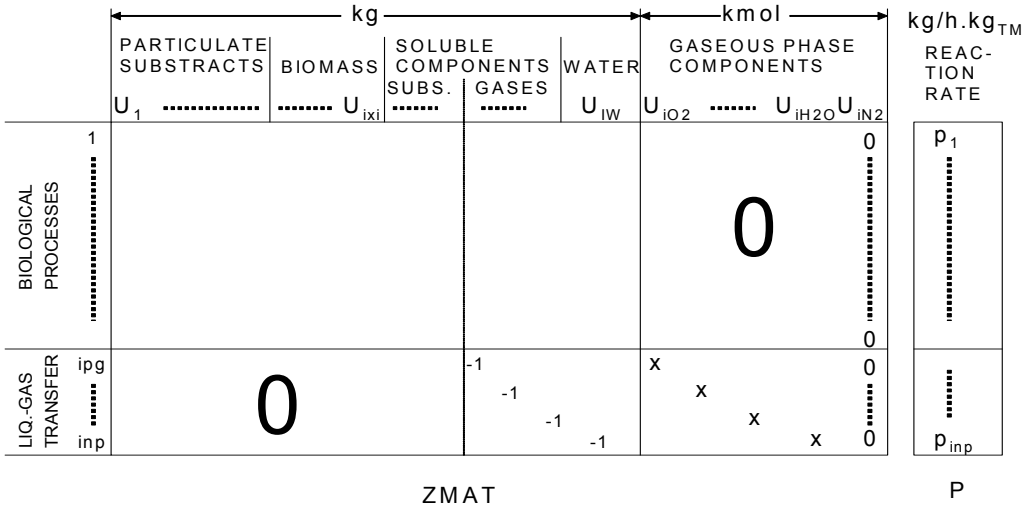
1. Procesos biológicos: representación general

En general se designan por procesos químico-biológicos el conjunto de transformaciones de unos componentes en otros dentro de las fases sólida y líquida. Entre ellos están la hidrólisis de los sustratos particulados, el crecimiento y muerte de los microorganismos, la descomposición de la biomasa muerta y el conjunto de equilibrios químicos en fase líquida. Por procesos físicos se entienden los de transferencia de masa y energía entre las fases, la transferencia de energía a través las paredes del sistema y al flujo másico de gas a través del sistema.

La transferencia de masa entre los componentes del sistema provocada por los procesos químico-biológicos y físicos se describe mediante la matriz de Petersen (ZMAT) cuya estructura se detalla en la fig.1. Diversos modelos publicados (Kaiser, 1996; Stombough-Nokes, 1996, Solé-Mauri et al., 2007, Liang et al. 2004) pueden representarse con esta estructura común. Cada columna representa una variable de estado másica, las primeras corresponden a los sustratos particulados, seguidas de los componentes de la biomasa, componentes solubles y agua. Las últimas columnas corresponden a los com-

ponentes de la fase gaseosa. En las primeras filas se colocan todos los procesos bioquímicos y biológicos, dejando las últimas para la transferencia líquido-gas. De esta forma siempre habrá dos submatrices de ceros: la correspondiente a la intersección de las filas de procesos biológicos con las columnas de componentes de la fase gaseosa y, la formada por la intersección de las filas de procesos de transferencia líquido-gas con las columnas de los componentes no volátiles. Hay también dos submatrices diagonales y una útima columna de ceros correspondiente al nitrógeno gas que se admite no interviene en ninguna reacción.

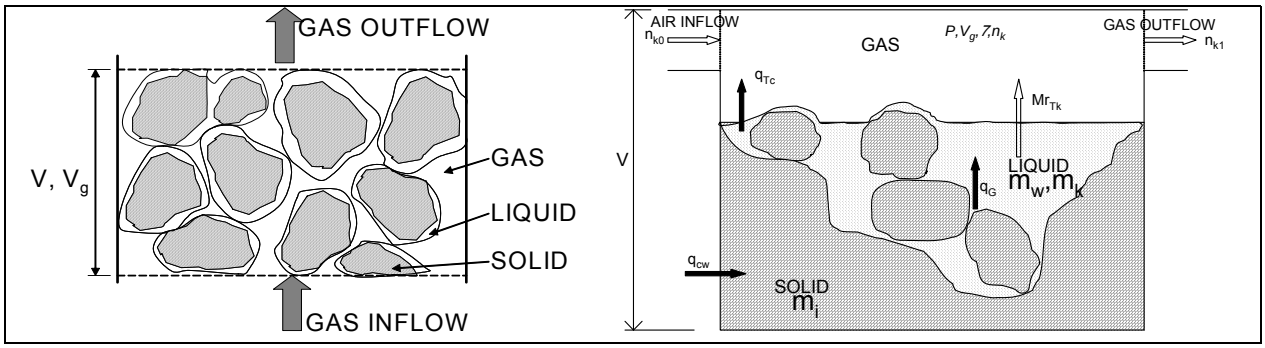
Figura 1. Estructura que toma la matriz de coeficientes estequiométricos (ZMAT) y el vector de velocidades de reacción (P) utilizados en la modelización del proceso de compostaje.



2. Procesos físicos: descripción general

La dificultad en la modelización del compostaje es en gran parte originada por la complejidad de la estructura física del material. En él coexisten las fases sólida, líquida y gaseosa a la vez que está sometido a gradientes de presión y temperatura. En una primera aproximación se considera el material en compostaje como una matriz porosa formada por partículas sólidas de material orgánico, en la superficie de las cuales hay una película de agua (fase líquida) que contiene en solución a los componentes solubles y dónde se producen todas las reacciones químico-biológicas.

Fig. 2. Estructura básica de un VC con los flujos de materia y energía considerados.



Los componentes de las fases sólida y líquida tienen una masa mi en el volumen de control (VC), se consideran inmovilizados, y se admite que están distribuidos uniformemente en forma de partículas lo suficiente pequeñas cómo para poder despreciar cualquier gradiente en su interior, ya sea de concentración o de temperatura.

El resto del volumen Vg=εaV se mantiene constante y está ocupado por la fase gaseosa que se comporta como un CSTR con un flujo de entrada y otro de

salida y es una mezcla de O_2, CO_2 , NH_3, H_2O y N_2 a la presión total P. Se admite que la fase gaseosa y la sólido-líquida son isotermas a las respectivas temperaturas ϑ y T, siendo esta diferencia la que permite explicar el calentamiento del corriente de aire insuflado.

Entre la fase líquida y la gaseosa se considera además la transferencia de materia correspondiente a los gases solubles O_2, CO_2 y NH_3 y a la evaporación de agua. En general habrá un flujo de oxígeno del gas hacia el líquido, dónde es consumido por la respiración de los microorganismos, y un paso del CO_2 y NH_3 producidos hacia la fase gaseosa. La velocidad de transferencia másica líquido-gas Mr_{Tk} se considera proporcional a la diferencia entre la presión parcial que tendría el gas k en la fase gaseosa si estuviera en equilibrio con la solución acuosa a la temperatura T conteniendo la fracción molar Xk de gas disuelto y la presión parcial del gas en la fase gaseosa Pk,

$$Mr_{Tk} = k_{Lk}(He(T)f_k X_k - P_k) \qquad (1)$$

Todos los términos del segundo miembro de (1), excepto kLk que se considera un parámetro del modelo, dependen de las variables de estado.

En la fase líquida se consideran los equilibrios iónicos responsables de que sólo una fracción fk del componente disuelto sea volatilizable y la generación de calor por reacción biológica qG. A través de las paredes del sistema puede haber un flujo de calor conductivo qcw originado por la diferencia de temperaturas entre el ambiente y la fase sólido-líquida (fig.2). Bajo estos supuestos las variables que definen el estado del sistema en un VC son:

mi[kg] Masa de cada uno de los componentes sólidos del sistema

mkkg] Masa de cada uno de los componentes en solución

mw[kg] Masa de agua del sistema

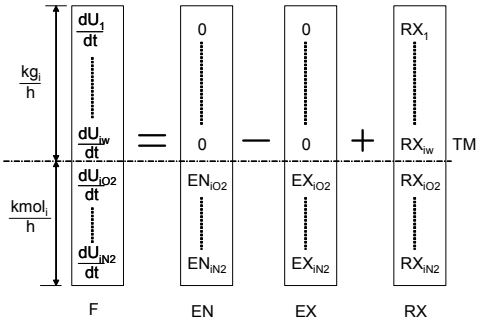
nk[kmol] Masa molar de cada uno de los componentes gaseosos que ocupan el volumen Vg

ϑ[K] Temperatura de la fase gaseosa

T[K] Temperatura de la fase sólido-líquido

2.1 Proceso de compostaje de mezcla completa

Es bien conocido que en una pila de compostaje estático aparecen gradientes de temperatura, presión y concentración, tanto en la fase sólido-líquido como en la gaseosa. En la primera aplicación del modelo desarrollado (Solé-Mauri et al., 2007) no se consideraron gradientes y se realizaron los experimentos en un reactor de mezcla continua que permitía la homogeneización de toda la masa. Un esquema de los flujos de masa y energía de este modelo se representa en la fig. 2. En él se insufla un caudal constante de aire en las condiciones del ambiente y el caudal másico de salida está determinado por el hecho de mantenerse constante la presión en el reactor.



(2)

Las ecuaciones de conservación de masa para cada una de los componentes correspondientes a las variables de estado pueden representarse en la forma vectorial de la ecuación (2), siendo:

F: Vector que contiene les derivadas temporales de las variables de estado másicas.

EN, EX: Vectores de flujos molares de entrada y de salida de los componentes de la fase gaseosa. Todos los demás componentes son nulos.

RX: Vector de los términos de reacción. Se obtiene del producto matricial RX=ZMAT'*P*TM,

donde P es el vector de las velocidades de reacción de cada proceso referidas a la unidad de masa total del sistema (TM), (fig.1). Los índices inferiores a ipg corresponden a reacciones quimico-biológicas, y los de ipg hasta inp corresponden a velocidades de transferencia líquido-gas.

El balance de energía para la fase sólido-líquido y para la fase gaseosa proporciona las expresiones para la derivada temporal de de las temperaturas ϑ y T en función de las variables de estado del sistema y de sus derivadas temporales. Éstas tienen la siguiente forma, siendo los flujos de masa y de calor los representados en la fig. 2.

$$\frac{d\vartheta}{dt} = f(q_{Tc}, Mr_{Tk}, \dot{n}_{k0}, n_k, \frac{dn_k}{dt}, \vartheta_0, \vartheta, T) \qquad (3)$$

$$\frac{dT}{dt} = f(q_{Tc}, q_{cw}, q_G, Mr_{Tk}, m_i, \frac{dm_i}{dt}, \vartheta, T) \qquad (4)$$

El conjunto de nv ecuaciones diferenciales ordinarias (2), (3) y (4) define la evolución del sistema.

2.2 Proceso de compostaje 1D

Se considera un reactor de compostaje cilíndrico vertical de altura L y sección S en el que se insufla el aire por el plenum inferior y, atravesando el material en flujo vertical ascendente, sale enrarecido por el plenum superior (fig.3). La pared lateral del reactor es impermeable y está recubierta de un material aislante con un coeficiente global de transmisión del calor UL. En estas condiciones se admite que el sistema sólo presenta variabilidad en la dirección vertical OZ.

Para el estudio del sistema se subdivide la columna de material poroso en N volúmenes de control (VC) como se indica en la fig.3.

Figura 3. Esquema de la discretización en VC de un reactor vertical de compostaje.

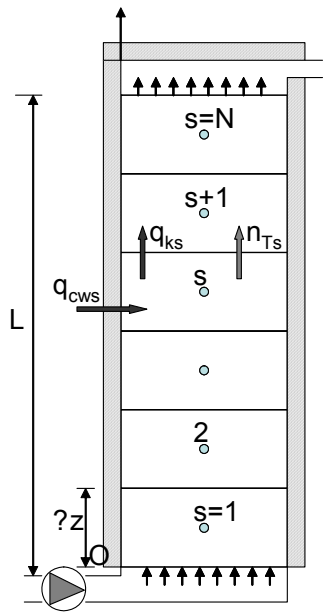
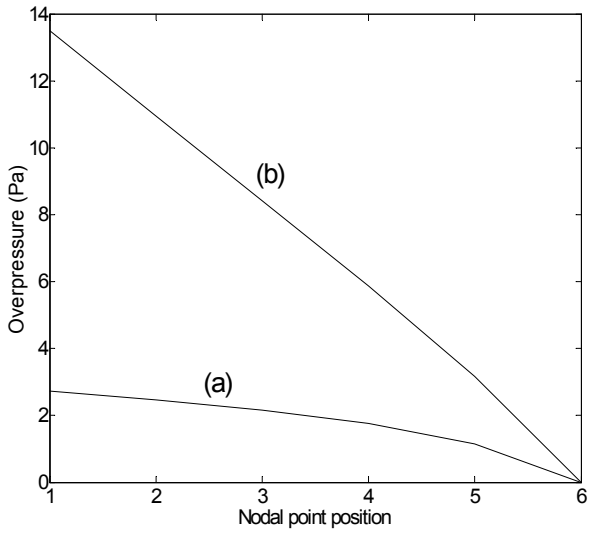


Figura 4. Simulación de la distribución de sobrepresión en el interior del reactor de la fig. 3 (a) Sobrepresión debida a las pérdidas de carga, (b) Sobrepresión total.



Cada uno de estos VC es tratado, con algunos matices, como un reactor de compostaje en mezcla completa según se ha descrito. Siendo nv el número de variables de estado necesarias para describir el estado en un VC (dependiendo de las variables del modelo biológico utilizado) el sistema 1D estará definido por N*nv variables de estado.

El flujo gaseoso está originado por el gradiente de presiones en la dirección OZ en la fase gaseosa y, en régimen laminar está cuantificado por la ley de Darcy. El flujo molar total n_{Ts} $\dot{n}_{Ts}$ en la frontera entre dos VC consecutivos s y s+1 viene dado por,

$$\dot{n}_{Ts} = \bar{\rho} S \left(\frac{\bar{K}}{\mu}\right) \frac{P_s - P_{s+1}}{\Delta z} \qquad (5)$$

siendo $\bar{\rho}$ la densidad media molar del gas, Ps y Ps+1 las presiones totales en cada VC que a su vez son función de las variables de estado en los respectivos VC, y

$$\left(\frac{\bar{K}}{\mu}\right) = \frac{2\kappa_s \kappa_{s+1}}{\mu_s \kappa_{s+1} + \mu_{s+1} \kappa_s} \qquad (6)$$

es la media harmónica del cociente entre la permeabilidad del medio (κ) y la viscosidad dinámica del gas (μ) a la temperatura correspondiente.

En cada VC se considera el flujo calorífico transmitido a través de la pared lateral del reactor (qcws) debido a la diferencia de temperatura con el exterior (Tamb) dado por,

$$q_{cws} = U_L A_s (T_{amb} - T_s) \qquad (7)$$

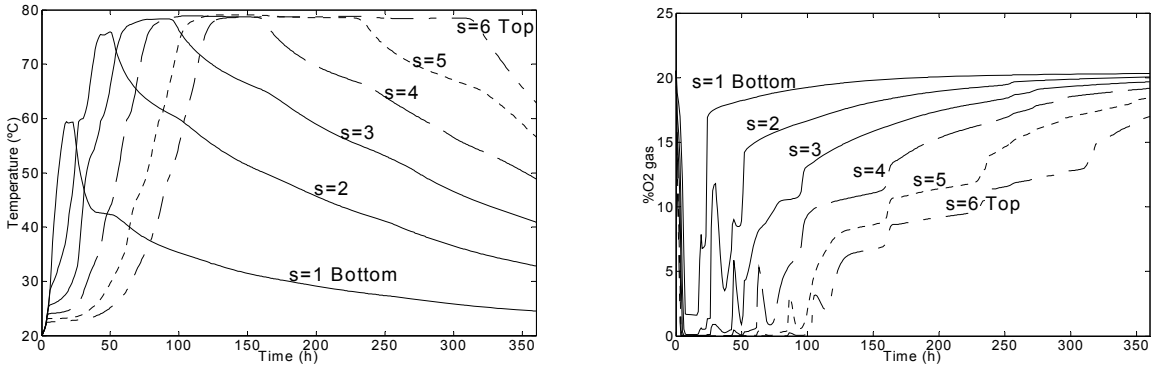
y el flujo conductivo (qks) que atraviesa la frontera entre dos VC consecutivos cuantificado por la ley de Fourier,

$$q_{ks} = \bar{k} S (T_s - T_{s+1}) \qquad (8)$$

en donde $\bar{k}$ es la conductividad térmica media harmónica entre los valores correspondientes a cada lado de la frontera.

Para cada VC se obtiene el conjunto de ecuaciones de balance de masa representado por las ecuaciones (2) al sustituir los flujos molares gaseosos de entrada y salida por los calculados mediante la ecuación (5) en la frontera correspondiente. Las dos ecuaciones de balance de energía se obtienen al sustituir adecuadamente los flujos caloríficos dados por (7) y (8) en las ecuaciones (3) y (4). De ambos resulta un sistema de N*nv ecuaciones diferenciales ordinarias cuya solución puede aproximarse numéricamente una vez conocidas las condiciones iniciales y un valor para cada parámetro del sistema.

Fig. 5. Perfiles de temperatura y concentración de oxígeno obtenidos mediante simulación para un reactor vertical de *L=1 m* de altura con una discretización en *N=6* volúmenes de control numerados según la fig.3.



3. Resultados y discusión

Los detalles de las experiencias realizadas, así cómo la descripción completa del modelo de compostaje de mezcla completa con valores de los parámetros utilizados han sido ya publicados (Solé-Mauri, F. et al., 2007).

Algunos de los resultados de simulación con el modelo 1D se reflejan en las figuras 4 y 5. La distribución de presiones en la columna es clave en la medida en que éstas, junto con la permeabilidad del medio y la viscosidad del gas, predeterminan el flujo gaseoso ascendente. En la fig. 4 se representan por separado la sobrepresión total respecto a la sección de salida de la columna y la sobrepresión debido a las pérdidas de carga, siendo la diferencia la sobrepresión hidroestática. Estos valores son del mismo orden de magnitud que los medidos en experimentos realizados en laboratorio.

Las evoluciones de temperatura de la fig. 5 son el resultado de una simulación en la que se consideraron uniformes la permeabilidad y conductividad térmica del material en compostaje. Son cualitativamente coincidentes con datos experimentales en los que también se observa el progresivo desplazamiento ascendente del núcleo caliente del reactor. No se disponen a fecha actual de datos experimentales de perfiles de concentraciones de oxígeno. Los abruptos picos que aparecen (fig.5) son originados por las formas de las funciones de ralentización de la actividad microbiana frente a la temperatura o frente a la carencia de sustratos. El modelo es sensible a los valores de los parámetros que intervienen en ellas.

4. Conclusiones

El modelo desarrollado se presenta como una herramienta eficaz para la integración de los fenómenos físicos y químico-biológicos interactuantes en el compostaje, pudiéndose utilizar como estructura básica a la que acoplar modelos desarrollados por distintos autores y comparar su capacidad de ajustarse a datos experimentales. El modelo está diseñado para incorporar: (a) Los fenómenos de tiraje o convección natural que aparecen en los reactores verticales con flujo asecendente de aire. (b) La compactación o deformación gradual que sufre el material, pudiéndose introducir bién de forma simple considerándolo sólo una función del tiempo, o bién a partir de relaciones basadas en la composición del material. (c) Las relaciones empíricas entre propiedades de transporte, principalmente permeabilidad y conductividad térmica del medio poroso, con esfuerzo a compresión y contenido en humedad. (d) Las condensaciones, que según modo de operación, aparecen en el plenum superior. (e) Un mecanismo de regulación y control del funcionamiento en base a variables del sistema.

Actualmente se está trabajando en el desarrollo y obtención de datos experimentales de estos aspectos.

Referencias

Kaiser, J., 1996. Modelling composting as a microbial ecosystem: a simulation approach. Ecological Modelling, 91, 25-37.

Stombaug, D.P.; Nokes, S.E. , 1996 Development of a biologically based aerobic composting simulation model. Transactions of the ASAE, Vol. 39 (1), 239-250.

Solé-Mauri, F., Illa, J., Flotats, X. 2003. Mathematical modelling of the composting process. In: Proceedings of WasteTech2003: 3rd International Congress on Waste Management. 3-6 June. Moscow.

Liang, Y.; Leonard, J.J.; Feddes, J.J.; McGill, W.B., 2004. Asimulation model of ammonia volatization in composting. Transactions of the ASAE, Vol. 47(5), 1667-1680.

Solé-Mauri, F., Illa, J., Flotats, X. 2005. *A new structured mathematical model for the composting process.* In: M.P. Bernal, et. Al. (ed.). Sustainable organic waste management for environmental protection and food safety. Murcia 6-9 Octubre 2004. p. 211-214

Solé-Mauri, F., 2006. Mathematical Modelling of the Composting Process. Ph.D. University of Lleida.

Magrí, Albert; Flotats, Xavier; Solé, Francina; Illa, Josep; 2006. Estudio de procesos biológicos de tratamiento de residuos basado en la modelización. Residuos 90, 24-32.

Solé, F.; Illa, J.; Flotats, X. 2006. *A new structured model of the composting process.*

In: Proceedings of the International Conference ORBIT 2006. Biological Waste Management, from Local to Global. Part I: Composting-Technical Solutions, Processing, Modelling and Analitical Methods, Odour Emission. Weimar(Germany) 13-15 september 2006. p. 213-221.

Solé-Mauri, Francina; Illa, Josep; Magrí, Albert; Prenafeta-Boldú, Francesc X.; Flotats, Xavier. 2007. An integrated biochemical and physical model for the composting proces. Bioresource Technology 98, 3278-3293.

Compostaje de residuos de cultivo bajo invernadero
Composting of wastes from crops under greenhouses

C. Pérez Losada[1], R. Plana[2], M. Liria[3]

1.- Ros Roca IMA S.L. y Ros Roca Indox CryoEnergy S.L.
2.- Consultor en Tratamientos Biológicos de Residuos.
3.- VISOGSA-Diputación de Granada.

E-mail: losada@rosroca.com Tel.:+34 619742104

Resumen

Los residuos biodegradables procedentes de los cultivos intensivos bajo invernadero, además de por su cantidad en ciertas zonas geográficas, aparecen en forma de mezcla de matas y rafias que dificulta enormemente su tratamiento. Se ha estudiado la posibilidad de tratamiento y separación de las mismas por combinación de un ataque bioquímico seguido de otro mecánico, con excelentes resultados.

Palabras clave
Invernadero, rafia, destrio, túnel compostaje, hidrólisis, criba, golpeo.

Abstract

Biodegradable wastes from intensive crops under greenhouses, furthermore by his quantity in any geographical areas, appear in form of blend between blades and plastic thread which makes very difficult his treatment. Was studied the possibilities to treat and separate plastic thread by combination of biochemical attack before mechanical attack with very good results.

Key words
Greenhouse, In-vessel composting, hydrolysis, sieve, thumping.

1. Introducción

El cultivo intensivo bajo invernadero de todo tipo de productos hortícolas constituye uno de los sectores más activos a lo largo de todo el sureste español. Sirva como ejemplo decir que en 200, tan solo la zona de El Egido (Almería) produjo cerca del 17% de todo el comercio de invierno del mercado norteeuropeo de estos productos (ver en Fig-1 imagen de satélite de la zona).

Los residuos generados por estas industrias son básicamente de dos tipos: residuos plásticos (cubiertas, almohadillados, elementos de riego, etc.) y residuos biodegradables (restos de matas y de frutos), siendo sobre el tratamiento de estos segundos en lo que se centra el presente trabajo.

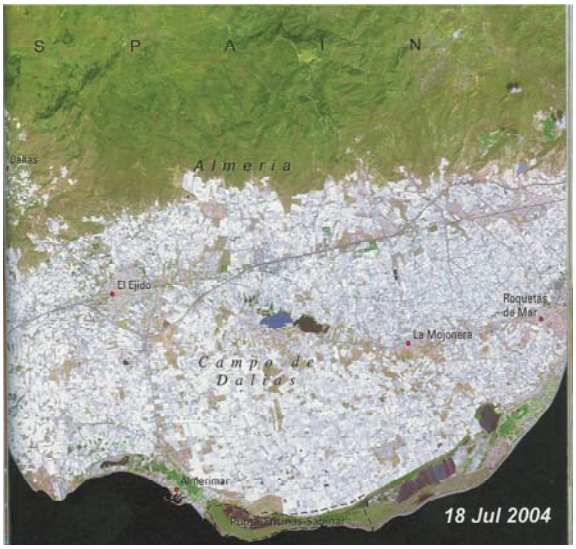


Figura 1

2. Encuadre del problema

No presentaría dificultad alguna el tratamiento (por compostaje) de estos residuos biodegradables, si no fuese por la íntima mezcla con rafias plásticas con la que aparecen las matas. Dicha presencia se debe a que en el moderno modo de cultivo de las plantas trepadoras (pimientos, tomates, habas, judías, guisantes, pepino, etc.) las tradicionales cañas han sido sustituidas por rafias plásticas (PEad), que, atadas a suelo y techo del invernadero, constituyen el soporte para el crecimiento de estas plantas. Tras la cosecha del fruto, las rafias, con las matas entrelazadas, son cortadas y lanzadas conjuntamente como residuo. Este hecho hace inviable cualquier método convencional de compostaje de dichos residuos.

Si tomamos en consideración que, precisamente las trepadoras, son las mayoritarias en estos cultivos, la dimensión del problema es importante.

3. Abordaje del problema

1ª fase: Pruebas con Planta Piloto Móvil (PPM) de Compostaje

Tras fracasos de todos los intentos previos con trituradoras, volteadoras, etc. y cualquier otra maquinaria propia del compostaje dinámico, se diseñó una prueba estática cuya intención respondía a dos hipótesis:

- 1ª.- Que una hidrólisis aerobia intensa (en reactor cerrado) afectaría seriamente a las características mecánicas de las matas (resistencia, tenacidad, etc.), dejando sin embargo intactas las de las rafias plásticas.
- 2ª Que un posterior cribado en sistema que aporte una enérgica acción mecánica sobre el material, rompería las matas semi-descompuestas, pasando estas a través de la malla, en tanto que las rafias saldrían prácticamente limpias como rechazo.

Entre el 9/Octubre/2002 y el 7/Noviembre/2002 se realizaron pruebas "in situ" con residuo real en nuestra PPM. Dichas pruebas fueron contratadas por encargo de la empresa pública EGMASA de la Junta de Andalucía y realizadas en las instalaciones de LIMDECO en Motril (Granada). Se trabajó sobre un total de 5.564 Kg. (12,3 m^3), mayoritariamente de matas de pimiento, con una apreciable presencia de mata de tomate y menores de calabacín, pepino, etc., con un añadido posterior de chirimoyo. En las Figs.-2 se ofrece una miscelánea de imágenes de dichas operaciones.

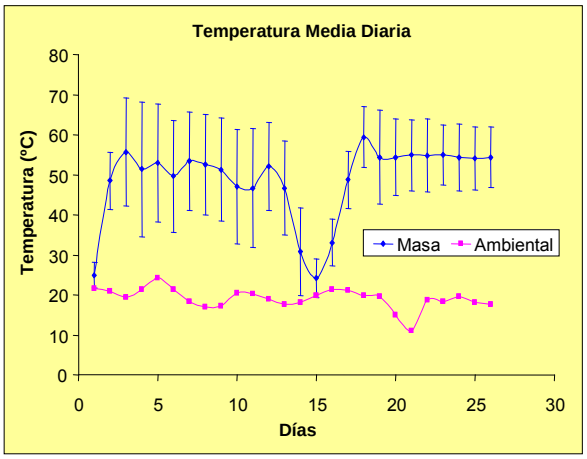
Figura 2

La fase de hidrólisis se hizo en la PPM, dado que las matas llevaban días recogidas y presentaban una baja humedad fueron regadas antes de su introducción a la PPM y manteniéndose constantemente en elevada humedad mediante recirculación de los propios lixiviados producidos en forma de riego al interior del reactor. Se ensayaron soplados (ventilación en presión) y aspirados (ventilación en depresión), combinándose con fases de recirculación y controlando en todo momento la Tª (27 puntos: 18 ubicados en las paredes del reactor y 9 más en la propia masa en proceso, todas ellas a diferentes profundidades. Asimismo se controlaron niveles intersticiales de O_2, CO_2 y NH_3 (9 puntos, todos ellos en masa y también a diferentes profundidades).

Sobre muestras de material en proceso a diferentes tiempos se fueron haciendo pruebas en criba elástica que sometía el material a un golpeteo enérgico. Se ensayaron diferentes tipos de luces de malla, hasta llegarse a una prueba final con medida de masas y análisis cuantitativo de la eficiencia de separación de las rafias plásticas. La prueba se efectuó sobre luz de malla de 80x80 mm. con una muestra representativa de 374 Kg. Se obtuvo un 90% de hundido libre de rafias y del 10% que fue rechazado por la criba, 6% era rafia pura, resultando tan solo un 4% de matas perdidas. En la Fig-4 se ilustran estas operaciones.

2ª fase: Pruebas de puesta en marcha en carga en la planta industrial construida (UTE Biomotril)

Consecuencia directa de los buenos resultados alcanzados en las pruebas realizadas con la PPM se ganó el concurso convocado por la Diputación de Granada para la construcción de una planta industrial, capaz para tratar 60.000 Tn/año de este tipo de residuos y a construir en la localidad de Motril.



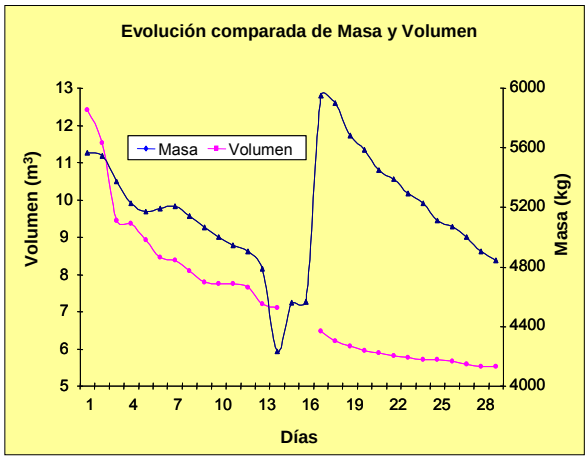


Figura 3. Evoluciones de Tª y menguas de masa y volumen. Se observa claramente el vaciado (para testar comportamiento del material en criba) hecho a los 15 días y el posterior llenado.

Figura 4

Figura 5

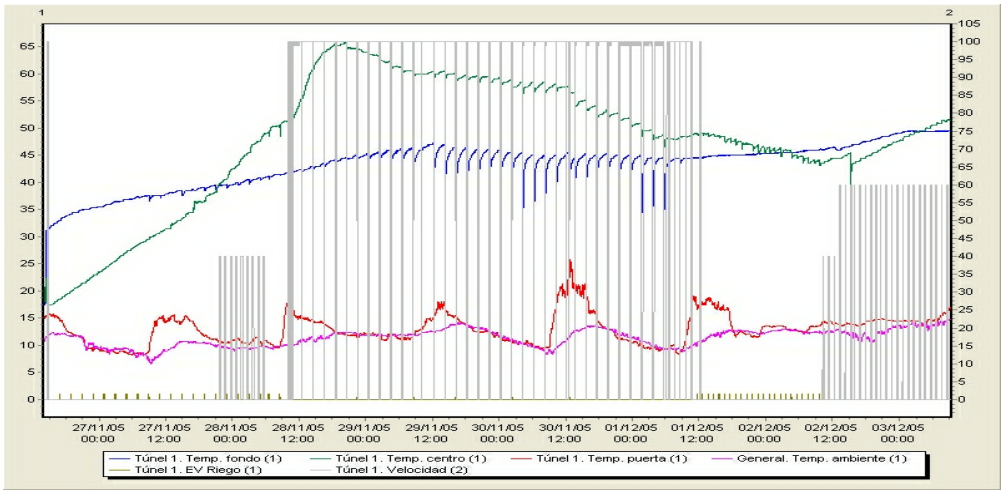


Figura 6

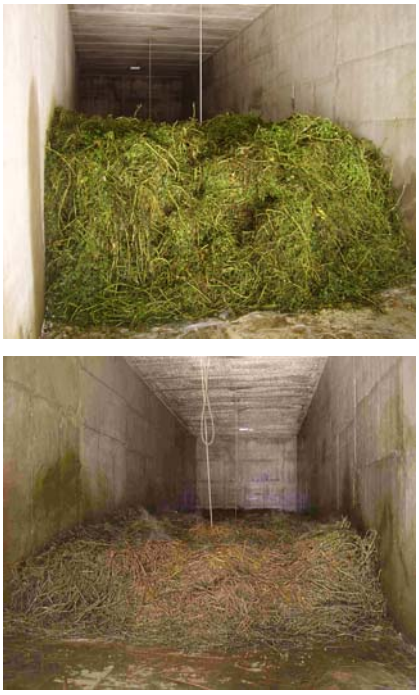


Figura 7

Las primeras pruebas de puesta en marcha en carga se realizaron entre el 22/Noviembre y el 14/Diciembre de 2005 sobre medio túnel (unos 250 m3). Tras 15 días de proceso con buen control de parámetros de (Tª, O2, etc.), resultó una reducción en volumen de un 52,8%. La fase túnel funcionó correctamente, alcanzándose resultados muy similares a los obtenidos en la prueba con la PPM. La fase de cribado (4 pruebas) resultó mucho menos eficiente, con rechazos por encima del 60% en todos los casos, aunque sí con una nula presencia de rafias plásticas en el hundido. En la Fig-5 se muestran imágenes de este trabajo y en la Fig-6 las variaciones de parámetros en túnel.

La segunda tanda de pruebas se realizó entre el 13/Marzo y el 6/Abril de 2006, llenándose aproximadamente 1/3 de túnel (165 m3, masa total inicial de 64.120 Kg.). De nuevo la evolución en túnel fue correcta, alcanzándose una disminución de volumen de un 49% y una disminución en masa de un 43% (esto último a pesar de que se procedió a abundantes riegos durante el proceso). La permanencia fue de 16 días, (ver Fig-7).

Figura 8

De nuevo los resultados de la fase de cribado y separación de rafias resultaron poco eficientes, con rechazos respectivamente del 77,9%, 82,7% y 68,0% en las tres primeras pruebas (hechas sobre material excesivamente húmedo, véase Fig-8) y una cuarta, ya sobre material seco, en la que el rechazo alcanzó tan solo el 31,0%. En los cuatro casos, la presencia de rafias en los hundidos resultó prácticamente nula.

Fase final: Puesta en marcha en carga en continuo

De común acuerdo con la Propiedad (Diputación Granada), se decidió que las operaciones de puesta en marcha en carga se integrasen en el trabajo en

continuo de la planta, básicamente para que pudiese ser atendido y tratado todo el material pendiente de entrada a planta. Paralelamente a los trabajos de planta se propondrían y pondrían en marcha pruebas, bajo cuyos resultados se irían introduciendo reformas hasta alcanzar los mínimos exigidos en pliegos de concurso. Dicha fase comenzó a finales de Mayo/2006 y se prolongó hasta final de Diciembre/2007, aunque se tiene registro de báscula tan solo desde Agosto/2006.

Durante ese periodo se recibieron cerca de 30.000 Tn. de residuos (véase distribución mensual durante el 2007 en Fig-9), detectándose una proporción elevada de frutos (destríos, ver distribución en Fig-10). Con todo ello se llenaron y trataron 124 túneles. Sobre 35 de estos se llevó un seguimiento exhaustivo que incluyó controles de masa a entrada-salida de túnel y en diversas fases posteriores de proceso (pila, pila cubierta, meseta, etc.). Sobre materiales de estos 35 túneles y en diferentes estadios de evolución de los mismos, se fueron realizando pruebas cuantitativas de cribado-separación de rafias.

Los resultados de las sucesivas pruebas de separación de rafias mostraron que la capacidad de "golpeo" del material por parte de la criba elástica resultaba manifiestamente insuficiente para lograr la adecuada disminución de tamaño de las matas semidescompuestas y la consecuente separación de estas de las rafias plásticas. La solución del problema se alcanzó tras el diseño y prueba de un dispositivo específico de "golpeo", previo a criba y mucho más enérgico. Dada la flexibilidad y sencillez del mismo se ensayó en primer lugar un dispositivo neumático (Fig-11), que no resultó eficaz, pero confirmó que la vía de trabajo adoptada era la correcta.

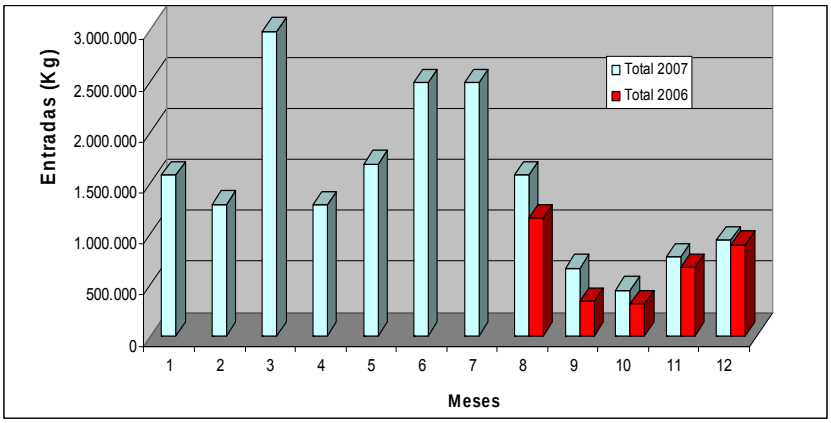


Figura 9

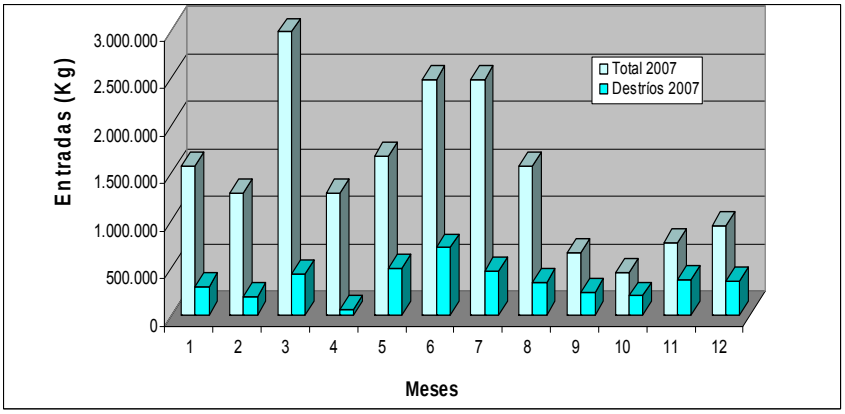


Figura 10

La segunda y definitiva "vareadora", de tipo enteramente mecánico y cuatro ejes (de la cual no se dan detalles ni imágenes concretas per cuestión de patente), permitió alcanzar resultados plenamente satisfactorios, con niveles de rechazo en criba inferiores al 15% en masa y niveles insignificantes de rafias

en el hundido. En la figura-12 se muestra el conjunto final del sistema de separación de rafias y afino (elemento inclinado verde-amarillo situado a la derecha). La capacidad operativa de la línea de separación de rafias alcanzó las 6-14 Tn/h (según humedades presentes), suficiente para el nominal de planta.

Figura 11

Figura 12

El afino final del material maduro (malla 10x10 mm.) no presentó problemas y alcanzó caudales de 10-15 Tn/h (según humedades presentes), por encima de las necesidades nominales de planta. El compost comercial resultante (ver Fig-13) fue analizado, mostrando una alta y equilibrada presencia de macro y micro-nutrientes, ausencia de contaminantes y malos olores y muy bien estabilizado (ver analítica en Tabla-1).

Figura 13

Tabla 1

Parámetro	Valor	Unidades	Parámetro	Valor	Unidades
pH	10,2	------	**CaO**	20,6	g Kg^{-1}
CE	8,7	dS m^{-1}	**MgO**	9,31	g Kg^{-1}
SV	485	g Kg^{-1}	**Na**	1452	mg Kg^{-1}
COT	269	g Kg^{-1}	**Fe**	5642	mg Kg^{-1}
N	16,4	g Kg^{-1}	**Mn**	148	mg Kg^{-1}
P_2O_5	18,5	g Kg^{-1}	**Cu**	59	mg Kg^{-1}
K_2O	30,4	g Kg^{-1}	**Zn**	117	mg Kg^{-1}

4. Conclusiones

1.- La hidrólisis en túnel estático, con ventilación en depresión (aspiración) y con elevada humedad resulta eficiente, permitiendo además el reciclado de los propios lixiviados.

2.- Se confirman las fuertes caídas (masa y volumen) detectadas en las pruebas con la PPM, hasta el punto de permitir el material de dos túneles en solo uno en tal solo 10 días. El movimiento del material (2 Túneles→1 Túnel), no solo optimiza el espacio útil, sino que acelera la cinética del proceso.

3.- Para un mismo tiempo total de 3 semanas de permanencia en túnel, resulta más eficiente una primera etapa (~1,5 semanas), pasar el material de 2 túneles a 1 y nueva permanencia de ~1,5 semanas.

5.- Una maduración tras túnel (meseta/pila, 6-8 semanas) resulta beneficiosa para la posterior separación de rafias, pero no es imprescindible.

6.- La utilización de algún sistema específico "golpeo" enérgico, previo al paso por criba, resulta absolutamente imprescindible para una separación eficiente de las rafias.

7.- Utilizando una "vareadora" previa a la criba, los rechazos en esta resultan inferiores al 15% (masa), sin que ello implique un aumento de la presencia de rafias en el hundido.

8.- El hundido (pre-compost menor de 80 mm y libre de rafias) madura correctamente en meseta o pila, sin que se hayan detectado problemas de anoxia.

9.- Acumulando todas las disminuciones (túnel, maduración, criba, etc.), el rechazo total en planta resulta inferior al 7-8%, con menos del 60% (masa) de matas en este.

10.- Tras una maduración del rechazo en meseta y nuevo paso por la criba se consigue rafia pura como único rechazo planta.

11.- El afino del material maduro (malla de 10x10mm) produce un compost comercial final de gran calidad y libre de contaminantes.

Agradecimientos

Nuestro reconocimiento a la empresa pública EGMASA, a LIMDECO y Ayuntamiento de Motril (en particular al Sr. Fernando Alcalde), a los Dres. Joaquín Moreno (Univ. Almería) y Rogelio Nogales (CSIC Granada) y a David Cereijo (Univ. Vigo), a J.Fco. Ramírez (Cauchil), Juan Rodríguez (INGRAVISOGSA) y la Diputación de Granada.

Muy especialmente a los trabajadores de planta-UTE Biomotril, Sres. Marcelo Estévez, Jacobo Venegas y Ricardo Almendros. A los maquinistas Antonio y J. Carlos, al vigilante Juan y a todo el restante personal de planta.

Referencias

Plana, R. & Pérez, C. (2003). "Composting to solve problems with treatment of crop wastes from greenhouses in southern Spain". Recycling and Reuse of Waste Materials. pp. 231-242.

Plana, R.; González, M.; & Pérez, C. (2004). "El compostaje como biorremediación de pesticidas en restos vegetales de cultivo en invernadero". I Conferencia Internacional sobre ECO-BIOLOGÍA del Suelo y el Compost (SoilACE). León (Septiembre).

Barrington, S.; Grègoire, B.; Pérez, C. & Plana, R.: "An urban composting centre as cultural incentive for food waste sorting". Waste – The Social Context. Edmonton, Alberta (Canadá). (Mayo 2005).

Pérez, C. & Plana, R.: "The effect of use residual plastics like bulking material in composting (I)." ORBIT 06 Biological Waste Management – From global to local. Weimar (Germany) (September 2006).

Plana, R.; García, V.; Ferro, J; Barrena, R. & Pérez, C.: "The effect of use residual plastics like bulking material in composting (II)." ORBIT 06 Biological Waste Management – From global to local. Weimar (Germany) (September 2006).

López, M.J.; Elorrieta, M.A.; Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F. & Moreno, J. (2002). "The effect of the aeration on the biotransformation of lignocellulosic wastes by white-rot fungi". *Bioresource Technology* 81, 123-129.

Suler, D.J. & Finstein, M.S. (1997). "Effect of temperature, aeration and moisture on CO_2 formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste". *Applied Environmental Microbiology* 33, 345-350.

Tuncer, M.; Ball, A.S.; Rob, A. & Wilson, M.T. (1999). "Optimization of extracellular lignocellulolytic enzyme production by a thermophilic actinomycete *Thermomonospora fusca* BD25". *Enzyme and Microbial Technology* 25, 38-47.

Posibilidades de utilización de residuos vegetales de invernadero en procesos de vermicompostaje. Resultados preliminares

Feasibility of wastes from greenhouse vegetables in vermicomposting processes. Preliminary results

M.J. Fernández-Gómez, E. Romero y R. Nogales

Dpto Protección Ambiental. Estación Experimental del Zaidín. CSIC. c/ Profesor Albareda, 1, 18008- Granada

E-mail: manuelj.fernandez@eez.csic.es

Resumen

El auge de los cultivos de invernadero en España, particularmente en el sudeste peninsular, ha creado una problemática derivada de los residuos que generan El objetivo de este trabajo fue estudiar, a escala laboratorio, la viabilidad de los diferentes residuos generados por estos cultivos para desarrollar un proceso de vermicompostaje mediante el empleo de lombrices de la especie Eisena andrei. Para ello los diferentes residuos fueron mezclados con estiércol de vaca o paja de cebada a fin de obtener una relación C/N adecuada para el crecimiento de las lombrices. El proceso de vermicompostaje se desarrolló a lo largo de 12 semanas, durante las cuales se monitorizó el crecimiento y desarrollo reproductivo de las lombrices inoculadas. Al inicio y al final del proceso se tomaron muestras de los diferentes tratamientos y se determinaron distintas variables físico-químicas, químicas y biológicas. La cantidad de sales que contienen los residuos parece ser un factor determinante para que las lombrices puedan desarrollarse en ellos con éxito. El único residuo vermicompostado con éxito fueron los desechos secos de tomates ("destríos"). Los vermicomposts obtenidos resultaron ser productos más estables que las mezclas empleadas inicialmente, como muestra el descenso de las actividades enzimáticas ensayadas y de sus relaciones C/N. Además, la cantidad de materia orgánica y nitrógeno de los vermicomposts obtenidos, >25% y >1% respectivamente, los hacen adecuados como enmiendas orgánicas de suelos. Los resultados ofrecen prometedoras expectativa para el desarrollo y optimización del vermicompostaje de los residuos originados por el cultivo de tomate en invernaderos. Sin embargo, para conseguir vermicompostar la totalidad de los residuos generados por los cultivos de invernadero aún son necesarios más estudios.

Palabras clave:
Eisenia andrei, estrés salino, tomates secos de desecho ("destríos"), análisis químicos y enzimáticos

Abstract

The increase of greenhouse crops in Spain, particularly in the south-east, has produced problems associated with the large amounts of wastes generated. The objective of this work was to study, at laboratory scale, the feasibility of different wastes generated by these crops to develop a vermicomposting process using worms of the specie Eisena andrei. For this purpose, different wastes were mixed with cattle manure or straw to obtain a C/N ratio suitable for worms. The vermicomposting was developed over 12 weeks, during which we monitored the growth and reproductive development of inoculated earthworms. At the beginning and end of the process, samples of the different treatments were taken and physico-chemical, chemical and biological properties were determined. The presence of salts in waste seems to be a determining factor in the appropriate develops of worms. The only waste successfully vermicomposted was the dry damaged tomato "destrios". The obtained vermicomposts were more stable than the initial mixtures, as was evidenced by the decrease in enzyme activities and their adequate C/N ratios. In addition, the organic matter and nitrogen content in the vermicomposts, > 25% and> 1% respectively, making them suitable for soil-organic amendments. The results offer promising hope for the development and optimization of vermicomposting of wastes produced by greenhouse tomato crops. However, to achieve vermicompost all wastes collected from greenhouse crops are still needed further studies.

Keywords
Eisenia andrei, salt stress, dry damaged tomatoes ("destríos"), chemical and enzymatic analysis.

1. Introducción

El vermicompostaje se define como un proceso de biodegradación que comprende la interacción entre lombrices de tierra y microorganismos, donde los microorganismos son los responsables de la degradación bioquímica de la materia orgánica, mientras

que las lombrices actúan como catalizadores del proceso, fragmentando y acondicionando el sustrato e incrementando la superficie disponible para la actividad microbiana (Edwards, 2004). En climas templados, la lombriz roja californiana, Eisenia andrei, ha sido ampliamente utilizada en procesos de vermicompostaje, principalmente en el vermicompostaje de estiércol, con el objetivo de producir un abono de gran calidad. En este sentido, actualmente ya existen estudios en los que se ha investigado como E. andrei se desarrolla en diferentes tipos de estiércoles (Atiyeh et al., 2000; Piz y Nováková, 2003;). Así pues, auque el estiércol es el sustrato ideal donde se desarrolla esta lombriz, existen estudios que demuestran la viabilidad de E. andrei para vermicompostar un amplio rango de residuos distintos a los estiércoles (Frederickson et al., 1997; Edwards, 1998., Elvira et al. 1998). En lo que respecta a los residuos derivados de las prácticas agrícolas, recientes estudios han conseguido utilizar desechos procedentes de las industrias oleícolas y vitivinícola (Nogales et al., 1999; Benítez et al., 2002; Nogales et al., 2005; Romero et al., 2007). Esto no ocurre en el caso de los residuos generados por los cultivos de invernadero, ya que, estos suponen una problemática muy reciente, actualmente no existen estudios previos sobre su viabilidad para ser sometidos a un proceso de vermicompostaje usando E. andrei. En este sentido, la presente investigación tiene como objetivo estudiar la posibilidad de emplear este tipo de residuos para desarrollar un proceso de vermicompostaje aplicable a regiones de climas mediterráneos, como es el caso del sudeste de España. Un paso inicial para alcanzar esta meta es evaluar la capacidad de E. andrei para desarrollarse en esos residuos.

2. Materiales y métodos

2.1. Materiales

Los distintos residuos ensayados comprenden: residuo vegetal de invernadero de naturaleza heterogénea (RVI), constituido por restos diferentes de cultivos hortícolas; mata de tomate (MT); frutos de tomate desecados al aire o destríos (T), que no entran en el mercado y son desechados; y compost elaborado a partir de residuos vegetales de invernadero (CVI). En cada uno de ellos, se determinó la relación C/N (Tabla 1), de modo que, en los casos en los que la relación C/N era menor que 15, estos fueron mezclados con paja de cebada (P) o con estiércol vacuno (E), empleando las proporciones 2/1 y 4/1, para aumentarla. El estiércol fue ensayado como de tratamiento control.

Los residuos RVI y T fueron suministrados por la empresa Albaida Recursos Naturales y Medio Ambiente (Almería), el residuo MT y la P se obtuvieron de la Finca "La Parra" (Deifontes, Granada), el compost (CVI) fue proporcionado por la empresa Ros Roca (Motril, Granada), y el estiércol maduro por una granja de vacas lecheras de Granada. Las lombrices empleadas, son de la especie Eisenia andrei (Bouché, 1972) del stock de la Estación Experimental del Zaidín.

2.2. Diseño experimental

Se utilizaron recipientes de vidrio de 500 ml, donde se introdujeron el equivalente en peso fresco a 50 g de peso seco de los diferentes sustratos. Se realizaron tres repeticiones de cada tratamiento. Posteriormente se les añadió agua para establecer un 80-85% de humedad y fueron depositados en una cámara de incubación oscura a 22°C donde se mantuvo esta humedad mediante riegos periódicos durante una semana, para favorecer la volatilización parcial del amonio. Posteriormente, cada recipiente fue inoculado con 5 lombrices no cliteladas de un peso comprendido entre 0,17-0,31 g. Los recipientes fueron tapados con una tela mosquitera abrazada con una goma elástica, con objeto de permitir el intercambio gaseoso con el exterior y evitar la posible huida de las lombrices. El proceso de vermicompostaje, en aquellos tratamientos viables, se desarrolló a lo largo de 12 semanas incubación manteniéndose las anteriores condiciones mencionadas y semanalmente se determinó el crecimiento y desarrollo reproductivo de las lombrices inoculadas. Al final de proceso, todas las lombrices fueron retiradas y del producto orgánico final una parte del material fresco se almacenó a -20ºC para los análisis de actividad enzimática, y el resto fue secado, homogeneizado y molido finamente para su análisis químico y fitotóxico.

2.3. Análisis químicos, enzimáticos y fitotóxicos

El pH y CE fue determinados en una suspensión acuosa (1: 10, p: v). El COT y el NTK fueron según métodos descritos por M.A.P.A. (1986). El contenido en P_2O_5, y K_20 fue determinado mediante espectrometría de absorción atómica después de una digestión con HNO_3:$HClO_4$. El carbono hidrosoluble, extraído mediante una incubación a 50 ºC en una dilución 1:10 con agua destilada, se determinó según método de Sims y Haby (1971). En la evaluación de las actividades deshidrogenasa, ß-glucosidasa, fosfatasa y ureasa se utilizaron las metodologías descritas, respectivamente, por García et al., (1997), Nannipieri et al., (1982) y García et al. (1993). La fototoxicidad fue determinada como índice de germinación (IG) de 10 semillas de Lepidium sativum se les aplicó extractos de cada muestra (1:10 p/v) durante 48h, en oscuridad, a 27ºC (Zucconi et al., 1981)

2.4. Análisis estadístico

El efecto de cada uno sustratos sobre el crecimiento de las lombrices se determinó mediante análisis de la varianza y test de Duncan (P<0,05) utilizando el programa STATGRAPHICS Plus (Statistical Graphics Corp., Princeton, NJ). Para determinar si existían diferencias significativas (P<0,05) en los parámetros analizados en los sustratos iniciales y los vermicomposts, se empleó el programa SPSS 13.0. De forma que, inicialmente se determinó la normalidad y homocedasticidad de los valores correspondientes a cada una de las variables analizadas mediante los test de Kolmogorov-Smirnov y de Levene, respectivamente, y posteriormente se aplicó un contraste del tipo ANOVA junto al test de Tukey en el caso de los valores que se distribuían normalmente y presentaban varianzas similares, y un contraste Kruskal-Wallis junto al test de Manna-Whitney, en el caso de los valores que bien no se distribuían normalmente o bien no eran homocedásticos.

3. Resultados y discusión

3.1. Desarrollo del proceso de vermicompostaje, crecimiento y reproducción de *E. andrei*

De entre todos los sustratos y mezclas ensayadas sólo fueron vermicompostados con éxito el estiércol y las distintas mezclas que contenían destríos secos de tomates. La elevada salinidad observada en la mayoría de los residuos ensayados (Tabla 1) tendría un efecto letal sobre las lombrices inoculadas, ya que E. andrei no tolera concentraciones elevadas de sales.

Tabla 1. Parámetros analizados en los diferentes materiales ensayados

Material	COT ($g\ kg^{-1}$)	N ($g\ kg^{-1}$)	C/N	pH	CE ($dS\ m^{-1}$)
RVI	151	21,7	6,9	8,5	16,8
MT	315	35,0	9,0	7,6	12,2
T	348	34,5	10,1	8,3	5,0
CVI	269	16,4	16,4	10,2	20,6
P	571	1,94	294,3	7,3	2,4
E	401	15,2	26,4	9,3	9,2

RVI: Residuos de cultivos hortícolas; MT: Mata de tomate: T: Destrios secos de tomate; CVI: Compost de residuos vegetales de invernadero; P: paja de cebada; E: Estiércol vacuno

Edwards, 1988, considera que una cantidad de sales superior a 8 dS m^{-1} es letal para *E. andrei*. En los casos donde se el vermicompostaje fue efectivo, se observó un aumento del peso de las lombrices desde el momento de su inoculación, que por lo general fue lineal, hasta alcanzar un máximo. Este hecho pondría de manifiesto que ningún substrato seleccionado fue agresivo para las lombrices inoculadas y todas se adaptaron sin problemas a ellos.

Comparativamente, la biomasa de las lombrices fue mayor en el sustrato constituido por estiércol (E), considerado como medio natural de desarrollo de E. andrei (Elvira y col., 1998). Sin embargo, esa mayor biomasa únicamente fue significativamente mayor respecto a los otros sustratos ensayados a partir de los 35 días. En los sustratos constituidos por destríos de tomate, solo (T) o mezclado con paja (T/P) o estiércol (T/E), la evolución de la biomasa de las lombrices fue similar no apreciándose, con alguna excepción, diferencias significativas entre ellos (Figura 1). La biomasa máxima de las lombrices fue alcanzada el día 28 desde el inicio del experimento en los sustratos E, T, TP 2/1 y TP 4/1. Mientras que en los casos de los sustratos TE 2/1 y TE 4/1, la biomasa máxima se alcanza más rápidamente (a los 21 días). Si se comparan los valores máximos que alcanza el peso medio de las lombrices de cada tratamiento, observamos que el peso medio de las lombrices presenta el valor más alto en el sustrato E (0,943 g) y el valor menor

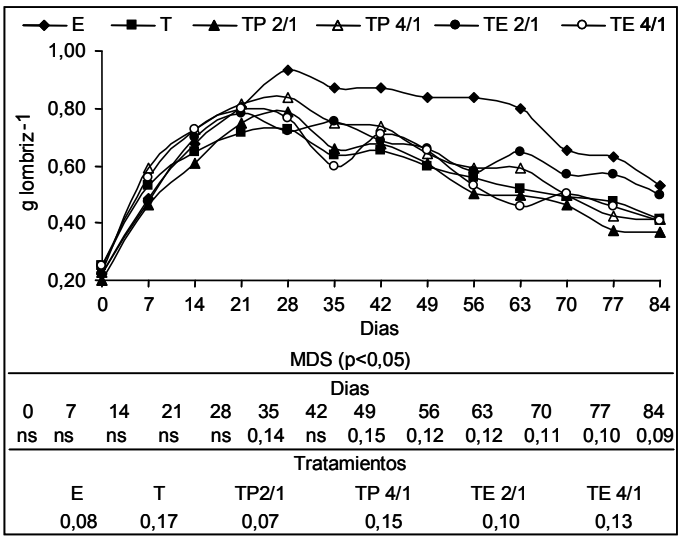


Figura 1. Evolución del peso de las lombrices inoculadas en los diferentes sustratos orgánicos ensayados

Tabla 2. Parámetros analizados en sustratos iniciales (S) y vermicomposts (V).

Material	pH		CE ($dS\ m^{-1}$)		COT ($g\ kg^{-1}$)		C_h ($g\ kg^{-1}$)		NKT ($g\ kg^{-1}$)		P_2O_5 ($g\ kg^{-1}$)		K_2O ($g\ kg^{-1}$)		C/N		IG (%)	
	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V
E	9,3a	9,4	9,2a	8,7a	372a	319b*	29a	32a*	18	14 a*	5 bcd	7abc*	28a	34a*	21a	23a	36	45a
T	8,3b	9,7*	5,0c	5,3c	460c	338ab*	82e	20b*	23	20 bc	5bc	10a*	24a	29b*	20ab	17ab*	0,4	54b*
T/P(2/1)	7,9b	9,4*	5,0c	5,9bc*	458c	357a*	73d	28ac*	19	23 c*	4a	8bc*	22b	30b*	24ab	16b*	0	72ab*
T/P(4/1)	8,4ab	9,2	5,4c	5,5c	433b	340ab*	68c	22c	18	22 bc*	4ab	8bc*	22b	29b*	24b	16ab*	0	59ab*
T/E(2/1)	8,8ab	9,7	5,6bc	6,7b*	384a	335ab*	42b	23bc*	18	20 bc*	6d	8abc*	25a	34a*	21ab	17a*	1,4	39ab*
T/E(4/1)	8,3ab	9,6	6,2b	5,5c*	430b	337ab*	66c	19b*	20	19 b	6cd	8bc*	24a	35a*	21a	17ab*	0,8	57ab*

En cada columna, letras diferentes indican diferencias significativas a P<0,05 entre los distintos tratamientos.
*: Indica diferencias significativas entre los valores del sustrato y el vermicompost.
CE: conductividad eléctrica; COT: carbono orgánico total; Ch: carbono hidrosoluble; IG: índice de germinación.

en el T (0,726 g). Comparativamente los valores máximos de la biomasa media de las lombrices en las mezclas de T con paja (TP 2/1 TP 4/1) fueron ligeramente superiores a los de las mezclas con estiércol (TE 2/1 y TE 4/1), aunque las ganancias diarias de peso fueron mayores cuando T fue suplementado con estiércol (37,32 mg día-1), frente a la paja (21,42 mg día-1).

3.2. Análisis químicos, enzimáticos y fitotóxicos

En la tabla 2 se muestran los cambios en los diferentes parámetros analizados debido al proceso de vermicompostaje. En todos los casos se produce una disminución significativa del carbono orgánico durante el proceso de vermicompostaje, indicando mineralización de la materia orgánica durante este proceso. La conductividad en todas las mezclas de T es significativamente menor respecto al estiércol. Por este motivo, los vermicompost producidos a partir de estos destríos de tomates podrían ser aplicados como fertilizantes o como enmienda de suelos, sin ocasionar un estrés salino a los vegetales.

Junto a ello, el proceso de vermicompostaje provoca un aumento significativo de los macronutrientes P y K respecto a los sustratos empleados. La relación C/N disminuye significativamente en todos los casos (C/N = 16-17), salvo en el estiércol (CN = 23). Golueke, 1981, estableció que una relación C/N <20 es indicativa de una madurez aceptable, y <15 es preferible para residuos de cultivos agrícolas. Además, todas las actividades enzimáticas analizadas disminuyeron (Tabla 3), excepto en el tratamento E, lo que deja patente la desaparición de los compuestos orgánicos fácilmente metabolizables contenidos en los sustratos a base de destríos secos de tomatina. La disminución significativa de la actividad deshidrogenada en todos los tratamientos unida al aumento significativo del índice de germinación, pondrían de manifiesto que los vermicomposts originados a partir de los destríos secos de tomate tendrían un elevado grado de estabilidad y madurez (Benítez et al., 2002; Nogales et al., 2005), de manera que el vermicopostaje de estos residuos es un proceso que origina un vermicompost estable en un periodo de tiempo menor que en el caso del estiércol ensayado.

Tabla 3. Actividades enzimáticas en sustratos y vermicomposts

Material	Deshidrogenasa (μg INTF g^{-1} h^{-1})		β- glucosidasa (μg PNP g^{-1} h^{-1})		Fosfatasa (μg PNP g^{-1} h^{-1})		Ureasa (μg NH_4^+ g^{-1} h^{-1})	
	S	V	S	V	S	V	S	V
E	11,0a	10,3a	5742a	2442ab*	16717	10840a*	172b	86ª
T	11,3a	4,9b*	17481c	1578a*	7997	4340c*	225b	39bc
T/P(2/1)	13,6ab	4,3b*	13742bc	1905ab*	10395	5498c*	183b	44b
T/P(4/1)	18,2b	6,5b*	11135abc	2699b	9265	7071b	224b	43b*
T/E(2/1)	16,1ab	5,8b*	7719ab	2098ab	16623	4949c	83a	41ab
T/E(4/1)	17,8b	5,1b*	9177ab	2054ab*	11539	5306c*	212b	52ab*

En cada columna, letras diferentes indican diferencias significativas a P<0,05 entre los distintos tratamientos.
*: Indica diferencias significativas entre los valores del sustrato y el vermicompost

4. Conclusiones

La elevada salinidad que presentan los residuos de cultivos hortícolas de invernadero es el principal factor que imposibilita que estos sean reciclados mediante su vermicompostaje. Por este motivo, un pretratamiento de estos residuos que reduzca su contenido en sales parece imprescindible. En este sentido, la opción del compostaje como tratamiento primario debería ser descartada, ya que no disminuye su contenido en sales sino que lo aumenta. Por otra parte, los frutos de destríos desecados, presentan un nivel de sales suficientemente bajo, y parecen ser adecuados para mezclarlos con otros residuos vegetales de invernadero y así conseguir un sustrato óptimo para la alimentación de E. andrei. Por este motivo, el objetivo de futuros estudios podría centrarse en emplear conjuntamente distintos RVI y frutos de destríos, estos últimos sin un desecado previo, ya que su nivel de agua podría reducir la cantidad de sales de las mezclas para alimentación, además de aportar otras sustancias importantes para la nutrición de la lombrices, como vitaminas o carbohidratos. Finalmente, los resultados de este trabajo nos permiten concluir que los destríos de tomates desecados parecen ser un sustrato adecuado para ser vermicompostado, de manera que originan un vermicompost más estable y con mayor cantidad de nutrientes (COT, NTK, P2O) que el producido a partir de estiércol.

5. Agradecimientos

El presente estudio ha sido financiado por el proyecto P05-AGR-00408 de la Junta de Andalucía y el proyecto 2006-40I-076 del CSIC. Los autores agradecen a M.A. Delgado su ayuda durante la realización del presente estudio. M. J. Fernández-Gómez agradece al Ministerio de Educación y Ciencia la beca de Formación de Personal Universitario (FPU) concedida.

6. Referencias

Atiyeh, R.M., Domínguez, J., Subler, S. y Edwards, C.A. 2000. Changes in biochemical properties of cow manure during processing by earthworms (*Eisenia andrei*, Bouché) and the effects on seedling growth. Pedobiologia 44, 709–724.

Benítez B., Sainz, H., Melgar, R., y Nogales, R. 2002. Vermicomposting of a lignocellulosic waste from olive oil industry: A pilot scale study. Waste Manage Res. 20, 134–142

Bouché, M.B.1972. Lombrices de France. Ecologie et systematique. Annales Zoologie, Ecologie Animale (Paris,-France).

Edwards C.A. 2004. Earthworm Ecology. Second Edition. CRC Press. Boca Raton. (Florida-USA).

Edwards, C.A. 1998. The use of earthworms in the breakdown and management of organic wastes. En: Earthworm Ecology. Edwards, C.A. (Ed.), CRC Press, The Netherlands, pp. 327–354.

Elvira C., Sampedro L., Benítez E. y Nogales R. 1998. Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with *Eisenia andrei*: A pilot scale study. Biores. Technol. 63, 211-218.

Frederickson, J., Butt, K.R., Morris, R.M. y Daniel, C. 1997. Combining vermiculture with traditional green waste composting systems. Soil Biol. Biochem. 19, 725-730.

García, C., Hernández, M.T. y Costa, F. 1997. Potencial use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 28, 123-134.

García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B. y Ganni, A. 1993. Hydrolases in the organic matter fractions of sew-

age sludge: changes with composting. Biores. Technol. 45, 47-52.

Golueke, C.G. 1981. Principle of biological resource recovery. Biocycle 22, 36-40.

M.A.P.A. 1986. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Plantas, productos orgánicos, fertilizantes, suelos, agua, productos fitosanitarios y fertilizantes orgánicos. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

Nannipieri, P., Ceccanti, B., Conti, C. y Bianchi, D. 1982. Hydrolases extracted from soil: their properties and activities. Soil Biol. Biochem. 14, 257-263.

Nogales, R., Cifuentes, C. y Benítez, E. 2005. Vermicomposting of winery wastes: A laboratory study. J. Envion. Sci. & Health, Part B, 49, 659-673.

Nogales, R., Melgar, R., Guerrero, A., Lozada, G., Benítez, E., Thompson, R. y Gómez, M. 1999. Growth and reproduction of Eisenia andrei in dry olive cake mixed with other organic wastes. Pedobiologia. 43, 744-752.

Piz V. y Nováková A. 2003. Interactions between microfungi and Eisenia Andrei (Oligochaeta) during cattle manure vermicomposting. Pedobiologia 47, 895–899.

Romero, E., Plaza, C., Senesi, N., Nogales, R., Polo, A. 2007. Humic acid-like fractions in raw and vermicomposted winery and distillery wastes. Geoderma 139, 397–406

Sims, J.R. y Haby, V.A. 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. Soil Sci. 112,137-141.

Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A. y De Bertoldi, M. 1981. Biological evaluation of compost maturity. Biocycle *22*, 27–29.

Elaboración de abonos orgánicos sólidos y líquidos enriquecidos en nutrientes mediante el co-compostaje de orujo de oliva de dos fases ("alperujo"), estiércoles y aditivos minerales ácidos

Production of solid and liquid organic fertilizers enriched with nutrients by co-composting two-phase olive mill husk ("alperujo"), manures and acid mineral amendments

G. Tortosa-Muñoz, J.A. Alburquerque-Méndez, G. Ait-Baddi y J. Cegarra*.

Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CEBAS-CSIC. Apartado de Correos 164, 30100 Murcia, España.

*E-mail: jcegarra@cebas.csic.es, Tel: 968396313

Resumen

Los composts de orujo de oliva de dos fases o "alperujo" (AL), caracterizados por su elevado contenido en materia orgánica, parcialmente humificada, pueden utilizarse para elaborar enmiendas y abonos orgánicos sólidos o como sustratos para la preparación de productos comerciales líquidos utilizables en fertirrigación. En el presente trabajo, se informa sobre la producción de este tipo de materiales, enriquecidos en nutrientes, mediante el co-compostaje de AL, estiércoles y aditivos minerales ácidos ricos en hierro y fósforo. Se optimizaron las condiciones de manejo de los sustratos de compostaje y se identificaron los parámetros más adecuados para el seguimiento del proceso. Finalmente, se evaluaron las características agroquímicas de los composts obtenidos y su aptitud para fabricar enmiendas y abonos orgánicos sólidos y líquidos de acuerdo con los requerimientos de la legislación española sobre productos fertilizantes.

Palabras clave
Residuo, industria oleícola, enmiendas, fertilizantes, hierro y fósforo

Abstract

Composts from the two-phase olive mill by-product (also called "alperujo", AL), which are characterized by a high organic matter content, partially humified, can be used as solid organic amendments and fertilizers as well as substrates to obtain commercial liquid products for fertigation. In this work, the production of these materials, enriched with nutrients, is reported by co-composting AL, manures and acid mineral amendments rich in iron and phosphorous. Composting performance was optimized and the most appropriate parameters for monitoring the process were identified. Finally, agrochemical characteristics of the obtained composts were compared to the Spanish legislation in order to know their potential use to produce solid and liquid organic fertilizers and amendments.

Keywords
Waste, olive mill, amendments, fertilizers, iron and phosphorous

1. Introducción

El cultivo del olivo y la extracción de aceite de oliva son actividades de gran importancia económica y social en los países de la Cuenca Mediterránea, siendo España el principal productor mundial. La implantación generalizada del sistema de centrifugación de dos fases en las almazaras españolas ha modificado el volumen de producción, la composición y el aprovechamiento de los residuos y subproductos generados por el sector, originando como principal subproducto el orujo de dos fases o alperujo (AL), cuya producción anual se estima en aproximadamente cuatro millones de toneladas (AAO, 2008).

El AL es un material ácido, muy rico en materia orgánica de naturaleza ligno-celulósica, que contiene grasas, carbohidratos y fenoles hidrosolubles, así como abundante potasio y nitrógeno, este último mayoritariamente en forma orgánica (Alburquerque y col., 2004). A la vista de estas características del AL, nuestro grupo de investigación evaluó su aptitud para el compostaje a escala de planta piloto (Alburquerque y col., 2006a, b y 2007; Cegarra y col. 2006), habiéndose demostrado que el éxito del proceso depende en gran medida del acondicionamiento del material debido a sus deficientes propiedades físicas. A este respecto, el empleo de agentes estructurantes tales como los estiércoles, que incrementan la porosidad del AL inoculando microbiológicamente los sustratos de compostaje y mejorando el equilibrio de nutrientes en los mismos, así como la utilización

de volteos periódicos, resultaron eficaces para conseguir el adecuado compostaje del AL.

En base a la experiencia obtenida, se ensayó el proceso a mayor escala para la producción de enmiendas y abonos orgánicos enriquecidos en dos nutrientes, hierro y fósforo. Ambos elementos comparten en términos agronómicos una parecida problemática para su asimilación por los cultivos, ya que aún existiendo en abundancia en los suelos, los dos resultan generalmente poco biodisponibles. Finalmente, se evaluaron las características agroquímicas de los composts obtenidos y su aptitud para preparar enmiendas y abonos orgánicos sólidos y líquidos de acuerdo con los requerimientos del Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes, mostrándose en la presente comunicación, los resultados preliminares obtenidos.

2. Materiales y métodos

Como materiales de partida se emplearon AL, los estiércoles gallinaza (G) y sirle de oveja (S) y dos aditivos comerciales ácidos, (sulfato de hierro heptahidratado con un 19% de Fe y superfosfato de calcio con un 17% de P2O5 soluble en agua). El AL utilizado mostró un elevado contenido en materia orgánica (90%), grasas (10%) y nitrógeno (1.3%) y, más bien bajo en potasio, teniendo en cuenta los valores reconocidos para este tipo de material (Alburquerque y col., 2004). Respecto a los agentes estructurantes utilizados, cabe destacar la abundancia de materia orgánica y de nitrógeno en G, gran parte constituida por cascarilla de arroz proveniente de su uso como absorbente de excreta en las granjas avícolas. En cuanto a S, destacó su importante contenido en calcio (10%), más del doble que en G, su elevada conductividad eléctrica y su notable contenido de hierro.

Se prepararon seis pilas trapezoidales de 20 toneladas y aproximadamente 1,5 metros de altura y 20 metros de longitud, mezclándose los componentes según las proporciones (% en peso fresco) descritas a continuación:

AL+G = 51,5 + 48,5
AL+S = 65,2 + 34,8
AL+G+Fe = 50,9 + 47,9 + 1,2
AL+S+Fe = 64,4 + 34,4 + 1,2
AL+G+P = 50,9 + 47,9 + 1,2
AL+S+P = 64,4 + 34,4 + 1,2

Las pilas se voltearon periódicamente con pala mecánica, manteniéndose la humedad de las mismas en el rango comprendido entre 40 y 55% mediante riego por aspersión. Los métodos analíticos empleados fueron los descritos por Alburquerque y col. (2004) y Gonzálvez (2005).

3. Resultados y discusión

3.1 Evolución del proceso

El proceso se inició con un rápido incremento de la temperatura en todas las pilas (Figura 1), alcanzándose temperaturas termófilas casi desde la primera semana de compostaje. La fase termófila se prolongó durante los primeros cinco meses en las pilas que contenían S y durante más de siete en las pilas que se prepararon con G, pudiéndose explicar este periodo más dilatado de actividad en las últimas pilas por la presencia de cascarilla de arroz en el estiércol de ave, material de muy lenta biodegradación (Nakasaki y col., 1986). De hecho, todavía pudo apreciarse en los composts maduros la presencia de este material incompletamente degradado.

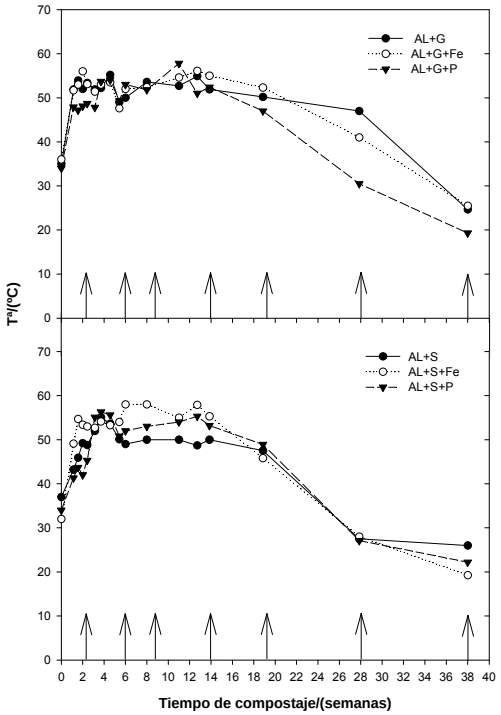


Figura 1. Evolución de la temperatura durante el proceso de compostaje (las flechas indican los volteos mecánicos realizados).

El incremento del pH (Figura 2) durante la fase bio-oxidativa debe relacionarse con la degradación de ácidos orgánicos de bajo peso molecular así como de las proteínas y la liberación al medio de sales de amonio y amoníaco (Nakasaki y col., 1990; Michel y Reddy, 1998). Cabe por tanto imaginar que durante el proceso se generó amoníaco, contribuyendo este hecho a las pérdidas de nitrógeno observadas durante el proceso de compostaje (Figura 3) debido a las altas temperaturas registradas y al rápido incremento del pH, factores que favorecen la formación y volatilización del amoníaco (Mahimairaja y col., 1994).

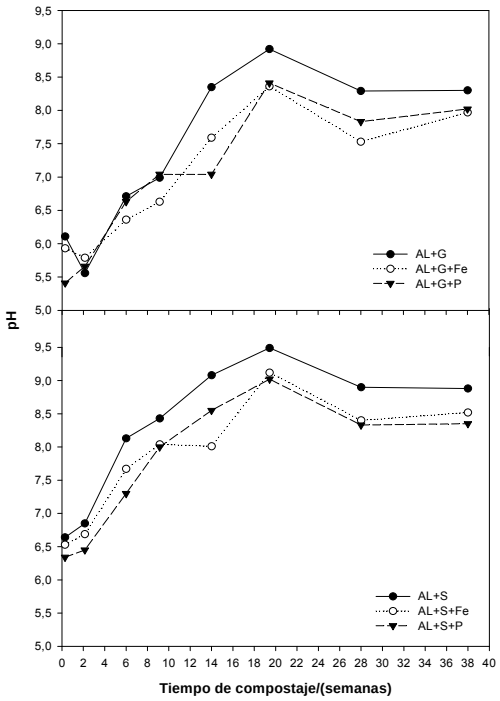


Figura 2. Evolución del pH durante el proceso de compostaje (las flechas indican los volteos mecánicos realizados).

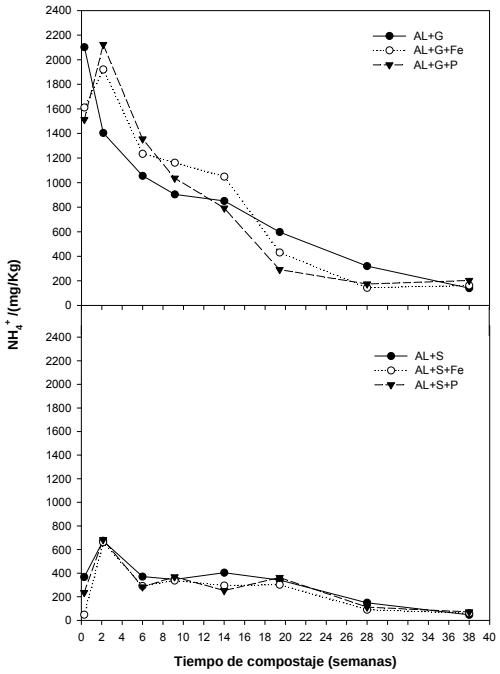


Figura 3. Evolución del contenido en amonio durante el proceso de compostaje.

La adición de la sal ácida de hierro o del superfosfato de calcio provocó un descenso del pH casi desde el inicio del compostaje, tanto en los sustratos preparados con G como con S, descenso que se mantuvo e incluso se incrementó durante el proceso, manteniéndose las diferencias hasta la fase de maduración de los composts.

Igualmente se apreció un fuerte descenso del contenido de grasas (Figura 4) durante los primeros cuatro meses de compostaje, alcanzándose valores finales de este parámetro muy próximos a 0,5% en todas las pilas. La degradación, se produjo siguiendo una tendencia similar en todos los casos, siendo algo más intensa en los sustratos que contenían G.

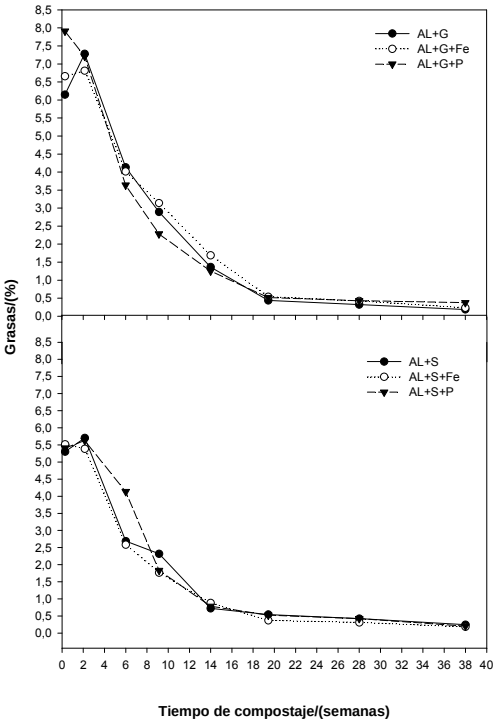


Figura 4. Evolución del contenido en grasas durante el proceso de compostaje.

La materia orgánica hidrosoluble (datos no mostrados), más activa biológicamente debido a su alta disponibilidad (Said-Pullicino y Gigliotti, 2007), descendió de forma notable a lo largo del compostaje, siendo este descenso más importante durante la fase más activa del proceso (fase termófila). Además, también descendió el contenido en polifenoles hidrosolubles, lo que junto con el descenso del contenido graso, puede explicar el incremento del índice de germinación hasta valores finales siempre superiores al 70% (Tabla 1), indicando una clara disminución del potencial fitotóxico de los materiales orgánicos, tal y como observaron Alburquerque y col., 2006b.

3.2 Caracterización de los composts maduros

Los composts maduros (Tabla 1) mostraron valores de pH próximos a 8, algo mayores en los que se elaboraron con S que con G y, más bajos, en los que

se añadieron los aditivos ácidos. La salinidad fue baja en todos ellos, como se vio por los bajos valores encontrados de conductividad eléctrica, siendo ligeramente mayor en los composts enriquecidos con hierro y, particularmente, con fósforo.

El contenido de nitrógeno de los composts preparados con G superó ligeramente los 20 g/Kg, siendo algo menor en los de S, encontrándose este nutriente mayoritariamente en forma orgánica y con mayor presencia en todos los casos de nitrógeno amónico que de nitratos. El enriquecimiento en hierro de las mezclas iniciales se tradujo en un aumento ligeramente mayor a 0,5 g/Kg. Este incremento se mantuvo en los composts finales, si bien la pérdida de materia orgánica durante el compostaje determinó un crecimiento relativo de la concentración final del hierro, obteniéndose valores de 0,9 y 1,1 g/Kg, respectivamente, en los composts maduros AL+G+Fe y AL+S+Fe, frente a 0,4 en AL+G y 0,6 en AL+S. De este contenido total de hierro, se obtuvo el 6,3 % disuelto en el extracto húmico alcalino en el caso de los composts de G y algo menos en los de S, mientras que en el extracto acuoso se encontró solamente el 1,9 y el 0,6 %, respectivamente.

Tabla 1. Caracterización de los composts maduros.

***Parámetros*[1]**	***AL+G***	***AL+G+Fe***	***AL+G+P***	***AL+S***	***AL+S+Fe***	***AL+S+P***
pH[2]	8,30	7,97	8,02	8,88	8,52	8,35
Conductividad eléctrica[2]	1,70	1,84	2,44	1,69	1,7	2,03
Materia orgánica (%)	75,3	76,5	76,5	56,1	57,2	58,8
Lignina (%)	42,8	46,7	45,7	35,0	37,5	37,4
Carbono orgánico total (C, %)	39,6	40,3	39,3	25,1	27,2	28,8
N total (g/kg)	20,2	20,6	21,0	18,6	19,2	19,1
NH_4^+(mg/kg)	141	163	203	46	60	71
NO_3^-(mg/kg)	93	37	44	6	23	19
Relación C/N	19,5	19,5	18,7	13,5	14,2	15,0
Contenido graso (%)	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2
Carbohidratos hidrosolubles	0,3	0,2	0,4	0,1	0,2	0,1
Polifenoles hidrosolubles (%)	0,2	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1
C_{OH} (%)	1,9	1,3	1,9	1,6	1,0	1,1
P (g/kg)	2,0	1,9	2,2	1,8	1,8	2,0
K (g/kg)	11,0	7,9	6,5	12,8	12,7	10,2
Ca (g/kg)	29,4	20,1	18,7	65,0	72,4	65,2
Mg(g/kg)	5,7	4,9	4,9	12,7	10,6	10,3
Na (g/kg)	8,3	6,0	8,2	7,6	6,2	6,2
Fe (mg/kg)	3939	9038	4827	6520	11188	6031
Fe extraíble con NaOH (mg/kg)	84	569	106	91	594	112
Fe extraíble con H_2O (mg/kg)	89	168	86	69	61	33
Cu (mg/kg)	32	22	27	16	14	19
Mn (mg/kg)	183	193	145	167	199	131
Zn (mg/kg)	92	54	39	41	55	49
RH (%)	21	20	22	33	31	26
IH (%)	15	13	15	23	23	18
P_{AH} (%)	69	67	67	72	73	70
IG (%)	71	95	77	81	70	78

[1]datos expresados sobre materia seca. [2]extracto acuoso 1:10. RH: (C_{EX}/C_{OT})x 100, IH: (C_{AH}/C_{OT})x100 y P_{AH}: (C_{AH} / C_{EX})x100, C_{OH} (carbono orgánico hidrosoluble) e IG (índice de germinación).

El enriquecimiento de fósforo en los composts maduros también se hizo notar, aunque menos que con el hierro, obteniéndose valores finales en los mismos del orden de 2 g/kg. En cuanto al resto de macronutrientes, cabe destacar el contenido de calcio con un valor medio aproximado de 25 g/kg para el caso de los composts de G y de 70 g/kg en el caso de los obtenidos mezclando AL y S.

Los composts mostraron también un elevado contenido de materia orgánica (en torno al 75 % respecto a peso seco) muy rica en lignina, especialmente en el caso de los que se prepararon con G, y sus índices de humificación indicaron contenidos de carbono de naturaleza húmica comprendidos entre 20 y 33% del carbono orgánico total en muestra seca (RH), mayores en los composts preparados a partir de S, correspondiendo aproximadamente el 70 % de este carbono a los ácidos húmicos (Pah). En ensayos de extracción con hidróxido sódico concentrado en caliente (datos no expuestos) se consiguieron obtener valores del extracto húmico total superiores al 5%, lo que demuestra el potencial de los composts para la elaboración de abonos organo-minerales líquidos.

De los datos expuestos y en base al Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes, se podrían preparar para su posible comercialización al menos las siguientes categorías de abonos orgánicos sólidos y líquidos, a partir de los composts de AL obtenidos:

- Enmienda orgánica húmica.
- Enmienda orgánica compost.
- Abono orgánico NPK.
- Abono organo-mineral líquido PK.

Los requerimientos legales mínimos exigidos para la enmienda orgánica húmica son: 25% de materia orgánica, 5% de extracto húmico total y 3% de ácidos húmicos; para la enmienda orgánica compost: 35% de materia orgánica y C/N< 20, para el abono orgánico NPK: C/N< 15 y 4% de la suma $N+P_2O_5+K_2O$, debiendo cuantificarse al menos un 1% de cada uno de los tres nutrientes, mientras que para el abono organo-mineral líquido PK son: 6% de la suma $P_2O_5+K_2O$ (con mínimos de 2% de P_2O_5 y 2% de K_2O) y 4% de carbono orgánico.

4. Conclusiones

Cabe concluir, por tanto, que la transformación del AL en enmendantes y abonos orgánicos mediante compostaje es una técnica viable en las condiciones aquí descritas, recomendándose el control de la temperatura y la humedad, el pH, las pérdidas de materia orgánica y el índice de germinación para el adecuado seguimiento del proceso, además de la utilización de volteos mecánicos como método para la correcta aireación y homogenización de los sustratos de compostaje.

Los composts obtenidos, exentos de fitotoxicidad, mostraron un gran contenido de materia orgánica de naturaleza predominantemente ligno-celulósica y, por tanto, muy resistente a la biodegradación edáfica, pudiéndose considerar que, aproximadamente, una cuarta parte de la misma resultó más o menos humificada por el efecto del compostaje. Mostraron también un aceptable contenido en nutrientes, más importante en hierro y fósforo en los composts que se añadieron los correspondientes aditivos minerales.

5. Referencias

AAO. 2008. Agencia para el aceite de oliva. http://intereweb.mapa.es/pwAgenciaAO/General.aao. (Fecha de consulta: 09/01/08).

Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., García, D. y Cegarra, J. 2004. Agrochemical characterisation of "alperujo", a solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. Bioresource Technology 91, 195-200.

Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., García, D. y Cegarra, J. 2006a. Effects of bulking agent on the composting of "alperujo", the solid by-product of the two-phase centrifugation method for olive oil extraction. Process Bichemistry 41, 127-132.

Alburquerque, J.A., Gonzálvez J., García, D. y Cegarra, J. 2006b. Measuring detoxification and maturity in compost made from "alperujo", the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. Chemosphere 64 (3), 470-477.

Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., García, D. y Cegarra, J. 2007. Effects of a compost made from the solid by-product ("alperujo") of the two-phase centrifugation system for olive oil extraction and cotton gin waste on growth and nutrient content of ryegrass (*Lolium perenne* L.). Bioresource Technology 98, 940-945.

Cegarra, J., Alburquerque, J.A., Gonzálvez, J., Tortosa, G. y Chaw, D. 2006. Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product ("alperujo") managed by mechanical turning. Waste Management 26, 1377-1383.

Gonzálvez, J. 2005. Estudio del compostaje de orujo de oliva de dos fases y de la materia orgánica soluble extraída durante el proceso. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.

Mahimairaja, S., Bolan, N.S., Hedley, M.J. y Macgregor, A.N. 1994. Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: an incubation experiment. Bioresource Technology 47, 265-273.

Michel, F.C. y Reddy C.A. 1998. Effect of oxygenation level on yard trimmings composting rate, odor production, and compost quality in bench-scale reactors. Compost Science & Utilization 6 (4), 6-14.

Nakasaki K., Shoda M. y Kubota H. 1986. Effects of a bulking agent on the reaction rate of thermophilic sewage sludge composting. *Journal of Fermentation Technology*, *64 (6)*, *539-544*

Nakasaki, K.; Yaguchi, H.; Sasaki, Y. y Kubota, H. 1990. Effects of oxygen concentration on composting of garbage. Journal of Fermentation and Bioengineering 70 (6), 431-433.

Said-Pullicino, D. y Gigliotti, G. 2007. Oxidative biodegradation of dissolved organic matter during composting. Chemosphere 68, 1030-1040.

Una perspectiva sobre las aplicaciones del compost en Galicia (NW de España)

A perspective over compost applications in Galicia (NW Spain)

M.T. Barral [1], R. Paradelo [1], M. Domínguez[3], D. Rubinos[1], A.B. Moldes [1,2], F. Díaz-Fierros[1]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago, 15782 Santiago de Compostela, España
[2] Departamento de Enxeñería Química, Facultade de Ciencias, Campus As Lagoas, 32004 Ourense, España
[3] Fomento de Construcciones y Contratas, planta de Tratamiento de Lousame

E-mail: edbarral@usc.es

Resumen

Se exponen diversas experiencias de aplicación de compost de diversos orígenes (residuos sólidos urbanos, restos vegetales y residuos agrarios) en la Comunidad Gallega, bien como enmienda orgánica del suelo, como componente de sustratos para producción de plantas ornamentales, como constituyente de suelos artificiales para la restauración de espacios degradados, o en la recuperación de suelos contaminados. La adición de compost mejoró las propiedades físicas (retención de agua, límites de consistencia, agregación, porosidad), químicas (contenido de materia orgánica, pH, nutrientes) y biológicas (biomasa microbiana, actividad deshidrogenasa) del suelo. Se evaluó la calidad de los compost producidos en las plantas de tratamiento industriales de residuos urbanos de la Comunidad Gallega, concluyendo que éstos poseen propiedades adecuadas para ser empleados en la elaboración de substratos de cultivo, mezclados con turba o corteza compostada, con la ventaja de proximidad de producción, menor coste y aprovechamiento de un material residual. Se comprobó la viabilidad del compostaje como técnica de biocorrección de suelos contaminados con Hexaclorociclohexano, alcanzándose reducciones de hasta el 73 % de algunos isómeros. Por otra parte, se evaluó el empleo de compost de residuos agroindustriales en la restauración de escombreras de pizarra, demostrándose que, mezclados con los residuos finos del procesado de la pizarra, constituyen un suelo artificial que puede ser empleado en la restauración de estos espacios degradados.

Palabras clave
Compost, enmiendas, sustratos, restauración

Abstract

We describe some experiences about the use of compost from various origins (urban wastes, green wastes and agricultural wastes) in Galicia. Composts were used as organic amendments in agricultural soils, with benefits in their physical (water retention, aggregation and porosity), chemical (pH, organic matter, nutrients) and biological (biomass carbon, dehydrogenase activity) properties. The quality of the compost produced in urban waste treatment plants was evaluated for their use as components of plant growing media. We concluded that they can be used in mixtures with peat or composted pine bark, with lower production costs and the additional advantage of recycling a waste material. Composting was evaluated as a bioremediation technique for soils polluted with hexachlorocyclohexane, reaching reductions up to 73 % for some isomers. Additionally, composts derived from agroindustrial activities mixed with slate processing fines were successfully assessed as potential constituents of artificial soils for the restoration of slate mine spoils.

Keywords
compost, amendments, substrates, restoration

1. Introducción

En los últimos años se han puesto en marcha en Galicia varios proyectos de tratamiento de residuos orgánicos por vía biológica (aerobia y anaerobia), conducentes a la obtención de compost. Estos tratamientos operan a diversas escalas y tratan diversos tipos de residuos biodegradables: desde grandes plantas industriales para el tratamiento de residuos sólidos urbanos (RSU), pasando por instalaciones medianas de compostaje de residuos agroganaderos y forestales, a pequeños compostadores domésticos. Los proyectos del Gobierno gallego para el período 2007-2017 dan prioridad al compostaje y biometanización sobre otras opciones posibles de tratamiento de RSU. Por ello, la producción de compost debería de ir en aumento en los próximos años. Sin embargo, frecuentemente se plantean dudas respecto a las posibilidades reales de comercialización del compost

producido en esta Comunidad. La razón principal que se suele aducir es la riqueza en materia orgánica (MO) de muchos suelos gallegos, que haría innecesaria la aplicación de enmiendas orgánicas. Sin embargo, los niveles de MO son muy diferentes según el uso del suelo; pueden considerarse altos en terrenos a monte, donde nunca fueron realizadas con anterioridad prácticas agrícolas, pero en las tierras de cultivo los contenidos de MO son claramente inferiores (Díaz-Fierros, 1999). Los suelos con mayor déficit se corresponden con zonas de cultivo intensivo, como maíz o viña, en un clima con estiaje marcado y, sobre todo, donde la fertilización tradicional con estiércol ya no se practica. Esta disminución del contenido de MO a lo largo del tiempo como consecuencia de los cambios en los sistemas de cultivo se puso en evidencia en un estudios de campo, como los realizados en el Concello de Caldas de Reis (Domínguez et el, 2002), donde se observó que en el período 1958-1997 se produjo una pérdida de carbono superior, en promedio, al 1 % anual. Es evidente, por lo tanto, la necesidad de efectuar un aporte continuado de materia orgánica para mantener la calidad del suelo agrícola.

Pero no solo en los suelos cultivados hay grandes carencias de MO, sino también en suelos que han sufrido procesos de degradación por erosión, incendios repetidos o destrucción de los horizontes superficiales por actividades mineras, construcción de infraestructuras, etc. En estos casos la adición de MO es una acción obligada si se quiere reconstruir rápidamente la actividad biológica y la capacidad productiva de los suelos degradados. La incorporación de MO sería también beneficiosa en suelos contaminados, ya que actúa como un eficaz agente de inmovilización de contaminantes orgánicos e inorgánicos.

Otra alternativa de utilización del compost que parece presentar buenas perspectivas de futuro en Galicia es su empleo en la elaboración de sustratos para cultivos de vivero, actividad relevante en esta Comunidad, tanto en lo que se refiere a la producción de planta, flor cortada o forestal. Sin embargo, en la actualidad la producción de sustratos es muy escasa en Galicia y su demanda elevada. Por ello, la identificación y evaluación de materiales utilizables como sustrato, de suministro constante y de bajo coste resulta de gran interés, particularmente si con ello se consigue encontrar nuevos usos a materiales orgánicos residuales.

Nuestro objetivo en la última década ha sido colaborar en la difusión del uso del compost en la Comunidad gallega, valorando la calidad del compost producido y explorando diversas vías de aplicación, que expondremos a continuación de forma somera.

2. El compost como enmienda

Los objetivos de estos experimentos eran determinar el efecto de la adición del compost en la calidad física, química y biológica de los suelos, y en los rendimientos de la cosecha. Se realizaron ensayos en suelos de cultivo de maíz (Zea mays L.) y de patata (Solanum tuberosum L.), por ser algunos de los más representativos de la agricultura gallega. Por la importancia de la horticultura ornamental, se evaluó también su aplicación en invernadero, en cultivos de crisantemo (Chrysantemum sp.), lirio (Lilium híbrido var. Salmon classic) y tagetes (Tagetes sp.). Por otro lado, la aplicación de compost (60 y 120 t ha-1) en un cultivo de raigrás (Lolium multiflorum Lam.) en macetas bajo invernadero permitió evaluar sus efectos en condiciones controladas, comparando sus efectos con los de un fertilizante nitrogenado de síntesis.

En estos ensayos se pusieron de manifiesto las siguientes mejoras significativas en el suelo: a) propiedades físicas: incremento de la capacidad de retención de agua, disminución de la pérdida de suelo por acción de la lluvia, disminución de la densidad aparente del suelo; b) propiedades químicas: incremento del pH; incremento del contenido en nutrientes del suelo (potasio, calcio, magnesio, fósforo y nitrógeno); incremento del contenido en carbono y materia orgánica del suelo; c) propiedades biológicas: aumento de la biomasa microbiana e incremento de la actividad enzimática deshidrogenasa. Estos resultados confirman, pues, el valor del compost como enmienda orgánica en suelos de Galicia. Constituye asimismo, una alternativa o complemento a la fertilización inorgánica, en cuanto a su capacidad de cesión de nutrientes, con la ventaja adicional de que la adición de compost lleva aparejadas otro tipo de mejoras en el suelo, como en sus propiedades físicas o biológicas, importantes para el sostenimiento de su calidad (Domínguez, 2003; Moldes et al., 2007b; Barral et al., 2008a).

No siempre las mejoras de propiedades del suelo se tradujeron en mejoras estadísticamente significativas de productividad del cultivo, lo que puede ser en parte explicado por ser experimentos a corto plazo, unido a que se trataba de suelos con contenidos previos en nutrientes ya aceptables para el cultivo, y por lo tanto poco sensibles a la hora de dar una respuesta a la adición de cualquier tipo de fertilizante. Las mejoras más evidentes en rendimiento se observaron en los experimentos en macetas, en los que se añadieron las cantidades más elevadas de compost (60 y 120 t ha-1), se aguardó un tiempo de tres meses entre la incorporación del compost y la siembra, y no se dio la heterogeneidad inevitable en las parcelas de cultivo de campo (Domínguez et al., 2005).

La aplicación de un modelo cinético (Paradelo et al., 2007b, Barral et, 2008b) a los datos de mineralización de C obtenidos en experimentos de incubación permitió establecer la dosis de aplicación del compost necesarias para mantener los niveles actuales de carbono orgánico en distintos tipos de suelos, que se situarían alrededor de las 5 t ha-1 (peso seco), para unas condiciones climáticas medias de Galicia, y se duplicarían si se desease alcanzar un valor del 3,5 % de carbono orgánico, que se considera un valor óptimo para el mantenimiento de las funciones productivas y estructurales del suelo.

3. El compost como constituyente de sustratos de cultivo.

El objetivo general de esta línea de trabajo era evaluar la utilización del compost de FORSU como componente de sustratos para cultivos de planta ornamental o forestal en vivero. Se llevó a cabo una caracterización exhaustiva de los compost suministrados por las dos plantas industriales de compostaje de FORSU (procedimiento aerobio o biometanización seguida de compostaje aerobio) que se encuentran en funcionamiento en Galicia, que se compararon con otros de diversa procedencia (Barral et al., 2007). Además se han caracterizado otros materiales -corteza de pino esterilizada, corteza de pino compostada y turba- que pudieran ser empleados como "diluyentes" en mezclas con el compost de FORSU, para su uso como sustratos de cultivo. La caracterización física y química de los materiales se llevó a cabo siguiendo las normas del comité CEN para caracterización de enmiendas y sustratos de cultivo e incorporadas a las normas AENOR españolas. Para la evaluación de la compatibilidad con las plantas, se emplearon ensayos de siembra directa de berro y cebada, y test in-vitro de germinación-elongación con extractos de compost, proponiéndose algunas mejoras en el modo de operación y umbrales de toxicidad para algunas sustancias potencialmente fitotóxicas (Paradelo et al., este volumen; Villada et al., 2007). Los resultados obtenidos indican que los compost presentan propiedades físico-químicas y biológicas adecuadas para ser empleados como componente de sustratos de cultivo (Moldes et al., 2006, Barral et al., 2006, Moldes et al., 2007a), si bien es preferible mezclarlos con turba o corteza de pino compostada, en proporciones que no excedan el 50 % de compost. En estas condiciones, pueden obtenerse rendimientos vegetales iguales o superiores a los obtenidos con turba, que es el sustrato más habitual para plantas cultivadas en contenedor, con reducciones de más de un 60 % en los costes de producción (Moldes et al., 2006). Asimismo, experimentos con petunias y tagetes cultivados en contenedor, empleando como sustrato 25 % de compost de FORSU y 75 % de turba mostraron la capacidad de estas mezclas para sostener un adecuado desarrollo vegetal. Sin embargo los sustratos elaborados con compost de FORSU no resultaron adecuados para el cultivo de Pinus pinaster, produciéndose un alto porcentaje de marras.

4. Uso del compost en restauración de escombreras

La explotación a cielo abierto de la pizarra es uno de los problemas ambientales más graves en Galicia, que es el primer productor de esta roca a nivel mundial. Para la restauración de los suelos degradados por esta actividad, principalmente por el vertido de residuos en escombreras, es fundamental el papel de las enmiendas orgánicas, puesto que la revegetación de residuos mineros está impedida por limitaciones químicas y físicas, que son difíciles de corregir sin un incremento de las concentraciones de MO. Se ha evaluado la posibilidad de mezclar los residuos finos producidos en las explotaciones con compost para elaborar una capa que pueda cubrir las escombreras (la mayoría de ellas formada por residuos gruesos, con escasa capacidad de retención de agua y nutrientes) y servir de soporte a la vegetación para la restauración. Se demostró la utilidad del compost a la hora de mejorar las propiedades físicas (capacidad de retención de agua, consistencia, estructura), mejorar el estatus nutritivo y aumentar la actividad biológica en incubaciones de laboratorio, obteniéndose mejoras en todos los aspectos incluso en experimentos de corta duración (Paradelo et al., 2008). En experimentos de invernadero con raigrás (Paradelo et al., 2007a) se consiguieron además importantes incrementos de la productividad. Puede concluirse, por lo tanto, que estas mezclas pueden ser utilizadas como suelo artificial para disminuir el impacto ambiental de la minería de pizarra.

5. El compostaje como sistema de biocorrección de suelos contaminados

Se llevó a cabo una experiencia de biorrecuperación, mediante la técnica de biopilas, de suelos contaminados con isómeros de hexaclorociclohexano (HCH), en el polígono de Torneiros (O Porriño, Pontevedra), en el antiguo emplazamiento de una industria química dedicada a la obtención de Lindano (γ-HCH) (Villasuso, 2003). Los isómeros inactivos eran eliminados por vertido en terrenos adyacentes a la fábrica, produciéndose una situación grave de contaminación de suelos y aguas. La parcela objeto de estudio presentaba concentraciones de HCH total que alcanzaban los 5000 mg Kg-1, siendo los isómeros α y β los más abundantes. El sistema de biopilas es una técnica de biocorrección "ex situ" que consiste en la adición de nutrientes, materia orgánica (cortezas u otras materias vegetales, excretas animales) y otras enmiendas al suelo contaminado, que se dispone en montones alargados, estimulando la actividad microbiana aero-

bia mediante la aireación mecánica o forzada y el mantenimiento de una humedad adecuada, a fin de intensificar la biodegradación del contaminante. La composición de las biopilas se indica en la Tabla 1. El experimento duró tres meses, en condiciones de temperatura 20-30°C y humedad 50-60 %, para las que se había obtenido previamente, en laboratorio, la mayor degradación del HCH (Rubinos et al., 2007).

Tabla 1. Composición de las pilas de compostaje (volumen de componentes en litros).

Componente	Pila 1	Pila 2	Pila 3
Suelo	1400	1400	1400
Corteza pino	300	300	300
Estiércol caballo	150	70	-
Compost	-	-	300
Tojo (*U. europaeus*)	150	230	

La concentración de isómeros de HCH disminuyó en un 73%, 56%, 68% y 28%, para los isómeros α, β, γ y δ-HCH, respectivamente, en la pila 1. En la pila 2 se observaron porcentajes de degradación de 25 y 32 % para α y β, respectivamente, pero no se observó degradación de los isómeros γ y δ. En la pila 3 la concentración de isómeros de HCH disminuyó en un 47%, 51% y 50%, para α, β y γ-HCH, respectivamente. No se observó degradación del isómero δ-HCH. Los resultados obtenidos en este estudio indican que el compostaje en biopilas es una tecnología útil en el tratamiento de suelos contaminados con HCH, que puede hacerse extensible a otros tipos de contaminación con sustancias orgánicas de difícil degradación.

6. Conclusiones

El compost tiene amplias posibilidades de aplicación en Galicia, prioritariamente como enmienda de suelos, con un efecto secundario de fertilizante, habiéndose demostrado sus beneficiosos efectos en la calidad del suelo agrícola. Puede ser también empleado como componente de sustratos de cultivo, con una importante reducción de los costes de elaboración. La restauración medioambiental ofrece un extenso campo de aplicación, en suelos de mina, canteras, suelos incendiados, vertederos y obra pública, en los que el compost tiene cada vez más un valor insustituible.

7. Referencias

Barral, M. T., Moldes, A., Cendón, Y. y Díaz-Fierros, F. 2007. Assessment of municipal solid waste compost quality using standardized methods before preparation of plant growth media. Waste Management and Research. 25(2), 99-108.

Barral, M. T., Moldes, A., Pérez, R. y López, E. 2008a. Evaluation of MSW compost with high metal content for growing ornamental plants. En prensa.

Barral, M.T., Moldes, A., Cendón, Y. y Díaz-Fierros, F. 2006. Residuos sólidos urbanos gallegos compostados como alternativa económica a la turba para la elaboración de sustratos. Residuos 89, 44-49.

Barral, M.T., Paradelo, R.; Moldes, A., Domínguez, M., Díaz-Fierros, F. 2008b. A simple model for determining compost application rates to agricultural soils from laboratory incubation data. En prensa.

Díaz-Fierros Viqueira, F. 1999. A materia orgánica nos solos de Galicia. Adega Cadernos: A compostaxe de residuos. ADEGA. Santiago de Compostela.

Domínguez Domínguez, M. 2003. Avaliación do compost como emenda orgánica de solos de cultivo de Galicia. Tesis doctoral. Universidad de Santiago.

Domínguez, M., Barral, M. T. y Díaz-Fierros, F. 2005. Efectos del compost frente a un fertilizante inorgánico en un cultivo de raigrás italiano e maceta. II Congreso de residuos biodegradables y compost. Libro de resúmenes, Sevilla.

Domínguez, M.; Barral, M.T.; Arias, M. e Díaz-Fierros, F., 2002. Biological soil degradation due to the decrease in the use of organic fertilizers in Galicia (NW of Spain). En: Man and Soil in the Third Millenium. J. M. Rubio; R. P. C. Morgan; S. Asins e V. Andreu (Eds). Georforma Eds. Centro de Investigaciones sobre Desertificación. Logroño, 1511-1523.

Moldes A, Cendón Y. y Barral, M.T. 2007a. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. Bioresource Technology 98(16), 3069-75.

Moldes, A., Cendón, Y., López, E., Barral, M. T. 2006. Biological quality of potting media based on MSW composts: A comparative study. Compost Science and Utilization 4(4), 296-302.

Moldes, A., Vázquez, M., Domínguez, J. M., Díaz-Fierros, F., y Barral M. T. 2007b. Evaluation of mesophilic biodegraded

grape marc as soil fertilizer. Applied Biochemistry and Biotechnology 141(1), 27-36.

Moldes, A., Vázquez, M., Domínguez, J.M.; Díaz-Fierros, F. y Barral, M.T. 2006. Evaluation of waste from the winery industry as soil amendment. En: (E. Kraft, W. Bidlingmaier, M. de Bertoldi, L. F. Díaz y J. Barth, Eds.) ORBIT 2006, Part 2, 435440.

Moldes, A., Vázquez, M., Domínguez, J.M.; Díaz-Fierros, F. y Barral, M.T. 2008. Negative effect of vinification lees discharge on crop fields. Biores. Tecnol. On line doi:10.1016/j.biortech.2007.10.004

Paradelo, R., Cendón, Y., Moldes, A.B. y Barral, M.T. 2007a. A pot experiment with mixtures of slate processing fines and compost. Geoderma 141, 363-369.

Paradelo, R.; Domínguez, M.; Moldes, A.; Díaz-Fierros y Barral, M.T. 2007b. Testing kinetics models for predicting the organic matter content in compost-amended soils. IN: A. Chabbi (ed.). Proc. Book Int. Symp. Organic matter dynamics in Agro-ecosystems, Poitiers (France), 561-562.

Paradelo, R.; Moldes, A., Barral, M.T. 2008. Amelioration of the physical condition of mining wastes in short-term experiments. En prensa.

Paradelo, R.; Moldes, A., González, D. y Barral, M.T. 2008. Respuesta de test de germinación a la fitotoxicidad de sustancias orgánicas. Este volumen.

Rubinos, D. Villasuso, R., Muniategui, S.; Barral, M.T. y Díaz-Fierros, F. 2007. Using the landfarming technique to remediate soils contamined with hexachlorocyclohexane isomers. Water Air Soil Pollut 181, 285-399.

Villada, A., Paradelo, R., Moldes, A.B. y Barral, M.T. 2007. Effect of seed imbibition in the response of a germination-elongation test to heavy metals. Proceedings of the International Meeting "Soil and Wetland Ecotoxicology". Barcelona 26-27 de noviembre de 2007.

Villasuso, R. 2003. Biocorrección de solos contaminados con haxaclorociclohaxano no polígono de Torneiros (O Porriño): avaliación do landfarming e biopilas como técnicas de descontaminación. Tesina de Licenciatura de Biología. Universidad de Santiago.

El uso de los compost como sustrato de cultivo, una medida para el manejo sanitario de los cultivos

M. Avilés[1], C. Borrero[2], E. Casanova[2], G. Segarra[3], I. Trillas[3]

[1] Dpto. Ciencias Agroforestales, Universidad de Sevilla.
[2] Biocontrol Technologies S. L. Parque Científico de Barcelona
[3] Dpto. Fisiología Vegetal, Universidad de Barcelona

E-mail: mtrillas@ub.edu

Resumen

Desde hace tres décadas los composts se consideran sustratos de cultivo alternativos a la turba (Hoitink et al. 1975). Desde entonces, se ha descrito el control de diversas enfermedades de los cultivos a partir de composts obtenidos con distintos residuos (Noble y Coventry, 2005). Los materiales objeto de estudio proceden de composts producidos por nosotros (pilas volteadas): compost de corcho, orujo y alperujo. También evaluamos dos composts comerciales, residuo agotado del champiñón (RECOMSA) y mezcla de residuos municipales y de jardín (METROCOMPOST). La supresividad general estudiada en la caída de plántulas (Pythium aphanidermatum fue encontrada en todos los composts estudiados, mientras que la supresividad específica estudiada en caída de plántulas por Rhizoctonia solani sólo se encontró en compost de corcho (6 meses maduración). La mayoría de composts estudiados, con una madurez de más de un año presentaban supresividad natural a R. solani. El agente de control biológico Trichoderma asperellum, cepa T34 redujo significativamente la incidencia de esta enfermedad cuando se añadió a la turba y al compost de corcho (6 meses), así como a los composts de alperujo y residuo agotado de champiñón (1.5 – 2 años) (Trillas et al 2006). La Supresividad general y específica se asoció con las fusariosis vasculares ocasionadas por el patógeno Fusarium oxysporum f.sp. lycopersici and dianthi. Los compost más supresivos fueron el de orujo (Borrero et al. 2004), residuos municipales y de jardín (Cotxarrera et al. 2002), mientras que el compost de corcho fue moderadamente supresor (Borrero et al. 2004). Diversos composts mejoraron la resistencia de las plantas al ser infestadas sus hojas por Botrytis cinerea. Los composts más supresivos fueron el corcho, alperujo y residuo agotado de champiñón, mostrándose menos supresivos el de residuos municipales con restos de poda y el de orujo.

Palabras clave
Compost de orujo, compost de alperujo, compost de corcho, compost de residuo agotado de champiñón, compost de restos municipales y de jardín; *Trichoderma asperellum*, supresividad general, supresividad específica, respuestas de resistencia de las plantas.

Abstract

Compost was first proposed by Hoitink et al. (1975) as a peat substitute to control root pathogens. Since then, several soil-borne plant pathogens have been reduced by using substrates formulated with compost (Noble and Coventry, 2005). The composts examined in our study were from our own turned piles: cork, grape marc and olive marc composts. We also evaluated two commercial composts, one derived from spent mushroom (RECOMSA) and the other from municipal organic and yard wastes (METROCOMPOST). General suppressiveness was attributed to Pythium aphanidermatum in all the composts we studied while specific suppressiveness was related to Rhizoctonia solani in cork compost (aged around 6 months). Natural suppressiveness was found for most composts (aged more than 1.5 year). The biological control agent Trichoderma asperellum strain T34 reduced significantly disease incidence when added to conducive peat, suppressive cork compost (6 months) and long-term compost of spent mushroom and olive marc (Trillas et al 2006). General and specific suppressiveness were associated with Fusarium oxysporum f.sp. lycopersici and dianthi. The most suppressive composts were: grape marc compost (Borrero et al. 2004), municipal organic and yard waste compost (Cotxarrera et al. 2002), while the cork compost was moderately suppressive (Borrero et al. 2004). Several composts improved plant resistance in cucumber leaves infested by Botrytis cinerea. The most suppressive composts were cork, olive and spent mushroom compost, being less suppressive municipal organic and yard waste compost and grape marc.

Keywords
Grape marc compost, olive marc compost, cork

compost, spent mushroom compost, municipal organic and yard waste compost, *Trichoderma asperellum*, general suppressiveness, specific suppressiveness, plant disease resistance.

1. Introducción

Algunos composts de gran calidad (al igual que ciertos suelos) pueden reducir de manera natural la incidencia/ severidad de las enfermedades de las plantas (Alabouvette et al. 1996; Hoitink et al. 1999). Esta ampliamente estudiada la utilización de composts (procedentes de una gran diversidad de residuos) como sustratos de cultivo y su papel supresor de enfermedades edáficas, siendo la información mucho más reciente y menor su incidencia en las enfermedades foliares (Horst t al. 2005). La turba y fibra de coco, ampliamente utilizados como sustratos de cultivo por sus excelentes propiedades físicas y baja actividad microbiológica, acostumbran a ser materiales conductores para la mayoría de las enfermedades producidas por patógenos edáficos (Hoitink y Fahy, 1986; Borrero et al. 2005). El fenómeno de la supresión es el resultado de interacciones complejas entre el patógeno, las características abióticas del medio y los microorganismos presentes (Hoitink et al. 1993; Alabouvette, et al. 1996). La inducción de mecanismos de resistencia en la planta por parte de los composts es un fenómeno mucho menos estudiado así como la mejora en la nutrición de las plantas producida por los composts (Borrero, et al. 2004; Segarra et al. 2007). La supresividad de los composts es un fenómeno variable según el patógeno que se evalúe y es por ello que tanto turbas y fibras de coco, como composts pueden mejorar sus propiedades supresivas si se enriquecen con agentes de control biológico (De Ceuster y Hoitink, 1999; Trillas et al. 2006).

La evaluación de la capacidad supresiva de los composts generalmente se realiza en condiciones de crecimiento controladas (fitotrón) ajustando temperatura, humedad del ambiente aéreo y radicular, así como el tipo de fertilización que resulten óptimos para que el proceso de infección y el desarrollo de la enfermedad ocurran. Además se utilizan especies y variedades vegetales, descritas como sensibles al desarrollo de la enfermedad objeto de estudio. Los niveles de enfermedad se ajustan entre un 50 y un 80% comparando con sustratos descritos como no supresivos, es decir turbas y /o fibra de coco. La duración de los bioensayos es variable en función del patógeno a estudiar. Con posterioridad estos composts también se evalúan en condiciones de invernadero y/ o campo.

Los objetivos han sido evaluar la supresividad de diversos composts (naturales enriquecidos con agentes de control biológico) procedentes de residuos agroindustriales y urbanos y evaluar los mecanismos implicados en la supresión.

2. Materiales y Métodos

Los composts que este grupo de investigación ha evaluado son los producidos por la Universidad de Sevilla (Trillas et al. 2002) a partir de residuos del corcho, de la industria del alcohol (orujo) y del aceite (alperujo) mezclado con restos de desmotadora de algodón. Además se han venido evaluando dos composts industriales: RECOMSA (residuo agotado de champiñón) y METROCOMPOST (residuo recogida selectiva de basura mezclados con restos de poda). Estos composts se han caracterizado desde el punto de vista, físico, físico-químico, químico y microbiológico. La capacidad supresora de los composts se ha evaluado en condiciones controladas, para lo que se han puesto a punto diversos bioensayos.

3. Resultados y discusión

Todos los composts estudiados producen significativamente menor grado de enfermedad en las plantas que cuando se utiliza como medio de crecimiento turbas / fibra de coco, aunque el nivel de reducción es variable según el patógeno estudiado (Tabla 1).

Table 1. Natural suppression of studied composts to several plant pathogens

COMPOST	***Fusarium* wilt**	***Rhizoctonia* damping off**		***Pythium* damping off**	***Botrytis cinerea***
		young	mature		
Cork	**++**	**++**	**+++**	**+++**	**+++**
Grape marc	**+++**	**-**	**++**	**+++**	**++**
Olive marc	**++**	**-**	**+++**	**+++**	**+++**
RECOMSA	**++**	**-**	**++**	**+++**	**+++**
METROCOMPOST	**+++**	**++**	**+++**	**+++**	**++**
Turba	**-**	**-**	**-**	**-**	**+ / -**

El agente de control biológico Trichoderma asperellum, cepa T34 mejora la capacidad supresiva de los composts en la gran mayoría de los casos estudiados en enfermedades producidas por Rhizoctonia solani (Tabla 2). Se observan correlaciones significativas entre los niveles de enfermedad de las plantas, las poblaciones microbiológicas (tipos y actividad) y el ambiente físico-químico y químico del compost sobre los patógenos estudiados, tal y como se muestra en la tabla 3.

4. Conclusiones

Los mecanismos asociados a la supresividad natural de los composts estudiados corresponden tanto a la supresividad general (Pythium aphanidermatum), como específica (Rhizoctonia solani) y también general y específica (Fusarium oxysporum), sin olvidar la mejora en la resistencia de las plantas (Botrytis cinerea).

Table 2. Effect of the BCA *Trichoderma asperellum*, strain T34 in disease diminishing when enriching compost

COMPOST		**Rhizoctonia damping-off** Disease incidence (0-100%)	
		-T34	***+T34***
Cork	young	53.1	26.1
	mature	2.7	1.3
Grape marc	young	84.3	87.0
	mature	10.7	12.0
Olive marc	young	75.6	83.9
	mature	27.0	5.3
RECOMSA	young	84.0	55.1
	mature	29.3	14.7
METROCOMPOST	young mature	32.0	6.0
PEAT		94.6	48.0

Table 3. Physico-chemical, chemical, microbial properties and mechanisms of action against specific plant pathogens of studied composts

***Fusarium* wilt tomato** Mechanisms: General and specific suppressiveness	
CORK COMPOST	*Bacillus* spp. Copiotrophic bacteria, Oligotrophic actinomycetes, fluorescent *Psedomonas* Microbial activity (β-Glucosidase): 173 µg hydrolized p-nitrophenol cm^{-3}
GRAPE MARC COMPOST	*Bacillus* spp. Cellulolytic and oligotrophic actinomycetes, Cellulolytic, oligotrophic and Copiotrophic bacteria, Total fungi Microbial activity (β-Glucosidase): 110 µg hydrolized p-nitrophenol cm^{-3} High pH (7.35)
OLIVE MARC – COTTON GIN TRASH COMPOST *(1:1, v/v)*	pH, Microbial activity (β-Glucosidase), *Bacillus* spp. Cellulolytic and oligotrophic actinomycetes, Cellulolytic and oligotrophic bacteria,
SPENT MUSHROOM COMPOSTS (RECOMSA	pH, Microbial activity (β-Glucosidase), *Bacillus* spp. Cellulolytic and oligotrophic actinomycetes, Cellulolytic and oligotrophic bacteria
MUNICIPAL ORGANIC AND YARD WASTES COMPOSTS (METROCOMPOST)	Total bacteria (9.6 cfu cc^{-1}) *Trichoderma* spp. Microbial activity (Fluorescein diacetate, FDA): 1.72 µg FDA $cc^{-1}min^{-1}$(100 % compost) and 1.47 µg FDA $cc^{-1}min^{-1}$(50 % compost)

***Rhizoctonia* damping off** Mechanisms: Specific suppressiveness	
CORK COMPOST	fluorescent *Psedomonas* Low levels of biodegradable substances (young and mature compost) that enhance competitiveness of autochthonous microorganisms
GRAPE MARC COMPOST	Cellulolytic,and oligotrophic bacteria Low levels of biodegradable substances (mature compost) that enhance competitiveness of autochthonous microroganisms
OLIVE MARC – COTTON GIN TRASH COMPOST *(1:1, v/v)*	Low levels of biodegradable substances (mature compost) that enhance competitiveness of autochthonous microorganisms
SPENT MUSHROOM COMPOSTS (RECOMSA)	Low levels of biodegradable substances (mature compost) that enhance competitiveness of autochthonous microorganisms
MUNICIPAL ORGANIC AND YARD WASTES COMPOSTS (METROCOM-POST)	*Trichoderma* spp. Low levels of biodegradable substances (mature compost) that enhance competitiveness of autochthonous microroganisms
***Pythium* damping off** Mechanisms: General suppressiveness	
CORK COMPOST	High microbial activity
GRAPE MARC COMPOST	
OLIVE MARC – COTTON GIN TRASH COMPOST *(1:1, v/v)*	
SPENT MUSHROOM COMPOSTS (RECOMSA)	
MUNICIPAL ORGANIC AND YARD WASTES (METROCOMPOST)	
Botrytis cinerea Mechanisms: Plant Resistance	
CORK COMPOST	High microbial activity, and moderate electrical conductivity (0.97 mS cm^{-1}). Levels of Ca, Si, moderate levels of Mo in plant
GRAPE MARC COMPOST	High microbial activity and moderate electrical conducivity (0.79 mS cm^{-1}).
OLIVE MARC – COTTON GIN TRASH COMPOST *(1:1, v/v)*	Very high microbial activity, and moderate-high electrical conductivity (1.31 mS cm^{-1}). Levels of Ca and Mo in plant.
SPENT MUSHROOM COMPOSTS (RECOMSA	Levels of Ca, and high electrical conductivity (3.60 mS cm^{-1}).
MUNICIPAL ORGANIC AND YARD WASTES COMPOSTS (METROCOM-POST) *Formulated with peat and vermiculite (2:1:1, v/v) or*	High microbial activity: 133.17 µg hydrolizedp-nitrophenol cm^{-3}; and moderate- high electrical conductivity (1.59 mS cm^{-1}). Levels of Mo in plant.

Referencias

Alabouvette, C.; Hoeper, H., Lemanceau, P. And Steinberg, C. 1996. Soil suppressiveness to diseases induced by soilborne plant pahtogens. Pages 371-413 in: Soil Biochemistry, vol 9. G. Sotzky y J.M. Bollag eds. Marcel Dekker, Inc., New York.

Borrero, C.; Trillas, M.I., Ordovás, J., Tello, J.C.; Avilés M. 2004. Predictive factors fort he suppression of Fusairum wilt of tomato in plant growth media. Phytopathology 94, 1094-1101.

Borrero, C., Ordovás, J.; Trillas, M.I., Avilés, M. 2006. Tomato Fusarium wilt suppressiveness. The relationship between the organic plant growth media and their microbial communities as characterised by Biolog ®. Soil Biology and Biochemistry 38, 1631-1637.

Cotxarrera, L., Trillas, M.I., Steinberg, C., Alabouvette, C. 2002. Use of sewage sludge compost and Trichoderma asperellum isolates to suppress Fusarium wilt of tomato. Soil Biology and Biochemistry 34, 467-476.

De Ceuster, T..J.J.; Hoitink; H.A.J. 1999. Prospects for composts and biocontrol agents as substitutes for methyl bromide in biological control of plant diseases. Compost Science and Utilisation 7, 6-15.

Hoitink, H.A.J., Schmitthener, A.F., Herr, L.J. 1975. Composted bark for control of root rot in ornamentals. Ohio Rep. 60, 25-26.

Hoitink, H.A.J. y Fahy, P.C., 1986. Basis fort he control of soil-borne plant pathogens with composts. Annual Review of Phytopathology 24, 93-114.

Hoitink, H.A.J.; Boehm, M.J., y Hadar, Y. 1993. Mechanisms of suppression of soilborne plant pathogens in compost-amended substrates. Pages 601-621 in: Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects. H.A.J. Hoitink and H.M. Keener eds. Renaissance Publications, Worthington, OH.

Hoitink, H.A.J., Boehm, M.J. 1999. Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent pehnomenon. Annual Review of Pythopathology 37, 427-446.

Horst, L.E.; Locke, J., krause, C.R., McMahon, R.W., Maden, L.V., y Hoitink, H.A.J. 2005. Suppresion of botrytis blight of begonia by *Trichoderma hamatum* 382 in peat and compost-amended potting mixes. Plant Disease, 89, 1195-1200.

Noble, R., Coventry, E. 2005. Suppression of soil-borne plant diseases with composts: a review. Biocontrol Sci. Techn. 15, 3-20.obl

Segarra, G.; Casanova, E., Borrero, C,m Avilés, M., Trillas, M.I. 2007. The suppressive effects of composts used as growth media against *Botrytis cinerea* in cucumber plants. Eyr. J. Plant Pathology 117,393-402.

Trillas, M.I., Avilés, M., Ordovás, J.; Bello, A., Tello, J.C. 2002. Using compost as a methyl bromide alternative. BioCycle 43, 64-68.

Trillas, M.I.; Casanova, E., Cotxarrera, L., Ordovás, J., Borrero, C., Avilés M. 2006. Composts from agricultural waste and the *Trichoderma asperellum* strain T34 suppress *Rhizoctonia solani* in cucumber seedlngs. Biological Control 39, 32-38.

Weller, D.M.; Raaijmakers, J.M.; McSpadden Gardener, B.B. y Thomashow, L.S. 2002- Microbial populations responsible for specific soil suppressiveness to plant pathogens. Annu. Rev. Phytopathoglogy 40, 309-348.

Uso de composts de residuos urbanos en sustratos de vivero forestal

Urban composts use in forestry nursery growing media

R. López, J.C. Ostos y F. Cabrera

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC. Avda. Reina Mercedes 10, Sevilla.

E-mail: rlnunez@irnase.csic.es

Resumen

La inclusión de compost de origen urbano en los sustratos de cultivo reduce el consumo de turba y constituye una alternativa de uso para estos productos. Este trabajo recoge los resultados obtenidos al utilizar tres composts preparados a partir de biosólidos y restos de poda, residuos sólidos urbanos y restos de poda, y biosólidos, residuos sólidos y restos de poda como componente de sustratos de vivero. Estos compost se mezclaron con turba en proporciones del 0 al 100% en volumen y se realizaron 20 ensayos con 10 especies comunmente utilizadas en reforestación. Como testigo se usó el sustrato habitualmente utilizado en el vivero a base de turba. Se realizó una caracterización de los diferentes medios de cultivo. En términos medios el crecimiento de estas especies fue mejor en los sustratos con compost, superando en casi un 50% en altura y un 20% en diámetro a las plantas cultivadas en el sustrato testigo. El desarrollo de las plantas resultó poco influído por el tipo, o la dosis de compost en el sustrato, aunque los mejores resultados se obtuvieron en general con proporciones de compost del 25 al 50%.

Palabras clave
biosólidos, residuos de poda, residuos sólidos urbanos

Abstract

Including urban composts in nursery growing media could reduce peat use and could promote new markets for these products. Three composts from urban origin were used as components of nursery growing media. Composts come from biosolids, municipal solid waste and pruning waste. Composts (0 to 100% v/v) were mixed with peat and 20 trials with 10 forestry and ornamental species were done. As control treatment, peat-based substrate, the usual substrate in the nursery, was employed. Chemical and physical characteristics of composts-based growing media were adequate for their use as nursery substrates. Plant growing in compost-based substrates surpassed those of control substrate by 50% in height and 20% in stem diameter. Compost type or compost dose (25-75%) had a minor effect on plant development though a compost ratio of 25-50% was the optimum.

Keywords
biosolids, pruning wastes, municipal solid wastes

1. Introducción

Nuestra sociedad genera actualmente una gran cantidad y variedad de residuos de diversos orígenes, algunos de ellos con una producción ascendente, y cuya acumulación puede crear diversos problemas ambientales. En Andalucía, la cantidad de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) producidos en 2006 fue de 4.094.982 Tm, la de biosólidos de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) fue en 2005 de 1.250.000 toneladas de materia fresca. Diversas normas legislativas, tanto a nivel de la Unión Europea (Directiva 1999/31/CE) como de España (Plan Nacional de Residuos Urbanos, Plan Nacional de Lodos de Depuradora) establecen estrategias para reducir los residuos biodegradables destinados a vertederos: a partir del año 2006, el 50% de la fracción orgánica de los RSU y el 20 % de los biosólidos deben ser tratados mediante compostaje. La inclusión de compost de origen urbano en los sustratos de cultivo reduce además el consumo de turba, un producto no renovable, y constituye una alternativa de uso para estos productos (Hernández-Apaolaza et al. 2005, Moldes et al. 2007).

Este trabajo recoge los resultados obtenidos en un amplio número de ensayos realizados en vivero utilizando tres composts preparados a partir de residuos de origen urbano: biosólidos de EDAR, restos de poda de jardinería urbana y RSU. Se describen las propiedades de los composts y de los sustratos preparados con ellos, y se estudia como influyeron los composts en el desarrollo en vivero (diámetro y altura de las plantas) de diversas especies, de carácter ornamental y forestal.

2. Materiales y métodos

2.1. Fabricación de los composts

Se elaboraron tres tipos de compost (A, B, C) combinando la fracción orgánica de RSU (FORSU), biosólidos de EDAR y restos de poda de parques y jardines, en las proporciones en volumen que se indican en la Tabla 1. El compost A fue preparado a partir de biosólidos de EDAR y restos triturados de poda de jardines urbanos, con un cribado final por 12 mm.

Tabla 1. Proporciones en volumen de materias primas

COMPOST	LODOS	FORSU	PODA
A	1	0	3
B	0	1	1.5
C	1	1	2

El compost B fue preparado a partir de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y restos de poda con cribado final de 4 mm y el compost C fue preparado por compostaje de los tres residuos y cribado final de 4 mm. El método empleado fue el de pilas volteadas cada 10-15 días. Previamente a la mezcla de materias primas se astillaron los restos de poda obteniéndose fragmentos entre 2 y 15 cm. Con las mezclas se conformaron pilas de 5,5 metros de anchura en la base y 2,5 metros de altura. La fase activa del compostaje se prolongó durante dos meses en los que se realizaron medidas semanales de la temperatura. Las temperaturas alcanzadas (datos no mostrados) indicaron un correcto compostaje de los residuos. Después de un período de maduración de un mes, se realizó un primer cribado por tamiz de 24 mm, almacenando el producto obtenido durante un período que varió entre 3 y 18 meses hasta la realización del ensayo. Posteriormente, según el tipo de ensayo en que se empleara el compost se realizaron cribados a 12 ó 4 mm.

2.2. Sustratos y diseño experimental

Cada uno de los composts preparados se mezcló, en proporciones variables, con el sustrato (T) habitualmente utilizado en el vivero. El porcentaje en volumen de compost presente en los sustratos de cultivo fue 0, 25, 50, 75 y 100%, denominándose estos tratamientos en las tablas con el tipos de compost (A, B, C) seguido del número que indica su proporción en la mezcla.

Como sustrato testigo (T, 0% de compost) y como resto del sustrato de las mezclas con compost se utilizó el sustrato habitualmente utilizado en el vivero, normalmente preparado a base de turbas fertilizadas.

Tabla 2. Relación de ensayos efectuados

Especie	Tipo ensayo*	V cont. (ml)	Otros**
Romero	E	150	-H, +H
Ciprés	G	150	-H, +H
Naranjo	G	Caja	-H, +H
Jacaranda	G	Caja	-H, +H
Ciprés	T	1500	-H, +H
Romero	T	1500	-H, +H
Ciprés	T	5000	-H
Romero	T	5000	-H
Mirto	T	5000	-H
Tuya	T	5000	-H
Palmera Washingtonia	T	5000	-H
Palmera canaria	T	5000	-H
Acacia floribunda	T	5000	-H
Acacia salina	T	5000	-H
Júpiter	T	5000	-H
Plátano	T	5000	-H

*: E: estaquillado; G: germinación; T: transplante;
**: -H: ensayo sin hidrogel; +H: ensayo con hidrogel

Los sustratos preparados se emplearon en ensayos de germinación (G), estaquillado (E) o para el trasplante (T) de plantas tal como se indica en la tabla 2. Las especies vegetales utilizadas y el tamaño del contenedor, variable desde bandejas con alveolos de pocos mililitros hasta macetas de varios litros de capacidad se indican en la misma tabla. En muchos ensayos se ha utilizado también TerraCotem® (H), un producto a base de hidrogeles y otros componentes minerales, en una dosis de 5 g l-1. Otras prácticas de cultivo (riego, tratamientos fitosanitarios, etc.) se realizaron de la manera habitual del vivero. %. Los ensayos se realizaron en el vivero de la Diputación de Sevilla en Valdezorras, Sevilla).

Los ensayos de germinación y estaquillado se realizaron con tres repeticiones (bandejas) por tratamiento y distribución de estos en bloques al azar. Los ensayos en macetas de 1,5 L se realizaron en bloques de 5 macetas con tres bloques por tratamiento y distribución al azar. Los ensayos en macetas de 5 L se realizaron en 10 macetas por tratamiento. Se determinó la altura de las plantas y diámetro en la base del tallo.

2.3. Análisis físico-químicos en composts y sustratos y procedimientos estadísticos

Los análisis de pH y C.E. se realizaron en extracto 1:5 (vol:vol) siguiendo las normas UNE-EN 13038 y 13037. La determinación del contenido en materia

orgánica se realizó según la norma UNE-EN 13039 (AENOR 2001, 2002). El contenido en metales pesados se determinó por ICP-OES después de digestión con agua regia en microondas Las propiedades físicas se determinaron siguiendo los procedimientos de Inbar et al., 1993. Todos los análisis se realizaron por triplicado.

Se analizaron muestras de control del programa MARSEP de WEPAL (Houba et al., 1996) con cada grupo de muestras para garantizar la calidad de los análisis.

A partir de los resultados individuales de cada ensayo se calcularon para cada tratamiento (sustrato) los valores medios de altura y diámetro de planta. Los resultados medios de cada ensayo se refirieron al valor medio correspondiente al tratamiento A25 y se expresaron como porcentaje para hacerlos comparables entre todos los ensayos. Estos valores porcentuales se trataron con el modelo lineal general univariante (SPSS) considerando como independientes las variables tipo de compost, proporción de compost en el sustrato y presencia o no de TerraCotem.

3. Resultados y discusión

3.1. Propiedades de los sustratos

En la tabla 3 se muestra una selección de propiedades físico-químicas de los composts y sustratos preparados. Respecto a los composts se observa como las adecuadas condiciones de compostaje han permitido obtener composts maduros, como queda patente por las relaciones C/N menores de 12-14.

Tabla 3. Caracterísiticas de los sustratos

Sustrato	pH	C.E. (dS/m)	M.O. (%)	C:N	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Da (g cm-^{3})	CRA (% vol)	PT (% vol)	EA (% vol)
T	6.79	0.15	56.1	50.1	21	25	34	0.164	55.2	91.4	36.2
A25	6.99	0.62	40.6	22.8	84	232	99	0.287	51.1	86.0	35.0
A50	6.91	1.13	32.9	14.4	96	286	120	0.432	50.0	79.9	29.9
A75	6.77	2.30	31.6	13.3	95	292	121	0.487	47.8	77.5	29.7
A100	7.09	2.62	35.5	12.5	114	268	119	0.667	51.5	68.5	17.0
B25	7.53	0.61	43.8	24.6	108	188	110	0.200	47.9	90.1	42.2
B50	7.60	1.11	41.6	17.0	153	259	180	0.307	48.9	85.0	36.1
B75	7.81	1.35	34.5	13.9	178	287	174	0.422	43.7	80.2	36.5
B100	7.75	1.66	34.3	13.5	215	365	149	0.578	52.3	72.9	20.5
C25	7.12	0.99	37.0	19.3	133	271	129	0.282	46.3	86.6	40.3
C50	6.94	1.13	31.5	14.2	207	335	155	0.382	46.1	82.4	36.2
C75	6.93	1.58	31.1	12.9	210	341	159	0.511	49.5	76.5	27.0
C100	6.93	2.55	32.8	12.7	216	397	225	0.576	47.6	73.2	25.6
Ideal	5.2-6.3			20-40	<300*	<500*	<150*	<0.4	55-70	>85	10-30

C.E.: Conductividad eléctrica; M.O: Materia orgànica, C:N: Relación C/N;Da: densidad aparente; Dr: densidad real; CRA: capacidad de retención de agua; PT: porosidad total; EA: espacio de aire

Límites para propiedades físicas y pH según Ansorena (1994). * Límites para metales pesados según Clase A Compost, BOE 19/07/2005.

Los valores de salinidad (conductividad eléctrica, C.E.) fueron relativamente elevados en los composts, y podrían comprometer ciertos usos (cultivos poco tolerantes a salinidad). Sin embargo, estos valores disminuyeron apreciablemente en las mezclas con turba. Los contenidos de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, datos no mostrados) permiten predecir una importante capacidad fertilizante a estos materiales. Los contenidos de metales pesados correspondieron en general a compost de clase B en la actual normativa española (sólo se fijan condiciones restrictivas de uso para los de clase C) (BOE, 2005). El metal más problemático en este sentido fue el Pb, que en el caso del compost B se acercó al máximo establecido y lo sobrepasó en el caso del compost C. En el caso de los sustratos con menores proporciones de compost las cantidades fueron menores por dilución.

Las propiedades físicas de los sustratos con composts (densidad aparente, capacidad de retención de agua, porosidad total, porosidad de aire) presentaron valores que sin ser los ideales para la aplicación como sustrato, estuvieron en general cercanos a los límites: en el caso de la densidad aparente y de la porosidad total los sustratos con 25-50% de compost mostraron los valores más adecuados. En el caso de la porosidad de aire fueron las mezclas con mayor proporción de compost las más adecuadas.

3.2. Efectos en el desarrollo de los cultivos

En la tabla 4 se muestra el efecto de los diferentes tratamientos en el desarrollo (altura y diámetro) de las plantas. Al considerar como variables independientes en el modelo lineal general univariante el tipo de compost, el porcentaje de compost en el sustrato y la presencia o no de hidrogel no aparecieron efectos cruzados de los tres factores considerados. Dado que las diferencias entre los tres composts considerados y la presencia o no de hidrogel tampoco aparecieron como significativas, se ha optado por mostrar los valores medios de los niveles considerados para cada uno de los factores.

La altura de las plantas resultó muy similar para los tres composts, sin diferencias significativas entre ellos. La altura media con cualquiera de los composts (A, B, C) superó de manera significativa, en un 15% aproximadamente, la altura media obtenida en los tratamientos testigo (T). La diferencia entre los tratamientos T y los tratamientos con composts fue del orden del 50% en los ensayos realizados en macetas de 1500 mL e incluso superior en los ensayos de germinación y estaquillado realizados en alveolos más pequeños (figura 1).

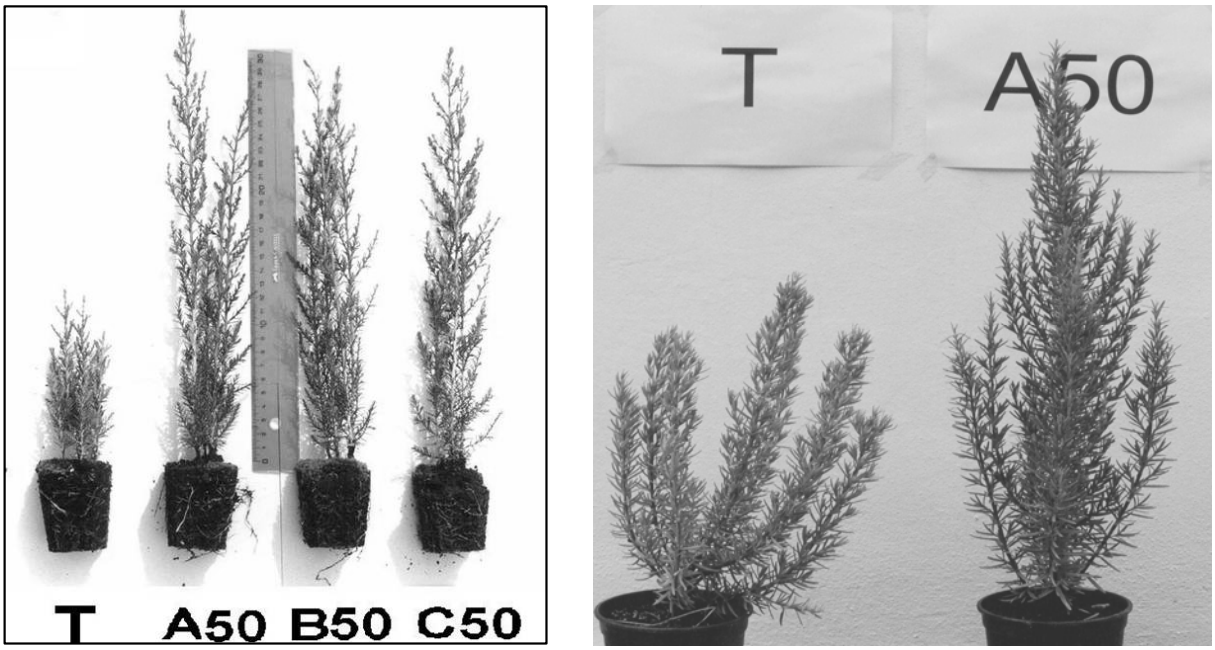


Figura 1. Desarrollo de ciprés germinado en composts (izquierda) y de romero trasplantado a macetas (derecha)

Las diferencias fueron menores (aunque todavía significativas a favor de los tratamientos con compost) en el caso de macetas de 5 L, posiblemente debido a que el tratamiento T en estos casos fue un producto también preparado con un compost de estiércol y otros restos vegetales. La mejor nutrición de las plantas cultivadas en sustratos con composts fue la causa de este mayor desarrollo (López et al., 2003, Ostos et al. 2007). Cuando se comparan las diferentes dosis de compost utilizadas (tabla 4) se observa como, de manera general, los mejores resultados en cuanto a altura de las plantas se obtuvieron con la dosis del 50% de compost, aunque esta dosis no se diferenció significativamente de las del 25 y 75%. Sí resultó significativamente menor el crecimiento en altura en el caso de la dosis 0 (sustrato T) y de la dosis del 100%. En varios ensayos, con las proporciones de compost por encima del 50% generalmente el crecimiento comenzaba a reducirse. Estas mezclas con mayores porcentajes de compost presentaban ciertas propiedades físicas más desfavorables que las de porcentajes intermedios (tabla 3). En algunos casos, al emplear los composts al 100% se producía mayor mortandad (mortandad total en los casos de Acacia floribunda con compost A100% y Júpiter con compost B100%), o menor porcentaje de germinación de plantas. Este comportamiento se produjo en plantas poco tolerantes a salinidad, por lo

que la salinidad de los composts (tabla 3) puede ser un fenómeno limitante en el caso de las dosis más elevadas.

Lo dicho para la altura se observa de manera similar al considerar el diámetro de las plantas, si bien en este caso las diferencias entre composts o dosis no resultaron significativas en líneas generales, aunque sí se obtuvieron diferencias significativas al estudiar por separado los resultados correspondientes a cada ensayo (datos no mostrados).

Tabla 4. Valores medios porcentuales por tipo de compost, dosis de compost, y presencia de hidrogel en todos los ensayos

Trat.	Altura (%)	N	Diámetro (%)	N
T	87.5 a	25	92.6 a	19
A	101.4 b	71	98.7 a	53
B	102.6 b	46	107.4 a	34
C	102.7 b	30	99.9 a	18
0	87.5 a	25	92.6 a	19
25 %	102.5 b	45	100.8 a	31
50 %	108.4 b	45	101.9 a	31
75 %	101.4 b	45	103.9 a	31
100 %	79.2 a	12	97.9 a	12
H-	99.2 a	124	99.7 a	94
H+	101.8 a	48	102.3 a	30

N: número de casos. H-: sin hidrogel; H+: con hidrogel
Trat. : tratamiento

No se observaron diferencias asociables a la presencia en los sustratos de cultivo de hidrogeles; una frecuencia adecuada de los riegos realizados en el vivero y/o las aceptables propiedades físicas de los sustratos basados en composts (tabla 4) han podido enmascarar los efectos de este producto.

4. Conclusiones

Los resultados indican que el uso de sustratos con proporciones de composts en torno al 50% (en mezclas con turba) resulta ventajoso para el cultivo de especies forestales y ornamentales. Los tres composts utilizados promovieron un mayor desarrollo en altura de las plantas. A pesar de su diferente origen y composición los tres composts dieron lugar a una respuesta muy similar en los cultivos. Proporciones más elevadas de compost en el sustrato (75-100%) produjeron en algunos casos problemas debido posiblemente a la mayor salinidad del medio. El uso de compost como componente del sustrato es ventajoso económicamente, puesto que el precio de éste es inferior al de la turba.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado en el marco de los proyectos LIFE00ENV/E/000543 "Procesos de co-compostaje y aplicación de sus productos" y AGL 2002-02633 AGR-FOR "Diseño de sustratos de vivero basados en composts urbanos". Los autores agradecen la colaboración de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y de EGMASA.

Referencias

Ansorena J. 1994. Sustratos: Propiedades y Caracterización. Mundi-Prensa, Madrid.

AENOR 2001. Normas UNE-EN 13037, 13038 y 13039. Asociación española de Normalización y Certificación. AENOR, Madrid.

AENOR 2002. Norma UNE-EN 13651. Asociación española de Normalización y Certificación. AENOR, Madrid.

Boletín Oficial del Estado 2005, nº 171 de 19 de julio de 2005, p. 25653-4.

Inbar. Y., Hadar Y., Chen Y. 1993. Recycling of Cattle Manure: The Composting Porcess and Characterization of Maturity. J.Environ. Qual. 20, 857-863.

Hernández-Apaolaza L., Gascó A.M., Gascó J.M. y Guerrero F. 2005. Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants. Bioresource Technology 96, 125-131.

Houba V. J. G., Uittenbogaard J. & Pellen P.. 1996. Wageningen evaluating programmes for analytical laboratories (WEPAL), organization and purpose. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 27(3&4), 421-431.

López R., Sancho F., Alvarez J. Mª, Madejón E. 2003. Sustratos de cultivo con composts urbanos para el cultivo de lentisco (*Pistacia lentiscus*). Actas de Horticultura 39, 590-591.

Moldes A., Cendón Y. y Barral M.T. 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. Bioresource Technology 98, 3069-3075.

Ostos J. C., López-Garrido R., Murillo J.M., López R. 2007. Substitution of peat for municipal solid waste- and sewage sludge-based composts in nursery growing media: Effects on growth and nutrition of the native shrub Pistaccia lentiscus L. Bioresource Technology 99, 1793-1800.

Sesión II

Formación e información en el ámbito del compostaje

Residuos y sociedad: el papel de los medios de comunicación

X. Duran

Director del programa "El medi ambient" de TV3-Televisió de Catalunya

Resumen

El espacio dedicado a los temas ambientales en los medios de comunicación ha crecido de forma sensible en los últimos años. Pero es posible hacer que la información ambiental aparezca en cualquier sección y aprovechar cualquier noticia para introducir los aspectos ambientales o para hacer una lectura ambiental de la actualidad. Los medios de comunicación pueden concienciar a la sociedad, pero para ello es preciso contarrestar o matizar el discurso dominante sobre el significado de "crecimiento económico".

En los últimos años, el espacio ocupado por la información ambiental en los medios de comunicación ha aumentado de forma sensible. El esfuerzo de científicos, entidades naturalistas y ecologistas, instituciones y pioneros de la comunicación ambiental ha consegudio situar estos temas en un lugar importante de la agenda y esto ha favorecido esta evolución. Al mismo tiempo, la presencia de estos temas en los medios ha contribuído a dar más difusión a los problemas ambientales y a sus soluciones. La aparición de estudios cada vez más consistentes –y alarmantes- sobre el cambio climático también ha dado protagonismo a estos temas. Y el interés por difundirlos se ha acentudado por la convicción de que es imposible afrontar estos retos sin el papel activo de los ciudadanos.

En estos años no sólo ha aumentado el volumen de información, sinó también la forma de transmitirla. Esto no se ha producido en todos los medios ni de la misma forma. Pero hay ciertos cambios importantes que querría ir analizando en esta ponencia.

Hace algunos años, hablar de medio ambiente era referirse a contaminación, residuos y protección de flora, fauna y espacios naturales. Probablemente, para una gran parte de la población –y para algunos profesionales- esta idea limitada siga vigente. Pero uno de los logros de la información ambiental en los últimos años ha sido mostrar que estos temas tienen que ver también con la economía, con la política, con la cultura, con la salud... Esto es muy importante por dos razones principales: porque destaca la importancia de los temas ambientales en ámbitos diversos y en la propia vida cotidiana de los ciudadanos y porque ha permitido que la información ambiental no esté limitada a unos espacios o a unas secciones concretas, sino que pueda transmitirse en cualquiera de ellas.

Este es uno de los puntos destacables del periodismo ambiental en los últimos años. Se va consiguiendo hacer ver que casi todas las noticias –si no todas- pueden tener su lectura ambiental. En muchos casos puede ser marginal o poco trascendente. Pero en otros puede convertirse en un elemento básico para comprender el tema. Y los mismos problemas ambientales pueden proporcionar nuevos temas que hasta el momento pasaban desapercibidos en la mayoría de medios.

Tenemos un ejemplo en la "conquista" del Polo Sur submarino por parte de Rusia, que como en las antiguas expediciones plantó su bandera, aunque esta vez lo hizo de forma muy espectacular: con un robot sumergido dirigido desde la superficie. Para comprender mejor la noticia y sus implicaciones hay que conocer el proceso acelerado de deshielo que se vive en el Ártico y las perspectivas de que en unas décadas –o quizá en solo unos años- aquella zona dejará de estar cubierta por hielo todo el año. Esto creará problemes globales, pero al mismo tiempo abrirà nuevas vías de navegación que permitirán ahorrar tiempo y combustible. Y también puede facilitar la extracción de algunos recursos naturales en la región. Por ello se produce la toma de posición para la reinvidicación territorial. Además, Rusia y otros países, como el Reino Unido, están utilizando geólogos para intentar demostrar la legitimidad de sus reivindicaciones, tanto en el Ártico como en otros lugares del planeta. Y el posible cambio de perfil del Ártico puede tener incidencia en problemas territoriales y de soberanía en países como Canadá. También es necesario o, por lo menos, conveniente dar información rigurosa sobre la posible riqueza en recursos naturales de esta zona y la viabilidad de extraerlos. Todo ello permite situar la noticia en su contextos y analizar su verdadero alcance.

Como este podrían ponerse muchos ejemplos. Y gran parte de ellos tendría un interés muy directo para los ciudadanos, porque incidirán en los condicionantes que los problemas ambientales imponen a su modo de vida, a su confort, a su economía, a su trabajo.

Que la mayoría de temas tengan lectura ambiental o que, a la inversa, ofrezcamos la lectura econòmica, política, cultural o de cualquier tipo de los temas ambientales tiene otra gran ventaja: significa, como decíamos antes, que los temas ambientales no quedan limitados a una determinada sección, suplemento o programa especializado. El medio ambiente pasa a estar presente en todas las secciones –por lo menos, de forma potencial. De esta forma, se llega a mucha más gente. Ya no se trata de personas interesadas que buscan las páginas donde se tratan estos temas o que desean escuchar o ver programas especializados en radio o televisión. La persona que mira la sección de internacional o de deportes puede encontrar noticias o comentarios sobre este campo. Esto es muy importante, porque para concienciar a la sociedad hay que llegar no sólo a los susceptibels de ser convencidos, sino al máximo de gente posible. Y hacer ver la importancia de estos temas a los que en condiciones normales ni siquiera los buscarían para informarse. No es que no sean necesarios suplementos o programas especializados. Pero la información ambiental debe estar en todas partes.

Y si se hacen programas especializados se debe intentar que tengan el máximo posible de audiencia. Hay que evitar los horarios intempestivos que en muchas cadenas o emisoras se otorga a los programes científicos. Probablemente la mayoría no sean programas de gran audiencia que salven los números de estas cadenas. Pero tampoco hay que poner fácil que estos programas sean minoritarios. Programarlos por la madrugada, por ejemplo, no ayuda en nada a su difusión.

En nuestro caso, tenemos una ventaja: Televisió de Catalunya es una cadena pública y, por lo tanto, se guía por el servicio a la sociedad y no simplemente por cifras de audiencia. Por ello, podemos emitir, desde hace quince años, un programa diario –de lunes a viernes- sobre medio ambiente. Quince años es mucho tiempo para un programa diario –y más si es de ciencia. Para situarlo en un contexto que recordemos todos, empezó a emitirse tres meses antes de la Conferencia de Rio de Janeiro, que significó un cambio importante en la visión de los problemas ambientales. Desde entonces, se ha mantenido gracias a la voluntad de la cadena y, cosa también poco habitual, ha tenido desde el principio el mismo patrocinador: Gas Natural.

Se trata de un programa breve, de tres minutos. Muchas veces nos preguntan si no sería mejor hacer un programa más largo. Desde luego, tres minutos es poco para algunos temas. Pero en el contexto de los informativos televisivos es bastante. A esta demanda de más tiempo respondemos que desde el principio hemos tenido una gran ventaja: emitir a una hora de gran audiencia, cosa que nos permite llegar a unas 400.000 personas de media. Muchas de estas personas, por lo que sabemos, están interesasdas en estos temas. Pero muchas otras se encuentran con el programa mientras esperan para ver las noticias o cuando las han visto, ya que nuestro programa se emite entre el Telenotícies Comarques y el Telenotícies Migdia. Cumplimos, pues, con el objetivo de llegar a un público amplio. Además, intentamos favorecer la imagen amplia que antes he comentado sobre los temas ambientales.

Palabras clave
medios comunicación, educación ambiental, *concienciación*

Keywords
media, enviromental education, awareness

El contexto del modelo económico

En el título de esta ponencia hablamos de "concienciación". ¿Deben concienciar, los medios de comunicación? ¿O simplemente informar? Es probable que la respuesta varíe según a quién preguntemos. Para algunos profesionales e deber de los medios es simplemente dar información y, a lo sumo, interpretarla o aportar datos para que le lector, el oyente o el telespectador la pueda interpretar. Para otros, los medios también educan. Y concienciar no deja de ser una manera de educar.

En todo caso, los medios y los profesionales que en ellos trabajan deben ser conscientes de su papel y su responsabilidad. Ofrecer información, por objetivo que se quiera ser, siempre significa elegir unos temas y unos enfoques. Por imparcial que alguien sea, por independiente que sea, elegir unas informaciones y no otras significa hacer unas valoraciones. Que pueden ser justificadísimas, pero que implican también elegir una forma de tratar los temas, implica que hay unas informaciones que se dan y otras que, por falta de espacio o de tiempo o porque se consideran menos trascendentes, se omiten. Por lo tanto, a la hora de informar también se ofrece una determinada visión.

Además, existen algunos modelos o alguna consideracions que son usuales en la mayoría de medios, si no en todos. Y esto puede chocar con el deseo de concienciar sobre determinados temas. Entrando en los residuos, hay que dar a conocer la problemática, los perjuicios que conlleva su exceso, las formas de evitarlo, etc. Pero no es fácil contrarestar el discurso dominante sobre la producción y la economía. Una de las cosas que se tiene que hacer para reducir los residuos es consumir menos algunos productos. Por ejemplo, las bolsas de plástico. Pero cuando esto se plantea no faltan las alarmas del sector del plástico, que considera que la reducción le puede causar grandes perjuicios. Incluso puede relacionarse la disminución drástica en el uso de bolsas con la superviencia de algunas empresa o con el mantenimiento de puestos de trabajo.

Lógicamente, las transiciones no pueden hacerse de golpe y los cambios drásticos pueden causar ciertos efectos negativos. Pero también es necesario calcular bien los costes y los beneficios de ciertas situaciones. Y es aquí donde los medios de comunicación podrían hacer más, pero necesitan la complicidad de dirigentes, empresarios y técnicos.

Un ejemplo lo tenemos en las cifras de ventas de coches, que se usan a menudo como un indicador de la evolución de la economía. Unas buenas ventas, se hace ver, van bien a la economía, mientras que una disminución deben despertar preocupación. Nunca se valora como positivo que se vendan menos coches. Sin embargo, el automóvil y, sobre totdo, su proliferación, también crea problemas: congestión, contaminación, accidentes... Un buen balance de costes y beneficios no sólo debería tener en cuenta los puestos de trabajo directos e indirectos y la dinamización que significa de diversos sectores –restauración, turismo, componentes, etc. Tambien debería contemplar los costes en pérdidas de horas en congestiones, en bajas laborales y en pensiones de invalidez o de viudedad u orfandad a causa de los accidentes, en enfermedades respiratorias y cardiovasculares –entre otras- causadas por la contaminación, etc.

Otros ejemplos pueden ser que se considere el volumen de residuos como indicador de binestar de una sociedad –por el consumo de bienes que señala- o el incremento del consumo de energía como indicador de crecimiento económico. Son indicadores que no tienen en cuenta efectos negativos y costes de estos aumentos y que tampoco contribuyen a recordar que se puede crecer económicamente y en bienestar sin utilizar más recursos o más energía, sinó atendiendo a eficiencia y a productos o materiales alternativos.

No es fácil ofrecer lecturas más equilibradas, porque los indicadores económicos usuales no las contemplan. Así, el PIB tiene en cuenta movimientos positivos de mercado, pero nunca pérdidas humanas o materiales. Todo aquello que significa que alguien gaste dinero y que, por tanto, otros lo ganen, contribuye a un aumento del PIB. Puede parecer una broma de mal gusto, pero una catástrofe natural, como un terremoto, hace que al cabo de un tiempo el PIB de la zona suba, porque se tiene que gastar mucho dinero en reconstrucción. No se restan ni las pérdidas anteriores ni el drama humano.

Información y concienciación

Por ello, los medios pueden, por una parte, exponer problemas ambientales, pero por otro la idea general que susbsiste es que para que la economía vaya bien hay que potenciar la producción y el consumo. Y medidas restrictivas pueden interpretarse como impedimentos a este procesos económico. Por ello, la concienciación no debe solamente dar a conocer ciertas problemáticas y su solución, sino hacerlo de manera que se ofrezca también una visión alternativa de los procesos económicos. En el caso de los residuos, no sólo chocamos con esta visión productiva, sinó con la propia comodidad de los ciudadanos.

Hace ya muchos años que aparecieron los primeros contenedores de recogida selectiva. Y desde entonces ha habido información, más intensa en unos momentos y menos en otros. Al principio era necesario que los medios explicaran bien la utilidad de los contenedores y cómo utilizarlos. En Catalunya explicábamos qué es una "deixalleria" o un "punt verd" –lo que en otras partes se suele llamar "punto limpio". Ciertas explicaciones generales quizá no tienen ya sentido, pero hay que seguir insistiendo, de vez en cuando, en como utilitzar los contenedores. Primero, porque los niveles de recogida selectiva, aunque han aumentado, todavía no están, probablemente, en el nivel adecuado. Y por otro, porque en los contenedores se siguen encontrando cantidades importantes de impropios, lo que implica unos costes de maquinaria, personal y transporte para su separación adecuada. También porque, a veces, incluso los que nos dedicamos a esta información dudamos sobre dónde se deben llevar ciertos residuos poco usuales.

Pero después de todos estos años, aparte de insistir en estos temas hay que profundizar en el problema de los residuos y ofrecer nuevas visiones. Hay que hablar del problema del espacio de los vertederos, del transporte de los residuos, de los problemas generales de la gestión, del ahorro de materias primas. Pero hay que introducir también otros enfoques que a menudo pasan por alto y que pueden servir para potenciar la concienciación. En el caso del compostaje podemos hablar no sólo del aprovechamiento y valorización de un residuo, sinó también de la reducción de fertilizantes sintéticos y lo que implica menor erosión del suelo y menor riesgo de contaminación de aqüíferos por nitratos.

Así, hay que relacionar residuos con energía, explicando lo que se gasta para obtener las materias primas, para transformarlas en los productos y para transportar y repartir éstos. Para que la gente lo entienda bien, es recomendable no utilizar cifras con las que los técnicos pueden estar familiarizados, pero que el público general puede ser incapaz de interpretar. O, por lo menos, hacer la comparación correspondiente. Podemos hablar de megawatts o de toneladas de carbono, pero es necesario que la gente lo situe en su contexto. Así, podemos compararlo a un determnado número de kilómetros hechos en coche o a cierto número de bombillas de 100 vatios encendidas durante un tiempo concreto. Este ahorro energético también puede provenir del reciclaje de materiales como papel, plástico o vidrio, ya que ahorramos la enegría consumida en su extracción y transporte.

También tenemos que destacar el impacto en el cambio climático de no reducir ciertos residuos o no tratarlos convenientemente. En el caso de los residuos orgánicos hay que explicar la fuente de metano –un potente gas de invernadero- que significan los vertederos donde este desecho se va descomponiendo. Ello nos puede llevar a valorar la obtención de biogàs o bien la conversión en abono orgánico.

No está nunca de más ofrecer comparaciones económicas. Así, se pueden ofrecer datos sobre el coste de no reducir la fracción orgánica o de no separarla correctamente. Estos costes tienen más impacto si se relacionan con la necesidad de nuevos impuestos o se hace ver que, de una manera u otra, el ciudadano acaba cargando con el gasto.

Incluso se puede relacionar con problemas de infraestructuras en el territorio. Ya sabemos que la gente no quiere tener cerca, entre otras muchas cosas, vertederos o plantas de compostaje. Cuanto más reduzcamos los residuos y cuanto mejor separemos y reciclemos, menos instalaciones de este tipo habrá que construir.

Todo ello ayudará a conocer mejor el tema de los residuos, pero sobre todo a llamar la atención de los ciudadanos sobre este problema y sobre el papel que todos debemos jugar. No obstante, no hay que dar toda la responsabilidad a los ciudadanos, ya que éstos se encuentran con problemas como la falta de oferta en productos que generen menos residuos –bebidas en envases reutilizables, por ejemplo, o productos con menos embalaje- o ven que su esfuerzo de separar resulta inútil –a veces comentan que lo que se separa en contenedores luego se mezcla en camiones o en plantas.

Al margen de esto, una información amplia y rigurosa puede contrarestar la sensación de que separar residuos es una molestia a que nos obliga cierta moda. En conjunto, estas múltiples lecturas también pueden compensar un poco la visión econòmica que parece llamar siempre a aumentar el consumo para que no se pare el crecimiento económico. Sin duda, el tema ambiental, visto de forma amplia, es muy complejo. Pero sin que el público se confunda, es necesario intentar transmitir, por lo menos en parte, esta complejidad al conjunto de la sociedad.

Programa de compostaje doméstico en la comarca ourensana do Ribeiro (Galicia)

Household compost making program in the Ribeiro shire (Ourense- Galicia)

Mª E. Campos

Sociedade Galega do Medio Ambiente, S.A. (SOGAMA) 15187 Cerceda- A Coruña

E-mail: teric@sogama.es

Resumen

Impulsado por la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible de la Xunta de Galicia y la Sociedade Galega do Medio Ambiente, S.A (SOGAMA), contando con la colaboración de las asociaciones ecologistas Adega y Amigos da Terra, este programa se instauró de forma experimental, desde febrero hasta noviembre del año 2007, en cuatro ayuntamientos rurales de la provincia de Ourense (Galicia), incorporando un total de 200 viviendas (50 por localidad). A lo largo de este tiempo el proceso seguido fue el siguiente: selección, a cargo de los ayuntamientos, de las viviendas participantes (voluntarias y por estricto orden de solicitud), cursos de formación para usuarios, dotación de compostadores individuales con los que elaborar el abono a utilizar posteriormente en huertos y jardines, y visitas de seguimiento, a cargo de las ONGs medioambientales y técnicos municipales, a fin de evaluar el grado de implicación del vecindario y comprobar el proceso de elaboración de compost, corrigiendo prácticas erróneas y solventando posible dudas. Con esta experiencia se han logrado alcanzar importantes beneficios ambientales, derivados de la reducción de residuos y el reciclaje de la materia orgánica en origen; económicos, por el ahorro en costes de recogida, gestión y tratamiento de la fracción de residuos conocida como "bolsa negra" (contenedor genérico); y sociales, por la mayor comodidad que supone gestionar la materia orgánica en origen, especialmente si tenemos en cuenta que muchas de las viviendas del rural están situadas a cierta distancia de los contenedores. La gran acogida de este proyecto, recuperando una práctica tradicional en Galicia, ha hecho posible que ya se esté estudiando su extrapolación, con carácter plurianual, al resto de la Comunidad, teniendo en cuenta que, por sus características geográficas y de dispersión de la población, representa el escenario idóneo para la implantación de un programa de compostaje doméstico a gran escala.

Palabras clave
Compost, doméstico, residuo, población, dispersión

Abstract

Impulsed by the Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible de la Xunta de Galicia (Environment and Sustainable Development Council of the Xunta of Galicia), and SOGAMA (the Galician Environmental Company), with the cooperation of the ecologist associations Adega and Amigos da Terra, this program was working since February till Novembre 2007, in four rural town councils of the province of Ourense (Galicia), embracing 200 houses (50 in each town). During that period, there were several activities: the town councils chose the houses that would intervene in the program (only volunteers, by order of application); training of the users; providing of the necessary equipment to make compost that would be used as fertilizer in the gardens; and inspection visits by members of environmental non-governmental organizations and municipal technicians, to evaluate the implication of the neighbourhood and to check the compost making process, in order to correct mistakes and solve doubts. This program has made possible that several benefits have been achieved: environmental benefits, due to the household waste reduction and the self-recycling of organic material; economical benefits, by means of saving the collecting and management expenses of an important amount of waste, that was transformed in compost; and social benefits, because of a higher convenience to treat an important part of household "at home", avoiding to transport rubbish to the containers, specially in Galicia, with a very disperse population. This program has been very welcome, and has allowed to recover an ancient practise in this land. Due to the dispersion of the population and the geographic characteristics, in all probability, it will be possible to spread this program to the rest of the Community, facing a massive program to make compost out of household waste.

Keywords
Compost, household, waste, population, dispersion

1. Antecedentes

En los últimos años la generación de residuos urbanos en Galicia se ha incrementado notablemente hasta el punto de que, en la actualidad, la tasa de producción ha llegado a sobrepasar el kilo por persona y día, situándose en más de 1 millón de toneladas anuales. Pero el gran volumen de basura generada, con el impacto ambiental que ello supone, no es el único problema al que esta Comunidad Autónoma debe enfrentarse: sus especiales características geográficas y poblacionales dificultan y encarecen en gran medida los costes de transporte y gestión. Con una extensión de aproximadamente 30.000 km2, semejante al tamaño de Bélgica, y una población cercana a los 2.800.000 habitantes, Galicia acoge un territorio eminentemente rural, caracterizado por una altísima dispersión de la población. Tanto es así, que de las 63.613 entidades singulares de población existentes en España, 29.179 se encuentran en Galicia. O dicho de otra forma, el 50% de las entidades singulares a nivel estatal se concentran en nuestra Comunidad, situación a la que debe añadirse la distancia geográfica existente entre las mismas, el elevado porcentaje de habitantes que ocupan viviendas aisladas, así como el carácter montañoso de una buena parte de nuestro territorio. Estos factores, como no podía ser de otra forma, limitan seriamente los sistemas de contenerización, recogida y tratamiento de residuos, entrañando considerables problemas de carácter logístico y económico para los ayuntamientos. Pero además de todo esto, la Comunidad gallega está sometida a un sistema de gestión de residuos urbanos dependiente de tres plantas de tratamiento (Sogama, Nostián y Lousame), ubicadas todas ellas en la franja costera de la provincia de A Coruña y, por tanto, alejadas de las zonas rurales del interior.

En Galicia la materia orgánica representa en torno al 50-60% del total de la basura generada, un elevado porcentaje que, especialmente en las localidades rurales, podría aprovecharse de nuevo a través de su transformación en compost. Disponemos de importantes experiencias de referencia que avalan plenamente la extensión del compostaje doméstico al ámbito rural gallego. Nos referimos al municipio de A Illa de Arousa, con un proyecto de autocompostaje financiado por el Programa Comunitario LIFE- Medio Ambiente, y a O Barco de Valdeorras, Vilasantar y periferia de Santiago de Compostela, cofinanciados como proyectos piloto por el Ministerio de Medio Ambiente. Otras localidades como Arzúa y Mos se han incorporado recientemente, y, lo más importante, ya son muchos los ayuntamientos interesados en adoptar un sistema de estas características por las ventajas medioambientales y económicas que trae consigo.

Pero el rural gallego tiene ya una gran tradición en el aprovechamiento de la materia orgánica. Años atrás, las necesidades de alimento de los animales domésticos y de abonado de las tierras agrícolas absorbía la totalidad de los residuos orgánicos generados en las viviendas, recibiendo como complemento el excremento animal y cortas del monte bajo. Se trataba de un sistema de minimización de residuos primitivo, pero de gran utilidad y totalmente adaptado a las necesidades concretas de aquellos momentos de la historia. Con el compostaje doméstico se intenta recuperar una práctica que sigue viva en la cultura de la población rural, pero evolucionando con tecnologías modernas, pudiendo ser visualizada como la mejor alternativa posible de reducción de residuos en el medio rural gallego, donde reside aproximadamente más de la mitad de la población de Galicia.

2. Objetivos

El objetivo fundamental de este programa piloto, circunscrito a un pequeño ámbito de población de Galicia (cuatro ayuntamientos limítrofes de la provincia de Ourense), es el estudio y análisis de la contribución del compostaje doméstico a la mejora de la gestión de los RU en su conjunto, tanto desde el punto de vista ambiental como económico y social.

Desde la dimensión de la calidad medioambiental, habría que tener en cuenta el artículo 5 de la Directiva 1999/31/CE, cuyo planteamiento es reducir, para el año 2009, el 50% del total de residuos municipales biodegradables (en peso) destinados a vertedero controlado (basándose en los producidos el año 1995), alcanzando el 65% en el año 2016. Aunque la Directiva no predetermina de qué forma deberían conseguirse estas reducciones, da indicaciones claras de que deberían ser tratados preferentemente mediante tratamientos biológicos como el compostaje y la digestión anaerobia. En este sentido también se pronuncia el Plan Nacional de Residuos Urbanos, que prevé que el 50% de la materia orgánica generada sea transformada en compost.

Entre las bondades ambientales del compostaje doméstico podrían señalarse, entre otras, la recuperación de materia orgánica y nutrientes, sustituyendo la aplicación de abonos químicos; el incremento de la materia orgánica del suelo, con todas las ventajas que ello representa; la obtención de un compost de calidad, más fácil de conseguir cuando es el propio productor el que lo utiliza en su huerta o jardín; la disminución del consumo de combustibles fósiles por la reducción del tránsito de vehículos de recogida y transporte a las plantas de transferencia y de tratamiento; la reducción de materia orgánica que se destina a valorización energética o vertedero y la mejora de la eficacia de la recogida selectiva, favoreciendo la adecuada clasificación en origen.

Desde la perspectiva económica, habría que destacar que la disminución de las cantidades de residuos a depositar en el contenedor genérico, al que únicamente se desviaría la fracción no reciclable, traería consigo una sensible reducción del coste de su gestión, incluyendo la recogida domiciliaria, el transporte a las estaciones de transferencia y el tratamiento en los centros correspondientes. Además, no debemos olvidar que, al mejorar la recogida selectiva, el ayuntamiento recibe más ingresos derivados del aprovechamiento de materiales, con el impacto positivo que esto supone para las arcas municipales.

A nivel social, cabría señalar la comodidad que supone gestionar los residuos orgánicos en el propio hogar, evitando desplazamientos a los contenedores que, especialmente en el medio rural y debido a la elevada dispersión de la población, se encuentran a ciertas distancias de las viviendas.

Pero, además de los objetivos anteriormente mencionados, esta experiencia puede suponer una excelente ocasión para la concienciación y sensibilización de la población sobre la problemática de los residuos en general, involucrando a la ciudadanía en los procesos de gestión, sintiéndose parte activa y fundamental de los mismos.

3. Ámbito de actuación y desarrollo del proyecto

Teniendo en cuenta el escenario de partida y la gran oportunidad que el territorio gallego ofrece para desarrollar prácticas de compostaje doméstico, la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible de la Xunta de Galicia y la Sociedade Galega do Medio Ambiente, S.A, (SOGAMA), empresa pública autonómica de gestión ambiental, energías renovables y desarrollo sostenible adscrita a la primera, deciden llevar a cabo un programa piloto en el ámbito rural de cuatro ayuntamientos de la provincia de Ourense: O Carballiño, Piñor, Carballeda de Avia y Ribadavia, sumando una población de derecho de 22.137 habitantes. A este proyecto se incorporan un total de 200 hogares (50 por localidad), representando un 2,57% del total de viviendas existentes en los cuatro municipios, siendo seleccionadas por estricto orden de solicitud tras el correspondiente anuncio público por parte de las entidades locales. Para llevar a cabo esta experiencia se cuenta con la activa colaboración de las organizaciones ecologistas Adega y Amigos da Terra, que tendrán un peso relevante en la formación y seguimiento del trabajo realizado.

El proyecto se extiende desde febrero hasta noviembre del 2007. En una primera fase, y con carácter previo a la distribución de los compostadores y medios materiales de apoyo (biotrituradoras y termômetros), las asociaciones ecologistas son las encargadas de proporcionar los cursos de formación a los vecinos participantes, haciéndolos extensivos también a todos los que, directa o indirectamente, puedan tener interés en el proyecto. Estos cursos se acompañan de la edición de material didáctico específico (carteles y manuales prácticos para la elaboración del compost), así como de la publicación de bandos municipales y anuncios publicitarios en los medios de comunicación locales. A fin de lograr la implicación de estos últimos, el primer paso fue identificar a los periodistas de contacto que, posteriormente, efectuarían el seguimiento mediático del programa. Se les explicó el alcance del mismo, sus objetivos y la necesidad de contar con su colaboración, proporcionándoles periódicamente datos de interés en los que se daba cuenta de los avances y logros. Además, desde esta empresa pública también se contribuyó a la divulgación del proyecto incluyendo en su página web www.sogama.es un apartado específico dedicado al mismo, recogiendo las noticias publicadas por los diferentes medios de comunicación, las notas de prensa de esta entidad, el anuncio publicitario para prensa escrita y el material didáctico editado para esta campaña. También procedió a la emisión de cuñas radiofónicas específicas sobre las bondades del compostaje doméstico para el tratamiento de la materia orgánica y gestionó entrevistas radiofónicas en las que participaron representantes técnicos y políticos de las localidades participantes y miembros de las asociaciones ecologistas.

En una segunda fase, Adega y Amigos da Terra, junto con los responsables técnicos municipales, se encargaron de realizar visitas "puerta a puerta" a los distintos hogares participantes con el objetivo de explicar "in situ" la técnica de elaboración de compost, evaluar el grado de implicación del vecindario, solventar dudas, corregir malas prácticas y advertir de los errores más comunes. Aunque cada vivienda recibió un manual de instrucciones, los propios compostadores contaban con una pegatina en la que figuraba la relación de materiales a depositar en los mismos, especificando aquéllos que, por diferentes razones, no podían ser introducidos en dichos recicipientes. Además, Sogama cedió a las personas de contacto de ambas organizaciones un teléfono móvil de contacto a fin de que los usuarios pudiesen realizar las consultas pertinentes en cualquier momento del día.

Durante la tercera fase, las asociaciones ecologistas efectuaron de nuevo visitas a domicilio para comprobar el proceso de maduración del compost, corroborar que los vecinos habían sido disciplinados y rigurosos con la técnica a seguir y, en caso contrario, corregir posibles desviaciones en la misma.

Durante los meses de septiembre y octubre se obtuvo el primer abono que, según los expertos en la materia, reunía todos los requisitos de calidad.

A lo largo de las tres etapas, tanto las propias ONGs medioambientales como los técnicos municipales y responsables de la Consellería de Medio Ambiente y Sogama, han realizado un escrupuloso seguimiento de los pasos a dar y de los avances producidos. Desde la propia Sociedade Galega do Medio Ambiente, coordinadora y supervisora del proyecto, se ha mantenido un contacto permanente con los medios de prensa locales a fin de proporcionarles datos puntuales sobre la evolución de la experiencia, pero también se ha procedido a su divulgación más allá del ámbito local, facilitando información a los medios de comunicación que cubren todo el territorio gallego. Además, y dada la importancia de este programa para el conjunto de Galicia, se ha elaborado un vídeo divulgativo del mismo en tres idiomas (gallego, castellano e inglés) a fin de utilizarlo con carácter demostrativo en la difusión de este proyecto, tanto a nivel autonómico como estatal e internacional.

4. Primeros resultados del programa piloto y perspectivas de futuro

En la actualidad, y transcurrido el período correspondiente a esta experiencia piloto, puede asegurarse que los primeros resultados han sido muy positivos, tanto a nivel ambiental como económico y social. Tanto es así, que ayuntamientos de otros puntos de Galicia ya están demandando la implantación de este proyecto en sus territorios.

El programa tuvo una excelente acogida entre la población de los cuatro municipios participantes, contando en todo momento con el respaldo y apoyo de los gobiernos locales.

Desde la dimensión ambiental, se ha constatado una disminución de los kilos mensuales de residuos urbanos depositados en los contenedores genéricos, derivada de la reducción de la fracción orgánica, que es aprovechada en el hogar a través de su transformación en compost. Como consecuencia, se ha incrementado el nivel de materia orgánica en el suelo, mejorando la fertilidad del mismo. La excelente calidad del abono resultante así lo hace posible. También se ha percibido una mejoría en la recogida selectiva en su conjunto, como consecuencia de una adecuada separación de los distintos materiales en origen.

Desde el punto de vista económico, se ha detectado una reducción en el coste de la gestión de los RU por parte de los ayuntamientos, viéndose disminuida también la factura que, en este caso concreto, abonan a Sogama, debido a la menor cantidad de residuos depositados en el contenedor genérico. En el caso de uno de los ayuntamientos, cabe destacar que, una vez concluida la experiencia, se aprobó en pleno una bonificación en la tasa por recogida y tratamiento de residuos para aquellos ciudadanos que prosigan con el programa de compostaje doméstico y aquéllos que se incorporen al mismo.

En cuanto a los beneficios sociales, el vecindario destaca y agradece que los desplazamientos que a diario tenían que realizar para trasladar sus residuos a los contenedores más cercanos se vean disminuidos de forma considerable, pudiendo establecer una periodicidad mayor.

5. Conclusiones

Los resultados del programa piloto de compostaje doméstico instaurado en cuatro ayuntamientos rurales de la provincia de Ourense bajo la coordinación y supervisión de la Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible y Sogama, avalan plenamente su extrapolación, con carácter plurianual y de forma escalonada, al resto del rural de Galicia. Las características geográficas y de población de esta Comunidad (con más de 30.000 núcleos de población), su alta dispersión y el hecho de que las prácticas de autocompostaje gozan de una gran tradición, convierten al territorio gallego en un excelente escenario para la implantación de un programa de compostaje doméstico a gran escala que, sin lugar a dudas, contribuirá a una gestión sostenible de los residuos. La propuesta del nuevo plan de gestión de residuos para Galicia (2007-2017) así lo contempla, y las organizaciones ecologistas y distintos colectivos sociales ya han evidenciado su apoyo, una colaboración a la que también se unen los distintos medios de comunicación, que ya han mostrado una gran sensibilidad hacia esta temática, contribuyendo a la difusión de sus beneficios.

Resultados de las campañas municipales de autocompostaje

Results of municipal campaigns for home composting

M. Mena y M. Ball-llosera

Terregada.net S.C.C.L. - c/Indústria, 7, 2B 17460 Celrà

E-mail: info@terregada.net

Resumen

El compostaje a nivel doméstico puede resultar un sistéma práctico y barato de gestión de la FORM y la FV en los hogares. A los vecinos que todavía tienen un estercolero se pueden sumar los que están dispuestos a realizar compost a partir de la fracción orgánica que generan en casa. Con este objetivo se organizan campañas municipales y supramunicipales de compostaje. Las facilidades que ofrecen las campañas son: proporcionar un contenedor donde hacer compostaje, ofrecer formación a domicilio para aprender una técnica de compostaje y, en algunas poblaciones, premiar a las familias implicadas con una bonificación en su tasa de recogida de basuras. El resultado de estas campañas se puede valorar desde distintos puntos de vista. En general, las familias implicadas muestran un alto grado de satisfacción, habiendo integrado la gestión del montón de compost en sus hábitos cotidianos. La cantidad de personas en las que se incide es notable si tenemos en cuenta que no todos los habitajes de una población cuentan con el espacio adecuado para realizar el compostaje. Esto se traduce en la autogestión de determinados volúmenes de restos orgánicos, por lo tanto aquí se genera un beneficio colectivo importante: no tener que transportar estos volúmenes a una planta de tratamiento. Otro resultado importante de las campañas de compostaje es que se aprecia una mejora en las tasas de recogida municipal de otras fracciones de residuos. La conclusión es que las campañas municipales y supramunicipales de compostaje producen una serie de beneficios individuales y colectivos que superan los costes de implantación. Sería interesante estudiar la manera de poder generalizar el compostaje a nivel doméstico.

Palabras clave

Residuos, fracción orgánica de los residuos municipales (FORM), fracción vegetal (FV), valorización, compost.

Abstract

Home composting can be a practical and low-cost system for the management of MBW (Biodegradable Municipal Waste) and of residential biodegradable waste. To those residents who still use traditional compost piles, one can add those households willing to apply composting to the biodegradable waste generated at home. This is the aim of composting campaigns on municipal (district) and wider levels. Campaigns include the facilitation of compost bins, of home instructions on composting techniques and, in some districts, the awarding of composting households by applying a discount on their waste recollection taxes. The results of these campaigns can be evaluated from different points of view. Generally, the participating families show a high degree of satisfaction, having integrated the management of a compost pile into their daily habits. The number of persons reached is notable if one takes into account that not all urban households dispose of the adequate space for composting. This converts into self-management of considerable volumes of biodegradable waste which, in turn, results in an important collective benefit: this volume of waste does not have to be transported to a waste treatment plant. Another important result of composting campaigns is a noticeable increase of separating and recycling the rest of waste. The conclusion is that municipal and wider composting campaigns produce a series of individual and collective benefits which surpass the expenses of its application. A study on how to generalize composting on domestic level would be interesting.

Keywords

Waste, Biodegradable Municipal Waste (BMW), biodegradable waste (BW), evaluation, compost.

1. Introducción

La gestión de la fracción orgánica de los residuos municipales se puede llevar a cabo de formas distintas y, probablemente, complementarias. Por un lado, la recogida en contenedor y su posterior transporte a una planta de compostaje es la fórmula general y la que más volumen gestiona en este momento. Pero existen otras posibilidades: el compostaje doméstico o autocompostaje y el compostaje comunitario. En el presente artículo nos centraremos en nuestra experiencia en la organización de campañas de autocompostaje, principalmente en poblaciones rurales de la provincia de Girona, para exponer y valorar los resultados que se han obtenido.

2. ¿Qué es una campaña municipal de autocompostaje?

Cuando hablamos de autocompostaje, nos estamos refiriendo a la gestión de los residuos orgánicos en el propio domicilio donde se generan. Esto supone, por lo tanto, la implicación total del ciudadano, que tiene un papel activo y fundamental para que ello sea posible. De hecho, en las poblaciones más rurales muchos vecinos conservan el uso del tradicional estercolero. A éstos se les pueden sumar los que están dispuestos a realizar compost en su patio o en su jardín, a partir de la fracción orgánica que generan en casa (principalmente restos de cocina) y de los restos vegetales de su jardín y/o huerto. Para ello es fundamental que tenga lugar una campaña de comunicación ambiental, que ayude a concienciar a los vecinos de la importancia de colaborar en la gestión de los residuos, y de la oportunidad que supone en este sentido el autocompostaje. Para ello se organizan charlas informativas, actividades en las escuelas y se edita material de difusión.

En segundo lugar, se debe dotar a los interesados de medios y de información para tirar adelante esa gestión. Esto se concreta habitualmente en la entrega de un contenedor donde hacer compostaje, que llamaremos compostador, en la organización por parte del ayuntamiento de un punto de entrega de material estructurante, habitualmente poda triturada, y en la organización de asesoramiento para que los vecinos implicados tengan apoyo técnico y puedan resolver sus dudas. Este asesoramiento normalmente se da de forma personalizada en el mismo domicilio de los inscritos

Finalmente, dado el carácter de voluntariado de las adhesiones, algunos municipios incorporan incentivos fiscales, como son la devolución de parte de la tasa de la recogida de basuras, para premiar a las famílias colaboradoras. Se trata de incentivos simbólicos que suponen un esfuerzo económico para el ayuntamiento en cuestión, puesto que a menudo los costes de la recogida de basuras superan las tasas que se aplican a los ciudadanos, factor que frena enormemente este tipo de iniciativa. De hecho, en Catalunya, la deposición de material en una planta de compostaje o en una planta de tratamiento finalista tiene un precio similar. Debido a la cantidad y distribución de unas y otras instalaciones, se da la circumstancia de que algunas poblaciones tienen que asumir unos costes mucho mayores si se quieren destinar los residuos de la FORM y la FV a una planta de compostaje, hecho que desfavorece las iniciativas de implantación de recogida municipal de la fracción orgánica, principalmente en zonas rurales. Esta es una situación anómala y muy desfavorable al avance del reciclaje de la fracción orgánica de los residuos.

3. Resultados obtenidos

Los resultados de las campañas municipales de compostaje se pueden observar desde distintos ángulos. Una primer cálculo para analizarlos es el del porcentaje de población implicada en la campaña. Cada compostador que se instala en un domicilio sirve, de media, para el reciclaje de la FORM de 2,63 personas (habitantes por hogar en la provincia de Girona, segun datos del IDESCAT de 2001). Es evidente que no todos los domicilios cuentan con espacios aptos para realizar compostaje, puesto que el sistema por el que hemos optado en las campañas es el termocompostaje, y éste debe hacerse necesariamente sobre el suelo. Por lo tanto, cuanto mayor es una población, más grande es la proporción de construcciones verticales que no son aptas para la instalación de un termocompostador, y en consecuencia baja el porcentaje de vecinos implicados en las campañas. En realidad se deberían de contrastar con el número de viviendas con jardín, pero no disponemos de este dato para poder realizar la comparativa. El porcentaje de inscripciones también se verá favorecido por los incentivos fiscales, de modo que en las poblaciones en que se premia de alguna forma a los vecinos inscritos en la campaña, aumenta el número de inscritos. En la Tabla 1, mostramos datos relativos a las adhesiones conseguidas a través de las campañas de compostaje. Con un asterisco están marcados los municipios que realizan algún tipo de incentivo fiscal a los inscritos. Como se puede apreciar, el porcentaje relativo de adhesiones, comparándo los datos de poblaciones de tamaño parecido, es superior en las poblaciones con incentivos fiscales.

Los volúmenes gestionados anualmente a través del autocompostaje son difíciles de determinar. Podemos deducir que se tratará de la mayor parte de la FORM de la bolsa de basura. Esto significaría alrededor del 40% de su peso, o sea, tomando los datos de recogida en el año 2006 publicados por la Agencia de Residuos de Catalunya, 0,656 de los 1,64 Kg. de residuos por habitante producidos diariamente. A ésta cantidad le tenemos que sumar una proporción de fracción vegetal, provinente del jardín o el huerto propios, o del abastecimiento municipal de material estructurante. Si ésta la estimamos en un 25% del volumen de FORM, cada hogar que practica autocompostaje puede estar gestionando 787,16 Kg. de matéria orgánica al año. Esta cantidad media puede ser mayor para las familias que tienen acceso a una trituradora para triturar la FV de su jardín. Según estos cálculos, en una población con 20 familias practicando autocompostaje se pueden estar reduciendo 15,74 Tn/año de residuos que no necesitarán ningún tratamiento.

Tabla 1. Inscripciones en campañas de compostaje

	Nº habitantes	**nº inscritos**	**Población implicada (%)**
Viladasens	182	6	8,67
Juià	298	11	9,71
Campllong (*)	368	29	20,73
Canet d'Adri	564	21	9,79
Sant Jordi Desvalls	631	26	10,84
Cervià de Ter	797	37	12,21
Navata (*)	882	37	11,03
Avinyonet	1361	60	11,59
Bordils	1501	26	4,56
Cornellà de Terri	2079	65	8,22
Vilablareix	2189	15	1,8
Sant Julià de Ramis (*)	2866	54	4,96
Vilafant (*)	5193	169	8,56
Maçanet de la Selva	5354	60	2,95

(*) Poblaciones donde se aplican incentivos fiscales para el autocompostaje

En el caso de poblaciones en que no esté implantado ningún otro sistema de recogida de la FORM ni de la FV, estos volúmenes se restarían directamente de la FR. Estaríamos hablando, pues, de cantidades significativas como para apreciar una disminución en la FR como resultado de la campaña. La autogestión de estos volúmenes de restos orgánicos generan un beneficio colectivo al no tener que ser recogidos, transportados ni tratados posteriormente. En este momento estamos realizando el seguimiento de los volúmenes incorporados en algunos compostadores domésticos y comunitarios, con el fin de conocer mejor estos datos.

Otro resultado de las campañas de compostaje es que se aprecia una mejora en las tasas de recogida municipal de otras fracciones de residuos. La mejora de la recogida de otras fracciones se debe a la concienciación entorno a la problemática de los residuos urbanos que indirectamente conlleva la campaña de compostaje doméstico. También atribuímos estos resultados a la facilidad con la que se pueden separar las otras fracciones una vez la materia orgánica tiene su destino en la pila de compost. Por otro lado, algunas campañas, en su diseño, promueven la relación del ciudadano con su Punto limpio de recogida de residuos, cuando éste se convierte en un punto de recogida de fracción vegetal municipal triturada como material estructurante para uso de los vecinos que participan en la campaña. El hecho de favorecer la visita a estas instalaciones contribuye a su conocimiento y aprovechamiento por parte de los ciudadanos.

Finalmente, se puede valorar la percepción de la campaña por parte del ciudadano. Normalmente las familias implicadas muestran un alto grado de satisfacción, habiendo integrado la gestión del montón de compost en sus hábitos cotidianos. Esto garantiza su uso continuado una vez la campaña ha finalizado. Las ventajas que los vecinos destacan son: la reducción de los viajes a los contenedores de fracción resto (sobretodo los que tienen césped), la disminución de malos olores en su bolsa de basura y el buen resultado de la aplicación del compost obtenido en su huerto o su jardín. Los que se habían mostrado inicialmente más reticentes remarcan su sorpresa ante la realidad del compostaje: si se realiza correctamente no produce malos olores ni atrae animales molestos.

4. Conclusión

Como podemos ver, las campañas municipales y supramunicipales de autocompostaje producen una serie de beneficios individuales y colectivos que superan los costes de implantación.

El sistema complementa, en algunas poblaciones, la recogida de la FORM en camión con destino a la planta de compostaje, revelándose como una solu-

ción a la recogida en puntos de más difícil acceso. En otros lugares se plantea el objetivo de realizar la gestión de la FORM sin tener que hacer la recogida, pasando por una fórmula combinada de compostaje doméstico y comunitario. Se trata principalmente a poblaciones rurales y/o diseminadas, en qué los costes de recogida y transporte hasta la planta de tratamiento pueden ser muy elevados.

Puesto que no todas las viviendas disponen del espacio adecuado para el compostaje doméstico, será interesante ver como evoluciona la implementación del compostaje comunitario.

Sería interesante estudiar la manera de poder generalizar el compostaje a nivel doméstico o comunitario, normalizando su integración en las viviendas que lo permitan y trabajando en el conocimiento público y la mejora de la imagen de este sistema de gestión.

Evaluación de los resultados obtenidos en las experiencias piloto de compostaje doméstico realizadas por Amigos de la Tierra y el ministerio de medio ambiente

A. Pérez Muñoz[1] y F. Baro Lorenzo

Amigos de la Tierra. C/ Cadarso, 16 Bajo, E.

(1) E-mail: residuos@tierra.org

Resumen

España sufre procesos de desertificación en más de un 40% de su superficie, y por otro lado, la producción de residuos urbanos es desmesurada (más de 1,5 Kg/persona.día). El compostaje doméstico ofrece solución a ambos problemas, devolviendo al suelo la materia orgánica qué el mismo ha producido, y cerrando de este modo el ciclo.

Amigos de la Tierra trabaja desde 1.999 para fomentar e implantar la práctica de compostaje doméstico en España. Se trata de formar a los ciudadanos en la práctica del compostaje doméstico, y proporcionarles las herramientas necesarias.

Entre los años 2004 y 2007, el Ministerio de Medio Ambiente ha financiado a Amigos de la Tierra para realizar una serie de proyectos en distintos municipios, de los que se han obtenido numerosos datos, tanto sociológicos como técnicos.

El objetivo de esta comunicación es la de evaluar y comparar los resultados obtenidos a lo largo de estos años en los municipios donde se ha llevado a cabo el proyecto.

Las principales conclusiones extraídas de este estudio es la elevada calidad del compost resultante, indiferentemente del ámbito geográfico, el elevado interés de los participantes en el proyecto, y la necesidad de ampliar la práctica del compostaje doméstico a un mayor número de municipios españoles.

Palabras Clave
Compostaje doméstico, Amigos de la Tierra, compost, residuos biodegradables, experiencia piloto, Ministerio de Medio Ambiente, municipios, abono.

Abstract

Spain is suffering from over 40% surface desertification as well as an increasingly worrying growth of urban waste (more than 1.5Kg/person per day). Domestic composting offers a solution to both these problems by returning the lost organic material back to the earth and thus closing this cycle.

Friends of the Earth has been working since 1999 to develop and implement domestic composting in Spain. This has involved training the public in the practical side of composting and providing the necessary equipment.

Between the years 2004 and 2007 the Department of Environment has financed Friends of the Earth to carry out a series of projects in diferent municipalities, as a result of which it has obtained various socialogical and technical data.

The objective of this report is to evaluate and compare the results obtained over the years from those participating in this project.

The main conlusions drawn from this study are the following: The resulting compost is of a high quality, regardless of the geographic location; there is a high interest shown by the participants in the project; and there is now a need to extend the use of domestic composting to a greater number of Spanish municipalities.

Keywords
Domestic composting, Friends of The Earth, Compost, Biodegradable waste, pilot test, Department of Environment, municipalities, fertilizer.

1. Introducción

La experiencia de implantación de este tipo de sistemas de compostaje doméstico, surge en el año 2004 cuando la Asociación Ecologista "Amigos de la Tierra", preocupados por la problemática en la gestión de los RSU se pone en contacto con el Ministerio de Medio Ambiente para promover la iniciativa de capacitación en materia de compostaje de los ciudadanos.

Como resultado de las conversaciones mantenidas, el Ministerio lanza el Programa de Implantación Nacional del Compostaje Doméstico, con financiación pública y dirección técnica de Amigos de la Tierra.

Durante el período comprendido entre los años 2004 – 2007 se realizan varias experiencias piloto a lo

largo del territorio nacional y concretamente en los Municipios de:

- 2004: Galapagar (Madrid)
- 2005: O Barco de Valdeorras (Ourense)
- 2005: San Martín de la Vega (Madrid)
- 2006-2007: Mancomunidad de Pamplona (Navarra)
- 2006-2007: Arzúa (A Coruña)
- 2006-2007: El Viso del Alcor (Sevilla)

Objetivos del proyecto

Dentro del Marco de actuación del Programa de Implantación Nacional del Compostaje Doméstico se marcan los objetivos de:

- Capacitar a la población para la fabricación de compost a pequeña escala.
- Obtener un producto útil como fertilizante u enmienda orgánica, reduciendo así el uso de fertilizantes químicos.
- Mejorar la eficacia de la recogida selectiva mediante la separación previa de la materia orgánica.
- Concienciar a la población sobre la problemática de los residuos y la importancia de la separación en origen.
- Reducir el volumen de residuos que debe recoger el municipio, tanto los de jardín como los domésticos, lo que se podría traducir en un ahorro económico importante.
- Aprovechar esta actuación como punto de partida para otros programas de educación ambiental.

2. Metodología del Proyecto

Para alcanzar estos objetivos el Plan se marca una metodología de aplicación clara, directa y estructurada en las siguientes fases:

- En un primer momento, se realiza un estudio de los participantes, procediendo a su selección en función de; la cantidad de residuos verdes y de cocina generados, la disposición de espacio físico y tiempo para dedicar al compostaje y, sobre todo, la iniciativa y motivación de los ciudadanos.
- Posteriormente se procede a la adquisición de compostadores y trituradoras y, edición de materiales didácticos (manuales, pegatinas, folletos, etc.)
- Estos materiales son entregados a cada uno de los participantes a lo largo de una serie de sesiones de formación teórico-prácticas en las que se les instruye en materia de compostaje.
- Una vez adquiridos los conocimientos, los participantes reciben una serie de visitas de seguimiento a los domicilios por parte de los técnicos en compostaje de Amigos de la Tierra, quienes comprueban la situación de las composteras e informan y asesoran a los vecinos a lo largo del proceso.
- Por último, se procede a la toma de muestras del compost obtenido y posterior análisis del mismo, realizándose una reunión final de evaluación con participantes y administración, en la que se les presenta la memoria con las conclusiones extraídas de la ejecución del Proyecto.

De los resultados obtenidos de las distintas experiencias, se realizó un análisis comparativo cuyos resultados se presentan a continuación.

3. Análisis comparativo

Antes de comenzar el análisis comparativo decir que aunque los objetivos generales son los mismos en todos los Proyectos, los destinatarios y el medio de aplicación varían. Es decir, en la primera experiencia de Galapagar los destinatarios del proyecto eran 50 viviendas unifamiliares con parcelas ajardinadas de más de 2.000 m² de superficie, mientras que en El Barco de Valdeorras además de realizarse compostaje doméstico en 46 viviendas unifamiliares de aproximadamente 500 m² también se implantó el compostaje comunitario o colectivo en 2 escuelas y 1 comunidad de vecinos.

Los puntos que nos fijamos a comparar entre las distintas experiencias, fueron:

1. Grado de interés en participar de la población destinataria. Los resultados se muestran en la tabla 1. Como se puede observar, la respuesta vecinal a este tipo de proyectos ronda el 4%, variando en función de las características de cada municipio.

Es importante adaptar la difusión del proyecto a las circunstancias sociodemográficas de cada localidad, obteniendo mayor respuesta a la publicidad escrita en los municipios urbanos, y en los más rurales al "boca a boca" entre vecinos.

Los datos reflejados muestran las solicitudes recibidas al inicio del proyecto, pero en muchos de los casos, en el transcurso del proyecto, el interés de los vecinos fue en aumento dando lugar a listas de espera que gestiona cada ayuntamiento.

2. Participación. Los resultados se muestran en la Tabla 2.

A lo largo de estos cuatro años han participado en estos proyectos de compostaje doméstico 2.300 personas de manera directa o indirecta, implicándose directamente 345 familias, siete colegios, un instituto, y dos asociaciones de discapacitados.

Estas cifras evidencian que el compostaje doméstico no solo se puede realizar en domicilios unifamiliares,

sino que puede ser ampliado a una gran variedad de entidades públicas y privadas.

3. Compostador y otros materiales. Los compostadores usados en estos proyectos fueron seleccionados por sus características que ofrecen resultados adecuados y se adaptan a las características requeridas por el proyecto.

Los resultados obtenidos han sido óptimos, a excepción de un modelo de 600 litros adquirido para O Barco de Valdeorras, que resultó demasiado frágil.

Por norma general, los compostadores se adaptaron a las necesidades de los participantes, con alguna excepción, tanto por exceso como por defecto de tamaño, lo que se solucionó realizando cambios de compostador entre los participantes.

Tabla 1. Grado de interés en participar de la población destinataria

	Galapagar	**O Barco de Valdeorras**	**San Martín de la Vega**	**Pamplona**	**El Viso del Alcor**	**Arzúa**
Nº Solicitudes	212	48	84	220	100	33
% Respuesta Vecinal	8,5	3,3	3,4	2,2	3,3	6,6

Tabla 2. Participación

	Galapagar	**O Barco de Valdeorras**	**San Martín de la Vega**	**Pamplona**	**El Viso del Alcor**	**Arzúa**
Familias Participantes	50	48	81	82	51	33
Nº de personas implicadas en el proyecto	109	1300	286	182	358	61

4. Calidad del compost obtenido en el proyecto. Las muestras de compost obtenidas en los proyectos se analizaron al finalizar cada proyecto para determinar la calidad del producto resultante. Los resultados se muestran en la Tabla 3.

Los resultados obtenidos se han comparado con los requisitos exigidos por la legislación de fertilizantes del Real Decreto 824/2005, del 8 de Julio.

La mayoría de los resultados obtenidos cumplen la legislación requerida para la clase A de fertilizantes, destinada a agricultura ecológica.

Los parámetros que en ocasiones incumplen los requisitos exigidos son:

- Humedad, debido a que la recogida se realizó en épocas de abundantes lluvias (principalmente en los proyectos del Norte).
- Materia orgánica. Se debe a que la recogida de muestras se realiza a los seis meses de iniciar el proceso y por tanto no ha transcurrido el tiempo suficiente para un óptimo equilibrio de C/N, porque los proyectos se han enmarcado en periodos cerrados de tiempo. Sin embargo en otros proyectos realizados, con periodos de seguimiento más largos, la materia orgánica obtenida superaba el mínimo exigido en la legislación.
- Metales Pesados. Puntualmente se observan niveles superiores a los exigidos, que se puede deber al uso de fertilizantes químicos en las parcelas de los participantes, o al uso de aguas de riego no controladas, aunque no se han realizado análisis específicos para comprobar las causas.

El resto de parámetros se encuentran en valores óptimos, variando de un proyecto a otro en función de los materiales más abundantemente introducidos, el clima y el suelo de cada municipio.

Tabla 3. Calidad del compost obtenido

Parámetros	San Martín de la Vega	O Barco de Valdeorras	Galapagar	Pamplona	El Viso del Alcor	Arzúa
Humedad (%)	39	41	34	49,7	58,63	53,80
pH	7.5	8,2	7.4	7,8	8,19	7,76
Materia orgánica (%)	26	19	28	26,91	20,19	14,08
Nitrógeno Kjeldahl (%)	0.65	0.68	0.77	2,38	0,75	0,33
Fósforo total (P_2O_5) (%)	0.85	1.22	1.04	2,32	0,58	1,11
Potasio total (K_2O) (%)	1.7	1.59	1.41	2,29	0,9	2,10
Cadmio (mg/Kg)	<0.5	‹ 5	0.4	<0,20	<3	0,12
Cobre (mg/Kg)	27	77	25	75,42	25,3	43
Níquel (mg/Kg)	60	72	81	49,47	4,5	32
Plomo (mg/Kg)	23	17	19	25,49	<10	236
Zinc (mg/Kg)	126	138	99	272,40	77	216
Mercurio (mg/Kg)	<1.5	‹1.5	‹ 1.5	<1		<1
Cromo total (mg/Kg)	144	134	191	103,23	15,3	66
Capacidad de retención de agua (l/Kg)	0.7	0.61	0.51	1,006	1,008	0,58
Relación C/N	23.6	17	20	6,09	13,6	24,81

Tabla 4. Cantidad de residuos orgánicos reducidos

Parámetros	San Martín de la Vega	O Barco de Valdeorras	Galapagar	Pamplona	El Viso del Alcor	Arzúa
Número de personas implicadas	178	119	187	182	112	61
Cantidad reducida de residuos orgánicos totales (Tn/año)	81,3 – 83,7	34,3 – 37,8	78,75	76,38 – 78,87	54,27-63,58	40,02-44,93
Cantidad reducida de residuos orgánicos de cocina (Tn/año)	19,49	10,4 – 13,9	20,48	19,92	27,92-37,23	14,4-19,3
Cantidad reducida de restos vegetales (Tn/año)	61,8 – 64,2	23,9	58,27	56,46 – 58,95	26,35	25,62
Obtención de compost (Tn/año)	41,8	19,18	26,25	38,78	26,51	21,61

5. Cantidad reducida de residuos orgánicos por los participantes. En la tabla 4 se comparan los datos obtenidos en reducción de residuos orgánicos totales, de cocina y vegetales del jardín, por los participantes de los proyectos.

En cómputo global, como resultado de la experiencia realizada se ha producido una reducción en la recogida de basuras de cocina y de jardín de 387,63 Tn/año. Lo que significa una reducción de 462 Kg por persona en un año. Esto supone un ahorro económico al servicio municipal de recogida basuras, que varía para cada municipio en función del canon de vertedero. (Suponiendo un canon de vertido de 30€/ton el ahorro económico total de estos proyectos sería de 11.600 € anuales, sin considerar los gastos derivados de la recogida, transporte y almacenamiento)

Los participantes por su parte obtienen un abono de elevada calidad, con el respectivo ahorro en fertilizantes que esto conlleva. La obtención total de compost es de 174,13 toneladas en un año.

4. Conclusiones

Tras el análisis de los datos mostrados en este estudio, se puede determinar que el resultado de este tipo de proyectos es positivo en todas las Comunidades Autónomas donde se ha llevado a cabo, ya sean de casuística rural o urbana, o de clima húmedo o seco. Sin embargo, es necesario ampliar esta práctica a otras regiones de la península y las islas, para comprobar el eficaz funcionamiento de la práctica de compostaje doméstico.

Ventajas en el tratamiento de la FORM recogida mediante bolsa compostable

Advantatges in Treatment of Biowaste Collected by means of Compostable Bags

P. Martín

Experta en materiales biodegradables y compostables en colaboración con Novamont S.p.A. Via G. Fauser, 8 28100 Novara (Italia) pmartin_gascon@hotmail.com

Ingeniera Agrónomo en Gestión del Medio Ambiente

Resumen

La FORM recogida mediante bolsa compostable conlleva ventajas en la gestión. Por ello se presenta la bolsa compostable así como el sistema aireado (uso combinado de un cubo perforado y una bolsa compostable) para la recogida selectiva de la FORM y se pone de manifiesto las ventajas con relación a la separación en origen, la recogida y el compostaje. También se pretende demostrar, habiendo analizado entre otros los resultados de las caracterizaciones de la FORM en Cataluña, que la materia orgánica recogida mediante bolsa compostable es de mayor calidad y no sólo por el uso inherente de la bolsa sino por otros cambios que ésta conlleva. La bolsa se biodegrada durante el proceso de compostaje y permite reducir una parte del rechazo que se genera en la planta de tratamiento. Una FORM de alta calidad y con un bajo porcentaje de impropios es compatible con un tratamiento biológico de máxima simplicidad tecnológica (sobre todo en las líneas de pre-tratamiento y post-tratamiento) y, en consecuencia, de menor coste de inversión, obteniendo un compost final de mayor calidad. Con el uso del sistema aireado, gracias a la transpiración de las bolsas compostables, se reduce el peso del residuo orgànico debido a la evaporación de parte de su alto contenido en agua, con lo que se generan menos lixiviados en la planta de compostaje, además de facilitarse la recogida y el transporte de esta fracción. También disminuyen los fenómenos fermentativos anaeróbicos y las acumulaciones de vapor de agua condensado en el cubo, lo que reduce las molestias y permite que la separación por parte de los ciudadanos sea más comfortable, lo que hace posible una mayor participación ciudadana en la separación de la FORM.

Palabras clave
Compostaje, recogida selectiva puerta a puerta, caracterizaciones, tecnología simple, sistema aireado, participación.

Abstract

Treatment of biowaste collected by means of compostable bags has several advantages. Thus, we present the compostable plastic bag and also the ventilated system, as the combination of compostable bag and small ventilated buckets, for the biowaste separate collection. From the results of the biowaste quality characterizations in Catalonia and from other sources, this paper shows that food waste collected by means of compostable bags is of higher quality and not only for the bag itself, but for other changes it entails.The bag biodegradates during the composting process, and allows reducing part of the refuse generated in the treatment plant. A high biowaste quality with a low percentage of impurities is compatible with a biological treatment of maximum technological simplicity (specially in pre-treatment and post-treatment), and in consequence, with a lower investment cost, getting a final compost of higher quality. The ventilated system, thanks to the transpiration of compostable bags, reduces the weight of the organic waste due to the evaporation of part of its water content. Therefore, less leachate is generated in the composting plant and that makes the collection and transport of this fraction easier. The anaerobic fermentations and the accumulation of condensed water steam are also reduced, and this avoids nuisance for citizens and makes possible a higher citizens participation in the biowaste separation.

Keywords
Composting, door to door separate collection, characterizations, simple technology, ventilated system, public participation

1. Introducción

Todo lo que influye sobre la cantidad y la calidad de la fracción orgánica de los residuos municipales (FORM) recogida condiciona las etapas posteriores de tratamiento. Si embargo, un aspecto que ha sido poco considerado en el tratamiento de dicha fracción es la incidencia de la bolsa usada para contenerla.

Mayoritariamente en España, donde existe la recogida selectiva de la FORM, la bolsa usada para depositar esta fracción es de polietileno (PE). Pero existen otro tipo de bolsas, compostables, usadas en Europa en más de 3.500 municipios por más de 15 millones de ciudadanos (Colombo & Martín, 2007). En España estas bolsas están cada vez más presentes aunque su uso es todavía muy limitado. El II Plan Nacional de Residuos Urbanos (2007-2015)[1] introduce como medida de prevención el uso de las bolsas compostables en substitución de las bolsas comerciales de polietileno; el Pla Director Sectorial per a la Gestió del Residus de Menorca (2002-2010) establece que la fracción orgánica debe recogerse con bolsa compostable; el Plan Director de Residuos de La Rioja (2007-2015) analizará la conveniencia de fomentar el empleo de cubos aireados y bolsas compostables; y, decididamente, el Programa de Gestió de Residus Municipals de Catalunya (2007-2012)[2] fomenta la bolsa compostable y el cubo aireado para la recogida selectiva de la FORM y potenciará el uso de la bolsa compostable como medida de regulación de las bolsas de plástico de un solo uso.

El presente artículo tiene como objeto dar a conocer la bolsa compostable, así como el sistema aireado para la recogida selectiva de la FORM y las ventajas que conllevan en su tratamiento.

2. Influencia de la bolsa compostable en el tratamiento de la FORM

Los polímeros biodegradables o bioplásticos están elaborados a partir de recursos renovables, tienen una estructura similar a los polímeros convencionales, se transforman con las mismas tecnologías tradicionales y la principal diferencia es que al terminar su ciclo de vida vuelven a la tierra a través de procesos de biodegradación o compostaje sin emitir substancias contaminantes.

Una de las aplicaciones de estos polímeros son las bolsas compostables, un elemento de contención de la FORM, que se descomponen mediante un proceso de compostaje. Las bolsas compostables, gracias a la materia prima con la que se han elaborado[3], permiten reducir también las emisiones de CO2 contribuyendo a alcanzar los objetivos fijados en el protocolo de Kyoto.

Estas bolsas se admiten en procesos de compostaje al responder a los criterios establecidos en la normativa europea EN13432. En Cataluña pueden disponer del Distintiu de Garantia de Qualitat ambiental otorgado por el Departament de Medi Ambient i Habitatge. Normalmente, los municipios distribuyen dos paquetes de bolsas compostables gratuitas por vivienda durante la campaña de implantación de la recogida, informan sobre sus beneficios ambientales y promueven la distribución de este tipo de bolsas entre los comercios de su ámbito, a la vez que comunican qué establecimientos las distribuyen.

Uno de los aspectos significativos en la captación del residuo orgánico, en relación a las posteriores operaciones de tratamiento es el grado de pureza del material recogido. A partir de los resultados de las caracterizaciones de la FORM[4] del año 2007 se puede obtener el porcentaje promedio del total de impurezas de la materia orgánica recogida selectivamente en Catalunya y el porcentaje promedio de las bolsas de plástico presentes en ella.

Tabla 1. Total de impurezas y bolsas de plástico en las caracterizaciones de FORM 2007 en Catalunya (% en peso)

	% Total impurezas	% Bolsas de plástico[5]
Promedio	10,32	1,75
Valor máximo	60,91	7,92
Valor mínimo	0,02	0,00

https://sdr.arc-cat.net/sdr/ListCaracteritzacions.do

[1] Documento preliminar
[2] Documento preliminar
[3] En el caso del Mater-Bi (bioplástico producido por Novamont S.p.A) a partir de recursos renovables de origen agrícola y utilizando tecnologías de bajo impacto ambiental.
[4] Determinación del tipo, composición, peso y/o volumen y proporción de los diferentes componentes de una muestra de residuo orgánico municipal.
[5] Para determinar el porcentaje en peso de las bolsas de plástico la Agència de Residus de Catalunya ha aplicado, a partir del año 2007, un factor corrector de la humedad de 0,54.

Durante el año 2006 se trataron biológicamente alrededor de 256.051 toneladas de FORM en Cataluña. Tomando este valor para el 2007[6], 26.424 toneladas correspondían a materiales no compostables y de éstas, 4.481 toneladas eran bolsas de plástico; residuo que se destina a un tratamiento finalista. Considerando un precio medio de vertido en Cataluña de 30 €/tonelada (PROGREMIC 2007-2012), más los 10 €/tonelada del cánon de residuos[7] sólo la disposición de las bolsas de plástico supondría un coste de unos 180.000 euros. Analizando los resultados de las 924 caracterizaciones del año 2007 de la FORM domiciliaria y con menos de un 50% de residuo verde y relacionando el porcentaje total de impurezas con el porcentaje de bolsa de plástico se obtiene el siguiente gráfico.

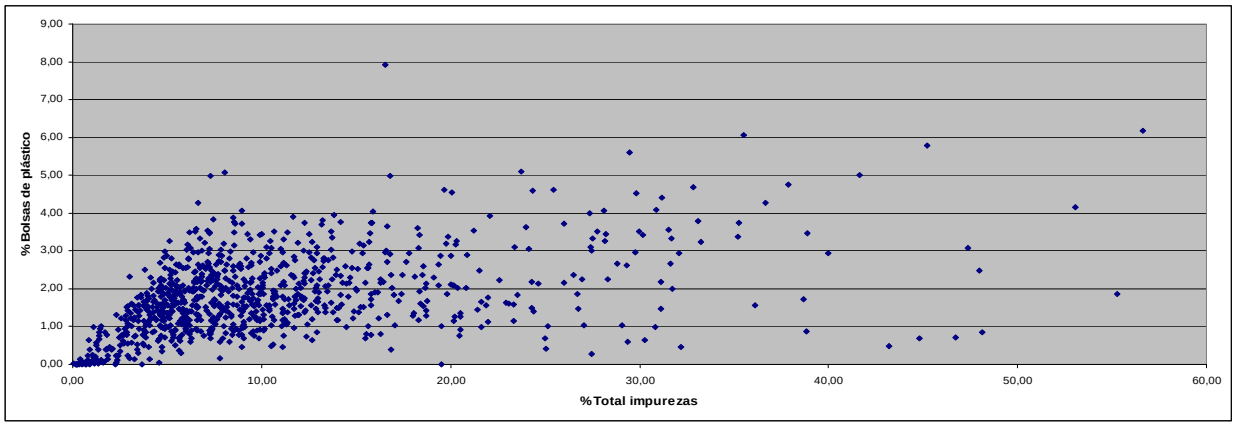


Figura 1 Relación entre el total de impurezas de la FORM y el porcentaje de bolsa de plástico

Sólo el 3% del total de las caracterizaciones que corresponden a 13 municipios catalanes[8] tienen un porcentaje de bolsas de plástico inferior a 0,1; el 57% de estas caracterizaciones están por debajo del 1% de impurezas totales, el 89% por debajo del 2% y todas por debajo del 5%. En 12 de estos municipios utilizan la bolsa compostable de manera obligatoria para la recogida selectiva de la FORM y nueve tienen el sistema de recogida de residuos puerta a puerta implantado.

Se observa también que todas las caracterizaciones con un porcentaje total de impurezas inferior a 2 % (el 6,5% de las 924 caracterizaciones) tienen un porcentaje de bolsas de plástico por debajo de 1 % (solamente una lo supera con un 1,02%).

Existen 195 caracterizaciones (el 21% respecto el total) con menos de un 1% de bolsa de plástico. Si bien es cierto que el hecho de tener un porcentaje de bolsa de plástico bajo no implica necesariamente que se estén usando las bolsas compostables y por lo tanto que se contenga el porcentaje total de impurezas; esto sucede en 22 caracterizaciones que tienen como media un 27,5% de materiales no compostables.

Podemos afirmar que el uso de bolsas compostables sobre todo en recogidas puerta a puerta[9], al ser semitransparentes, facilita un control de las impurezas durante la recogida del residuo. Por este motivo el porcentaje de impurezas es casi inexistente, y también por no tener la bolsa de plástico como impropio y por la mayor corresponsabilización del ciudadano que, convencido e informado del porqué usa la bolsa compostable, no introduce en la matriz orgánica otros residuos no biodegradables. Si esta FORM de alta calidad no viniese mezclada en la planta de tratamiento con FORM de calidad escasa se evitarían muchas de las repercusiones negativas que conlleva la presencia de impurezas: disminución del espacio útil que reduce la capacidad de tratamiento o bien la duración del proceso; desgaste y averías en los

[6] Actualmente no se conoce la cantidad total tratada el año 2007, por este motivo se trabaja con los datos del 2006.

[7] Impuesto con la finalidad ecológica de fomentar la valorización mediante el gravamen de la disposición de los residuos. http://www.arc-cat.net/ca/municipals/canon/index.html

[8] Artesa de Lleida, Balenyà, Boadella i les Escaules, Brull, Centelles, Folgueroles, Girona, Malla, Sta. Eulàlia de Riuprimer, Seva, Taradell, Tona y Viladrau.

[9] Sistema de recogida selectiva de los residuos municipales que se fundamenta en el hecho que los poseedores de los residuos efectúan la segregación de las diversas fracciones de los residuos en origen, pero en vez de depositarlas en unos contenedores que de forma permanente se encuentran en la vía pública, las diversas fracciones se recogen directamente en el punto de generación de acuerdo con un calendario establecido (Coll *et al.*, 2008).

equipos, instalaciones, etc.; la presencia de plástico film dificulta el mantenimiento de condiciones aeróbicas al obstaculizar el flujo de aire a través de la masa; la dispersión de volátiles y un impacto visual durante el proceso; la necesidad de extraer las impurezas que determina una mayor complejidad y inversión en las líneas de pre y post tratamiento, soportar los costes del transporte y disposición del residuo además de las inevitables pérdidas de matéria orgánica (Martín & Giró, 2008).

La proporción de impropios en el residuo entrante afecta a la calidad final del compost debido a la presencia de impurezas físicas (fragmentos de vidrio, plásticos, metales...) y de contaminantes químicos.

Es interesante destacar una prueba piloto de compostaje de máxima simplicidad tecnológica llevada a cabo con FORM de alta calidad, recogida mediante el sistema puerta a puerta en diversos municipios de la Mancomunitat Intermunicipal la Plana y financiada por la Agència de Residus de Catalunya. Es fundamental el papel que juegan las bolsas compostables implantando su uso obligatoriamente en la recogida doméstica y comercial de la FORM de estos municipios y permitiendo prescindir de las operaciones de pre y post-tratamiento como se puede observar en las imágenes (Fig. 2, 3, 4, 5, 6, 7). Hoy en día ya está aprobada la construcción de una planta de estas características.

Figuras 2, 3 y 4. FORM recogida por la Mancomunidad Intermunicipal la Plana; mezcla y homogenización de la FORM con fracción vegetal; sistema de compostaje utilizado en la prueba piloto (con ventilación y cubierta textil) antes de llenarlo.

Figuras 5, 6 y 7. Sistema de compostaje utilizado en la prueba piloto lleno; vista general del sistema de compostaje utilizado en la prueba piloto lleno y con la cubierta textil colocada; aspecto del material (bajo cubierta) después de unas semanas de compostaje. (Martín & Giró, 2008)

Diferentes estudios italianos analizan el efecto beneficioso de la bolsa compostable y evidencian también que la FORM recogida con bolsa compostable tiene más calidad y permite condiciones técnicas de compostaje más simples (Francia et al., 2000). Disminuye el rechazo que se genera en las plantas de tratamiento y aumenta la calidad en el compost final (Franz et al., 2004; Fattoretto, 2006). El mayor coste[10] de las bolsas compostables es ampliamente compensado por las ventajas económicas que se obtienen en los costes de tratamiento y de gestión del rechazo (Bianchi & Orlando, 2000; Bresolin & Guarnieri, 2007).

[10] En función de las cantidades y de si la bolsa compostable se adquiere mediante concurso público a través de la administración o en la grande distribución el coste de ésta respeto la bolsa de PE es de 1,5 a 4 veces mayor.

3. Influencia del sistema aireado en el tratamiento de la FORM

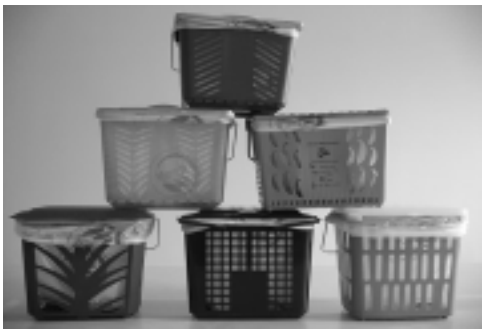


Fig. 8 Sistema aireado

El sistema aireado es el uso combinado de un cubo perforado en toda su superficie y una bolsa compostable (Fig. 8).

Gracias a la transpirabilidad y a la permeabilidad al vapor de agua de las bolsas compostables, el sistema aireado favorece la evaporación de gran parte del alto contenido en agua de la materia orgánica hasta llegar a reducciones del peso del residuo del 18% en tres días de almacenaje o superiores al 30% en siete días[11] (Novamont, 2005). Esto permite un ahorro económico en la recogida y en el posterior tratamiento de compostaje, generándose además, menos lixiviados en la planta. En Stawanger (Noruega), ciudad de unos 100.000 habitantes, el uso del sistema aireado ha permitido reducir los costes globales de gestión en más de un 15% (Novamont, 2005).

El continuo intercambio de aire entre el residuo y el ambiente donde se encuentra permite reducir los fenómenos fermentativos, anaeróbicos y, por lo tanto, la aparición de malos olores, hongos y la acumulación de vapor de agua condensado en el cubo (Fig. 9 y 10) (Martín, 2002). El sistema aireado incrementa además la capacidad de resistencia mecánica de la bolsa compostable (Colombo et al, 2005; Bresolin & Guarnieri, 2007). Todo esto reduce las molestias, tiende a generar un mayor "confort" para el ciudadano, lo que estimula la participación y aumenta la cantidad y la calidad de la FORM recogida disminuyendo los costes de tratamiento finalista al disminuir la fracción resto de los residuos municipales.

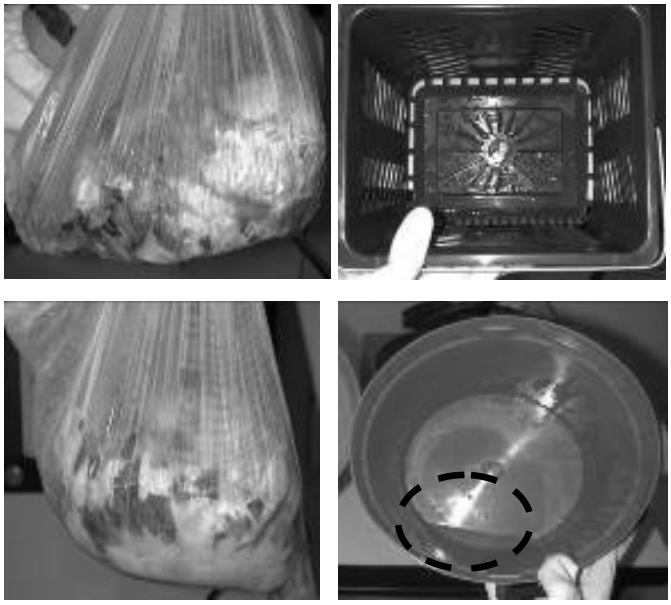


Fig. 9 y 10 Condensación del vapor de agua al cuarto día de almacenaje en el sistema aireado y en el sistema tradicional.

4. Conclusiones

La recogida de la FORM mediante el uso habitual de la bolsa compostable es más eficiente –y el material recogido de mejor calidad– respeto la FORM recogida en bolsa de PE. Comporta, además, un menor coste de tratamiento y una mayor calidad en el compost final.

Con el uso del sistema aireado se reduce el peso de materia orgánica debido a la evaporación de parte de su alto contenido en agua, con lo que se generan menos lixiviados en la planta de compostaje, además de reducirse los costes globales de gestión. Des del punto de vista del usuario es ciertamente importante la resistencia de la bolsa, evitar las roturas, las acumulaciones de vapor de agua condensado en el cubo y los malos olores. Con el sistema aireado se reducen estas molestias y ello posibilita una mayor participación ciudadana en la separación de la FORM, elemento central en todo programa de gestión de residuos.

Agradecimientos

Agradezco a F. Giró, I. Puig y B. Martín sus contribuciones al presente artículo.

[11] El valor de reducción alcanzado depende básicamente de la tipología de la fracción orgánica separada, de la frecuencia de recogida, de la geometría del cubo perforado, de la temperatura y humedad ambiental, de la corriente de aire en el interior del hogar, etc.

Referencias

Bianchi, D., Orlando, M. "Effetti economici delle modalità di conferimento della frazione organica nei processi di compostaggio". Commissionat per *Ambiente Italia* i *Novamont* (Versari, M., Degli Innocenti, F.), 2000.

Bresolin, M., Guarnieri, M. "Sperimentazione sull'utilizzo dei sacchetti in carta e Mater-Bi". Consorzio Azienda Treviso Tre, 2007.

Coll, E., Colomer, J., Giró, F., Martín, P., Puig, I., Salvans, C., Segalés, D. 2008. Cap. 2: "Introducció als sistemas de recollida porta a porta". En: Manual municipal per a la recollida selectiva porta a porta a Catalunya. En prensa.

Colombo, A., Martín, P. (Novamont). "L'Europa que ha escollit el Mater-Bi". *Novamont Informa Butlletí periòdic sobre recollida selectiva.* (octubre 2007).

Colombo, A., Tosin, M., Bertani, R., Garaffa, C. (Novamont). "Dossier L'efficienza del sistema areato nella raccolta differenziata della frazione organica". *Novamont Informa Raccolta differenziata* (octubre 2005).

Francia, C., Spampinato, P.L., Daidone, A., Monella, P., Rebecchini, G. "La raccolta differenziata dei rifiuti organici, i sistemi e i contenitori". Federambiente, 2000.

Franz, L., Germani, F., Paradisi, L., Bergamin, L., Ceron, A. "Influenza della purezza merceologica della FORSU sulla produzione di scarti negli impianti di compostaggio e sulla qualità del compost finito": Osservatorio Regionale per il Compostaggio. Ecomondo 2004. VI Conferenza nazionale sul compostaggio. Rimini, 2004.

Fattoretto, G. "I cambiamenti sulla raccolta differenziate". Osservatorio Regionale Rifiuti. Tutte le novità del D.Lgs 152 del 3 aprile 2006 in materia di rifiuti. Milano, 2006.

Martín, P. (Novamont) "La bolsa biodegradable de Mater-Bi en el sistema aireado" (desembre 2002). Inèdit.

Martín, P., Giró, F. 2008. Cap. 12: "Influència de la recollida porta a porta en el tractament de les diverses fraccions residuals". En: Manual municipal per a la recollida selectiva porta a porta a Catalunya. En prensa.

Novamont. "Due nuovi primati per il Mater-Bi, il primo film termoplastico certificato compostabile in ambiente domestico. Che respira" (2005) www.novamont.com

Programa de Gestió de Residus Municipals a Catalunya 2007-2012. Document preliminar. Agència de Residus de Catalunya. Annex 9: "Costos per als ens locals derivats de l'aplicació del PROGREMIC 2007-2012.

https://sdr.arc-cat.net/sdr/ListCaracteritzacions.do

http://www.arc-cat.net/ca/municipals/canon/index.html

http://www.european-bioplastics.org

Causas más comunes de emisiones odoríferas excesivas en procesos de compostaje y medidas de mitigación

E. Pagans y A.Ph. van Harreveld

Odournet S.L.

E-mail: es@odournet.com

Resumen

El presente artículo pretende introducir la problemática actual de los olores en las plantas de compostaje, se recalcan los principales factores que pueden agravar la problemática y los enfoques más frecuentemente utilizados para controlar el impacto del proceso.

1. Emisiones odoríferas en procesos de compostaje

1.1 Principales focos de emisión de olor

Las operaciones del proceso de compostaje con más riesgo de crear impacto por olores son las de recepción y mezcla de residuos y las de la fase de descomposición del material. En menor grado, se identifican las asociadas con la maduración y el almacenaje del producto acabado.

Durante la fase de recepción y mezcla de residuos, los olores corresponden principalmente a la emisión de compuestos orgánicos volátiles (COVs) y en algunos casos de amoníaco, y suelen presentar concentraciones de medias a altas, aunque dependen significativamente de las características de los residuos de entrada y de las condiciones de almacenaje y mezcla. Con relación a la fase de descomposición, es cuando tiene lugar la máxima actividad biológica y consecuente se generan elevadas concentraciones de compuestos olorosos, principalmente amoníaco y COVs. Si se origina actividad anaerobia, ésta puede ser responsable de la generación de compuestos potencialmente olorosos con un umbral de detección de olor muy bajo, como el ácido sulfhídrico o ciertos sulfuros orgánicos. Posteriormente durante la fase de maduración, si el material ha sido sometido a un correcto proceso de descomposición, disminuye la posibilidad de generar malos olores, ya que la actividad metabólica es significativamente menor. Durante el almacenaje del producto final los compuestos emitidos son habitualmente COVs, el foco generador de olor se caracteriza por un caudal moderado y, siempre y cuando el material almacenado sea biológicamente estable, con bajas-medias concentraciones de olor.

Los principales focos emisores de olor en instalaciones confinadas o semi-abiertas (con captación y tratamiento de prácticamente todas las emisiones gaseosas generadas), habitualmente son las emisiones fugitivas de las naves y los olores residuales de los sistemas de tratamiento de gases. Las emisiones fugitivas son de especial importancia cuando en la zona se dan condiciones de vientos fuertes.

1.2 Factores potenciadores de emisiones odoríferas

Existen diversos factores que potencian la generación y emisión de compuestos olorosos durante cada una de la fases del proceso de compostaje (Tabla 1). Destacan aquellos factores relacionados con la evolución del proceso y el diseño y mantenimiento de las instalaciones, equipos de extracción y tratamiento de emisiones.

2. Gestión y tratamiento de emisiones odoríferas en plantas de compostaje

Las estrategias de control de olores deben enfocarse en la prevención de las emisiones de olor en el punto de generación, pero cuando eso no sea viable, es necesario minimizar la tasa de generación de olor y considerar tecnologías finalistas de control adecuadas en función de la naturaleza y del tipo de la fuente de emisión. En este sentido, y según la Directiva IPPC [DOCE, 1996], es básico la aplicación de todas las medidas adecuadas de lucha contra la contaminación y, en particular, el recurso de las mejores técnicas disponibles. La Generalitat de Catalunya, para proporcionar un marco normativo que establezca las medidas necesarias para alcanzar y corregir la contaminación odorífera, ha elaborado un Borrador de Anteproyecto de Ley contra la Contaminación Odorífera [DMAH, 2005]. Este borrador fija valores objetivo de inmisión de olor a alcanzar por las actividades en áreas que requieren más protección contra el olor mediante el uso de la mejor tecnología disponible y la aplicación de buenas prácticas de gestión o bien con la implantación de medidas correctoras.

Tabla 1. Principales factores potenciadores de olor en un proceso de compostaje y su riesgo de impacto

Fase y punto de emisión	**Riesgo de impacto de la instalación**		**Principales factores que potencian la generación y emisión de compuestos olorosos**
	Sin confinar	**Confinada**	
Recepción y almacenaje	Alto	Moderado	- Bajo grado de confinamiento de la zona y poca estanqueidad, extracción insuficiente - Condiciones anaerobias del material - Material en estado avanzado de descomposición - Altas temperaturas y condiciones meteorológicas adversas** en plantas sin confinar - Transvase de materiales desde alturas elevadas
Preparación de mezcla, trituración de material vegetal	Alto	Moderado	- Bajo grado de confinamiento de la zona y poca estanqueidad, extracción insuficiente - Extracción localizada de equipos ineficaz - Tiempos prolongados antes de realizar la mezcla - Mezclas con baja relación C/N, humedad excesiva, pH inadecuado - Altas temperaturas y condiciones meteorológicas adversas** en plantas sin confinar - Transvase de materiales desde alturas elevadas
Selección manual o mecánica, *trommeles*	Alto	Moderado	- Bajo grado de confinamiento de la zona y poca estanqueidad, extracción insuficiente - Extracción localizada de equipos ineficaz - Elevado porcentaje de materia orgánica en la fracción rechazo
Descomposición, formación pilas, volteo, aeración, carga y descarga de reactores	Muy alto	Bajo	- Altas temperaturas y condiciones meteorológicas adversas** en plantas sin confinar - Proceso inadecuado, aparición de anaerobiosis - Mezclas inadecuadas - Tamaño incorrecto de pilas, reactores demasiado llenos - Caudales de aire o volteos insuficientes - Tiempo de proceso inadecuado - Alta transferencia de emisiones desde los reactores cerrados hacia la nave general
Maduración	Alto	Bajo	- Proceso inadecuado, aparición de anaerobiosis - Material con alta actividad biológica - Bajo contenido de humedad (generación de polvo)
Afino	Moderado	Bajo	- Condiciones meteorológicas adversas** en plantas sin confinar - Bajo contenido de humedad (generación de polvo) - Transvase de materiales desde alturas elevadas
Almacenaje	Moderado	Moderado	- Producto almacenado biológicamente no estable
Manejo de lixiviados	Alto	Bajo	- Mala canalización, falta de pendiente para drenar los lixiviados - Condiciones anaerobias en la balsa de lixiviados - Riego de pilas con lixiviados olorosos
Manejo de aire de proceso procedente de: reactores cerrados, ventilación naves, extracciones locales, etc.	-	Alto	- Bajo grado de confinamiento de la zona y poca estanqueidad, extracción insuficiente - Extracción localizada de equipos ineficaz - Puertas y ventanas abiertas - Baja renovación de aire en el interior de las naves - Conductos y ventiladores de captación en mal estado - Mala gestión de distribución de caudales hacia los sistemas de tratamiento - Conductos de evacuación de emisiones que no favorecen su máxima dispersión
Sistema de tratamiento de emisiones	-	Alto	- Sistema de tratamiento de emisiones gaseosas inadecuado - Poco mantenimiento y monitoreo del sistema de tratamiento - Altas cargas de amoniaco a dirigir al sistema de biofiltración - Seguimiento insuficiente de la eficacia de tratamiento de los sistemas de tratamiento
Emisiones fugitivas, maquinaria, cintas transportadoras sucias, zonas y accesos sucios	Moderado	Moderado, importante emisiones fugitivas	- Plantas sin estanqueidad estructural, puertas y ventanas abiertas - Acumulación de materiales en zonas no destinadas a almacenaje - Altas temperaturas en el interior de las naves

*Considerando que el confinamiento es adecuado, con captación y tratamiento de las emisiones generadas

**Se consideran condiciones meteorológicas adversas: 1) Vientos predominantes en dirección hacia los receptores; 2) Situaciones de estabilidad atmosférica (inversiones, niebla, etc.) y baja velocidad de viento: no favorecen ni la turbulencia ni la dispersión de la pluma de emisión. 3) Días del año cuando los receptores realizan actividades de ocio al aire libre.

Es interesante destacar que en general, para reducir efectivamente el impacto de olor producido por una actividad, las medidas de control adoptadas tienen que implicar una reducción de al menos el 50% de las emisiones de olor. No obstante, para que sean realmente efectivas, es decir, para que a nivel de impacto de olor se aprecie una mejora significativa, las medidas aplicadas, tanto las buenas prácticas como los tratamientos finalistas, tendrían que comportar una reducción del 90% de las emisiones de olor.

2.1 ¿Cómo abordar una correcta gestión de olores?: plan de gestión de olores

Para estudiar la situación actual de cualquier instalación en término de impacto por olores, es recomendable que se lleve a cabo una evaluación previa antes de realizar inversiones de capital significativas. El nivel de detalle y alcance de esta evaluación debería ser proporcional al riesgo de causar molestias por la propia instalación. El nivel de riesgo se puede estimar considerando factores como: el historial de quejas, el tipo de operación y confinamiento de la planta, la topografía y condiciones meteorológicas de la zona, la proximidad de casas u otros receptores con un potencial de molestia alto o teniendo en cuenta cualquier intervención por parte de la Administración. A grandes rasgos, se pude estimar que las instalaciones de compostaje con emisiones totales superiores a 10.000 ouE·s-1 y receptores potenciales ubicados a menos de 200 de los límites de la instalación, están sujetas a riesgo de causar molestias por olores (NER, 2000).

En cualquier caso, el procedimiento para abordar una correcta gestión de olores debe cumplir toda una serie de objetivos:

- Identificar las fuentes generadoras de olor para priorizar su mitigación o eliminación.
- Seleccionar las diversas medidas de eliminación y mitigación de olores a implementar.
- Valorar la eficacia de las medidas de eliminación y mitigación adoptadas
- Estimar (mediante coeficientes de emisión) y/o medir (mediante muestreo y análisis según EN-13725) las emisiones odoríferas de la instalación. Esta información servirá para valorar el riesgo de crear impacto y/o prever la dispersión de los olores en el entorno de la instalación.
- Desarrollar e implementar un plan de gestión de olores que permita controlar el impacto por olores de la instalación.

2.1.1 Plan de gestión de olores (PGO)

El PGO debe permitir establecer, implementar, mantener y mejorar un sistema de gestión de olores, es decir, debe definir las pautas de comportamiento a seguir para lograr una correcta gestión de olores. Debe establecer los responsables de la gestión de olores, los procedimientos, y los registros adoptados para prevenir, reducir y controlar las emisiones, así como garantizar un seguimiento para evaluar y mejorar la gestión.

El plan, por lo tanto, incluirá aspectos como los resultados de la evaluación de riesgo de impacto por olor, junto con las medidas de eliminación y buenas prácticas adoptadas para evitar la contaminación odorífera durante el desarrollo de la actividad. Este plan, puede formar parte de un sistema de gestión ambiental más amplio, como por ejemplo ISO14001, EMAS o un sistema general de gestión de calidad como ISO9001.

2.2 Reducción y prevención de emisiones odoríferas

Las buenas prácticas que ayudan a minimizar el impacto por olores en una instalación de compostaje son las encaminadas a reducir la aparición de los factores que potencian la generación y emisión de compuestos olorosos (tabla 1).

Algunas buenas prácticas, durante la operación de mezcla, son la incorporación inmediata del estructurante. Asimismo, garantizar que éste aporta una proporción de material rico en carbono que equilibre la relación Cbiodegradable/N de la mezcla y evite así la pérdida de amoníaco y preserve el N en el producto final. El estructurante también debe facilitar la esponjosidad y la porosidad para acelerar la degradación de las moléculas precursoras de malos olores y evitar la aparición de zonas compactadas y anaerobias. Durante todo el proceso de compostaje es necesario alcanzar una buena configuración y estrategia de control (temperatura, oxigeno, humedad, tiempo de proceso), no sobrepasar la capacidad nominal de la instalación y garantizar condiciones aerobias.

Con relación a instalaciones confinadas, es importante que las naves posean elevada hermeticidad (2 m^3 m^{-2} h^{-1} a 50 kPa) [ATTMA, 2006] y un sistema de extracción adecuado para mantener una ligera presión negativa constante. Es substancial implementar extracciones localizadas de aire en equipos o áreas compartimentadas que lo requieran: áreas de recepción de residuos, zona de descomposición, zonas de afino, etc. Finalmente, la reutilización de los caudales de ventilación de las naves, y la separación de los flujos de aire más y menos concentrados para dirigir-

los a diferentes sistemas de tratamiento, racionalizará la ventilación y minimizará la cantidad de aire a tratar.

2.3 Técnicas finalistas de control de olores

Los sistemas de tratamiento finalistas más empleados en plantas de compostaje son el lavado químico de una, dos o tres etapas y los sistemas de biofiltración. Para la selección de la tecnología de control a adoptar, no obstante, es necesario considerar aspectos como la tipología de las emisiones (composición de los gases emitidos: concentración de olor, concentración de NH3, composición y concentración de COVs) y los caudales de emisión. También es esencial mantener una frecuencia adecuada de las operaciones de mantenimiento y control de los sistemas de tratamiento.

Un criterio de selección puede basarse en la concentración de amoníaco, para concentraciones elevadas de amoníaco se recomienda un lavado ácido con posterior biofiltración, y para concentraciones bajas (<10-20 mg NH3 m-3) puede aplicarse directamente la biofiltración.

Habitualmente, la primera etapa de lavado es ácida para eliminar el amoníaco y compuestos alcalinos olorosos como las aminas. El lavado ácido inicial también tiene el objetivo de proteger los microorganismos del sistema de biofiltración y evitar fenómenos de toxicidad ocasionados al suministrar altas cargas de amoníaco. En caso de una segunda y tercera etapa, éstas son de lavado básico y oxidante para neutralizar los compuestos olorosos de carácter ácido y los oxidables químicamente. El lavado básico también puede generar efectos tóxicos sobre la actividad del biofiltro por la emisión de compuestos clorados y, si no se elimina adecuadamente el amoníaco en la primera fase de lavado, por la liberación de cloraminas.

Referencias

ATTMA, 2006. Anon., 'Technical Standard 1. Measuring air tightness of the building envelopes', Issue 1, Air Tightness Testing & Measurement Association (ATTMA), Marzo 2006, Disponible a: http://www.attma.org/ATTMA_TS1_Issue_1_March_06.pdf

DMAH. 2005. Direcció General de Qualitat Ambiental del Departament de Medi Ambient i Habitatge. Esborrany de d'Avantprojecte de llei contra la contaminació odorífera, Junio 2005.

DOCE. 1996. Directiva del Consejo 91/61/CE, del 24 de setiembre de 1996, relativa a la prevención y al control integrado de la contaminación (DOCE L 275/1996, del 10/10/1996).

INFOMIL. 2000. NeR Nederlandse Emissie Richtlijn. (Netherlands Emissions Guideline), ISBN 90 76323 01 1, 2000.

Compostar o no compostar los lodos EDAR. ¿Es ésa la cuestión?

To compost or not to compost sewage sludge. Is that the question?

N.L. Arroyo

Menntun Consultoría Científica. Avda. de Castilla 47, 2º3º, 34005, Palencia, España.

E-mail: nlarroyo@menntun.org

Resumen

La implementación de la Directiva 86/278/EEC proporcionó mucha confianza a los usuarios de lodos EDAR en agricultura. No obstante, en los últimos años han surgido nuevas inquietudes a menudo asociadas a miedos relativos a la calidad de los alimentos, que han ligado su utilización a problemas de salud pública. Esta tendencia ha perjudicado la confianza de los agricultores y el público general, y como resultado, ha habido un número creciente de agricultores y minoristas alimentarios europeos que ha tomado medidas cautelares en lo que respecta al uso de los lodos en las tierras en las que cultivan los productos que luego comercializan, y un aumento del escepticismo sobre la conveniencia de utilizar los lodos sin someterlos antes a un tratamiento avanzado. Entre los tratamientos avanzados barajados como alternativa, destaca el compostaje, dado que a la minimización de los posibles daños por contaminación de patógenos se une su capacidad de realizar un aporte más eficaz de nutrientes, una mejor asimilación y neutralización de los compuestos orgánicos y metales pesados y una mejora considerable de las propiedades del suelo. No obstante, todavía existen detractores de esta técnica, que esgrimen la escasa justificación de someter los lodos a procesos económicamente más costosos y cuya capacidad mejoradora de los lodos es dudosa. Se discuten los riesgos y ventajas de una aplicación de los lodos directa o compostados, invitando a la reflexión sobre si la pregunta ¿compostar o no compostar? debería estar aún vigente de cara a la aplicación de los lodos al suelo.

Palabras clave
Directiva 86/278/EEC, compostaje, lodos EDAR, normativa, viabilidad económica

Abstract

The implementation of the 86/278/EEC Directive provided a great confidence to those farmers using sewage sludge in agriculture. However, in recent years, new uncertainties regarding the use of sludge have risen, often associated with concerns regarding food quality, which have linked sludge use with public health problems. As a result, an increasing number of European farmers and food retailers have adopted precautionary measures with respect to the application of sludge and there has been an increased scepticism regarding the convenience of using it without subjecting it to preliminary advanced treatments. Among the alternative advanced treatments, composting is one of the preferred ones, since it minimizes possible damages due to pathogen contamination, it allows a better incorporation of nutrients, a better assimilation and neutralization of organic compounds and heavy metals and a considerable improvement of soil quality. However, there are still stake-holder sectors which remain critical to composting and question the need to subject sludge to more costly methods whose improving capacity remains to be fully proved. Here we discuss the risks and benefits of using sludge directly or composted, respectively, and reflect on whether the question "to compost or not to compost?" should still be in force when considering application of sludge on European soils.

Keywords
Directive 86/278/EEC, composting, sewage sludge, regulations, economical feasibility.

1. Introducción

La directiva 86/267/EEC relativa a los lodos de depuradora, es el instrumento legislativo que regula la aplicación de dichos lodos a los suelos de la Unión Europea. Esta directiva busca fomentar el uso de los lodos EDAR en agricultura y regular este uso de modo que no ocasione daños sobre los suelos, la vegetación, los animales y el hombre. Con este fin, prohíbe el uso de lodos no tratados sobre tierras agrícolas, a menos que sean incorporados o inyectados dentro del terreno, definiendo como "lodos tratados" aquellos que han sido sometidos a "tratamiento biológico, químico o térmico, un almacenamiento

prolongado o cualquier otro tipo de proceso apropiado que reduzca su capacidad de fermentación y los riesgos para la salud derivados de su utilización".

Esta directiva lleva en proceso de revisión desde el año 2000, y hasta la fecha se han producido tres borradores o documentos de trabajo sobre la misma, en los que se amplía el posible uso y regulación de los lodos, del campo eminentemente agrícola a otras actividades como la silvicultura, el abonado de zonas verdes, recuperación de terrenos, etc. En estos borradores se establecen también nuevos límites para los contenidos en metales pesados, compuestos orgánicos, patógenos y otras sustancias que pudieran resultar nocivas, siguiendo las recomendaciones de diversos estudios científicos y de forma que estas cantidades sean más acordes con un uso sostenible de los lodos y sus derivados como enmienda orgánica. Se espera que la revisión definitiva tenga en cuenta los últimos desarrollos técnicos en tratamiento de aguas residuales, los resultados recientes de la investigación en materia de los efectos de los metales pesados sobre el suelo y sus microorganismos, sobre el riesgo de contaminación de animales y humana por los patógenos contenidos en los lodos, y los motivos de preocupación expresados por la industria agro-alimentaria y por los minoristas acerca de la seguridad de utilizar lodos en agricultura.

No en vano, en los últimos años han surgido nuevas inquietudes, a menudo asociadas a miedos relativos a la calidad de los alimentos, que explotados por los medios, han ligado la utilización de los lodos a aspectos negativos relacionados con la salud pública. Esto ha perjudicado enormemente la confianza de los agricultores y del público en general, y como resultado, ha habido un número creciente de asociaciones agropecuarias y minoristas alimentarios de toda Europa que ha tomado medidas cautelares en lo que respecta al uso de los lodos en las tierras en las que cultivan los productos que luego comercializan.

Desde el punto de vista de las administraciones, la salida agrícola de los lodos es la preferida frente a otras como la incineración o el depósito en vertedero, pero dado que los lodos son aplicados en una proporción relativamente pequeña de las tierras agrícolas, las asociaciones de agricultores y ganaderos y los minoristas se encuentran en una posición ventajosa, lo que hace que el uso de los lodos en los suelos constituya una salida relativamente vulnerable a cambios en la opinión pública motivados por campañas de desprestigio. Una consecuencia de esto es la probable adopción de medidas y estándares cada vez más preventivos, que no necesariamente estén basados completamente en estudios científicos o en riesgos reales, pero que de cualquier forma serán esenciales para el éxito de la salida agrícola. La respuesta de las plantas depuradoras ha sido centrarse en los sistemas de gestión de los lodos y el reconocimiento creciente de que los sistemas de garantía de la calidad (QA) de los mismos son una herramienta fundamental si ha de mantenerse la confianza de las partes interesadas.

En concreto para los usos agrícolas de los lodos se prevé una creciente demanda de la utilización de tratamientos avanzados[1] que garanticen la eliminación de patógenos de forma que se pueda tranquilizar a los minoristas alimentarios y a la opinión pública en general, mostrando que no existen los riesgos de transferencia de patógenos atribuidos a casos de epidemias recientes (p.ej.: .e.g. *E. coli* 0157, *Salmonella* sp., BSE, etc.).

En el transcurso de la revisión de la Directiva 86/126/EC, y dada la elevada interrelación entre los aspectos tratados en la misma y los relativos a los bioresiduos y a su vez, de éstos y los lodos y su aplicación al suelo, con la protección del mismo, ambas temáticas se han incorporado a la Estrategia Temática para la Protección del Suelo (COM(2006)232). Esta estrategia también establece que sería deseable mejorar la definición de tratamiento y preferiblemente, avanzar hacia el protocolo adoptado por la industria alimentaria y que ha sido requerido de forma progresiva por los granjeros, es decir, el Análisis de Riesgos y Puntos Críticos de Control (HACCP, en las siglas en inglés). El HACCP es aplicable tanto a los riesgos químicos como los microbiológicos.

Así, la tendencia general de las revisiones y nuevas directrices relacionadas con la aplicación de los lodos en agricultura es la de recomendar u obligar un tratamiento más exhaustivo de los mismos, que garantice las condiciones de higiene y minimización de contaminantes necesarias y permita un mejor control y futuros sistemas de control o certificación de los lodos o de los productos derivados de ellos.

[1] Entre las recomendaciones hechas en el Borrador del documento de discusión para la Reunión Relativa a los Bioresiduos y los Lodos (EC, 2004), se hace alusión a la necesidad de introducir los conceptos de tratamiento avanzado y convencional, de forma que los lodos sometidos a tratamientos más exhaustivos sufran menos restricciones de cara a su aplicación en agricultura (por ejemplo) que los que han sido tratados sólo con tratamientos convencionales. Por lo general se entiende por tratamiento Convencional la estabilización (de cara a la reducción de su biodegradabilidad y potencial para causar molestias) y la deshidratación (para reducir los costes de transporte), que sufren los lodos en las plantas depuradoras. El tratamiento Avanzado implica además la desinfección de los lodos por tratamientos posteriores de secado térmico, adición de cal, compostaje, etc

2. El compostaje como alternativa. Ventajas respecto a la aplicación directa de los lodos al suelo.

Entre los tratamientos avanzados barajados, destaca el compostaje, dado que no sólo minimiza los posibles daños por contaminación de patógenos (Guzmán et al., 2007), sino que además consigue un aporte de Carbono y Nitrógeno al suelo más eficaz, mientras que se mejora la asimilación y neutralización de compuestos orgánicos (Hupe et al., 1996; Houot et al., 2003) y metales pesados, tanto en lo suelos de aplicación (Petruzzeli et al., 1997; Brown, 1998; Schuman, 1998), como en los productos agrícolas cultivados sobre ellos (Bartl et al, 1999).

El compostaje de los lodos minimiza las pérdidas de nitrógeno debidas a volatilización o lixiviación y contribuye a generar un aumento en la cantidad de C orgánico de los suelos, lo cual es importante en términos de captación de C y como método para recuperar el contenido en materia orgánica de los empobrecidos suelos agrícolas (Kirchmann y Bernal, 1997; Sánchez-Monedero et al., 2004)

Por otro lado, el compost puede colaborar al control de las enfermedades de las plantas y reducir así las pérdidas en los cultivos. Los biopesticidas, que ya suponen una importante alternativa a los pesticidas químicos, se elaboran mediante la adición de cantidades controladas de micro-organismos anti-plaga al compost, que resulta en un compost "hecho a medida" con atributos pesticidas específicos para el problema que se quiera tratar.

Finalmente, el post-tratamiento de los lodos en forma de compostaje, con la producción de una enmienda orgánica estandarizada y sometida a controles de calidad y procesos de certificación permite un mejor conocimiento del producto por parte de los consumidores, al tiempo que les ofrece unas garantías de calidad y de mejora del suelo que los lodos anaerobios aplicados directamente no pueden igualar.

3. Factores limitantes de la aplicación del compostaje como tratamiento avanzado

Entre los principales motivos de detracción del compostaje como alternativa de tratamiento de los lodos parece estar la falta de análisis estandarizados y precisos que permitan establecer conclusiones claras respecto a los efectos de los lodos y de los lodos compostados sobre las tierras de aplicación. A pesar de que existen numerosos estudios científicos que avalan las bondades de la aplicación de los lodos compostados y la incuestionable mejora en el proceso de higienización que el proceso de compostaje proporciona, la evidencia de otros tantos estudios que ponen en duda e incluso demuestran que el compost de lodos no mejora y en ocasiones empeora las características de los lodos anaerobios, no han hecho sino añadir leña al fuego de esta controversia.

En general, se ha puesto de manifiesto la necesidad de contar con protocolos estandarizados de medida de todos los contaminantes y nutrientes ligados a los lodos y a los suelos sobre los que se aplican que permitan extraer conclusiones extrapolables al conjunto de los suelos de la Unión. Éste es uno de los puntos fuertes de la esperada nueva directiva, y quizá uno de los motivos que más han retrasado su publicación.

Por otro lado, la falta de una legislación clara que obligue a las plantas depuradoras y a los gestores de residuos a realizar un tratamiento avanzado de los lodos de forma previa a su aplicación al suelo, hace que se sigan manteniendo unos cánones de retirada que no permiten la inversión en plantas de compostaje con unas instalaciones y unos equipamientos que garanticen una higienización completa, sobre todo cuando se trata de grandes cantidades de lodos, sin causar molestias por polvo u olores, a las poblaciones circundantes.

Estas limitaciones han contribuido a que la mayoría de las plantas de compostaje, produzcan un compost de mala calidad, a menudo no estable, lo que ha propagado una injusta mala prensa del compost que ahora hace difícil su comercialización en otros ámbitos, como el de la horticultura o la jardinería, en los que podría alcanzar precios más altos, ayudando a amortizar la inversión inicial de las plantas compostadoras.

Los controles de calidad impuestos sobre el compost, y las nuevas directivas y decretos que lo asimilan a un fertilizante orgánico comercializable, imponen restricciones muy altas a su procesado y contenido en metales u otros contaminantes, que no se entienden cuando los lodos de los que procede, y que no han sido sometidos ni siquiera a procesos de higienización completos, no están sujetos a controles similares.

4. Conclusiones

Para que la aplicación de los lodos sea realmente efectiva, y se consiga una total independencia de las variaciones espacio-temporales que limitan su aplicación sobre las tierras, se debe llevar a cabo una estabilización exhaustiva del material. Dicha estabilización, bien llevada a cabo, debe producir efectos permanentes. En este sentido, la pérdida de características fecales es altamente necesaria. Por ello, la simple pérdida de humedad (secado térmico) y la higienización química (por adición de cal) no pueden considerarse equivalentes a la estabilización biológica, si bien sí pueden considerarse como tratamientos

pre- o post- compostaje que se sumarán al tratamiento biológico.

La elección de si se debe o no compostar los lodos de forma previa a su aplicación al suelo depende de varios factores a tener en cuenta, tales como el incremento en la calidad de la materia orgánica de los materiales tratados, el efecto sobre la fertilidad de los suelos, los potenciales efectos negativos de la aplicación de los lodos no tratados sobre la salud de las plantas y los animales, la dispersión de patógenos contenidos en los lodos, el contenido en metales pesados y la fiabilidad del tratamiento desde un punto de vista económico. En la actualidad, en nuestro país, es mucho más barato y menos restrictivo aplicar los biosólidos según salen de la planta depuradora que implicarse en costosos y complejos procesos de compostaje cuyo producto final habrá de ser evaluado de forma mucho más exhaustiva en su aplicación al suelo. Hasta que esto no cambie, es difícil que el compostaje se imponga de forma obligatoria de forma previa a la aplicación de los lodos al suelo, y es por tanto improbable que mejore la calidad del compost comercializado y sus efectos beneficiosos puedan aplicarse a gran escala en todos los ámbitos para los que este producto está indicado.

Referencias

Bartl, B., Hartl, W. and Horak, O., 1999. Auswirkungen einer mehrjährigen Düngung mit Bioabfallkompost auf die Schwermetallaufnahme (Cd, Ni, Pb) von Hafer, Dinkel und Kartoffel. Mengen- und Spurenelemente, 19. Arbeitstagung, 3. und 4. Dezember 1999, Friedrich-Schiller-Universität Jena.

Brown, S.L., Chaney, R.L., Angle, J.S. y Ryan, J.A. 1998. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolids-amended soils. J. Environ. Qual. 27, 1071-1078.

Guzmán, C., Jofre, J., Montemayor, M y Lucena, F. Occurrence and levels of indicators and selected pathogens in different sludges and biosolids. Journal of applied microbiology. Doi: 10.1111/j.1365-2672.2007.03487.x

Houot, S., Verge-Leviel, C., Le Villio, M. y Clergeot, D. 2003. Influence of the stability of the compost organic matter on the decay of organic pollutants during composting and in soil after compost application. In: Applying Compost Benefits and Needs. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Austria and European Communities. 272pp.

Hupe, K., Lüth, J.C., Heerenklage, J. y Stegmann, R. 1996. Enhancement of the Biological Degradation of Contaminated soils by compost addition. In: de Bertoldi M, Sequi P, Lemmes B, Papi T (Eds): The Science of Composting. European Commission, International Symposium, Blackie Academic and Professional, Chapman & Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 913-923.

Kirchmann, H. y Bernal, M.P. 1997. Organic waste treatment and C stabilization efficiency. Soil. Biol. Biochem. 29, 1747-1753.

Petruzzelli, G., Petronio, B.M., Gennaro, M.C., Vanni, A., Liberatori, A., Barbafieri, M. y Pezzarossa, B. 1997. Residual effects of the application of sewage slugde on heavy metals sorption by soil. Ann. Chim. 87, 733-742.

Sánchez-Monedero, M.A., Mondini, C., de Nobili, M., Leita, L., Roig, A. 2004. Land application of biosolids. Soil response to different stabilization degree of the treated organic matter. Waste Management 24: 325-332.

Shuman, L.M., 1998. Effect of organic waste amendments on cadmium and lead in soil fractions of two soils. Commun. Soil. Sci. Plant Anal. 29(19&20): 2939-2952.

Composts: calidad y aplicación en espacios verdes (NTJ 05C)

Composts: quality and application on green spaces (NTJ 05C)

J. Bosch Bosch y X. Argimon de Vilardaga

Ingenieros Técnicos Agrícolas, coordinadores de las NTJ
Fundació de l'Enginyeria Agrícola Catalana (FEAC)
C/ dels Enamorats, 62-64, bajos 08013 Barcelona

E-mail: jbosch@ntj-feac.org

Resumen

Presentamos el resultado de un trabajo de investigación, consenso y publicación de una normativa técnica que especifica los requisitos mínimos de calidad agronómicos y medioambientales de los composts, y también de su suministro y aplicación en el sector de la jardinería y el paisajismo. El trabajo se engloba en la colección de las Normas Tecnológicas de Jardinería y Paisajismo (NTJ) editadas por la FEAC con unas 50 normas técnicas pioneras en el sector. Las NTJ dan respuesta a la creciente demanda de normalización específica de jardinería, diferenciada de la normativa técnica de construcción o de agricultura. La NTJ 05C tiene como finalidades estandarizar, fomentar y facilitar el uso de los composts en el sector de los espacios verdes. Inicialmente todos los composts para poder ser utilizados en el sector de los espacios verdes deberán cumplir los Parámetros de calidad mínima del compost que establecen los límites de patógenos humanos, metales pesados, contaminantes físicos, grado de finura, humedad, materia orgánica, semillas y propágulos de malas hierbas y calidades organolépticas. Posteriormente se particularizan los Parámetros de calidad caracterizadores de las clases de composts para su clasificación, como la CE, pH, nitrógeno amoniacal, materia orgánica total, madurez y estabilidad, metales pesados, contaminantes físicos e índice de germinación. Y para completar su reciclaje se fijan los límites de los parámetros CE, pH y grado de finura con la dosis y profundidad de aportación para cada tipo de aplicación de las diferentes clases de composts en los espacios verdes.

Palabras clave
Composts, normativa técnica, requisitos mínimos de calidad, clases de composts, aplicación en el sector de la jardinería y el paisajismo

Abstract

We present the results of a research, consensus and publication of a technical standard that specifies the minimum quality requirements agronomic and environmental aspects of the composts, as well as their delivery and implementation in the field of gardening and landscaping. The work includes the collection of Standards and Technology Garden Landscape (NTJ) edited by the FEAC and some 50 technical standards pioneers in the industry. The NTJ responded to the growing demand for standardization of specific gardening, distinct from the technical regulations for construction or agriculture. The NTJ 05C purpose is to standardize, develop and facilitate the use of composts in the field of green spaces. Initially all composts to be used in the area of green spaces must meet the minimum quality parameters of compost that set the limits of human pathogens, heavy metals, contaminants physical degree of fineness, moisture, organic matter, seeds and propagules weed and organoleptic qualities. Subsequently particularize the quality parameters characteristic of the kinds of composts for classification, the EC, pH, ammonia nitrogen, total organic matter, maturity and stability, heavy metals, contaminants and physical germination rate. And to complete its recycling sets the limits of the EC parameters, pH and degree of finesse with dose and depth of input for each type of application of different kinds of green spaces in composts.

Keywords
Composts, technical regulations, minimum quality requirements, classes of composts, application in the field of gardening and landscaping

1. Ámbito de aplicación y finalidad

Esta Norma Tecnológica tiene validez para el suministro, comercialización y aplicación de composts de residuos orgánicos para uso en jardinería y paisajismo, como por ejemplo en la jardinería pública (parques y jardines, urbanizaciones, obras lineales viarias, otras infraestructuras), jardinería privada, restauración del paisaje y recuperación de los suelos degradados (espacios degradados, minas a cielo abierto, vertederos) y otras obras de intervención territorial. Especifica los requisitos mínimos de calidad agronómicos y medioambientales para la selección de las materias primas, de los composts, y

también de su suministro y aplicación en la jardinería y la restauración del paisaje.

Esta Norma Tecnológica ha considerado como aptas para el uso en el sector de los espacios verdes las materias primas procedentes de residuos vegetales, y también las de la fracción orgánica de la recogida selectiva, estiércoles y lodos de EDAR.

La NTJ 05C tiene como finalidades estandarizar, fomentar y facilitar el uso de los composts en el sector de los espacios verdes.

El uso de materiales no adecuadamente compostados, los cuales pueden presentar problemas de poca estabilidad de la MO, presencia de patógenos o de semillas de malas hierbas, puede tener unos efectos muy negativos en los medios receptores y, en particular, en los suelos y las tierras de jardinería, así como en las especies vegetales que se desarrollen.

2. Conceptos generales

2.1 Atributos básicos

Los composts deberán estar libres de materiales que puedan causar daños a los humanos, animales y plantas durante o como resultado de sus usos previstos.

Independientemente del origen de las materias primas y del uso o el destino final, los atributos básicos que a grandes rasgos deben tener los composts deben ser los siguientes:

- Aspecto y olor aceptables
- Higienización y desinfección correcta
- Elevado contenido en materia orgánica estable
- Muy bajo nivel de impurezas contaminantes, fitotoxinas y malas hierbas
- Nivel conocido de componentes útiles para el suelo (fitonutrientes)
- Características físicas (estructura, capacidad de retención de agua, humedad) óptimas para su uso
- Constancia de características
- Facilidad de uso
- Que en condiciones normales de uso, no produzca efectos perjudiciales ni para la salud ni al medio ambiente

2.2 Ventajas y beneficios

La mayoría de residuos orgánicos y en particular los residuos vegetales son un recurso muy preciado para la obtención de materiales orgánicos de interés agronómico mediante el proceso de compostaje.

2.3 Tipos

Los composts se clasifican según las materias primas en los tipos siguientes:

- Compost vegetal
- Compost de FORM
- Compost de estiércoles
- Compost de lodos de EDAR
- Compost mixto

2.4 Usos

Los usos más comunes de los composts de residuos orgánicos, además de la agricultura y la horticultura es en la jardinería y la restauración del paisaje: en los espacios verdes públicos, en la jardinería privada, en la restauración del paisaje, en la revegetación de la obra pública y en la preparación de tierras y sustratos de jardinería.

2.5 Materias primas aceptables

Para que sean consideradas aceptables las materias primas que entran en una planta de compostaje, a la hora de confeccionar un compost de aplicación a la jardinería y en los espacios verdes deben proceder de materiales biodegradables y deben tener un contenido elevado de materia orgánica y un muy bajo nivel de contaminantes; en resumen se trataría de:

- **Residuos vegetales** o fracción vegetal. Procedentes de restos de la siega, de la poda y el recorte, hojarasca y restos vegetales del mantenimiento de los parques y jardines y también de los espacios forestales.
- **Fracción orgánica de los residuos municipales**.[1] Procedentes de los restos de comida y residuos vegetales generados en los domicilios particulares, los comercios y servicios y que han sido recogidos separadamente en origen.
- **Estiércoles**. Procedentes del lecho y de los excrementos de los animales de granja.
- Y siempre que se controlen bien las mezclas, también los:
- **Lodos de EDAR**.[2] Procedentes de los lodos de las estaciones depuradoras de aguas residuales.

1. La materia orgánica de los residuos municipales procedentes del contenedor de la fracción resto, separada mecánicamente en las plantas de tratamiento mecánico-biológico no es apta como materia prima para ser utilizada en los composts para la jardinería y paisajismo.

2. No podrán ser empleados en el compostaje los lodos de estaciones depuradoras de aguas residuales municipales con contenidos de metales pesados superiores a los indicados en el RD 1310/1990.

3. Calidad mínima del compost

3.1 Especificaciones generales

En este capítulo se detallan los límites recomendados por los parámetros principales de caracterización de la calidad mínima de los composts para ser utilizados en el sector de los espacios verdes, que son:

- Patógenos humanos (especies indicadoras de contaminación que siempre están presentes y su cuantificación nos orienta sobre su calidad higiénico-sanitaria)
- Metales pesados
- Contaminantes físicos (impurezas, piedras y gravas)
- Grado de finura
- Humedad
- Materia orgánica
- Semillas y propágulos de malas hierbas
- Calidades organolépticas (olor agradable, color oscuro y aspecto homogéneo)

Para cada uno de los parámetros incluidos en el Cuadro: *Parámetros de calidad mínima del compost* no deberá sobrepasar los límites de acuerdo con los métodos de análisis referidos.

Si bien, la conformidad con estos mínimos no garantiza su idoneidad y suficiencia en todos los usos y para todas las aplicaciones en los espacios verdes; para su aplicación correcta se deberá tener en cuenta, entre otros parámetros, también la conductividad eléctrica, el grado de finura de las partículas, el grado de estabilidad y la dosificación.

4. Otros parámetros de calidad del compost

En este capítulo se detallan los otros parámetros que nos permiten clasificar los composts y a la vez que nos permiten conocer sus propiedades para ordenar su aplicación en la jardinería y la restauración del paisaje, como son:

- Conductividad eléctrica
- pH
- Contenido de nitrógeno
- Madurez y estabilidad
- Índice de germinación
- Densidad aparente
- Relación C/N
- Contenido de macronutrientes

5. Clasificación de los composts

La clasificación de los composts tiene un carácter voluntario y está concebida para promover el conocimiento y el buen uso de los composts y a la vez para facilitar su referencia y utilización correcta en los proyectos y en las obras del sector de los espacios verdes.

Los composts se pueden clasificar **según el nivel de calidad** en:

- Compost de clase I
- Compost de clase II
- Compost de clase III

Los composts clasificados como Clase I y II son de calidad alta e intermedia, mientras que los requisitos especificados por la Clase III se consideran que son los mínimos necesarios para considerarlo un compost apto para el uso en el sector de los espacios verdes.

Los parámetros para la caracterización de las clases de compost según calidades (Clases I, II y III) son los siguientes:

- La conductividad eléctrica
- El pH
- El nitrógeno amoniacal
- La materia orgánica total
- La madurez y estabilidad
- Los metales pesados
- Los contaminantes físicos
- El índice de germinación

A la vez se recomienda poner a disposición de los consumidores y usuarios la información de los parámetros siguientes:

- Grado de finura
- Densidad aparente
- Relación C/N
- Contenido de macronutrientes

Tabla 1. Parámetros de calidad mínima del compost

PARÁMETROS DE CALIDAD MÍNIMA	MÉTODOS DE ANÁLISIS O TESTS	UNIDADES	LÍMITES[2]
Patógenos humanos			
Salmonella spp.	UNE-EN-ISO 6579	Presencia o ausencia en 25 g de producto húmedo	Ausente
Escherichia coli	ISO 11866-3 (ISO 7251)	u.f.c./g peso s.m.h.	< 1000
Metales pesados[1]			
Cadmio (Cd)	UNE-EN 13650	mg/kg s.m.s.	Clase C
Cobre (Cu)	UNE-EN 13650	mg/kg s.m.s.	Clase C
Níquel (Ni)	UNE-EN 13650	mg/kg s.m.s.	Clase C
Plomo (Pb)	UNE-EN 13650	mg/kg s.m.s.	Clase C
Zinc (Zn)	UNE-EN 13650	mg/kg s.m.s.	Clase C
Mercurio (Hg)	ISO 16772	mg/kg s.m.s.	Clase C
Cromo total (Cr)	UNE-EN 13650	mg/kg s.m.s.	Clase C
Contaminantes físicos			
Impurezas (metales, vidrios y plásticos) > 2 mm Impurezas con extremos punzantes o cortantes	BSI PAS 100: 2005 Anexo E BSI PAS 100: 2005 Anexo E	% peso s.m.s.a. [4] % peso s.m.s.a. [4]	< 3 y ausente en composts vegetal y de estiércol Ausente
Piedras y gravas > 5 mm	BS PAS 100: 2005 Anexo E	% peso s.m.s.a. [4]	< 5 y ausente en composts vegetal y de estiércol
Grado de finura[3]	Método 7 RD 1110/1991 (BOE nº 170 de 17 de julio de 1991)	% peso s.m.s.a. [4] de partículas < 25 mm	≥ 90
Humedad (mínima y máximo)[3]	UNE-EN 13040	% peso s.m.h.	30-40
Potencial de autocalentamiento (TA)[3]	Test de autocalentamiento (TA)	Clase de estabilidad del TA	TA ≥ Clase 3
Materia orgánica total por calcinación (MOT)[3]	Método 3 (a) Orden 1 de diciembre de 1981 (BOE 20 enero 1982)	% peso s.m.s.	≥ 40
Germinación de semillas y de propágulos de malas hierbas[3]	BSI PAS 100: 2005 Anexo D	Número/l	Ausente
Parámetros organolépticos (olor, color, aspecto)[3]		Apto o no apto	Olor a tierra de bosque; Color marrón oscuro; Ligeramente húmedo, ligero y esponjoso; Aspecto homogéneo.

1. Véase al Anexo I los parámetros que hacen referencia a los composts del RD 824/2005.
2. Véase el Anexo II: *Márgenes de tolerancia (RD 824/2005 ANEXO III)*.
3. No aplicable para acolchado orgánico natural.
4. Muestra seca al aire, o un secado leve a 40º C.

Los composts de Clase I pueden ser usados en todas las aplicaciones y usos dentro de los espacios verdes de los parques y jardines tanto públicos como privados. Son adecuados preferentemente para ser aplicados en la jardinería exigente, en los vegetales exigentes en contenidos de MO al suelo y que requieren aportaciones continuas, en los céspedes de alta calidad y deportivas y allí donde se quiere hacer crecer las plantas más exigentes; pero también pueden ser aplicados en el caso de plantaciones intensivas o con replantaciones frecuentes, como por ejemplo las plantaciones de plantas anuales, en parterres de flor y como componente en sustratos para jardineras y contenedores.

Los composts de Clase II son adecuados preferentemente para ser aplicados en la jardinería y la restauración del paisaje en general, en los vegetales menos exigentes, más tolerantes a la salinidad y al pH.

Los composts de Clase III sólo pueden ser aplicados para la recuperación de suelos, zonas donde la aplicación de compost es en principio única. En algunas zonas pueden requerir desarrollar subcategorías de acuerdo con las necesidades y tolerancias del medio receptor.

6. Guía de uso y aplicación de composts en los espacios verdes

6.1 Usos del compost en los espacios verdes

Para facilitar la correcta producción, uso y aplicación de los composts a las diferentes necesidades del sector de los espacios verdes se han considerado unas especificaciones planteadas según los requisitos más comunes en función de sus usos en la jardinería y la restauración del paisaje.

Los composts se pueden clasificar **según el uso** que se haga de ellos en:

- Enmienda orgánica general del suelo
- Enmienda orgánica de la tierra vegetal de obra
- Enmienda orgánica de plantación en hoyos y zanjas
- Enmienda orgánica de implantación de parterres de flor
- Enmienda orgánica de implantación de céspedes
- Recebo
- Componente de sustratos para jardineras y contenedores
- Acolchado orgánico natural
- Enmienda orgánica para la recuperación de suelos degradados

Tabla 2. Parámetros de calidad caracterizadores de las clases de composts

PARÁMETROS DE CALIDAD	MÉTODOS DE ANÁLISIS O TESTS	UNITADES	LÍMITES[2]		
			CLASE I	CLASE II	CLASE III
Conductividad eléctrica (CE) 1:5 V/V	UNE-EN 13038	dS/m	≤ 2	≤ 3	≤ 4
pH en H_2O 1:5 V/V[3]	UNE-EN 13037	Sin	6-8	6-8,5	6-9
Nitrógeno amoniacal (N-NH_4)[3]	Método 12 RD 1110/1991 (BOE nº 170 de 17 de julio de 1991) Ref. AOAC	Mg/kg s.m.s.	≤ 500	≤ 1.000	≤ 1.500
Materia orgánica total por calcinación (MOT)	Método 3 (a) Orden 1 de diciembre de 1981 (BOE de 20 de enero de 1982)	% s.m.s.	> 45	> 45	> 40
Grado de estabilidad (GE)[3]	GE	%	> 50	45-50	< 45
Potencial de autocalentamiento (TA)[3]	Test de autocalentamiento (TA)	Clase de estabilidad del TA	TA Clase 5	TA Clase 4	TA Clase 3 - 4
Metales pesados[1]	UNE-EN 13650	mg/kg s.m.s.	Clase A-B	Clase A-B	Clase C
Impurezas (metales, vidrios y plásticos) > 2 mm	BSI PAS 100: 2005 Anexo E	% peso s.m.s.a.	< 0,5 Ausente en C. vegetal y en C. de estiércol	< 0,5 Ausente en C. vegetal y en C. de estiércol	< 3 Absente en C. vegetal y en C. de estiércol

1. Véase el Anexo I los parámetros que hacen referencia a los composts del RD 824/2005.
2. Véase el Anexo II: *Márgenes de tolerancia (RD 824/2005 ANEXO III)*.
3. No aplicable para acolchados.

Tabla 3. Guía de uso y aplicación según clases de los composts en los espacios verdes

APLICACIONES DEL COMPOST	CE (1:5 V/V)	GRADO DE FINURA (Método 7 RD 1110/1991)	DOSIS DE APLICACIÓN[1]	PROFUNDIDAD APORTACIÓN
Compost de clase I	**≤ 2**			
Enmienda orgánica general del suelo	≤ 2	≥ 99% pasa por 25 mm ≥ 90% pasa por 10 mm	Capa de compost de 25-75 mm de grosor	Incorporación a una profundidad mínima de: • 300 mm en plantaciones • 200 mm en siembras
Enmienda orgánica de la tierra vegetal de obra	≤ 2	≥ 99% pasa por 25 mm ≥ 90% pasa por 10 mm	Volumen de compost de 2,5-7,5 m^3 para 100 m^2	Aportación superficial
Enmienda orgánica de plantación en hoyos y zanjas	≤ 2	≥ 99% pasa por 25 mm ≥ 90% pasa por 10 mm	Proporción suelo o tierra:compost v/v: • 3:1 en arbustos • 4:1 en árboles • 5:1 en suelos o tierras de buena calidad	Aportación al hoyo o zanja de plantación
Enmienda orgánica de implantación de parterres de flor	≤ 1,5	≥ 99% pasa por 25 mm ≥ 90% pasa por 10 mm	Capa de compost de 25-50 mm de grosor	Incorporación a una profundidad mínima de 150 mm
Enmienda orgánica de implantación de céspedes	≤ 1,5	≥ 99% pasa por 25 mm ≥ 90% pasa por 10 mm	Capa de compost de 25-50 mm de grosor	Incorporación a una profundidad mínima de 200 mm
Aportación de recebo	≤ 2	100% pasa por 10 mm	Capa de compost de 5-10 mm de grosor	Aportación superficial
Aportación de componente de sustratos para jardineras y contenedores	≤ 1,5	100% pasa por 10 mm	Proporción sustrato:compost v/v de 4:1 - 3:2	Aportación a la jardinera o contenedor
Acolchado orgánico natural	≤ 2	≥ 99% pasa por 75 mm ≥ 25% pasa por 10 mm	Capa de compost de 25-75 mm de grosor	Aportación superficial
Compost de clase II	**≤ 3**			
Enmienda orgánica general del suelo	≤ 3	≥ 99% pasa por 25 mm ≥ 90% pasa por 10 mm	Capa de compost de 25-75 mm de grosor	Incorporación a una profundidad mínima de: • 300 mm en plantaciones • 200 mm en siembras
Enmienda orgánica de la tierra vegetal de obra	≤ 3	≥ 99% pasa por 25 mm ≥ 90% pasa por 10 mm	Volumen de compost de 2,5-7,5 m^3 para 100 m^2	Aportación superficial
Enmienda orgánica de plantación en hoyos y zanjas	≤ 3	≥ 99% pasa por 25 mm ≥ 90% pasa por 10 mm	Proporción suelo o tierra:compost v/v: • 3:1 en arbustos • 4:1 en árboles • 5:1 en suelos o tierras de bona calidad	Aportación al hoyo o zanja de plantación
Aportación de recebo	≤ 2,5	100% pasa por 10 mm	Capa de compost de 5-10 mm de grosor	Aportación superficial
Acolchado orgánico natural	≤ 3	≥ 99% pasa por 75 mm ≥ 25% pasa por 10 mm	Capa de compost de 25-75 mm de grosor	Aportación superficial
Compost de clase III	**≤ 4**			
Enmienda orgánica para la recuperación de suelos degradados	≤ 4	≥ 90% pasa por 25 mm	Aplicación de 5 Ton m.s./ha y año como máximo	Según cada caso

1. El técnico competente en jardinería debe particularizar la dosis de aplicación de acuerdo con las condiciones y calidades del suelo y del compost y las necesidades y tolerancias de las plantas.

6.3 Resumen de clasificación y aplicación de los composts en los espacios verdes

Hay que utilizar siempre en la medida que se pueda las plantas más adecuadas para cada ubicación, y, en concreto, las especies que son tolerantes a las condiciones del suelo o tierra existentes teniendo en cuenta las enmiendas adicionales previstas. Las condiciones más críticas que hay que tener en cuenta de los suelos y composts son la CE (sales solubles) y el pH y, en un segundo lugar su contenido en nutrientes.

En el Cuadro: Guía de uso y aplicación según clases de los composts en los espacios verdes se fijan los límites de los parámetros CE, pH y grado de **finura** con la dosis y profundidad de aportación para cada tipo de aplicación de las diferentes clases de composts en los espacios verdes. Estos parámetros particularizan los establecidos en el Cuadro: *Parámetros de calidad caracterizadores de las clases de composts* para su clasificación, como por ejemplo la **CE, pH, nitrógeno amoniacal, materia orgánica total, madurez y estabilidad, metales pesados, contaminantes físicos** e **índice de germinación**. Y todos los composts para poder ser utilizados en el sector de los espacios verdes deben cumplir los mínimos fijados en el Cuadro: *Parámetros de calidad mínima del compost* que establecen los límites de **patógenos humanos, metales pesados, contaminantes físicos, grado de finura, humedad, materia orgánica, semillas y propágulos de malas hierbas, calidades organolépticas**.

7. Normativa y legislación

AS 4454—2003: Composts, soil conditioners and mulches.

BSI PAS 100 Composted Materials.

CAN/BNQ 0413-200/2005 Organic Soil Conditioners – Composts.

NTJ 02A: 2005 Acopio de la capa de tierra vegetal.

NTJ 05A: 2004 Acolchados.

Real Decreto 824/2005, de 8 de julio (BOE nº 171, de 19 de julio de 2005), sobre productos fertilizantes.

Estudio cronológico de la implantación del compostaje en España
Chronological study of composting implant in Spain

M.C. Vargas, F. Suárez, M.J. López y J. Moreno

Área de Microbiología, Departamento de Biología Aplicad, CITE II-B, Universidad de Almería, o4120 La Cañada de San Urbano, Almería

E-mail: mcvargas@ual.es

Resumen

La percepción de la sociedad y de los distintos estamentos públicos en torno al concepto de residuo ha ido variando con el transcurso del tiempo. En la actualidad, no se concibe el desaprovechamiento de tales materiales y son diversos los tratamientos postulados para su valorización. Una de las técnicas mejor consideradas en este sentido es la de compostaje, tal y como reflejan diferentes documentos oficiales (Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006, COM(2005) 666 final, Directiva 2006/12/CE). La bondad de este tipo de técnicas en cuanto a la valorización del producto de partida, la eliminación de caracteres no deseables y el escaso impacto ambiental, han propiciado un importante incremento del porcentaje de residuos reciclados mediante este método, así como en el número de plantas distribuidas por toda la geografía nacional. Claro ejemplo de ello son las más de 7.10^6 toneladas de residuos sólidos urbanos tratadas mediante compostaje en 2004, lo que supone casi triplicar la cantidad que tuvo un destino similar en 1990. Por otra parte, tal cantidad alcanza el 31,72% del total de los residuos sólidos urbanos generados en 2004, en comparación al 20,33% que se valorizó mediante compostaje en el año 1990. Este incremento se sustenta en el cada vez mayor número de plantas de compostaje activas a lo largo de toda la geografía española, pasándose de las 29 plantas existentes a finales de la década de los 90 hasta las 77 del año 2004. En poco más de 5 años, las instalaciones dedicadas al compostaje han aumentado más de un 165% y la tendencia para los próximos años es que continúe dicho incremento, tal y como queda recogido en el II Plan Nacional de Residuos Sólidos Urbanos 2007-2015, en el que se prioriza la gestión de la fracción orgánica mediante este tipo de tratamiento.

Palabras clave
Compostaje, valorización de residuos orgánicos

Abstract

Over the last decades, the perception that both society and public organizations have in relation to the so-called wastes has changed. Nowadays, it is unthinkable the treatment of this kind of materials by means of process that do not lead to their complete valorization. Among the different proposed treatments, composting is one of the most reputed methods as can be deduced from several official documents (The National Plan of Municipal Solid Wastes 2000-2006, COM(2005) 666 final, Directive 2006/12/EC). Because of the generation of a product of interest in agriculture, the elimination of non desirable properties and the slight environmental impact, increasing quantities of organic wastes are being recycled by this method. On the other hand, the number of composting plants nationwide has been increased as well. As a result of this policy, more than 7.10^6 tons of municipal solid wastes were treated by composting in 2004, which is almost 200% higher than the quantity of wastes composted in 1990. From other point of view, these 7.10^6 tons are the 31.72% of the total municipal solid wastes generated during 2004, while just the 20.33% were valorated by composting in 1990. In relation to the facilities where the biotransformation takes place, the increase has been higher than 165%, since the 29 composting plants existing at the end of the 90´s have turned into 77 in 2004. For the next years, this tendency will be emphasized according to the II National Plan of Municipal Solid Wastes 2007-2015, which gives priority to composting as management method for the organic fraction of wastes.

Keywords
Composting, organic wastes valorization

1. Introducción

El crecimiento económico, social y poblacional experimentado por el ser humano a lo largo del último siglo ha sido espectacular. Así lo confirman distintos indicadores, como es el caso del número de habitantes o de la renta per cápita. Sin embargo, y bajo ciertas perspectivas, este crecimiento desmesurado conlleva una serie de aspectos negativos que, en determinadas ocasiones, pueden llegar a superar los beneficios obtenidos. Uno de los más claros ejemplos en este sentido se encuentra en la generación de residuos, cuya gravedad no sólo deriva de la cantidad

en la que se producen, sino también de su concentración en localizaciones muy específicas en función de los niveles de población y de desarrollo económico.

En los albores de esta sociedad industrial y tecnológica, los residuos procedentes de las distintas actividades humanas eran producidos sin que, en muchos casos, se tuviese una conciencia clara, no sólo del riesgo ambiental y sanitario que de ellos se podía derivar, sino de la importante pérdida energética que podía suponer su desaprovechamiento. Este último aspecto cobra especial relevancia en el caso de la fracción orgánica de los residuos, cuyo porcentaje alcanza elevadas proporciones en materiales tales como los residuos sólidos urbanos, los biosólidos o los procedentes de la actividad agro-industrial. En las últimas décadas, la percepción de los distintos estamentos implicados ha ido evolucionando desde la mencionada indiferencia inicial a la asunción de que el tratamiento de los residuos ha de suponer una etapa más del proceso de producción del que éstos derivan. Los tratamientos propuestos son de amplio espectro, aunque se potencian aquellos que se ajusten en mayor medida a las dos premisas anteriormente citadas, es decir, minimicen los principales aspectos negativos asociados a los residuos orgánicos y rentabilicen la carga nutricional y energética que conservan.

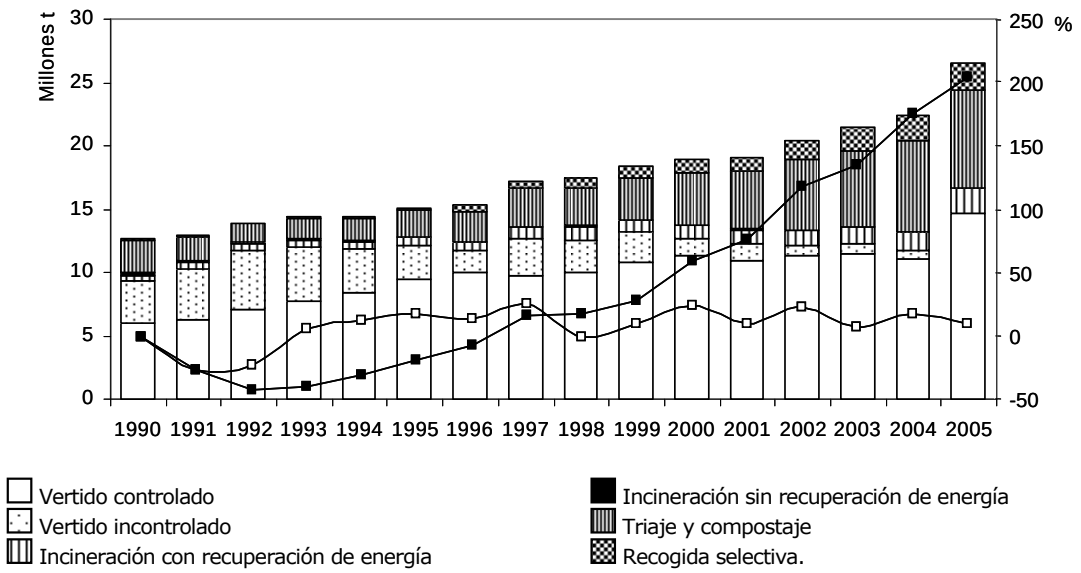
Uno de los métodos más interesantes en este sentido es el compostaje. La transformación aeróbica mediada, principalmente, por microorganismos, de los residuos de carácter orgánico cumple ampliamente los dos postulados planteados. Por una parte, permite reducir la presencia de contaminantes de carácter químico (Vallini et al., 2002;Coker, 2006) y biológico (Noble y Roberts, 2004;Pourcher et al., 2005;Suárez Estrella et al., 2007) y, por otra, genera un producto de interés aplicado a partir de un material no válido en las condiciones iniciales (Sánchez monedero et al., 2004;Mazuela et al., 2005;Tejada et al., 2007). Ambas características, conjuntamente con el escaso impacto ambiental que tiene y su relativo bajo coste en comparación a otras técnicas de valorización (Ayalon et al., 2001), han propiciado la adopción del compostaje como una de las técnicas más habituales en el tratamiento de la fracción orgánica presente en los residuos. Así, distintas normativas a nivel nacional e internacional se han hecho eco de estas bondades y consideran el compostaje como uno de los métodos de elección preferente. Es el caso del II Plan Nacional de Residuos Sólidos Urbanos 2007-2015 que, dentro del Plan Nacional Integrado de Residuos, prioriza "la gestión por medio del compostaje de la fracción orgánica de los residuos urbanos". Dentro de este mismo plan, en el Anexo 5 correspondiente a lodos de depuradora, se contempla el compostaje como una de las técnicas complementarias más interesantes para incrementar la calidad de los lodos en su empleo como enmienda orgánica, mientras que en el Anexo 16, en el que se exponen las principales conclusiones relativas a la eliminación o valorización de residuos procedentes de subproductos animales, se establece el compostaje como uno de los métodos prioritarios. A nivel europeo, la Comunicación de la Comisión de 21 de diciembre de 2005 (COM (2005) 666), exhorta explícitamente a incrementar el porcentaje de residuos valorizados mediante compostaje.

De todo lo expuesto con anterioridad, resulta obvio que el compostaje se postula como una de las principales opciones en el tratamiento de la fracción orgánica presente en los residuos generados por la actividad humana. A continuación se realiza un recorrido histórico que refleja la creciente importancia de esta técnica biológica.

2. Implantación del compostaje en España

Desde que se planteó la necesidad de reciclar y valorizar la cada vez más creciente cantidad de residuos generados por las distintas actividades humanas, el perfil de los tratamientos mayoritariamente aplicados en tal labor ha ido variando. A principios de la década los 90, las prácticas habituales priorizaban la simple eliminación del residuo. Sin embargo, con la llegada del nuevo siglo, se comenzó a derivar una parte importante de los residuos producidos hacia un destino diferente, mediante el cual se pudiese obtener un beneficio añadido como consecuencia del tratamiento dispensado. En este cambio de tendencias, el compostaje ha ostentado un lugar destacado, tal y como se puede observar en los datos recogidos en la Fig. 1 y en la Tabla 1.

En el año 1990, la cantidad de residuos sólidos urbanos, la principal categoría dentro de los materiales orgánicos, tratada mediante compostaje fue cercana a las $2{,}6.10^6$ t. En 2005, dicha cantidad aumentó hasta las $7{,}8.10^6$ t. Semejante incremento se concentra preferentemente en el nuevo milenio, periodo en el que se dispara la elección de esta técnica para la valorización de la fracción orgánica residual, hasta el punto de triplicar el volumen de material procesado. Más significativo aun resulta el aumento del porcentaje de residuos comportados en relación al toral de residuos producidos. También mediante este tipo análisis se observa una considerable evolución durante este periodo, coincidiendo en registrar el mayor incremento a partir de finales de la década de los 90.



Las líneas representan el incremento porcentual de residuos tratados mediante compostaje desde 1990 (símbolo cerrado) y anual (símbolo abierto)

Fig. 1. Gestión de los residuos sólidos urbanos en España. Evolución histórica

Tabla 1. Porcentaje de residuos sólidos urbanos valorizados mediante compostaje

1990	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**
20,33	14,70	10,53	10,84	12,24	13,81	15,64	17,49
1998	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**
17,25	18,00	21,74	23,70	27,39	28,14	31,72	29,44

Un patrón similar se registra en la evolución del número de centros habilitados para el tratamiento biológico en condiciones aerobias de los residuos orgánicos. De las 33 plantas existentes en 1990, se ha pasado a las 96 activas en 2005. Siendo importante este incremento, cercano al 200%, más significativa aun resulta la tendencia observada en el último tramo de este periodo, en el que se produce el grueso de dicho ascenso. Esta tendencia viene avalada en los presupuestos proyectados en el próximo Plan Nacional de Residuos vigente hasta el año 2015, en el que se pretenden destinar hasta 324 millones de € al compostaje, una de las partidas más cuantiosas y con la que se aspira a llegar, ya en 2012, a compostar el 50% del total de los residuos orgánicos procedentes de recogida selectiva, entre los que se incluyen tanto residuos sólidos urbanos como residuos verdes, y el 30% de los residuos sólidos urbanos procedentes de recogida no selectiva.

No obstante, y a pesar de este escenario favorable para el compostaje en España, la importancia relativa de este método en cada una de las comunidades autónomas es muy variada (Fig. 3). Así, Cantabria, Valencia, Murcia, Andalucia, Castilla-La Mancha, Castilla-León y Madrid se encuentran por encima de la media nacional en lo que respecta al porcentaje de residuos sólidos urbanos tratados mediante compostaje. Por el contrario, resulta especialmente destacable la situación de Asturias, Aragón, País Vasco y Rioja, comunidades en las que no existen registros en este apartado, a pesar de contar todas ellas con planes de gestión de residuos orgánicos en las que se contempla la opción del compostaje. De sorprendente cabría calificar igualmente el bajo porcentaje de material compostado en Cataluña, una de las zonas punteras en España en la valorización de residuos orgánicos. La aplicación de otras técnicas de reciclaje con menor grado de implantación en otras zonas, tales como biometanización o recogida selectiva, explican este, en principio, llamativo dato.

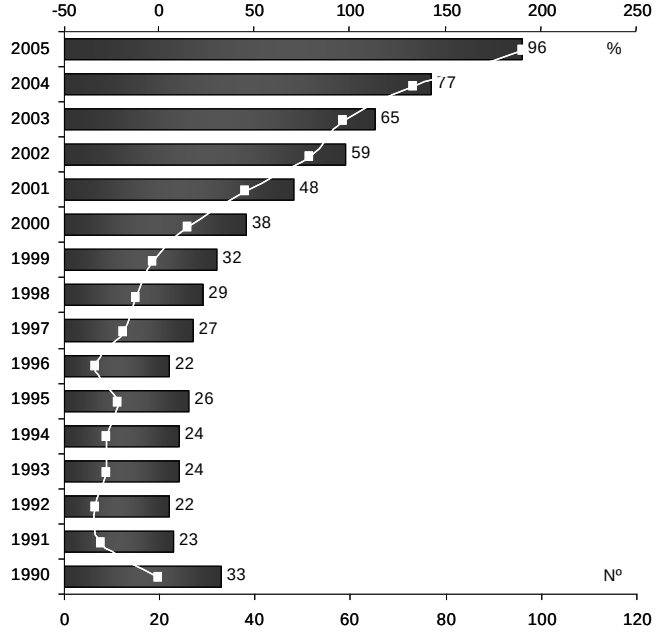


Figura 2. Número de centros de tratamiento de residuos mediante compostaje existentes en España y evolución porcentual

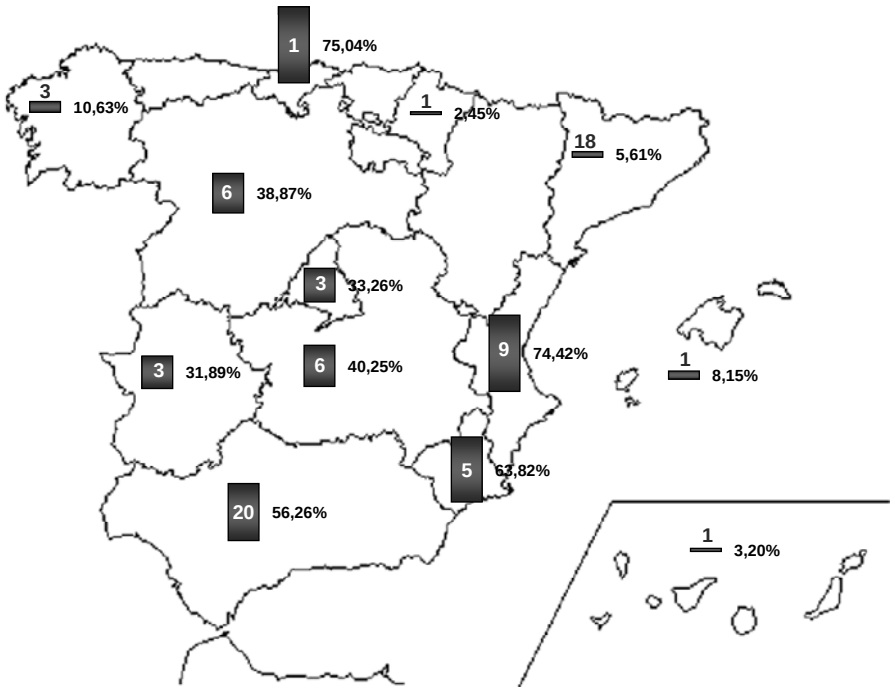


Figura 3. Porcentaje de RSU valorizados mediante compostaje en las distintas CC.AA. durante 2004 y número de plantas existentes

Los datos expuestos apuntan claramente el destacado papel que el compostaje ha adquirido en nuestro país en los últimos años como técnica de elección en la valorización de la fracción orgánica de los residuos. No hay que pecar de un excesivo optimismo, no obstante, ya que quedan numerosos

aspectos por mejorar, tal como se ha puesto de manifiesto en el párrafo anterior. Así, y junto a la reducción de las diferencias existentes entre las distintas zonas del país en la aplicación de esta técnica, es necesario también mejorar la calidad del producto final obtenido e incrementar la calidad de la materia prima inicial, aspecto este último que se puede lograr aumentando los niveles de recogida selectiva de los residuos.

Referencias

Ayalon, O., Avnimelech, Y. y Shechter, M. 2001. Solid waste treatment as a high-priority and low-cost alternative for greenhouse gas mitigation. Environ. Mange. 27, 697-704,

Coker, C. 2006. Environmental remediation by composting. BioCycle 47, 18+20-23.

Comisión de las Comunidades Europeas. 2005. Un paso adelante en el consumo sostenible de recursos: estrategia temática sobre prevención y reciclado de residuos, COM (2005) 666. 2005. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/es/com/2005/com2005_0666es01.pdf (fecha de consulta: 01/01/2008).

Mazuela, P., Salas, M.C. y Urrestarazu, M. 2005. Vegetable waste complot as substrate for melon. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 36, 1557-1572.

Ministerio de Medio Ambiente. 2007. Borrador del Plan Nacional Integrado de Residuos 2007-2015. Noviembre 2006. España. http://www.mma.es/portal/secciones/calidad_contamina-cion/residuos/planificacion_residuos/borrador_pnir.htm. (fecha de consulta: 01/01/2008).

Noble, R. y Roberts, S.J. 2004. Eradication of plant pathogens and nematodes during composting: A review. Plant Pathol. 53, 548-568.

Pourcher, A.M:, Morand, P., Picard-Bonnaud, F., Billaudel, S., Monpoeho, S., Federighi, M., Ferré, V. y Moguedet, G. 2005. Decrease of enteric microorganisms from rural sewage sludge during their composting in straw mixture. J. Appl. Microbiol. 99, 528-539.

Sánchez Monedero, M.A:, Roig, A., Cegarra, J., Bernal, M.P., Noguera, P. y Abad, M. 2004. Composts as media constituents for vegetable transplant production. Compost Sci. Util. 12, 161-168.

Suárez Estrella, F., Vargas García, M.C., López, M.J. y Moreno, J. 2007. Effect of horticultural waste composting on infected plant residues with pathogenic bacteria and fungi: Integrated and localized sanitation. Waste manage. 27, 886-892.

Tejada, M., Moreno, J.L., Hernández, M.T. y García, C. 2007. Application of two beet vinasse forms in soil restoration: Effects on soil properties in an arid environment in southern Spain. Agric. Ecosyst. Environ. 119, 289-298.

Vallini, G., Gregorio, S.D., Pera, A. y Cunha Queda, A.C.F. 2002. Explotation of composting management for either reclamation of organic wastes or solid-phase treatment of contaminated environmental matrices. Environ. Rev. 10, 195-207.

Estudios preliminares de evaluación de impacto ambiental global en la aplicación de compost como fertilizante en cultivos de tomate al aire libre y en invernadero

Preliminary studies about the evaluation of the global environmental impacts to the application of compost as fertilizer in greenhouse and open fields tomato crops.

M. Nuñez[1,2] ,J. Martínez [1], P. Muñoz[2], A. Antón[2] y J. Rieradevall[1,3]

[1] ICTA-UAB. Edifici Ciències – Campus de la UAB – 08193 Bellaterra, Cerdanyola del Vallès, Barcelona, Spain.
[2] IRTA. Ctra. Cabrils Km 2, 08348 Cabrils, Barcelona, Spain.
[3] Departament d'Enginyeria Química de la UAB

E-mail: julia.martinez@uab.cat

Resumen

Se realiza la evaluación del impacto ambiental global de la aplicación de compost de fracción orgánica de residuos municipales como abonado y/o enmienda orgánica en un cultivo hortícola de tomate bajo invernadero y al aire libre, mediante el Análisis del Ciclo de Vida (ACV) en una zona mediterránea, la comarca del Maresme.

El uso del compost como fertilizante presenta unas cargas ambientales asociadas mayores que la fertilización mineral para todas las categorías de impacto excepto en su contribución al calentamiento global y la eutrofización, debido a la mayor demanda energética durante la producción del compost.

Debido a la mayor producción de tomates en cultivos de invernadero, los tratamientos al aire libre muestran mayor impacto, exceptuando la categoría de cambio climático donde se refleja la influencia de la fabricación del propio invernadero.

Palabras clave
Impactos ambientales, ACV, fertilizantes orgánicos, residuos orgánicos, plantas de compostaje, horticultura, invernadero mediterráneo

Abstract

In this work, Life Cycle Analysis (LCA) is used to determinate global environmental impact in the application of compost of organic municipal solid waste as fertilizer or organic amendment in greenhouse and open fields of tomato crops in Maresme region.

The use of compost as fertilizer entails bigger environmental burdens than mineral fertilizers in all impact categories except in Global Warming Potential and Eutrophication Potential because of high energy demand during compost production.

Due to the highest tomato production in greenhouse field, open field treatments have more impact except in climate change category because of the influence of greenhouse fabrication.

Keywords
Environmental burden, LCA, organic fertilizers, organic waste, composting plants, horticulture, Mediterranean greenhouse

1. Introducción

La Directiva europea relativa al vertido de residuos (Directiva 99/31/CE) requería, a los estados miembros, medidas para la reducción del vertido de residuos biodegradables, mejorando la separación e implementando sistemas de compostaje.

Aunque se trata de una técnica ampliamente estudiada, la aplicación del compost en horticultura no está suficientemente difundida por un desconocimiento del producto y por una falta de normativa específica de su utilización.

Se hacen necesarios desde una perspectiva de tecnología ambiental un estudio ambiental y energético del ciclo de vida del compost, el análisis químico y físico de los productos obtenidos, y una correcta divulgación sobre su dosificación y aplicación. El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) aparece como una posible herramienta a utilizar para determinar la bondad de esta práctica.

La zona donde se sitúan los campos objeto de estudio, el Maresme, es una comarca tradicionalmente agrícola, con problemas de contaminación freática debido a la incorrecta gestión del riego y la aplicación excesiva de fertilizantes (López y col., 1999).

Los municipios de la zona han sido declarados zona vulnerable a la contaminación por nitratos y deberán regular la aplicación de fertilizantes. El establecimiento de nuevas prácticas agrícolas puede completarse si se emplea compost, mejorando así las características físicas, químicas y microbiológicas de los suelos cultivados, incrementando la producción y reduciendo la germinación de malas hierbas.

Este artículo pretende presentar los resultados preliminares del ACV aplicados a cultivos hortícolas en una área mediterránea como el Maresme, focalizándose en el objetivo de evaluar los impactos ambientales de aplicar fertilizante orgánico, producido industrialmente a partir de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales (FORM), para parcelas al aire libre y en invernadero.

2. Metodología del Análisis del Ciclo de Vida

2.1. Alcance del estudio y límites del sistema

Se han considerado tres etapas principales: producción de los fertilizantes (P); transporte de estos hasta el cultivo (T); y etapa de cultivo (C) que incluye el manejo del cultivo, los pesticidas, el invernadero y el sistema de fertirrigación.

La unidad funcional (UF) escogida es la producción de 1 kg de tomate comercial, todos los datos se normalizarán con este valor.

Los límites del sistema son la obtención de las materias primas necesarias para la manufactura de los fertilizantes y la gestión de todos los residuos generados en la etapa de cultivo.

Los datos locales relativos a las prácticas agrícolas se han obtenido en Santa Susanna (41º 38′ 27″ N 2º 43′ 00″ E) y Cabrils (41º 31′ 31″ N 2º 22′ 07″ E) (Maresme, Cataluña) entre abril y octubre de 2006. Para las características y gestión del invernadero se han utilizado datos de Antón (2004). Los datos de recolección de residuos y compostaje son de la planta de Castelldefels (Cataluña).

En la fabricación y consumo de la maquinaria agrícola, de los fertilizantes minerales y los pesticidas y del transporte, se ha tenido en cuenta a Audsley (1997) y la base de datos de Ecoinvent system process v. 1.2, 2005.

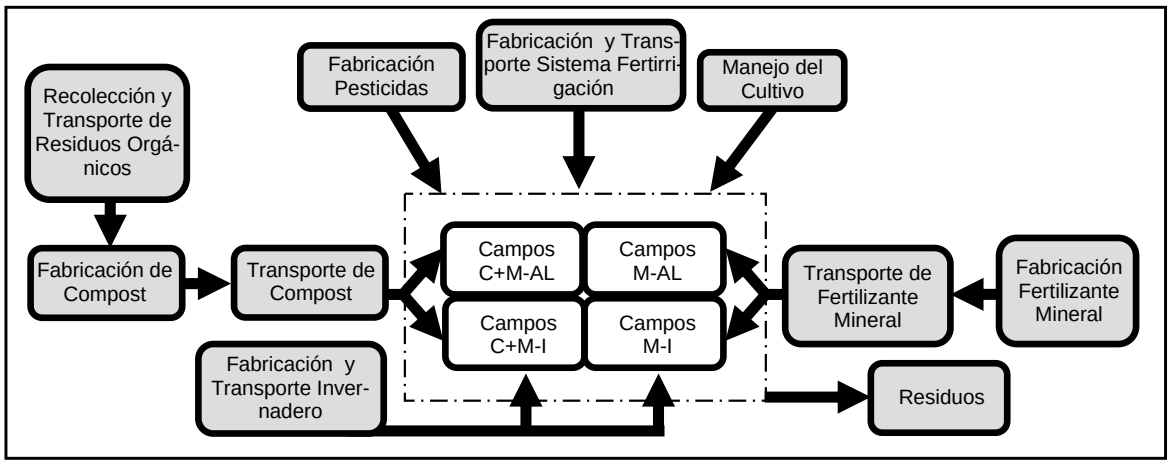


Figura 1. Diagrama de los procesos considerados en el ACV para los cuatro tratamientos

La herramienta informática para el análisis de impactos ha sido el programa SimaPro v. 7.0, realizando las fases de clasificación y caracterización que define la norma ISO 14040. Las categorías de impacto, definidas por CML (Guinée et al., 2002), son: agotamiento de los recursos abióticos, ARA (kg Sb eq.); potencial de calentamiento global, PCG (kg CO_2 eq.); potencial de destrucción del ozono estratosférico, PDOE (kg CFC-11 eq.); potencial de acidificación, PA (kg SO_2 eq.); potencial de eutrofización, PE (kg PO_4^{-2} eq.); y demanda acumulada de energía, DAE (MJ-Eq.).

2.2. Inventario

Los datos se han obtenido para los cuatro tratamientos considerados: tratamiento de compost y fertilizante mineral en invernadero (C+M_I) y al aire libre (C+M_AL); tratamiento de fertilizante mineral en invernadero (C_I) y al aire libre (C_AL). Para cultivo en invernadero la producción media ha sido de 16.5 Kg/m2 y para aire libre, de 8,5 kg m^{-2}. Las cargas materiales y energéticas medidas en los campos experimentales han sido extrapoladas a parcelas de escala comercial.

Tabla 1. Entradas y salidas en la planta de Castelldefels durante el año 2003.

Entradas	
Consumo eléctrico (kWh/any)	320.000
Consumo gasoil (l/any)	40.000
Consumo de agua (m3/any)	3.800
Residuos biodegradables (t/any)[1]	18.442
Impropios totales (t)	14,50
Salidas	
Compost producido (t/any)	2069
Rechazo sólido (t/any)	2674
Lixiviados (t/any)	0
H_2O (t/año)[2]	10407
CO_2 renovable (t/año)[2]	3232
NH_3 (t/año)[2]	16
CH_4 (t/año)[2]	7
COV (t/año)[2]	4
N_2O (t/año)[2]	1

[1] Incluyen fracción vegetal y FORM
[2] Valores obtenidos teóricamente y considerando el uso de un biofiltro

Para todos los tratamientos y etapas se considera que los transportes se realizan en camiones de 20 T y que el tratamiento final de los residuos es el vertedero, excepto los orgánicos que son compostados y los plásticos cobertores de los invernaderos que son reciclados.

2.3. Producción de fertilizantes

Las entradas y salidas del proceso de la planta de compostaje de Castelldefels, con tecnología multitúnel y maduración en pilas volteadas, se recogen en la Tabla 1.

Las emisiones procedentes de las naves son conducidas a un biofiltro. Se han utilizado los factores teóricos para calcular las emisiones gaseosas del compostaje (según Cisneros, 2006; Muñoz et al. 2002; M. Shoda, 1996; Dimitris, 2.003; Soliva, 2001) y de la eficiencia del biofiltro (según Sonesson, 1.997; EIPPC Bureau, 2.000)

Para la fabricación de los fertilizantes minerales se ha consultado Ecoinvent system process v. 1.2, 2005.

2.4. Transporte de fertilizantes

Los fertilizantes minerales provienen de Israel (2000 km) o Alemania (1900 km) y el compost de la planta de Castelldefels (88 km para AL y 42 km para I).

2.5. Cultivo corporativo

El cálculo de la dosis de fertilizantes para cada tratamiento (Tabla 2) considera el contenido en nutrientes inicial del suelo, las características de cada fertilizante y, para el nitrógeno, las aportaciones debidas al agua de riego. En los tratamientos C+M se han aplicado 2.650 g m^{-2} de compost, que según las analíticas, son 9,52 g N m^{-2}.

El consumo de agua, de pozo y con riego por goteo, es de 400 L m^{-2} en invernadero y de 368.4 L m^{-2}, en aire libre.

Para las emisiones de fertirrigación se consideran las emisiones de NH_3, N_2O, NOx y N_2 al aire y NO_3 al agua, según Audsley (1997). Las operaciones culturales incluyen todas las labores de campo realizadas que emplean vehículos y utensilios agrícola-las que implican energía, recursos y emisiones. Se ha contabilizado la parte proporcional correspondiente a su fabricación y reparación y, en el caso del tractor, mantenimiento.

Tabla 2. Cantidad de fertilizante mineral aplicada, por UF

Fertilizante	**Compuestos activos**	**C+M_AL (gUF^{-1})[1]**	**C+M_I (gUF^{-1})**	**M_AL (gUF^{-1})**	**M_I (gUF^{-1})**
HNO_3 36º Be	HNO_3	0	$1,350E^{-2}$	0	$1,473E^{-2}$
KPO_4H_2	K_2O	0	0	$2,869E^{-3}$	$1,621E^{-3}$
	P_2O_5	0	0	$3,358E^{-3}$	$1,897E^{-3}$
KNO_3	K_2O	0	0	$5,739E^{-3}$	$8,107E^{-4}$
	N	0	0	$1,709E^{-3}$	$2,415E^{-4}$
K_2SO_4	K_2O	0	0	$5,739E^{-3}$	$4,864E^{-3}$

El consumo de combustible y las emisiones contaminantes siguen el criterio de Martinez Gasol (2006). La cosecha se realiza manualmente en cajas de polietileno de alta densidad y con un carro auxiliar de acero.

3. Resultados y discusión

En la Figura 2 se muestra la contribución de las tres etapas consideradas en cada una de las categorías de impacto para cada tratamiento. Para conocer los valores absolutos de impacto por categorías de cada tratamiento, consultar la Tabla 3.

3.1. Análisis individual de los impactos de cada tratamiento

Para el Tratamiento M_AL los dos subsistemas de mayor impacto son los de Producción del fertilizante mineral (P_M) y Cultivo (C), representan entre el 86-93 % del total en cada categoría de impacto.

En el caso del Tratamiento C+M_AL, no hay producción ni transporte de fertili-zante mineral ya que los nutrientes son aportados a través del agua de riego. La etapa de Producción de compost, (P_C) es la de mayor impacto, entre un 64-96 %, para to-das las categorías.

En el Tratamiento M_I, los resultados son similares a M_AL en porcentajes de distribución, aunque con valores absolutos ligeramente inferiores. La estructura del invernadero es importante para las categorías PCG, ARA, DAE, y PDOE.

Para el Tratamiento C+M_I sí es necesario aplicar fertilizante mineral. La etapa de mayor contribución, con un peso de entre 52-89 %, es la producción del compost.

3.2. Análisis de la influencia del factor espacial: AL vs I

Para los tratamientos en invernadero, se aprecia un consumo mayor de recursos por unidad de superficie, pero la producción también es mayor y las cargas ambientales asociadas se reparten. Esto resulta, para la fertilización mineral, en un impacto mayor, entre 24-31%, en el tratamiento al aire libre para todas las categorías de impacto excepto PCG y PDOE. Para los tratamientos con compost la diferencia es mayor, con un impacto entre un 59-100% más elevado en aire libre que en compost para todas las categorías.

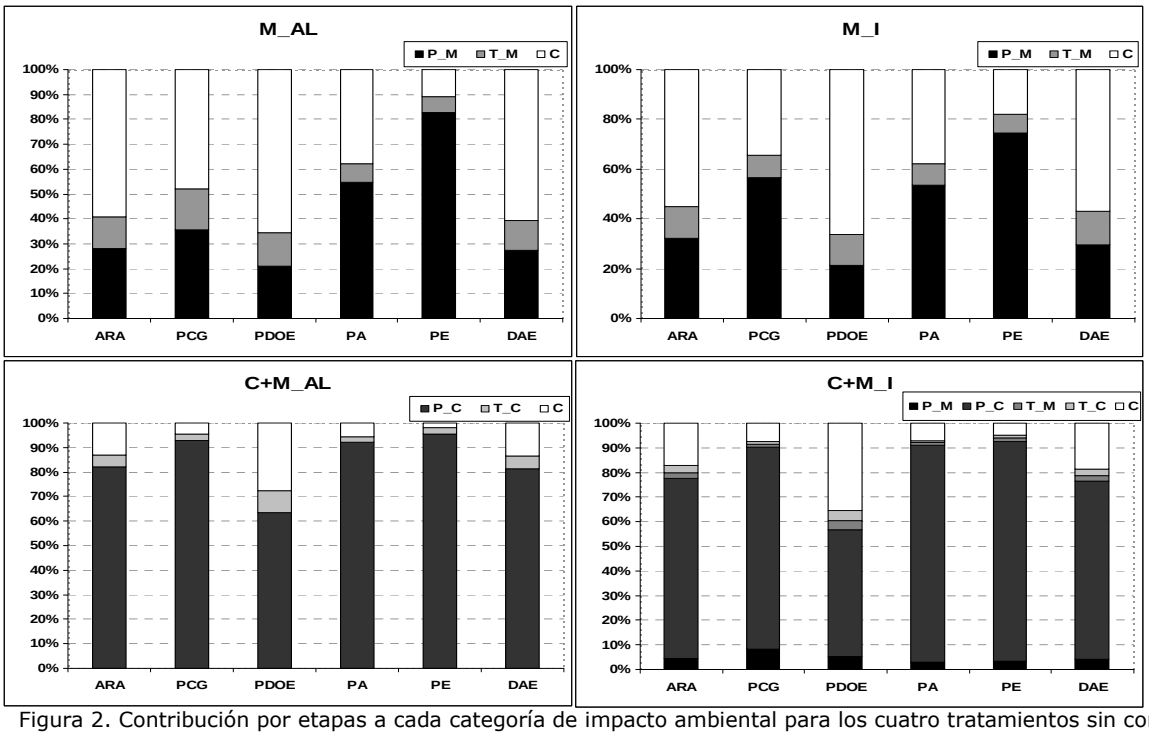


Figura 2. Contribución por etapas a cada categoría de impacto ambiental para los cuatro tratamientos sin considerar cargas evitadas

Tabla 3. Contribución de los cuatro tratamientos a las distintas categorías de impacto, restadas y sin restar las cargas evitadas del compostaje en los tratamientos C+M

	Sin cargas evitadas				Con cargas evitadas	
Categoría de impacto	**M_AL**	**C+M_AL**	**M_I**	**C+M_I**	**C+M_AL**	**C+M_I**
Agotamiento recursos abióticos (kg Sb eq)	4.85E-04	2.89E-03	3.75E-04	1.44E-03	2.48E-03	1.23E-03
Potencial de calentamiento global (kg CO_2 eq)	5.07E-02	7.66E-01	7.57E-02	4.31E-01	-1.05E+00	-5.02E-01
Potencial de destrucción de ozono estratosférico (kg CFC-11 eq)	9.06E-09	3.16E-08	9.14E-09	1.99E-08	2.21E-08	1.50E-08
Potencial de acidificación (kg SO_2 eq)	6.45E-04	6.08E-03	4.93E-04	3.15E-03	5.53E-03	2.87E-03
Potencial de eutrofización (kg PO_4 eq)	1.54E-04	9.94E-04	1.24E-04	5.39E-04	-6.12E-03	-3.09E-03
Demanda acumulada de energía (MJ-Eq)	1.21E+00	7.09E+00	9.65E-01	3.57E+00	5.90E+00	2.96E+00

3.3. Análisis de la influencia del factor fertilizante: C+M vs M

Para tratamientos al aire libre, se observan diferencias remarcables. El impacto ambiental producido por el tratamiento C+M es muy superior al tratamiento M en todas las categorías de impacto. En invernadero, los impactos son entre 2,2-6,4 veces más elevados dependiendo de la categoría, y al aire libre, entre 3,5-15,1 veces. Las diferencias entre ambos tratamientos se deben a la producción del compost.

3.4. Análisis de sensibilidad de la disposición en vertedero vs el compostaje

En este apartado se consideran las cargas evitadas con el compostaje de la FORM, que en caso de no valorizarse, sería depositada en vertedero. En la Tabla 3 se muestran los resultados para los cuatro tratamientos, con y sin cargas evitadas. Se observa que el compostaje provoca menores impactos ambientales que la disposición en vertedero en las categorías PCG (6,7-21,8 veces menor) y PE (25,9-40,8 veces menor), ya que se evitan las emisiones de metano y los lixiviados, mientras que para el resto de categorías el compostaje es entre 1,6-8,6 veces más impactante que la disposición en vertedero debido principalmente al mayor consumo energético.

4. Conclusiones

Los resultados preliminares, con cargas evitadas, sugieren que el tratamiento de más impacto es el C+M_AL para la mayoría de categorías. En cambio, para las PCG y PE el mejor tratamiento es el C+M_AL y los peores, M_I y M_AL, respectivamente.

Debido a la mayor producción de tomates en invernadero los tratamientos AL muestran mayor impacto exceptuando la categoría de cambio climático, donde se refleja la influencia de la fabricación del propio invernadero.

La etapa más impactante es, con diferencia, la P_C, debido al mayor consumo energético, pero también por la elevada eficiencia en la producción de fertilizante mineral, mientras que las otras dos etapas consideradas, transporte de los fertilizantes y cultivo resultan eficientes ambientalmente por tratarse de transporte en ámbito local o en pequeñas cantidades y por el bajo impacto de las actividades agrícolas.

El factor de carga evitada beneficia significativamente al compostaje solo en dos categorías, PCG y PE, ya que consume energía y el vertedero no.

El uso de compost para la fertilización de cultivos hortícolas se presenta como una alternativa interesante para el aprovechamiento de este subproducto, pero es necesario profundizar en el estudio de indicadores ambientales locales y la aplicación de estrategias de ecoeficiencia en la etapa de producción del mismo para reducir el impacto ambiental de todo el ciclo de vida.

La herramienta del ACV no proporciona información de los potenciales impactos ambientales locales, (ej. erosión, contenido materia orgánica, consumo de agua, etc). Debido a la importancia que sin duda tendrán para las condiciones locales, estos serán evaluados en una fase posterior.

Referencias

Antón, A. 2004. Utilización del ACV en la evaluación del impacto ambiental del cultivo bajo invernadero mediterráneo. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Catalunya. Barcelona.

Audsley, E. 1997. Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. European Commission DG VI Agriculture. Final Report Concerted Action AIR 3-CT94-2028.

Cisneros, M. 2006. Evaluación ambiental de las plantas de compostaje en Cataluña. Trabajo de investigación del Doctorado en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales-Universidad Autónoma de Barcelona (ICTA-UAB). Cerdanyola del Vallès.

Directiva 99/31/CE del Consejo de 26 de abril 1999 relativa al vertido de residuos, http://www.euramis.net/scadplus/leg/es/lvb/l21208.htm (fecha de consulta: 03/02/2007)

Ecoinvent Data v1.2. 2005. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. September 2005.

Google Maps. http://maps.google.com. (fecha de consulta: 25/04/2007).

Guinée, J.B. (final editor), Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Brijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M. J., Lindeijer, E., Roorda, A. A. H. y Weidema, B. P . 2001. LCA; An operational guide to the ISO standars. Part 1 and 2. Ministry of Housing. Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML). Den Haag and Leiden, The Netherlands.

ISO 14040 y 14044 2006. Environmental management - LCA - Principles and framework and Requirements and guidelines. International Organisation for Standardisation ISO. Geneva.

López, C.; Muñoz R.; Tió, M.; Marfà, O. 1999. Lixiviació de nutrients i producció de maduixot. Efectes del maneig de la fertirrigació. Institut Cátala d'Estudis Agraris. Dossier Agraris: Problemes moderns en l'ús dels sòls: nitrats 5: 107-114

Martínez-Gasol, C. 2006. ACV del cultivo energético *Brassica sp.* Trabajo de investigación del Doctorado en Ciencias Ambientales. Instituto de Ciencia y Tecnología Ambientales-Universidad Autónoma de Barcelona (ICTA-UAB). Cerdanyola del Vallès.

Muñoz, I., Gazulla, C., Bala, A. y Rieradevall, J. 2002. ACV aplicado a diferentes modelos de gestión de residuos urbanos en municipios de la provincia de Barcelona. Centro de estudios Ambientales-Universidad Autónoma de Barcelona (CEA-UAB). Cerdanyola del Vallès.

SimaPro v. 7.0. 2006

Impacto ambiental del tratamiento de residuos de almazara
Environmental impact of olive mill waste management

M.A. Sánchez-Monedero[1,#], N. Serramiá[1], C. García-Ortiz[2], A. Fernández-Hernández[2] y A. Roig[1].

1 Departamento de Conservación de Suelos y Aguas y Manejo de Residuos Orgánicos. CEBAS - CSIC. Campus Universitario de Espinardo, 30100 Murcia.
2 Centro IFAPA 'Venta del Llano', Apdo. 50, 23620 Mengíbar (Jaén)

E-mail: monedero@cebas.csic.es

Resumen

Las prácticas agrícolas y el tratamiento de los residuos orgánicos son, en alguna medida, una fuente de gases de efecto invernadero (GEI). Para cuantificar la contribución del proceso de compostaje a la emisión de GEI se han estudiado los flujos de CO_2, CH_4 y N_2O generados durante el proceso en cuatro pilas por el método de pila móvil, preparadas con alperujo y distintos subproductos agroindustriales con el objetivo de estudiar el efecto de la composición y el manejo de la pila (humedad y temperatura) en la emisión de GEI. Los gases fueron medidos en la superficie de las pilas con un sistema de cámara cerrada donde los gases son acumulados durante un periodo de 30 minutos. El flujo de gases es calculado mediante la diferencia entre la concentración final e inicial, y es referido a unidad de superficie y por día. Las concentraciones más elevadas de CO_2 se registraron al inicio del proceso de compostaje (400 gC-CO_2 m^{-2} dia^{-1}). Las emisiones de CH_4 se mantuvieron más o menos constantes durante todo el proceso con máximos cercanos a 10 gC-CH_4 m^{-2} dia^{-1}. N_2O fue detectado durante la maduración, con máximos puntuales del orden de 1000 mg N-N_2O m^{-2} dia^{-1}. La composición inicial y el manejo de las pilas son factores fundamentales para disminuir las emisiones de GEI.

Palabras clave:
Compostaje, gas de efecto invernadero, metano, óxido nitroso.

Abstract

Agricultural practices and waste management are, in some minor extent, sources of greenhouse gases (GHG). In order to quantify the contribution of the composting process on GHG emission, CO_2, CH_4 and N_2O fluxes were evaluated during composting of four different mixtures prepared from two-phase olive mill wastes and other agroindustrial by-products. The aim was to study the effect of the composition of the initial composting mixtures and also selected operational parameters (moisture and temperature) on GHG emission. The three gases were monitored on the surface of the composting pile by means of a closed static chamber where the gases were allowed to accumulate for a period of 30 minutes. Gas fluxes were calculated by difference from the final and initial concentration and they were expressed per unit of surface and per day. The highest CO_2 concentrations were found at the beginning of the process (400 g C-CO_2 m^{-2} day^{-1}). CH_4 emissions remained almost constant during the process reaching a maximum level of 10 g C-CH_4 m^{-2} day^{-1}. N_2O was originated mainly during maturation, reaching values up to 1000 mg N-N_2O m^{-2} day^{-1}. The composition of the starting mixtures and the control of the piles were identified as the main factors to reduce GHG emissions.

Keywords
Composting, greenhouse gas, methane, nitrous oxide.

1. Introducción

El compostaje, como sistema de tratamiento de residuos orgánicos, genera un gran interés entre la comunidad científica por su potencial en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (Zeman et al, 2002). Entre las ventajas que tiene destaca el hecho de evitar las emisiones de metano características de las condiciones anaerobias de los vertederos y, además, el reciclado y valorización de los residuos como abonos y enmendantes orgánicos disminuiría la demanda de fertilizantes minerales y, por tanto, el consumo energético necesario para su producción.

Sin embargo, el proceso de compostaje puede dar lugar a la formación de GEI. Precisamente, una de las principales líneas de investigación relacionadas con el compostaje y el efecto invernadero está centrada en la emisión de metano y óxido nitroso durante el proceso y en encontrar los parámetros operacionales óptimos que permitan minimizar la formación de estos gases (Hellmann et al., 1997; Beck-Friis et al., 2001).

El metano es producido exclusivamente con concentraciones bajas de oxígeno que si bien raramente se dan durante un proceso de compostaje controlado, sí que puede ocurrir en el interior de las pilas en fases iniciales del proceso cuando hay una gran actividad biológica y altas temperaturas. En estas condiciones las concentraciones de metano pueden alcanzar hasta el 45% en volumen. A pesar de las grandes cantidades de metano generadas durante el compostaje, la mayor parte (entre el 46 y 98%) es oxidado en el interior y en la superficie de la pila por bacterias metanotróficas antes de ser emitidos al aire (Jackel et al., 2005).

En el caso del óxido nitroso, su formación está asociada a los procesos de nitrificación y desnitrificación característicos de la etapa de maduración (Czepiel et al, 1996; He et al., 2001). Generalmente, la emisión de N2O suele representar entre el 1 y el 6 % del total de nitrógeno presente en la pila (Zeman et al., 2002). A pesar de representar cantidades relativamente pequeñas, el estudio de este gas durante el proceso de compostaje es muy importante por su alto potencial de calentamiento global, que es aproximadamente 300 veces superior al del dióxido de carbono.

El objetivo de este trabajo es cuantificar la emisión de gases de efecto invernadero (CO_2, CH_4 y N_2O) generados durante el compostaje del alperujo con distintos subproductos agroindustriales con la finalidad de evaluar el efecto de la composición inicial de las mezclas y el manejo de las pilas en el control de los flujos de los GEI durante el proceso.

2. Material y métodos

Se prepararon cuatro composts a partir de alperujo nuevo (de la última campaña), alperujo viejo (después de 1 año en balsa de desecación) con distintos subproductos industriales (restos de poda de olivo, estiércol de oveja y estiércol de caballo) usados como agentes estructurantes o como fuentes de nitrógeno. Los composts se prepararon con las siguientes composiciones y proporciones (en peso seco) para conseguir una relación C/N inicial de 30:

Compost 1: alperujo viejo (50%) + estiércol de oveja (50%)
Compost 2: alperujo nuevo (33%) + estiércol de oveja (67%)
Compost 3: alperujo nuevo (33%) + estiércol de caballo (67%) + urea (1.4 kg/Tm)
Compost 4: alperujo nuevo (20%) + restos de poda (20%) + estiércol de oveja (60%)

Los composts se prepararon por el sistema de pila móvil y fueron volteados cada dos semanas durante los seis primeros meses de fase bioxidativa y posteriormente se dejaron en reposo sin volteos durante un periodo de maduración de dos meses. El seguimiento del proceso se realizó in situ por la medida diaria de la temperatura en distintas zonas de las pilas.

Las concentraciones de CO_2, CH_4 y N_2O fueron medidas semanalmente mediante un sistema de cámara cerrada situado en la superficie de las pilas donde los gases generados son acumulados durante un periodo de 30 minutos. A tiempo 0, 15 y 30 minutos, una muestra de gas fue extraída mediante una jeringuilla y almacenada en un tubo a vacío para su posterior análisis en un cromatógrafo de gases (VARIAN CP-4900 Micro-GC). La toma de muestra se realizó en cinco puntos distintos sobre la superficie de la pila y el flujo de gases es calculado mediante la diferencia entre la concentración final e inicial, y es referido en gramos de C o N por unidad de superficie y por día.

3. Resultados y discusión

3.1. Evolución de las pilas

En la figura 1 se muestra la evolución de la temperatura de las cuatro pilas de compostaje a lo largo del proceso. Los cuatro pilas mostraron una evolución similar y típica de este tipo de material (Cayuela et al., 2006), caracterizados por una fase bioxidativa muy larga (de hasta 20 semanas) como consecuencia de la alta composición lignocelulósica de estos materiales orgánicos. Durante esta fase termófila se registraron temperaturas superiores a 50ºC, con temperaturas máximas ocasionales superiores a los 70ºC. Después de 22 semanas, las temperaturas disminuyeron hasta los 40ºC, momento en el que comenzó la etapa de maduración, en la que la temperatura disminuyó progresivamente hasta alcanzar la temperatura ambiente.

3.2 Emisión de gases de efecto invernadero

En la figura 2 se muestran los flujos de CO_2 medidos en la superficie de las cuatro pilas durante el proceso de compostaje. La emisión de CO_2 está directamente relacionada con la actividad de los microorganismos desarrollados durante el proceso y por tanto existe una clara correlación entre la evolución de este parámetro y las temperaturas registradas. Los máximos de CO_2 se registraron al inicio del proceso, coincidiendo con la máxima actividad microbiana donde los flujos alcanzaron niveles próximos a los 400 g C-CO_2 m^{-2} dia^{-1}, disminuyendo en todos los casos hasta valores en torno a 5 g C-CO_2 m^{-2} dia^{-1} el final del proceso. Los flujos de CO_2 reflejaron picos de respiración coincidiendo con los volteos de las pilas. Las cuatro pilas tuvieron un comportamiento similar independientemente de la composición inicial de las mezclas, si bien la pila 2, preparado con alperujo nuevo y estiércol de oveja fue la que registró las mayores emisiones de CO_2, en contraste con la pila

4, a la que se añadieron restos de poda, que fue la que registró una menor actividad (menor temperatura).

En la figura 3 se muestran las emisiones de CH_4 durante el proceso de compostaje. La emisión de CH_4 en las pilas de compostaje está relacionada con la formación de condiciones anaerobias en el interior de la pila, bien por una actividad biológica muy elevada que consume el oxígeno, especialmente en las fases iniciales del proceso, o por un manejo inadecuado que impide la aireación correcta del material.

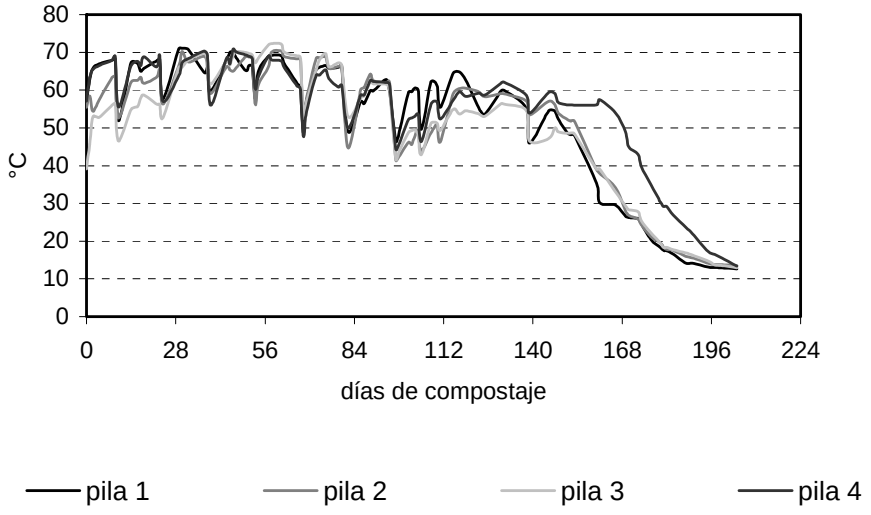


Figura 1. Evolución de la temperatura de las pilas durante le proceso de compostaje

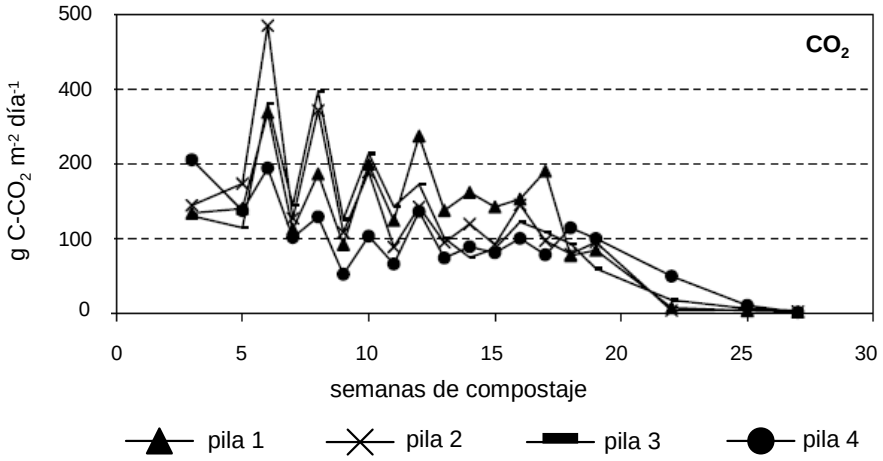


Figura 2. Evolución de los flujos de CO_2 durante el compostaje

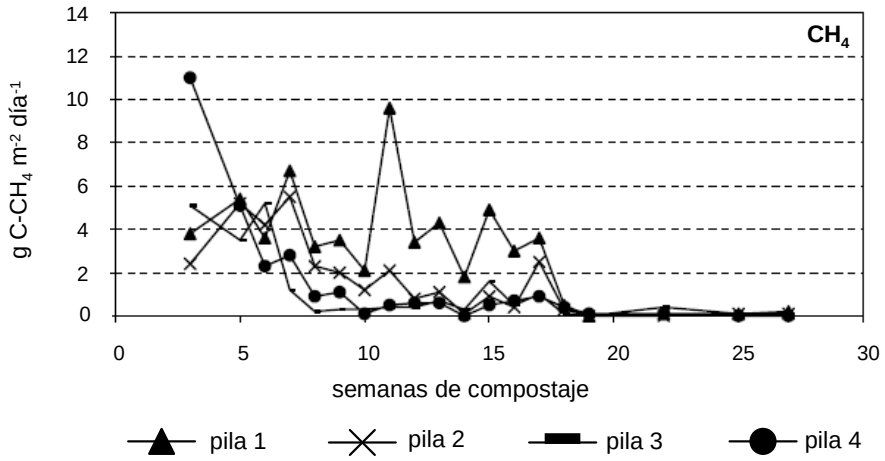


Figura 3. Evolución de los flujos de CH_4 durante el compostaje

En las cuatro pilas estudiadas, las emisiones de metano fueron inferiores a 12 g C-CH_4 m^{-2} dia^{-1}, siendo éstas prácticamente inexistentes durante el periodo de maduración. Los flujos medidos en las pilas de alperujo son inferiores a los registrados en pilas preparadas con otros tipos de materiales, tales como estiércol de vaca en los que las emisiones pueden llegar a 300 o 400 g C-CH_4 $m^{-2}dia^{-1}$ (Hellebrand y Kalk, 2001; Kebreab et al., 2006). Manios et al., (2006) encontraron concentraciones de metano inferiores al 3% en el interior de las pilas de compost preparados con alperujo, que son valores muy inferiores a los registrados en otros tipos de materiales donde pueden alcanzar hasta el 45 o 50%.

En la figura 4 se muestran los flujos de N_2O durante el proceso de compostaje. En el caso del óxido nitroso, su formación está asociada a los procesos de nitrificación y desnitrificación característicos de la etapa de maduración (Czepiel et al, 1996; He et al., 2001), que es donde se dan las condicionees que favorecen la formación de N_2O, es decir, temperaturas moderadas (<40°C), presencia de oxígeno y suficiente amonio en disolución como precursor del proceso de nitrificación. En las pilas 1, 2 y 3 es donde se produjo la mayor emisión de óxido nitroso, que tuvo lugar a partir de la semana 15, coincidiendo con un descenso temporal de la temperatura de la pila. El flujo más altos (1035 mg N-N_2O m^{-2} dia^{-1}) se registró en la pila 3, preparada con urea como fuente de nitrógeno. La hidrólisis de la urea libera amonio que queda disponible lo que presumiblemente favoreció la formación de N_2O.

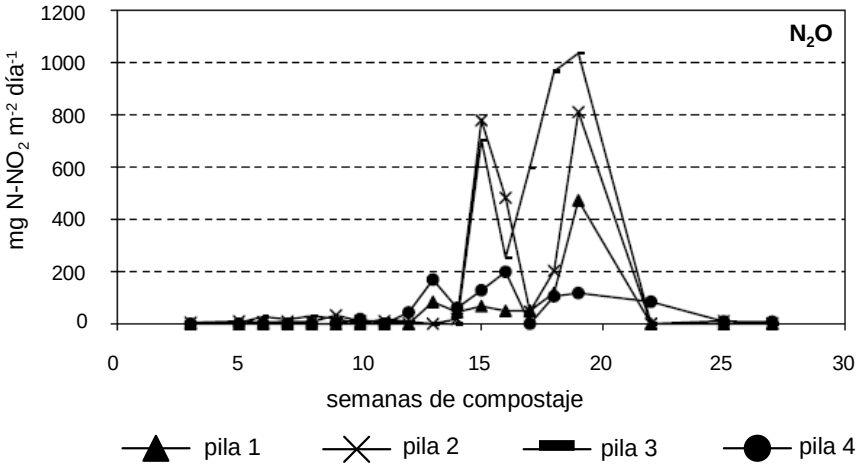


Figura 4. Evolución de los flujos de N_2O durante el compostaje

Conclusiones

Las cantidades máximas emitidas de CO_2 no superaron los 400 g C-CO_2 m^{-2} dia^{-1}, que fueron registrados al inicio del proceso de compostaje. Las emisiones de CH_4 se mantuvieron a niveles más o menos constantes durante todo el proceso con máximos cercanos a los 10 g C-CH_4 m^{-2} dia^{-1}. En el caso del N_2O, únicamente fue detectado durante el proceso de maduración, donde se registraron mediadas puntuales del orden de 1000 mg N-N_2O m^{-2} dia^{-1}. La composición inicial de las pilas y el manejo de las mismas son factores fundamentales para disminuir las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas al proceso de compostaje.

Referencias

Beck-Friis, B., Smars, S., Jonsson, H. y 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 Research, 78(4), 423-430.

Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A. y Roig, A. 2006. Evaluation of two different aeration systems for composting two-phase olive mill wastes. Process Biochemistry. 41, 616-623.

Czepiel, P., Douglas, E., Harriss, R. y Crill, P. 1996. Measurements of N_2O from composted organic wastes. Environmental Science and Technology, 30, 2519-2525.

Hao, X., Chang, C. y Larney, F. 2004. Carbon, nitrogen balances and greenhouse gas emission during cattle feedlot manure composting. Journal Environmental Quality, 33, 37-44.

Hellebrand, H.J. y Kalk, W.D. 2001. Emission of methane, nitrous oxide, and ammonia from dung windrows. Nutrient Cycling in Agroecosystems 60: 83–87.

Hellmann, B., Zelles, L., Palajarvi, A. y Bai, Q. 1997. Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open-window composting. Applied Environmental Microbiology, 63, 1011-1018.

He, Y., Inamori, Y., Mizuochi, M., Kong, H., Iwami, N. y Sun, T. 2001. Nitrous emissions from aerated composting of organic waste. Environmental Science and Technology, 35, 2347-2351.

Jackel, C., Thummes, K. y Kampfer, P. 2005. Thermophilic methane production and oxidation in compost. FEMS Microbiology Ecology, 52, 175-184.

Kebreab, E., Clark, K., Wagner. Riddle, C. y France, J. 2006. Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review. Canadian Journal of Animal Science, 86, 135-158.

Manios, T., Maniadakis, K., Boutzakis, P., Nazaridis, Y., Lasaridi, K., Markakis, G. y Stentiford, E.I. 2007. Methane and carbon dioxide emission in a two-phase olive oil mill sludge windrow pile during composting. Waste Management, 27, 1092-1098.

Zeman, C., Depken, D. y Rich, M. 2002. Research on how composting process impacts greenhouse emissions and global warming. Compost Science & Utilization, 10(1), 72-86.

Sesión III

Interrelación entre universidad y centros de investigación con administraciones y empresas

I+D+i en el ámbito del compostaje: visión crítica de la situación en España y propuestas de potenciación y mejora

S. Mato de la Iglesia

Director Xeral de I+D+I
Xunta de Galicia

Es bien conocida la dificultad existente en la relación entre Universidad y empresa. En su origen esta se ha producido debido a los distintos objetivos de unos y otros. Mientras en la universidad la investigación tuvo como objetivo la búsqueda de conocimiento por el propio conocimiento, lo cual implicaba que lo importante era encontrar la respuesta a una pregunta científica independientemente de su aplicación o del tiempo necesario para resolverla, en las empresas la generación o absorción de conocimiento esta orientada únicamente a aumentar la cuenta de resultados. Esta situación de partida no hacia posible la relación universidad-empresa, en los últimos vente años la administración comienza actuar bajo la premisa de promover en las universidades una tercera misión, la trasferencia del conocimiento, que se une a las tradicionales de docencia e investigación. De esta forma comienzan los impulsos y estímulos para el desarrollo de la investigación aplicada, una investigación que encuentre soluciones de aplicación inmediata y centrada en los sectores estratégicos definidos por los gobiernos. Mas recientemente, de esta actividad, deriva un mayor acercamiento a la empresa hasta en punto que las universidades comienzan a crear empresas ("spin off") cuando no hay empresas en el territorio que absorban ese conocimiento.

La investigación sobre compostaje se encuadra dentro de los programas estratégicos que sobre tecnologías medioambientales se vienen impulsando los últimos años y forma parte de esas líneas de investigación netamente aplicada y con vocación clara de transferencia de conocimiento a las empresas.

En la actualidad nadie duda de las ventajas y del valor estratégico de la relación estrecha entre la universidad y la empresa, pero ¿cuales son los problemas que se encuentran los investigadores y los empresarios para desarrollarla de forma eficaz y eficiente?

La respuesta a esta pregunta es compleja, para el investigador con vocación clara de transferir su conocimiento al sector empresarial, se encuentra principalmente en el modelo de organización actual de las universidades que permite, que no siempre decida el más capacitado. Por otra parte aunque la mejora en la gestión es patente a través de la aparición de oficinas especializadas, como las OTRIs, la velocidad de respuesta de la administración universitaria sigue siendo un "handicap". Los empresarios todavía no están suficientemente sensibilizados de la importancia de la investigación para el desarrollo y futuro de su negocio, muchos de los que si lo están no consideran la universidad como la fuente de soluciones.

Para minimizar estos problemas, se esta llevando a cabo por un lado programas difusión y dinamización de la investigación e innovación entre la clase empresarial, que buscan crear una cultura clara del valor estratégico de la ciencia y tecnología para el futuro de las empresas. Si vente años atrás la cultura de la calidad fue introducida en la empresas como un elemento imprescindible, actualmente sistematizar el proceso de innovación en el modelo de organización empresarial es imprescindible para que las empresas puedan sobrevivir. Por otro lado en el mundo universitario se hace imprescindible crear instrumentos nuevos para que los investigadores puedan transferir su conocimiento de forma eficaz a las empresas, como son las redes temáticas, las plataformas tecnológicas, los centros de investigación especializados, los centros tecnológicos, los parques científicos y tecnológicos y los organismos de intermediación, todos ellos de forma combinada , armónica y con un sistema de colaboración inteligente darán respuestas a los problemas de los investigadores.

En este contexto la creación de la Red Española del Compostaje puede suponer un avance claro como instrumento que vehiculice eficientemente las capacidades científicas y tecnológicas del sistema público español al tejido empresarial. Si analizamos los distintos campos de aplicación del compostaje podemos pensar claramente en su incidencia en la ingeniería del proceso, con todas las repercusiones que sobre el diseño de plantas y bienes de equipo que puede suscitar, del que beberían el sector de las empresas especializadas en ingeniería medio-

ambiental, el control del producto, decisivo para la diagnosis en la gestión de los distintos residuos orgánicos, trascendente para las empresas de gestión medioambiental; y la valoración del compost, fundamental para determinar su aplicabilidad al suelo y por tanto un elemento decisivo en la mejora agrícola.

Como señalamos anteriormente la REC, puede ser un instrumento de gran interés en la relación Universidad-Empresa en el campo del compostaje, para ello es necesario que se armonice, colaborando y cooperando con los demás agentes , y es en este sentido que la administración juega un papel decisivo. Por ello las redes temáticas no deben de funcionar en el sistema de ciencia y tecnología español de forma aislada, como esta ocurriendo mayoritariamente, ni limitarse a cumplir con las subvenciones recibidas a través de los documentos e informes precisos, ni quedarse, como en el mejor de los casos, en la propuesta de algún o algunos proyectos de investigación singulares y competitivos.

Es necesario un mayor y mejor aprovechamiento del esfuerzo que supone, crear y mantener una estructura de colaboración y cooperación entre científicos como la REC, para ello debe de hacerse propuestas a la administración de canales y sistemas de cooperación e interrelación con los distintos instrumentos del sistema. A modo de ejemplo entre otras se pueden formular las siguientes propuestas:

- Sumergir el catalogo de capacidades de la REC, en las plataformas tecnológicas relacionadas y en las Agrupaciones de Empresas Innovadoras (AEIs).
- Establecer mecanismos de participación y/o cooperación con las AEIs y Plataformas Tecnológicas afines, en función del la capacidad de repuesta de la REC sobre su agenda estratégica de investigación e innovación.
- Contribuir en el fortalecimiento de capacidades de las centros tecnológicos y centros de investigación existentes.
- Motivar, dinamizar y favorecer si fuera preciso la creación de centros de investigación y centros tecnológicos.
- Ofrecer "expertiss" tecnológica a los diferentes organismos de intermediación.

Efectos sinérgicos de la relación entre empresas del Compost y Centros de Investigación: el Grupo Ingeniería Química de la UCO

Synergic effects of Compost Enterprises and Research Centres relation: the "Chemical Engineering" UCO Group case

A. F. Chica, M. Dios, A. Rosal, M. A. Arcos, J. P. Pérez, y F. Vázquez

Universidad de Córdoba. Área de Ingeniería Química. Campus de Rabanales.
Ctra. N-IV, Km. 396. 14071. Córdoba

E-mail: afchica@uco.es

Resumen

Se presenta aquí la experiencia del Grupo de Investigación de Ingeniería Química, RNM-271, que lleva una década colaborando con la Industria del entorno. Estas colaboraciones han facilitado la obtención de Financiación Nacional y Autonómica para Proyectos de Investigación. Con ello, se ha posibilitado la dotación de instrumentación avanzada y la formación de unos notables recursos humanos. La integración en nuestros Proyectos y realizaciones, de otros investigadores integrantes del Grupo PRINIA (TEP-226), especialistas en automatización y control, y la colaboración con Grupos de otras áreas (Agronomía) ha tenido efectos sinérgicos y resultados fructíferos. El estudio y mejora de los Procesos de Compostaje, para obtener Compost de Calidad, iniciado en 1997, mediante la colaboración con SADECO en la mejora del proceso de compostaje de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos, se ha extendido después al Compostaje de otros residuos: Lodos de EDAR, residuos ganaderos y agroalimentarios. En este ámbito, se han firmado Contratos de Investigación y/o Asesoramiento Científico Técnico con numerosas empresas del Sector: SADECO SA (de Córdoba); SCA. LOMBRICOR (de Córdoba); Aprovechamiento Cunícula SALPE SL (de Almería); CONSORCIO-MEDIO-AMBIENTE ESTEPA-SIERRA SUR (CONSORESTEPA, de Sevilla); RESUR JAEN SA (de Jaén); RECICLADOS MIJAS SA (de Málaga); CYCLUS ID S.L. (empresa andaluza); obteniendo, en todos los casos, una repercusión mutua muy positiva. La colaboración con el Centro Tecnológico CDT-LEIA (de Vitoria) en un proyecto PROFIT; la explotación de nuestra patente de un Respirómetro (P2004-02908) en la UAM (Madrid); y colaboraciones con las Universidades de Milán, Wageningen, Leeds y Southampton, completan nuestras relaciones con otros Centros de Investigación.

Palabras clave
Compostaje; Residuos Sólidos Urbanos, RSU; Financiación; Industria

Abstract

This work presents the experience of the Chemical Engineering Group, RNM-271, related to their collaboration with the industry and its environment. This collaborations have made easy to obtain National and Regional financial support for Research Projects. Thanks to that, it has been posible to provide our laboratories with advanced intrumentation and to train a remarkable group of human resources. The integration into our projects of other researchers, members of PRINIA Group (TEP-226), who are specialists in automatization and control, and the collaboration with groups of other fields, such as Agronomy, have had synergic effects and fruitful results. The study and improvement of Composting Processes in order to obtain quality compost started in 1997, by means of SADECO collaboration to improve composting process of Organic Fraction of Municipal Solid Wastes, and afterwards, it has been widen to other kind of wastes, like sludge from WWTP and wastes from the livestock and the agroalimentary sector. In this field, Research and/or Scientific-technical Advising Contracts have been signed with several companies belonging to this sector: SADECO SA (Córdoba); SCA. LOMBRICOR (Córdoba); Aprovechamiento Cunícula SALPE SL (Almería); CONSORCIO-MEDIO-AMBIENTE ESTEPA-SIERRA SUR (CONSORESTEPA, Sevilla); RESUR JAEN SA (Jaén); RECICLADOS MIJAS SA (Málaga); CYCLUS ID S.L. (Andalusian company); getting, in all cases, very positive repercussions for both groups. The collaboration with the Technological Centre CDT_LEIA (Vitoria) in a PROFIT Project; the sale of our patented Respirometer (P2004-02908) to the UAM (Madrid); and our collaboration with the Universities of Milan, Wageningen, Leeds and Southhampton, complete our relations with other Research Centres.

Keywords
Composting; Municipal Solid Waste, MSW; Financial; Industry

1. Introducción

Se presenta aquí la experiencia del Grupo de Investigación de Ingeniería Química, RNM-271, de la Universidad de Córdoba (UCO), que lleva una década trabajando en la mejora de los conocimientos del Proceso de Compostaje y de la evaluación y mejora del Compost producido a partir de residuos orgánicos, tanto municipales (RSU y Lodos de EDARs) como de explotaciones agropecuarias o de industrias agroalimentarias.

Desde que en 1997 el Grupo RNM-271 empieza a trabajar en el Compostaje de residuos municipales, con el Proyecto MEC-FEDER: 1FD97-1037-CO2-01 "Utilización de la Fracción Orgánica procedente de la recogida selectiva de los RSU, en la fabricación de Compost" dotado con 300.000 euros, se hace en colaboración con otros grupos de investigación y empresas del sector interesadas en estos trabajos. En este caso fueron el Grupo de Economía, Sociología y Política Agrarias de la UCO, AGR-110, que junto con la empresa Saneamientos de Córdoba, SADECO, lograron interesarnos en el tema e iniciarnos en el mismo. En estos años la colaboración mantenida con otros Grupos de investigación, con intereses complementarios en el tema ha sido fructífera y enriquecedora.

Así los contactos mantenidos desde el primer momento, con el Grupo de Cultivos Herbáceos, AGR-140, de la Universidad de Córdoba permitieron contextualizar el concepto de Calidad del Compost y unificar los criterios ingenieriles, que el Grupo RNM-271 tenía del desarrollo del proceso, con los agronómicos, que el Grupo de Cultivos Herbáceos tenía sobre los requisitos y especificaciones del producto para su aplicación agronómica.

Esta complementariedad se materializó en la petición y consecución del Proyecto REN2002-02602, "Estudio de la estabilidad durante el compostaje de residuos municipales (Fracción orgánica de RSU y Lodos de Depuradora)", financiado por el MEC con 95.560,00 euros, y de dos Ayudas para Acciones Coordinadas de la Junta de Andalucia, la primera en 2002, "Obtención de compost a partir de la fracción orgánica de los RSU y ensayo agronómico del producto obtenido", financiada con 22.607,57 euros y la segunda en 2003, "Estudio (por medidas de laboratorio y por ensayos agronómicos) de la estabilidad del Compost obtenido en Andalucía a partir de residuos municipales", financiada con 15.298,00 euros. Con esta financiación se ha posibilitado la dotación de instrumentación avanzada y la formación de unos notables recursos humanos, y se han elaborado diversos artículos, publicados en revistas especializadas, nacionales e internacionales, y se han presentado comunicaciones en Congresos.

Posteriormente, la integración en los Proyectos y realizaciones del Grupo RNM-271, de otros investigadores pertenecientes al Grupo PRINIA (TEP-226), especialistas en automatización y control, ha permitido la mejora tecnológica de los procesos de Compostaje y de los sistemas de análisis y determinación de la Estabilidad y Calidad del Compost. Así se ha compartido el Proyecto CTM2005-01293, "Índices de respiración, estáticos y dinámicos, para la determinación de la estabilidad y calidad del Compost", financiado por el MEC con 163.030,00 euros, y se ha conseguido la financiación, en 2007, de una "Unidad de investigación y demostración semiindustrial de Usos Renovables de Residuos Agropecuarios", con fondos FEDER, por una cuantía de 198.562,80 euros, consistente básicamente en dos Plantas Piloto, una de Digestión Anaerobia y otra de Compostaje que pronto estarán en pleno uso y permitirán la realización de ensayos, a escala semiindustrial, de tratamiento y compostabilidad de diversos residuos de interés para las empresas del entorno. En esta colaboración, además de obtener una patente nacional de un Respirómetro Discontinuo en Fase Líquida (P2004-02908), el Grupo de Ingeniería Química se ha visto beneficiado al contar con especialistas en automatización, control y modelización de procesos, que han facilitado la instrumentación y optimización de soluciones a problemas ingenieriles, y el equipo humano del Grupo TEP-226 ha tenido ocasión de aplicar a casos reales sus conocimientos teóricos, desarrollando proyectos de interés industrial y social y mejorando la formación y capacitación de sus integrantes y alumnos.

Además de estas colaboraciones, que podríamos llamar internas, ya que han sido con otros grupos de la propia Universidad de Córdoba, en el 2001 se estableció contacto con la mayoría de los Grupos y Centros de investigación españoles interesados en el Compostaje y se constituyó la Red Española de Compostaje, REC, que nos ha permitido celebrar interesantes encuentros y congresos, editar libros especializados, y actualizar y compartir nuestros conocimientos. Esta colaboración con otros Grupos de Investigación estaría incompleta sin la referencia a los contactos internacionales que se han establecido, a través de visitas de profesores y estancias de becarios e investigadores en formación, con importantes Grupos de Investigación de otros centros nacionales e internacionales; así, hemos colaborado con los siguientes:

- Grupo del Profesor Fabrizio Adani, del Dipartamento di Produzione Vegetale, enclavado en la Universidad de Milán (Italia).
- Grupo del Profesor Edward Stentiford, responsable del Environmental Engineering Department, en la School of Civil Engineering de la Leeds University (Inglaterra).

- Grupo del Profesor Ariena H.C. Van Bruggen (Plant Sciences Group), del Environmental Technology Department, en la Wageningen University (Holanda).
- Grupo del Profesor Charles Banks, en la School of Civil Engineering and the Environment perteneciente a la University of Southampton (Inglaterra).
- Grupo del Profesor J. L. García Morales, en el Departamento de Ingeniería Química y Tecnologías del Medio Ambiente en el Centro CASEM de la Universidad de Cádiz (España)

2. Colaboraciones con Empresas

El compostaje es un proceso aerobio, en el que interviene multiplicidad de microorganismos, que funciona a gran escala, siendo muy difícil de reproducir en el laboratorio; por ello, la colaboración con las empresas dedicadas al mismo es vital para el desarrollo de una investigación que persigue el conocimiento del proceso, de sus variables principales y, en la medida de lo posible de su control y optimización.

Así lo ha entendido el Grupo RNM-271, cuyo interés por el Compostaje, lejos de ser estrictamente académico, ha estado desde su inicio estrechamente vinculado a las empresas del sector. Esta colaboración, con ser una relación difícil, por la diversidad de intereses y enfoques que tienen los investigadores por un lado y los responsables y operarios de las Plantas de Compostaje por otro, ha permitido la realización de experimentos dirigidos, a escala industrial, que ayudan a comprender mejor el proceso de compostaje, y ha conectado los objetivos de la investigación con las particularidades reales del proceso industrial del Compostaje y de la posterior aplicación del Compost. Esta relación ha sido de interés para ambos actores, por un lado, los investigadores han podido experimentar en tiempo y modo real, y por otro, los responsables de Plantas han recibido datos caracterizadores de sus procesos y productos concretos; han podido evaluar el efecto de cambios en sus modos de operación; y están recibiendo sugerencias de mejora e ideas innovadoras y apoyo científico, para defender su posición frente a la sociedad que les reclama el procesado de crecientes cantidades de residuos, en general mal separados, y la obtención de un producto cada vez de mayor calidad, con rendimientos aceptables.

Esta cooperación ha sido premiada en la mayoría de los casos por la sociedad de muy diversas maneras: permitiendo un mayor precio al Compost producido en las Plantas que demuestran interés por mejorar sus procesos; concediendo premios a los trabajos realizados; y subvencionando nuevos trabajos de investigación y mejora de procesos y productos.

En el caso del Grupo RNM-271, que aquí se presenta, las empresas con las que se ha colaborado y los resultados obtenidos hasta el momento se presentan a continuación, en función del momento en que se inició la colaboración con ellas:

- **1999-2008, Empresa SADECO**; empresa municipal encargada de gestionar los RSU de la ciudad de Córdoba y los lodos generados en la EDAR de la ciudad. Desde el principio han apoyado todos los Proyectos de investigación del Grupo RNM-271, participando en algunos de ellos como Entes Patrocinadores o Colaboradores. En sus instalaciones se han realizado numerosos experimentos con pilas periódicamente volteadas, que se han plasmado en publicaciones en revistas especializadas, comunicaciones en congresos y tesis Doctorales. Esta empresa ha recibido diversos premios por su interés por mejorar sus procesos, su preocupación medioambiental, y la mejora de calidad de sus productos. De hecho, según los datos de la web de la Junta de Andalucía es la Planta elaboradora de Compost a partir de residuos municipales que más caros los vende en toda Andalucía.
- **2003-2004, Empresa SALPE SL**; granja cunícula de tipo medio (familiar) ubicada en Almería, cuyos residuos eran un problema que decidieron compostar y convertir en una fuente adicional de ingresos. En 2003 se firmó un Contrato de Asesoramiento y el grupo les orientó y asistió en el desarrollo del proceso y en la certificación del producto, que se empezó a comercializar en 2004.
- **2003-2004, Empresa LOMBRICOR S.C.A.**, ubicada en Algallarín (Córdoba), dedicada al vermicompostaje de residuos orgánicos, fundamentalmente gallinaza, para la comercialización y venta de un producto humificado de alto valor añadido. En 2003 se firmó un contrato de Asesoramiento para asistirles en el inicio de sus actividades, y recientemente se han reanudado las conversaciones para plantear nuevas colaboraciones.
- **2004-2008, Empresa CONSORESTEPA**; es la marca del Consorcio de Medio Ambiente Estepa-Sierra Sur, que tiene su Planta de recuperación y compostaje en el término municipal de Estepa (Sevilla); fue la primera Planta de Andalucía en contar con Túneles de Compostaje para el desarrollo de la primera fase del proceso de forma controlada e intensiva. Es el más claro ejemplo de sinergia en las relaciones Universidad–Empresa en la historia del Grupo RNM-271. En abril de 2004 se contrató un Informe de evaluación del sistema de compostaje de la Planta a petición de la empresa y resultó tan satisfactorio para ambos organismos que en Junio se ratificó otro contrato, esta vez para un Proyecto de In-

vestigación, de un año de duración, titulado "Desarrollo e implementación de un Sistema de Control Automatizado de los túneles de compostaje", con este acuerdo, se inició el desarrollo de dicho sistema de control, aplicándolo a los 3 túneles existentes y ampliándolo a un cuarto túnel, en cuya construcción y automatización se colaboró activamente. El ministerio de Medio Ambiente apoyó dicha colaboración concediendo un Proyecto, dotado con 133.830,00 euros entre Nov-2004 y Marzo-2007, que permitió, sin más costes para la empresa, la completa realización del Sistema de Control Automatizado de sus 4 túneles, y el estudio en profundidad del proceso de compostaje de la Planta y mejora de calidad del Compost producido. De esta manera, se ha desarrollado tecnología propia para implementar y demostrar la eficiencia de un Sistema Automatizado de Túneles de Compostaje que, permite acelerar las primeras fases del proceso de Compostaje, desarrollándolas en un recinto cerrado con control de temperatura humedad y aireación; y junto a ello supone un mejor control de olores (que se biofiltran) y de aerosoles patogénicos (que se confinan e higienizan en estos túneles). Esto ha hecho que diversas entidades y organizaciones se muestren interesadas por los trabajos desarrollados. Así, no resulta anecdótico que las ***Primeras Jornadas de Mejora de la Calidad del Compost*** que ha organizado la Junta de Andalucía, con EGMASA, la mayor empresa de Gestión Medio Ambiental Andaluza, se hayan realizado precisamente en esta misma Planta de Compostaje de CONSORESTEPA. Además al presentar un documento sobre los trabajos desarrollados a un concurso convocado por la Universidad Internacional de Andalucía, UNIA, y dotado con 12.000 euros, se ha obtenido el ***Primer Premio al Mejor Trabajo Científico Sobre Tratamiento de RSU***, en Octubre de 2006. La concesión de este premio tuvo además una gran repercusión mediática (en prensa y televisiones) y ha supuesto unos primeros encuentros con los directivos de URBASER, empresa que se ha mostrado muy interesada en estos trabajos. Actualmente, acaba de firmarse, el 21 de Diciembre de 2007, un acuerdo entre la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y la UCO, para la "Monitorización y optimización del proceso de Compostaje en Túneles", a desarrollar durante un año, en la Planta de Consorestepa, dotado con 22.944,80 euros, que desarrollarán conjuntamente varios miembros de los grupos RNM-271 y TEP-226.

- **2006, Empresa Universidad Autónoma de Madrid**; uno de los Grupos de investigación más significados en tratamiento de residuos de la UAM se interesó por el Respirómetro patentado por el Grupo de Ingeniería Química de la UCO, se le asesoró en la Construcción y puesta a punto de un Respirómetro, mediante el correspondiente contrato. Su aplicación en las tareas propias del Grupo de investigación de la UAM ha dado lugar a varios artículos y trabajos publicados.
- **2006-2007, Empresa RESUR JAEN**; esta empresa gestiona los RSU de la comarca de Linares (Jaén) y dispone de 14 túneles de compostaje cuyo funcionamiento y rendimiento están evaluando en colaboración con el Grupo RNM-271. Para ello se firmó el correspondiente contrato, "Estudio del Compostaje de FORSU, en sistemas de alta eficiencia, en la Planta de Guadiel". Además de asesorar a la empresa, este contrato permite al Grupo contrastar y complementar los estudios, para optimización de la fase en túneles del proceso de compostaje de residuos municipales, que se llevan en Estepa.
- **2006-2008, Empresa FUNDACION LEIA C.D.T.**; este Centro de Desarrollo Tecnológico de Álava (Vitoria) tuvo conocimiento de los trabajos del Grupo, y propuso una colaboración en el estudio del ciclo de vida de los metales en el compostaje. Se firmó un acuerdo de cooperación en 2006, y se consiguió un Proyecto PROFIT, con el consiguiente beneficio para ambas instituciones, los resultados de estos trabajos han dado lugar a interesantes resultados, diversas publicaciones y están en su fase final.
- **2007-2008, Empresa RECICLADOS MIJAS SA** (Málaga); empresa dedicada a la producción de Compost de calidad, a partir de residuos orgánicos, ha firmado, con el Grupo RNM-271, un contrato de asesoramiento para el estudio de la calidad de su Compost, y se le están caracterizando los diversos productos que fabrican.
- **2007-2008, Empresa CYCLUS-ID S.L.U.**; empresa ubicada en Morón de la Frontera (Sevilla) dedicada al tratamiento de residuos y al diseño y construcción de equipos para la depuración y valorización de residuos. El primer contrato con esta empresa que firmó el Grupo RNM-271 fue a primeros del 2005, sobre depuración de aguas residuales. A partir de ahí tanto éste Grupo como el TEP-226 han realizado varios Proyectos financiados por dicha empresa, y en el 2007 se ha colaborado con ella, tras firmar el correspondiente contrato, en el desarrollo de una Planta Piloto de Compostaje que se utilizará en 2008 para diversos trabajos. En estos momentos además, la Corporación Tecnológica de Andalucía ha concedido financiación para un proceso integral de tratamiento de residuos de alta carga orgánica, en el que se incluye una fase de Compostaje de lodos, que desarrollarán los investigadores de la UCO.

3. Conclusiones

La colaboración entre Grupos de Investigación y Empresas de Compostaje se ha revelado como muy fructífera y creadora de sinergias. Ha movilizado financiación pública en apoyo del interés social de los trabajos y desarrollos realizados. Ha permitido a las empresas implicadas mejorar su conocimiento de los mecanismos y condiciones del compostaje de calidad. A los centros de investigación les permite contrastar, a escala real sus hipótesis al respecto. En definitiva, permite una visión y tratamiento más integral e integrado de los procesos de Compostaje en orden a una mejor valorización de los residuos orgánicos y a una mayor calidad de los productos.

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a todas las empresas aquí citadas, por su confianza en nosotros y colaboración; y a los Ministerios de Educación y Ciencia, y de Medio Ambiente, y a la Junta de Andalucia por la financiación de diversos Proyectos de Investigación.

Finalmente, el Grupo de investigación "Ingeniería Química" de la UCO, RNM-271, agradece a los grupos AGR-110, AGR-114, y TEP-226, de la UCO y a los otros Grupos de Investigación nacionales e Internacionales, su acogida a nuestras iniciativas y su colaboración abierta y leal.

La innovación en el ámbito de las empresas de servicios: Gestión, colaboraciones y comunicación

E. Jiménez Coloma

Responsable Dpto. I+D CESPA

Resumen

Investigar para innovar es uno de los principales retos de las empresas. La innovación es el mecanismo necesario para mantener el liderazgo en un mercado cada vez más competitivo. Si además esta innovación viene acompañada de resultados positivos y que respetan el medio ambiente este objetivo se ha cumplido.

En CESPA hemos conseguido interiorizar la innovación en los procesos de la empresa siendo el Departamento de I+D el motor que nos permite canalizar, gestionar y ejecutar estas iniciativas innovadoras que surgen de los diferentes ámbitos de actuación de la empresa. CESPA cuenta con un Departamento de I+D desde el año 1999,

La estrecha colaboración con centros de investigación y universidades de reconocido prestigio otorga a los resultados obtenidos un gran valor añadido, ya que permiten contar con la participación de científicos especialistas en tecnologías y procesos de gran innovación. En este año 2006, el número de convenios suscritos con centros de investigación fue de seis.

Palabras clave
Investigar, innovar, I+D, colaboración, centros investigación

1. Histórico I+D CESPA

Desde el año 1999 CESPA cuenta con un Departamento de I+D desde el que se llevan a cabo proyectos en todos los ámbitos de actuación de la empresa: gestión, valorización biológica, depósito de residuos y tratamiento de efluentes, seguridad, jardinería, tratamientos mecánicos y térmicos, recogida de residuos y limpieza viaria. Estos proyectos permiten a la empresa mantener el liderazgo en los servicios que presta, adaptarse a los nuevos requisitos del mercado y ofrecer de esta manera un servicio de la máxima calidad. En los últimos años este Departamento se ha ido consolidando, contribuyendo de manera decisiva en el know-how de la compañía, gracias al trabajo conjunto con el resto de departamento del área técnica, y a las colaboraciones con centros de investigación y universidades.

Muchos de los proyectos desarrollados sirven al Departamento Técnico para disponer de información y herramientas que les permiten establecer procesos y ofrecer servicios de gran calidad técnica sin olvidar la viabilidad económica. La aplicación práctica de los resultados de los proyectos de I+D dan su verdadero valor a éstos.

CESPA ha sido y es pionera en el uso de energías renovables. La primera experiencia de CESPA en el uso de Gas Natural Licuado para propulsión de flota de vehículos, y que constituyó una innovación a nivel del Estado Español, fue coordinada desde el Departamento de I+D. En el ámbito del aprovechamiento energético de biogás generado en los depósitos controlados, podemos mencionar las mejoras obtenidas en los sistemas de limpieza de biogás que reducen el coste de mantenimiento de los motores de cogeneración. Por último, desde el Departamento de I+D se ha coordinado la instalación de la primera microturbina que funciona con biogás de depósito controlado en CESPA y en el Estado Español, microturbina que está produciendo energía eléctrica desde febrero de 2006.

En el ámbito de la gestión de información podemos mencionar las pruebas realizadas desde el Departamento de I+D que han permitido implantar en CESPA la transmisión mediante telefonía móvil de posicionamiento y datos, con el consecuente ahorro por lo que se refiere al mantenimiento de la red de comunicación.

En lo referente al tratamiento de efluentes líquidos, en el 2002 se llevó a cabo un proyecto cuyos resultados han sido implementados con éxito en explotaciones de CESPA. Mencionar de forma especial el proyecto CLONIC, proyecto finalizado en el año 2007 y en el que se ha colaborado con la Universidad de Girona en la investigando del tratamiento de lixiviados mediante un proceso biológico, denominado PANI-SBR+ANAMMOX. El Proyecto ha obtenido unos resultados altamente positivos, siendo nuestro grupo de investigación el primero a nivel mundial que ha conseguido la aplicación del proceso PANI-SBR+ANAMMOX en el tratamiento de lixiviados.

Nuestros proyectos también han permitido evaluar los riesgos biológicos presentes en las plantas de tratamiento que gestiona CESPA y, en consecuencia,

establecer las medidas correctoras necesarias con el objetivo de evitar posibles daños. En este sentido, también se ha realizado un proyecto sobre los riesgos biológicos asociados al uso de agua residual regenerada en jardinería, el cual ha sido de gran utilidad en parques gestionados por CESPA en el municipio de Madrid, pudiéndose extrapolar los resultados del proyecto a cualquier área verde donde CESPA esté regando con este tipo de agua.

En el ámbito de la jardinería, destacar los esfuerzos de CESPA en lograr una gestión medioambientalmente respetuosa, lo que se traduce en proyectos concretos dirigidos a la aplicación de métodos de lucha integrada. Los resultados han sido aplicados, por ejemplo, en el mantenimiento del jardín tropical de la estación de Atocha.

CESPA es la única empresa en el Estado Español que dispone de tecnología láser para la limpieza de graffitis, tecnología que obtiene excelentes resultados en comparación a otros sistemas existentes en el mercado. Actualmente se está en trámite de obtención de la patente.

Por otro lado, la obtención de dos patentes y cuatro en vías de obtención; la consecución de Premios a nivel nacional e internacional, y el apoyo, a través de financiación, de organismos estatales y europeos, demuestran hasta qué punto CESPA promueve y lleva a cabo iniciativas de gran interés tecnológico y medioambiental.

2. Funciones de I+D en la empresa privada

Tal y como se ha mencionado, los proyectos de I+D son gestionados y desarrollados por los técnicos del Departamento de I+D. Las funciones del Departamento de I+D a nivel técnico son:

- Canalización y análisis de las propuestas innovadoras surgidas de las necesidades de mejora en los ámbitos en los que presta servicio la empresa.
- Desarrollo de proyectos de I+D+i
  - Planificación del proyecto y presupuesto.
  - Búsqueda de socios/universidades colaboradoras más adecuados y establecimiento de convenios.
  - Planificación de la estrategia de financiación.
  - Coordinación y ejecución técnica del proyecto.
  - Control económico-financiero del proyecto.
  - Transferencia de los resultados al Departamento Técnico para su aplicación en los diferentes ámbitos de la empresa.
- Apoyo a la diferentes áreas de la empresa:
  - Emisión de informes sobre novedades tecnológicas existentes en el mercado.
- Difusión:
  - Edición de la memoria de I+D.
  - Presentación de ponencias en foros especializados.
  - Publicación de artículos en revistas especializadas.
  - Participación en convocatorias de premiso a nivel nacional e internacional.

3. La importancia de la Gestión de la I+D+i en una empresa privada

El objetivo principal de un Centro de Investigación o Universidad es indudablemente la Investigación. Para una empresa de servicios privada, la investigación no constituye un objetivo, si no una herramienta que permite mantener la calidad en los servicios prestados, el posicionamiento en el mercado, y la mejora en los resultados económicos de la empresa.

Por todo lo mencionado anteriormente, la investigación a nivel de empresa privada requiere ser gestionada por un Departamento que permita la minimización de riesgos tanto técnicos como económicos, y una aplicación de los resultados en el plazo más breve posible.

Cualquier proyecto que se lleve a cabo en una empresa privada, debe tener como objetivo su aplicación en cualquiera de los ámbitos de actuación de la empresa, y llevar asociada una estrategia de financiación.

La experiencia en CESPA nos demuestra que un proyecto no planificado exhaustivamente desde el principio, con unos objetivos claros, una planificación correcta, un presupuesto asignado, unos buenos colaboradores externos, y un plan de financiación realista, está abocado al fracaso. La capacidad de la empresa de cumplir con la planificación para la consecución de los objetivos marcados, y de adaptarse a las posibles contingencias surgidas durante el desarrollo del mismo adaptando la planificación sin perder de vista los resultados, son imprescindibles también para conseguir el éxito del proyecto. Para la empresa privada un proyecto fracasado implica unas pérdidas económicas indeseables, por eso es importante contar con un Departamento de I+D capaz de asumir la responsabilidad en la planificación y ejecución de los proyectos, y en definitiva capaz de gestionar el proceso innovador de la empresa.

4. Colaboraciones externas

Los resultados obtenidos en el Departamento de I+D de CESPA son fruto del trabajo realizado en la propia

empresa y de la colaboración continua con centros de investigación y universidades tanto a nivel nacional como internacional, lo que nos permite mantener un vínculo permanente con la comunidad científica con el objetivo de no perder el tren de las nuevas tecnologías y cubrir las áreas de actuación en las cuales no disponemos de especialistas. Desde CESPA entendemos que la relación entre universidad y empresa es un importante motor de desarrollo tecnológico. Por ello, destacar que más del 50% de los proyectos que se han realizado desde el Departamento de I+D en el año 2007 cuentan con la colaboración de Universidades o Centros de Investigación. El 66% de las patentes obtenidas o en proceso de obtención son resultado de proyectos realizados con estas Universidades y Centros de Investigación.

Estas colaboraciones permiten a CESPA disponer de los mejores medios tecnológicos aplicables a la investigación, minimizando los riesgos económicos ya que el uso de estas tecnologías no implican grandes inversiones por parte de la empresa, inversiones que en la mayoría de los casos deberían amortizarse en un plazo breve de tiempo, gravando de esta manera los resultados económicos del proyecto.

5. Éxito de la colaboración entre CESPA y Centros de Investigación

A continuación, y como ejemplo, se presenta una breve descripción de cuatro proyectos que reflejan el éxito entre la colaboración de la empresa privada y los Centros de Investigación.

02-02 SICOM. SISTEMA DE COMPOSTAJE SIMPLIFICADO (1999-2004)

Colaboraciones externas: Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS- CSIC)

Objetivos: Desarrollo de un sistema de compostaje simplificado que permita la reducción y control de emisiones, así como la minimización del tiempo de proceso.

Resultados: Obtención **patente** del proceso SICOM.
Tecnología validada para el tratamiento de residuos sólidos urbanos
Construcción planta piloto en Mula (Murcia) con capacidad para 50 m3

01-15 OPTIMIZACIÓN DE LOS SISTEMAS DE COMPOSTAJE Y NUEVAS TECNOLOGÍAS. Emisiones de gases en condiciones de almacenamiento

Colaboraciones externas: Instituto Químico de Sarriá (IQS)

Objetivos: Desarrollo de un equipo automático capaz de seguir la evolución de la producción de ácido sulfhídrico de muestras de lodo de depuradora urbana en condiciones de almacenamiento. Esta herramienta permitirá conocer y gestionar las plantas de compostaje de lodos de depuradora con mayor seguridad.

Resultados: Obtención **patente**.
Construcción del equipo y validación de resultados en la planta de compostaje de lodos de Vilaseca.

02-10 LÁSER. DESARROLLO DE UN NUEVO SERVICIO DE LIMPIEZA DE GRAFFITIS (1999-2002)

Colaboraciones externas: Instituto Químico Rocasolano (CSIC)
Instituto de Ciencia y Tecnología de Polímeros (CSIC)

Objetivos: Desarrollo de un método alternativo para la limpieza de graffitis en edificios emblemáticos y monumentos.

Resultados: **Patente** en proceso de obtención.

- **Calidad óptima de limpieza sin alteración del material de base**
- Próxima **presentación del prototipo en Madrid (Enero 2008)**

Subvención Ministerio de Ciencia y Tecnología.

03-04 CLONIC. Cierre del ciclo de nitrógeno mediante el tratamiento biológico de lixiviados procedentes de depósitos controlados por eliminación del nitrógeno a partir de nitrito y posterior tratamiento térmico (2003-2007)

Colaboraciones externas: LEQUIA-UdG (Universidad de Girona) y Fundación AGBAR

Objetivos: Se pretende utilizar un tratamiento biológico SHARON-ANAMMOX seguido de un tratamiento térmico del efluente resultante, lo que permitirá una gestión más sostenible de los depósitos controlados.

Resultados: **Patente** en proceso de obtención.

- Primera aplicación a nivel mundial del proceso PANI-SBR+ANAMMOX en el tratamiento de lixiviados.
- En abril de 2007 se celebró el Workshop final de proyecto.

Subvención Europea- Programa LIFE Medio Ambiente.

Siete años de colaboración en I+D+i Universidad de Vigo – Ros Roca

Seven years of R+D+i collaboration: University of Vigo – Ros Roca IMA S.L.

D. Pérez[b], F. Solé-Mauri[a], F. Marsá[a], S. Mato[b], D. Paulet[a]

[a] Ros Roca IMA S.L. Avda. Cervera s/n 35000 TÀRREGA Lleida (SPAIN). fsole@rosroca.com
[b] Departamento de Ecología y Biología Animal. Facultad de Biología. Campus Universitario de Vigo. 36310 VIGO (SPAIN).

E-mail: dom@uvigo.es

Resumen

En el campo del compostaje, y específicamente en el control y diseño de proceso, la Universidad de Vigo y Ros Roca IMA S.L. han colaborado en la transferencia de resultados de I+D+I, mediante el estudio de propuestas a escala laboratorio, y proceder posteriormente al escalado hasta dimensiones industriales.

Una de las principales líneas se ha basado en la evaluación de residuos, estudio de las condiciones de operación y mejora de los procesos en el laboratorio, mediante la selección de elementos mezcla y el estudio de balances de materiales y tasas óptimas de tratamiento. Posteriormente, y de acuerdo a los resultados obtenidos, se procedió a un aumento de escala progresivo, y una vez alcanzada la escala industrial, se caracterizaron los productos finales, proponiendo soluciones y mejoras.

Algunas de las pruebas realizadas, como por ejemplo con estiércol bovino o restos de cosechas, siguiendo esta metodología, se tradujeron en una mejora en la operación de la planta industrial que debía tratarlos.

Otra línea de colaboración ha estado vinculada a la construcción, optimización y operación de una Planta Piloto Móvil (PPM) de compostaje de escala semiindustrial, cuyos resultados apoyaron el diseño y operación de plantas industriales.

La cada vez mayor interrelación entre ambos grupos de trabajo promovió también la evolución de los convenios y formas de relacionarse, tendiendo hacia fórmulas novedosas destinadas a aumentar la flexibilidad y la velocidad de respuesta, así como a la búsqueda externa de financiación para la apertura de nuevas líneas de I+D.

La colaboración y resultados obtenidos de la relación universidad-empresa suponen un ejemplo de las sinergias positivas que pueden establecerse mediante los convenios universidad-empresa.

Palabras clave:
I+D+i, convenio Universidad – Empresa, innovación, aplicación de resultados

Abstract

On the composting field, and specifically on the control and process design, the University of Vigo and Ros Roca IMA S.L. have been collaborating on the R+D+I knowledge transfer, through laboratory scale studies, and later evolution to industrial scale.

One of the main lines have been based on waste evaluation, operation conditions study and process improvement at laboratory scale, through the selection of bulking agents, mass balance, and optimum treatment rates. Lately, and according to the obtained results, a scale increase have been undertaken, reaching the industrial scale, where the final products have been characterised and solutions and improvements have been proposed.

Some of the developed trials, like the ones made with cow manure or harvest wastes, following this methodology, gave place to a improvement of the industrial plant developed for its treatment.

Another collaboration line have been focused on the design, making and optimization of a composting Mobile Pilot Plant (PPM) at a semi-industrial scale, which results supported also the design of new and innovative industrial plants.

The increasing relationship between both teams promoted also new and innovative agreements, developed to increase the flexibility and the response timing, as new ways to look for external financing for new R+D lines to be developed.

The collaboration and the results obtained so far gives a good example of the positive synergies that can be established on a University – Company agreement.

Keywords
R+D+I, University – Company agreement, innovation, results application.

Introducción

Está demostrada la importancia de la I+D+I de cara a fomentar y promover la competitividad de una empresa. Este efecto positivo tiene como premisa la eficiencia en la inversión, y no solamente su incremento. Ros Roca IMA S.L. comprende que un sistema de I+D+I es aquel donde el sector empresarial asume un papel de liderazgo en el esfuerzo investigador, convirtiendo así los activos de conocimiento en innovación y crecimiento económico. Para ello, es de vital importancia contar con la colaboración de agentes de I+D+I como las universidades y centros tecnológicos, entidades que cuentan con medios y personal ya formado pero que rara vez tienen la oportunidad de llevar sus experiencias más allá del "mundo académico" o las teorías. De esta forma ambas entidades obtienen beneficio de la relación, evolucionando juntas hacia la excelencia.

Desde hace ocho años, Ros Roca IMA colabora de forma continua con el Equipo de Biotecnología Ambiental de la Universidad de Vigo, pudiéndose observar una evolución en esta colaboración a lo largo de este tiempo que refleja el mayor compromiso adquirido por la Empresa y cómo las sinergias generadas han ido enraizando una cultura de la I+D+I en ambas partes, siempre desde el punto de vista del bien común y la mejora continua.

Líneas de la colaboración

La forma habitual de colaboración entre una empresa y la universidad es el convenio específico. Este consiste en un contrato firmado por ambas partes y dedicado a una única actividad (el desarrollo de un producto, la realización de una actividad, etc.) y que suele tener una vigencia en el tiempo breve (del orden de meses).

El primero de estos contratos entre Ros Roca IMA y la Universidad de Vigo fue firmado en el año 2000, con el objetivo de que la Universidad de Vigo desarrollara una serie de pruebas y análisis con un residuo determinado de interés para la empresa en ese momento. Este primer convenio sentó una de las líneas principales de colaboración entre la Empresa y la Universidad: la realización de pruebas de biodegradabilidad y estudio del proceso de compostaje para diferentes residuos orgánicos. En esta línea se empleaban diferentes equipos de compostaje a escala de laboratorio y piloto construidos y desarrollados por la Universidad de Vigo, lo que permitía la realización de pruebas con pequeñas cantidades de masa y el control y monitorización de un gran número de variables en cada prueba.

Los resultados obtenidos en estas pruebas permitían detectar empíricamente factores del proceso de compostaje no detectables únicamente mediante análisis físicos y químicos al material de partida. Por ejemplo, se podían detectar niveles de compactación del residuo muy elevados durante el proceso, problemas en la correcta estructuración del material, deficiente flujo de aire en la masa de poros, exceso de lixiviación en alguna etapa, etc… La detección de estas características particulares permitía a la empresa diseñar la solución a ofertar al posible cliente de una forma mucho más fiable, integrando en la misma aquellos elementos necesarios para eliminar esas características detectadas (sistemas homogenizadores, sistemas de rotura de los agregados, etc.). Esto dotaba a los nuevos diseños de una mayor robustez y reducía los costes asociados a las puestas en marcha de las nuevas plantas.

La primera de estas pruebas fue realizada en el año 2000 con estiércol vacuno procedente de una explotación industrial española. Se estudió el compostaje de este material en los reactores a escala piloto de la Universidad de Vigo, comprobándose sus excelentes aptitudes para su tratamiento mediante técnicas biológicas aerobias, los altos requerimientos de ventilación necesarios y la alta calidad del compost resultante. En las figuras 1 y 2 se muestra el material cargado en el biorreactor, con los sensores de gases y temperatura en la masa, momentos antes de darse inicio a la prueba experimental.

Pero también se detectó un nivel de compactación final del material, una vez finalizado el proceso, muy superior al esperado. Esta elevada compactación podría causar problemas en la descarga de un túnel industrial, por lo que la solución ofertada (y finalmente construida) tras la prueba realizada consistió en trincheras volteadas y ventiladas por depresión. En la figura 3 se muestra una de las trincheras de la planta construida finalmente. Los motores centrífugos (que se pueden observar a la izquierda de la fotografía) permitían una tasa de ventilación constante del material, permitiendo un mantenimiento de las condiciones aerobias del mismo y un correcto desarrollo del proceso. La volteadora (cuya cabina es visible al fondo de la fotografía, por encima del material) realizaba una acción discontinua tanto de rotura de agregados (impidiendo la compactación del material) como de homogenización y aireación del mismo. Esta solución cumplía con los requisitos de ventilación detectados y los volteos mecánicos impedían alcanzar un nivel de compactación tan elevado como el detectado en la prueba piloto.

Figuras 1 y 2. Prueba piloto estiércol de vacuno

Figura 3. Planta de trincheras diseñada en base a los resultados

Realmente, estas primeras etapas de la colaboración estaban dando lugar a una nueva filosofía de trabajo en el diseño de las plantas de compostaje. Y es que si hasta ese momento la máxima era adaptar el residuo a las características y aptitudes de la tecnología ofertada, ahora era la tecnología la que se adaptaba al residuo para tratar este de una forma mucho más eficiente y económica. Tras la primera serie de pruebas encargadas por Ros Roca IMA S.L., las necesidades específicas y la falta de equipamiento

científico adecuado en el mercado llevaron a una segunda etapa de colaboración en la que se inició una via de colaboración en la que la empresa y la Universidad desarrollaron conjuntamente equipos de investigación en compostaje capaces de realizar pruebas a una escala mayor, y que monitorizaban parámetros novedosos que permitían un mayor control del proceso biodegradativo. Dentro de esta línea Ros Roca IMA S.L. decidió iniciar la construcción de una instalación propia de I+D+I, capaz de realizar las pruebas de compostabilidad de los residuos pero cuya masa crítica de trabajo permitiera dimensionar y cuantificar las magnitudes del proceso a escala industrial de una forma mucho más precisa que los equipos a escala de laboratorio y piloto. Esta instalación se denominó Planta Piloto Móvil (PPM), y estaba basada en el biorreactor BIORESOR (patentado por la Universidad de Vigo) pero con las mejoras y cambios requeridos por las necesidades de la Empresa tras haber ensayado el BIORESOR en diversas pruebas con residuos concretos. Con la finalidad de colaborar en el diseño de la PPM, uno de los inventores del BIORESOR realizó una estancia de 12 meses en las oficinas centrales de Ros Roca IMA S.L., trabajando mano a mano con el equipo de I+D+I encargado de diseñar y construir esta novedosa instalación. El resultado de esta colaboración fue un equipamiento de I+D+I único en el mundo, y con el que ninguna otra empresa del sector cuenta en la actualidad: un banco de pruebas completamente equipado y que puede ser trasladado a cualquier parte del mundo con facilidad, capaz de realizar pruebas de compostabilidad de los residuos, simular las condiciones de control y funcionamiento de cualquier túnel de compostaje del mercado y surtir a los ingenieros del departamento de diseño de datos fiables para el dimensionamiento y diseño de una planta de compostaje industrial. En la figura 4 se muestra la PPM estacionada antes de comenzar su primera prueba, se pueden observar abiertas tanto la puerta de carga (superior) como la de descarga (trasera), así como la puerta de acceso a la sala de máquinas y el laboratorio integrado en la instalación.

Figura 4. Planta Piloto Móvil

Tras la construcción de la PPM, esta se convirtió en una de las herramientas más empleadas en las diferentes actividades de I+D+I desarrolladas conjuntamente por la Universidad de Vigo y Ros Roca IMA S.L., de forma que siempre ha habido personal del Equipo de Biotecnología Ambiental formado y preparado para operar y mantener esta instalación. Las pruebas preliminares son desarrolladas en los biorreactores de la Universidad de Vigo (hasta una capacidad de 1 m3), empleándose los resultados obtenidos en las mismas para diseñar una o dos pruebas finales en la PPM. La razón de esto es la mayor facilidad para el montaje de las pruebas a menor escala, que no precisan de maquinaria pesada ni del traslado de grandes tonelajes de residuos, lo que redunda en su menor coste y en la posibilidad de realizar un mayor número de pruebas. Sin embargo, para dimensionar correctamente una planta a escala industrial los datos a emplear siempre proceden de pruebas en la PPM por su mayor masa crítica, lo que los hace mucho más similares al comportamiento a escala industrial de ese mismo material.

El trabajo con equipos a escala piloto como el BIORESOR o la PPM llevó a detectar una necesidad creciente de automatizar el proceso de compostaje. Si bien ambas instalaciones estaban comandadas por PLC, los programas en ellos implementados no estaban suficientemente capacitados para reaccionar a evoluciones del proceso fuera del rango esperado (por ejemplo, a elevaciones de temperatura a velocidades muy altas, o descensos bruscos del nivel de oxígeno, etc.). Esto provocaba que el nivel de auto-

matización fuera "relativo", ya que se hacía necesaria la presencia casi constante de un técnico en compostaje que estuviera controlando la evolución del proceso y modificando los parámetros de control en función de la evolución del mismo, porque si no se corría el riesgo de que el PLC no respondiera adecuadamente a esas evoluciones y por lo tanto no fueran corregidas. Gracias a la colaboración del Departamento de Sistemas y Automática de la Universidad de Vigo se inició una nueva línea de colaboración destinada a implantar un proceso de mejora continua en el software de la PPM, siempre tendiendo hacia un control del proceso cada vez mas estricto y a la detección precoz de la aparición de posibles problemas, incrementando el nivel de respuesta del PLC de forma que se pueda adaptar a la evolución del material sin la necesidad de ser reprogramado. Estas nuevas directrices en la automatización responden, por tanto, a un conocimiento profundo del proceso biológico y de los factores que le influyen, así como a la introducción de nuevos y más complejos algoritmos de control, capaces de incluir combinaciones mas completas y acercarse a la vigilancia del proceso desde un punto de vista cada vez más global, y no tan centrado en parámetros independientes. Esta línea da la oportunidad a alumnos de último curso de la Escuela Superior de Ingenieros Industriales de realizar su proyecto fin de carrera en la PPM, dirigidos tanto por un profesor del departamento de Automática como por un profesor del Equipo de Biotecnología Ambiental. Esto favorece la transmisión de conocimiento entre ambas disciplinas, lográndose unos equipos de trabajo completamente horizontales donde el aprendizaje "unos de otros" es continuo.

Con la finalidad de dotar a la relación Universidad – Empresa de una mayor agilidad, se firma en el año 2002 el primero de los convenios plurianuales entre Ros Roca IMA S.L. y la Universidad de Vigo. Tras la intensa colaboración de los años anteriores, ya se habían detectado cuales eran las líneas principales de colaboración Universidad - empresa a desarrollar entre Ros Roca IMA S.L. y el Equipo de Biotecnología Ambiental. Es por ello que para evitar los innumerables trámites burocráticos que implicaba la firma de un convenio por cada acción individual se opta por la firma de un único convenio de colaboración, con una vigencia de tres años, que cubra en un único documento todas las líneas de colaboración a desarrollar.

El formato totalmente novedoso de este documento promueve una mayor agilidad en la respuesta por parte de la Universidad a las necesidades de la empresa, obteniendo esta como contrapartida un apoyo continuado que le permite consolidar una base de trabajo estable. El objetivo de esto es lograr una integración cada vez mayor de ambos equipos de I+D+I (el de la Universidad y el de la Empresa), favoreciendo el intercambio de conocimiento y la actividad de equipos multidisciplinares trabajando de un modo muy estrecho.

La ampliación de la innovación a la investigación y el desarrollo

A partir del año 2000 se da un cambio en la filosofia de la relación, si bien hasta el momento los trabajos realizados hasta el momento se habían centrado en la innovación, a partir de este momento se abre una nueva vía basada en la colaboración en proyectos financiados en convocatorias públicas. Si hasta ese momento todo el trabajo desarrollado había estado centrado en la aplicación práctica a corto plazo (innovación), en las líneas financiadas con fondos nacionales y de la Xunta de Galicia se primó la I+D. Los proyectos presentados, si bien con un enfoque práctico y de utilidad para la empresa, también incidían en el desarrollo de conocimiento base del proceso de compostaje, realizándose un gran número de experimentos científicos destinados a generar conocimiento.

Entre los años 2000 a 2004 se llevó a término el proyecto "Optimización del proceso de compostaje de residuos orgánicos utilizando una Planta Piloto Móvil", financiado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología. En él participaron la Universidad de Lleida (UdL), quien coordinó el proyecto, la Universidad de Vigo (UdV), la Escuela de Agricultura de Barcelona (ESAB) (Universidad Politécnica de Catalunya) y la empresa Ros Roca IMA, SL. El proyecto permitió un conocimiento en profundidad del proceso de compostaje mediante la modelización matemática siguiendo dos enfoques distintos, mediante métodos discretos, trabajos liderados por la ESAB, y métodos contínuos (UdL). Dichos resultados fueron comprobados con experiencias a escala laboratorio, en trabajos coordinados por la UdV, y a escala piloto semiindustrial, con la PPM, en trabajos coordinados por la UdV y Ros Roca IMA. El proyecto unió la investigación básica desarrollada en el campo de la modelización del proceso, con la innovación en la aplicación de los resultados obtenidos para la operación y optimización de plantas industriales.

En el año 2003 la empresa lideró la solicitud al plan de I+D+I de la Xunta de Galicia del proyecto "Investigación a escala industrial para el reciclaje y valorización de los residuos orgánicos de la industria conservera", presentado en colaboración con el Equipo de Biotecnología Ambiental de la Universidad de Vigo, el Centro Tecnológico del Mar y la empresa Agroamb (dedicada a la aplicación del compost obtenido). Los resultados obtenidos en este proyecto mostraron la gran aptitud para el tratamiento mediante técnicas biológicas (tanto compostaje como metanización) de los lodos producidos por las industrias dedicadas a la transformación del pescado (tanto las conserveras como las de precocinados). Las

últimas pruebas del proyecto, desarrolladas íntegramente en la PPM, sirvieron además para el dimensionamiento de una planta industrial capaz de tratar mediante compostaje todos los lodos producidos por las empresas de este sector situadas en la península del Barbanza.

Conclusiones

La relación continuada entre la Universidad de Vigo y la empresa Ros Roca IMA S.L. en materia de I+D+I ha aportado ventajas importantes a ambos. Por una parte, el personal formado en la Universidad ha tenido acceso al mundo y la forma de trabajo de una gran empresa, pudiendo trascender los meros trabajos científicos y poner en práctica los conocimientos adquiridos, comprobando la diferente problemática de la I+D+I realizada a escala piloto y escala industrial, y conociendo de primera mano las necesidades actuales del sector. Esto permite una formación más integral y completa del personal colaborador en los proyectos, convirtiéndose en activos humanos de interés y facilitando su integración en el mercado laboral. Además, los nuevos retos planteados continuamente por un sector empresarial en constante evolución animan e impulsan un proceso de mejora y aprendizaje continuo, donde se hace necesario disponer de conocimientos transversales y multidisciplinares, lo que redunda en una oferta cada vez más completa y una mejor formación de todo el personal implicado.

Por otra parte, la empresa se beneficia de un laboratorio completamente equipado, tanto en técnicas analíticas como en equipos experimentales a escala piloto y de laboratorio, además de la participación de científicos y técnicos con gran conocimiento del proceso y las técnicas.

Referencias

Plana, R.; Aguilera, F.; Pérez, C.; Domínguez, J. & Mato, S. 2001. *Development of a semi-industrial scale experimental organic wastes biodegradation reactor*. Recycling and Reuse of Sewage Sludge 272-284.

Plana, R.; Mato, S.; Aguilera, F.; Artolá, A.; Pérez, C. & Sánchez, A. 2001. *Comparison between in-vessel and turned pile composting systems*. BioCycle 42, 63-66.

Plana, R. & Pérez, C. 2003. *Composting to solve problems with treatment of crop wastes from greenhouses in southern Spain*. Reciclyng and Reuse of Waste Materials 231-242.

Plana, R.; García, V.; Ferro, J.; Barrena, R. & Pérez, C. 2006. The effect of use residual plastics like bulking material in composting (II). ORBIT Biological Waste Management – from local to global (Weimar – Germany).

Coincidencia de objetivos en proyectos de investigación sobre residuos orgánicos: utilidad de la información obtenida

Huerta, O., López, M., Martínez, F.X., Valero,J., Condes, L., Soliva, M.

Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Campus del Baix Llobregat. Avda. Canal Olímpic, 15.
08860 Castelldefels.

oscar.huerta@upc.edu 93 5521060

Resumen

La Escola Superior d'Agricultura de Barcelona (ESAB) como centro docente y de investigación necesita que parte de los conocimientos impartidos estén relacionados con la realidad de la sociedad en general y del sector agrícola en particular. Ello significa que una parte de la investigación y experimentación realizada se acerque a las necesidades reales del sector. Los resultados obtenidos deben ser divulgados adecuadamente y utilizados como elemento clave para mejorar la formación de los futuros profesionales.

Existen buenas razones económicas y ambientales para una aproximación sostenible a la gestión de los residuos orgánicos y su tratamiento, valorando el reciclaje de componentes (materia orgánica y fitonutrientes) mediante el sistema suelo-planta. El trabajo realizado en este campo a lo largo de los años en la ESAB ha sido apoyado por diferentes administraciones públicas con un interés común: la gestión de los residuos orgánicos, su compostaje y la calidad del compost.

La investigación y la experimentación no deben finalizar con la entrega de los informes justificativos y la publicación de artículos en revistas científicas y técnicas. Los nuevos conocimientos generados deben insertarse en los planes docentes. Por otra parte, debe hallarse la manera de divulgar al máximo los resultados a los agentes directamente implicados, para potenciar el contacto con el sector de los residuos y para asegurar que estudios posteriores sean fruto de una evolución y un avance conjunto con administraciones y empresas.

Palabras clave
formación, transferencia, compostaje

Abstract

The education and training given in Escola Superior d'Agricultura de Barcelona (ESAB) is related to society in general and in particular with the agricultural area. This means that the research and experimentation carried out focuses on the real needs of the sector. Results obtained must be properly spread and used as a key to improve the knowledge of future professionals. There are economic and environmental reasons that support the recycling of components of organic waste (organic matter and nutrients) through the soil-plant system. The activities undertaken at ESAB related to this have been supported by different public administrations with a common interest: organic waste management, composting and compost quality.

Research and experimentation and generated knowledge should not just end with final reports and articles in technical and scientific journals but implement academic plans. Moreover, obtained results should be communicated to involved agents in order to promote links with the waste sector and ensure that future studies will result in an evolution and common progress with public administrations and companies.

Keywords
education, transference, composting

1. Introducción

La escuela Superior de Agricultura de Barcelona (ESAB) es un centro fundamentalmente de docencia pero que para que esta esté actualizada y sea de utilidad, debe estar muy relacionada con la sociedad en general y con el mundo agrícola en particular. Significa investigar, experimentar en los ámbitos que se conocen pero también en los que corresponden a las necesidades reales del sector agrícola; acercándolos a la docencia día a día (Soliva et al, 1988), y dándolos a conocer (divulgación/extensión) al exterior (Felipó et al, 2004).

La agricultura tiene una función importante en la protección del entorno y en la producción de alimentos. Los cambios en el consumo y en los sistemas de producción le exigen productos muy diversos, económicos y de calidad, lo que dificulta el desarrollo de una agricultura respetuosa con el medio ambiente. Entre los distintos aspectos que pueden y deben tratarse en relación con el medio ambiente y la agricultura, se encuentra la gestión de los residuos orgánicos (RO). La agricultura y la ganadería generan residuos que deben autogestionar pero, además, a la agricultura se le pide que sea receptora de RO procedentes de otras actividades. Por este motivo la caracterización, tratamiento y posibilidad de utilización de

distintos tipos de RO ha sido un tema de investigación y experimentación a lo largo de los años en la ESAB (Soliva, 1998, 2006).

La manera de enfocar y tratar el tema ha ido evolucionado, según las posibilidades y sobre todo siguiendo una secuencia (figura 1). Se ha trabajado en conocer la composición y cantidad de los distintos tipos de RO (Felipó y Soliva, 1984; Saña, 1985, Saña y Soliva, 1985), en determinar los posibles tratamientos y destinos y en comprobar los efectos de su aplicación al suelo y en la protección del mismo (Felipó, 1996, Soliva y Felipó, 2003). El compostaje y el compost han sido temas prioritarios (Saña y Soliva,.1987; Saña et al, 1989).

Se ha intentado mantener unas líneas de trabajo con unos objetivos claros que han podido llevarse a cabo gracias a las instalaciones de la propia ESAB (laboratorios y campos experimentales), así como a diversos proyectos (CICYT, Ministerio de Medio Ambiente-MIMAM, Instituto Geológico y Minero de España-IGME) y convenios (administraciones, empresas). Aunque las problemáticas han ido variando con los años y, por tanto, lo han hecho las necesidades de las entidades con la que se ha colaborado, se han podido ir mejorando los conocimientos y preparación para poder coordinar esfuerzos y facilitar un trabajo más interdisciplinar. Proyectos realizados en los últimos años han permitido aprovechar las sinergias creadas entre ellos.

En todos los proyectos realizados han participado profesores, personal contratado, becarios y estudiantes en fase de realización de proyectos final de carrera (PFC). La participación de los estudiantes se ha cuidado particularmente para facilitar el contacto de la problemática real con los conocimientos impartidos durante la carrera.

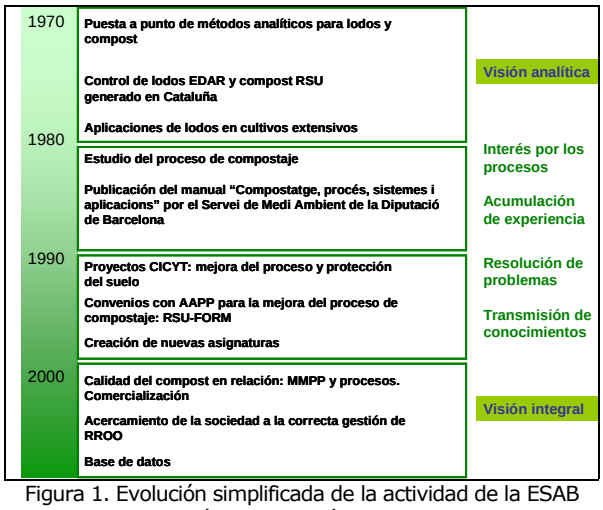


Figura 1. Evolución simplificada de la actividad de la ESAB en temática de gestión de residuos.

2. Distintas etapas en el desarrollo de las líneas de trabajo

En un inicio, la investigación efectuada estaba muy orientada al desarrollo y puesta a punto de métodos de caracterización de RO para valorar su aptitud para ser aplicados o compostados, y con el tiempo, los esfuerzos se fueron centrando en la determinación de la calidad del compost, sobretodo desde el punto de vista agronómico (Saña et al, 1989). En toda esta primera fase tuvo una participación importante el *Servei del Medi Ambient de la Diputació de Barcelona* y los trabajos realizados sobre calidad de compost se hicieron sobre el material producido en las tres plantas de compostaje de residuos municipales (RM) (Soliva et al, 1992) que existían en aquel momento en Cataluña. Se avanzó en la determinación de la calidad pero se tardó en introducirse en el estudio del proceso real con toda la problemática creada por el tratamiento de RM en masa.

El estudio y conocimiento del proceso de compostaje se inició con pruebas en la finca experimental de la ESAB (finca Torre Marimon, en Caldes de Montbui) realizando pruebas de compostaje de cantidades elevadas de mezcla de RM y lodos; continuó con trabajos realizados conjuntamente con la empresa Jarfels, que instaló una planta de compostaje en pilas para mezclas de lodos y restos vegetales (RV) (Arbiol et al, 1993; Benito, 1995). En el transcurso de los años, la empresa fue incrementando su producción e instalando los primeros túneles de compostaje, con tecnología propia, y transformándose en una nueva empresa (Metrocompost). La colaboración con ella permitió profundizar en el estudio del proceso de compostaje y la formación de numerosos futuros profesionales.

Las facilidades que nos dieron las plantas de compostaje de RM existentes en aquellos tiempos y la propia empresa Jarfels nos permitió realizar pruebas con fracción orgánica procedente de recogida selectiva para determinar las condiciones óptimas para su compostaje. (Giró et al 1994; Pérez et al, 1999).

En los años 80 se habían realizado pruebas de aplicación agrícola de lodos de depuradora a distintas dosis, pero fue posteriormente al estudio del proceso de compostaje que se realizaron pruebas de campo para establecer las diferencias de comportamiento entre distintos tipos de RO (estiércol, lodo de depuradora urbana y compost de RM) y la relación con los parámetros de caracterización (Bernat et al., 2001). En estas experiencias se introdujo también el estudio de la calidad de la producción vegetal, además de su rendimiento, aprovechando el trabajo interdisciplinario que podía realizarse en la ESAB (Soliva et al, 2004).

A pesar de las distintas líneas de trabajo, el eje central seguía siendo el compostaje y la calidad del compost gracias al trabajo continuado con el *Servei del Medi Ambient de la Diputació de Barcelona* que, hasta el año 2005[1], permitió recoger importante información sobre los cambios sufridos por el compostaje en Cataluña, desde el inicio hasta después de ser aprobada la *Llei 6/93, de Residus*. Ya en los últimos años de esta colaboración se intentó relacionar calidad del compost con el funcionamiento de las nuevas plantas de compostaje que trabajaban con FORM. A partir de 2003 se inician proyectos con el IGME (Instituto Geológico Minero), MIMAM (Ministerio de Medio Ambiente) y ARC (*Agència de Residus de Catalunya)* que aunque en cada caso tienen unos objetivos propios, permiten aprovechar la formación e información recopilada con los años para realizar un trabajo con posibilidad de ser útil en distintos ámbitos siempre que, posteriormente, se realizase una difusión adecuada y las conclusiones alcanzadas fuesen tenidas en cuenta.

3. Proyectos de investigación: coincidencia de objetivos y transferencia y utilidad de la información obtenida

Tomando como base los resultados procedentes del control continuado de los productos obtenidos en las plantas de compostaje de RM catalanas, en el año 2003 (Huerta et al.) se elaboró una base de datos (aplicación Access apoyada sobre código Visual Basic) que, además de los resultados analíticos, empezó a incluir datos referentes a aspectos técnicos y de manejo del proceso, recopilados en el momento del muestreo (figuras 2 y 3).

Disponer de esta información ayudó a interpretar los resultados de los análisis y facilitó la preparación y entrega de informes más completos a las instalaciones; en ellos se incluía pautas interpretativas de los parámetros analizados y los valores individuales comparados, anónimamente, con los del resto de instalaciones, pudiendo también añadir la evolución a lo largo de los años. Esta experiencia fue aplicada y ampliada en un proyecto realizado conjuntamente con el MIMAM y el IGME (2003-2005) para la realización del cual se visitaron 64 plantas de compostaje distribuidas por toda España (36 de RM , 13 de lodos de depuradora, 8 de estiércol, 5 de restos vegetales y 7 mixtas).

Todos los datos recopilados relativos a los procesos (tipo de instalaciones, capacidades o tecnología utilizada) (figuras 1, 2, 3 y 4) fueron de gran utilidad para interpretar y comparar los resultados analíticos pero, sobretodo, para conocer el estado del sector y cómo inciden determinados aspectos técnicos y de manejo en la calidad y rendimiento final del producto. La coincidencia de objetivos de los dos estudios favoreció la obtención de informaciones complementarias a los resultados analíticos entre las que destacaba:

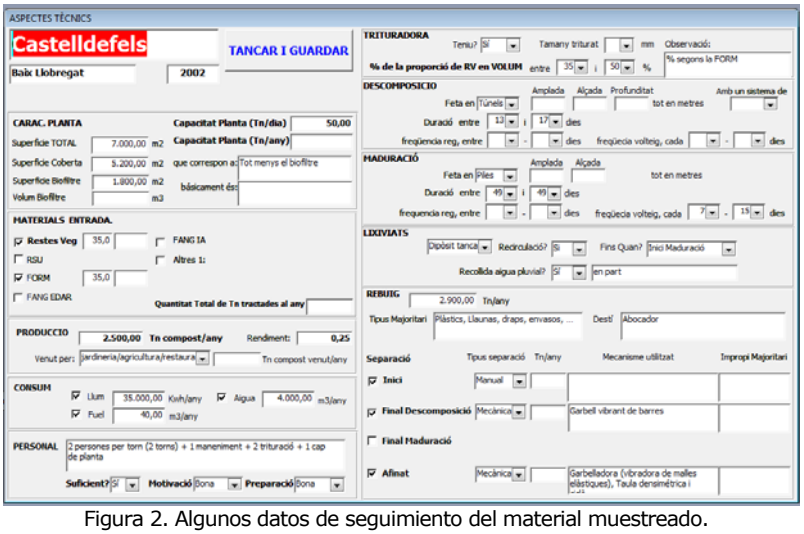


Figura 2. Algunos datos de seguimiento del material muestreado.

- saturación de muchas instalaciones, en particular de RM
- falta de mantenimiento de las condiciones mínimas para compostar en demasiadas situaciones
- indefinición de los objetivos de muchas de las instalaciones
- imposibilidad de conseguir información sobre el rendimiento de las instalaciones y coste del tratamiento
- interés por el tratamiento por parte de los operarios de algunas plantas, pero con insuficiente formación
- diferencias en el funcionamiento y en la producción de compost de calidad según se tratasen RM procedentes o no de recogida selectiva
- problemas con la comercialización del compost debido, según los casos, a falta de calidad y/o a falta de divulgación de sus características
- variabilidad en la composición de los composts, no siempre debidas a las materias primas
- variabilidad en el cumplimiento de las características exigidas por el RD824/2005
- poca aceptación social de las instalaciones

[1] Está pendiente de publicación un manual donde se recopila toda la metododologia utilizada

Empresa	Nom de planta:	Persona de cte	Tlf:	Data enquesta:
Poblacions que dóna servei:				

Capacitat real de la planta	Quantitats tractades	
Restes vegetals (RV) T/__ % IMP	RSU T/__ % IMP	FORM T/__ % IMP
FANGS EDAR T/__ Tipus	LODO IND ALIMENTARIA T/__ Tipus	altres T/__ Tipus

Barreges:

Compost produit	Compost venut	Preu	Destí
Tipus	Per Tipus	Per Tipus	Per Tipus

Utilitzeu RV ?	Trituradora	Recirculeu materials	VOL barreja RV-FO
☐Sí ☐No	☐Sí ☐No	☐Sí ☐No	
Objectiu	Mida	VOL incorporació	VOL barreja RC / RV

RV: Restes vegetals; RC: Recirculat; FO: Fracció orgànica

Etapes	☐ Recepció	☐ Descomposició			☐ Maduració			☐ Emmagatz.
Durada								
Tipus		☐IM ☐AS ☐VL ☐ES ☐CP			☐IM ☐AS ☐VL ☐ES ☐CP			
Dimensions(m)		ample	alçada	Long.	ample	alçada	Long.	
Freq. de reg Tipus aigua								
Freq. volteig								

IM: Impulsió, AS: Aspiració, VL: Volteig, ES: Estàtico i CV: canvi de posició

Aigua de procés	Lixiviats			Pluviales		
Tipus	Producció?	Sist. Recol.	Tipus Diposit	Separació?	Recol·lecció	Dipòsit
	☐Sí ☐No	☐Sí ☐No		☐Sí ☐No	☐Sí ☐No	
	Fins quan es fan servir?			Fins quan es fan servir?		

	Tipus separació	ø
☐ Inici		
☐ Final Descomp.		
☐ Final Mad.		
☐ Afinat		

Figura 3. Genérico de datos recopilados en los muestreos.

En nuestro centro en concreto, poder trabajar en proyectos subvencionados por distintas administraciones con objetivos coincidentes o complementarios, ha permitido aprovechar mejor el potencial humano y la disponibilidad de laboratorios y utillaje, así como optimizar el bagaje disponible en este ámbito. Como consecuencia, se ha enriquecido el contenido en determinadas asignaturas, se han organizado cursos de formación de técnicos conjuntamente con el Col.legi d'Enginyers Tècnics Agrícoles, y se ha participado en cursos del Institut Català de Tecnologia y, por último, ha permitido facilitar herramientas de control con objeto de mejorar los procesos y la calidad del compost.

Toda esta experiencia se intentó transmitir en los informes realizados para el MIMAM, las distintas Comunidades Autónomas y para cada instalación. Siguiendo con la participación en proyectos con las administraciones y aprovechando la experiencia adquirida y la coincidencia en el interés por clarificar y mejorar los tratamientos biológicos de los RO, se iniciaron nuevos proyectos con la *Agència de Residus de Catalunya*[2] y con el Ministerio de Medio Ambiente[3] (2005-2007) en el que se ha ha trabajado con 19 de las plantas de compostaje de FORM existentes en Cataluña para clarificar los distintos esquemas de trabajo, caracterizar las muestras de las distintas etapas del proceso (materias primas, mezclas, final descomposición, final maduración, compost y distintos tipos de rechazos) e intentar realizar balances del proceso. Han sido horas de reuniones con responsables de las plantas, de jornadas intensivas de muestreo y de trabajo de laboratorio, con el consiguiente tiempo dedicado posteriormente a la discusión de la información recogida y a los resultados (no siempre completos ni concluyentes). Está pendiente una publicación al respecto que puede tener interés por la información recopilada (Huerta et al, 2008) y por la experiencia adquirida por el equipo que ha trabajado en el proyecto, pero éste no se podrá considerar completado si la información no es transferida para la mejora de:

- la formación de técnicos,
- el diseño de instalaciones
- el funcionamiento de las mismas
- el conocimiento y uso del compost
- la gestión de residuos y la implicación de la sociedad en general en ella

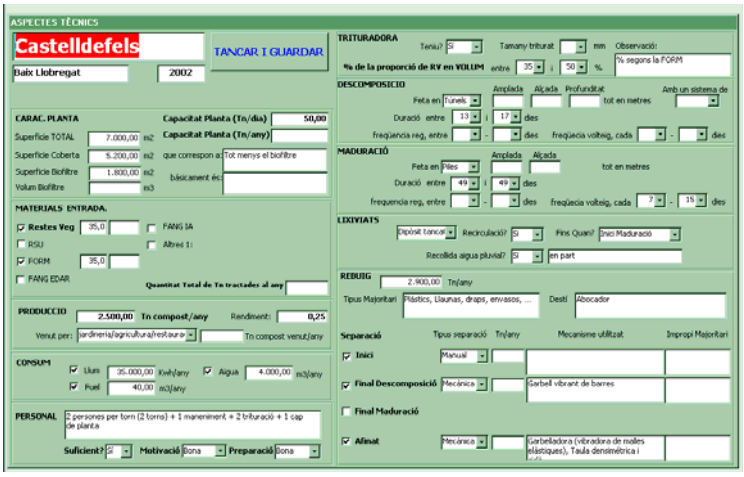


Figura 4. Vista de pantalla de datos técnicos.

[2] Ampliació de l'estudi dels tractaments biològics i la qualitat del compost en Catalunya i per a l'elaboració d'una guía de compostatge. *Proyecto con la Agència de Residus de Catalunya.*

[3] Evaluación y mejora de las tecnologías de tratamiento biológico de residuos municipales en Catalunya 5-328/2005/3-B; 300/2006/2-2.3; A291/2007/1-02.3

4. Conclusiones

- Es positivo para los equipos de investigación colaborar en proyectos que tengan objetivos con ciertas coincidencias que permitan aprovechar las sinergias.
- Es importante que exista cierta coincidencia entre las líneas de trabajo de investigación, necesidades del sector y objetivos de los proyectos para avanzar en la relación Universidad-Sociedad.
- Realizar experimentación próxima a los problemas reales del sector relacionado con la líneas de investigación, no debe considerarse como un alejamiento del modelo científico o método de trabajo.
- La divulgación de la investigación/experimentación realizada debe hacerse a distintos niveles, a pesar de las exigencias que presentan hoy día los curriculums de investigadores y docentes.
- La realización de investigación en las Universidades no debe olvidar la necesidad de hacer partícipes de la misma a los futuros titulados integrando la información obtenida en la docencia.

Referencias

Arbiol,M.; Benito, P.; Soliva, M.; Villalva, D.; Molina, N. 1993. Pruning residues and sewage sludge co-composting. Proceedings de "International Conference on Environmental Pollution". Vol. 2. pp.677-684 ISBN 0 9521673 0 1

Benito, P. 1995. Planta de compostaje de lodos de depuradora y restos de poda: utilitación del sistema de túneles. Gestión y utilización de residuos urbanos para la agricultura. Fundación La Caixa. Ed AEDOS. pp 91-96.

Bernat,C., Casado,D., Ferrando, C., Paulet, S., Pujol, M., Soliva, M. 2001. Compost, manure and sewage sludge applied to a crop rotation. En: Sangiorgi, F. (Ed). 2001. Recycling of Agricultural Municipal and Industrial residues in Agriculture. University of Milan

Felipó, M.T.; Soliva, M. 1984. Gestión y reutilización agrícola de lodos procedentes del tratamiento de aguas residuales. Depuración y reutilización de aguas residuales. Ed. Consell Interuniversitari de Catalunya y Universidad Internacional Menéndez y Pelayo, pp 313-376.

Felipó, M.T. 1996. Compost as a source of organic matter in Mediterranean soils. En M de Bartoldi et al. (Eds): The Science of Composting. Blackie Academic & Professional, Part I: 402- 412.

Felipó, M.T.; Soliva, M. 2003. Organic wastes as a resource for Mediterranean soils. In: Langenkamp, H., Marmo, M. (Eds). *Biological Treatment of Biodegradable Wastes. Technical Aspects*. Brusels

Felipó, M.T.; Huerta, O.; López, M.; Soliva, M. 2004. Research on organic wastes soil recycling and its applicability to local scenarios. International Conference on Engineering Education in Sustainability Development. EESD. Barcelona, 27 – 29 de Octubre de 2004

Giró,F.; Arbiol, M.; Benito,P.; Molina, N.; Soliva, M. 1994. Estudi de viabilitat del compostatge de residus municipals utilitzant tecnologia de túnel. Informe de treball conjunt Junta de Residus, Jarfels, S.A. i Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. 40pp.

Huerta, O.; López, M.; Soliva, M; Zaloña, M. 2008. Compostatge residus municipals: control del proces, rendiment i qualitat del producte. Informe final proyecto ESAB-Agencia de Residus de Catalunya. pp230

Llei 6/1993 de 15 juliol. Reguladora dels residus, DOGC 1776, 28 Juliol 93.

Pérez,C.; Manzano,S.; Soliva, M. 1999. Compostaje conjunto de la fracción orgánica de residuos municipales (FORM) y residuos vegetales: Influencia sobre los desprendimientos de CO2 y NH3. Residuos, 46.

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 de Farmàcia. Universitat de Barcelona

Saña, J. y M.Soliva. 1985. Necessitat d'una caracterització dels adobs orgànics. Quaderns Agraris de l'ICEA. Novembre 1985

Saña, J.; Giró, F.; Soliva, M.; Florensa, P.1989. Methodology used for evaluating the quality of compost produced in Catalonia. Libro de Actas del Simposio Internazionale 'Produzione el impiego del compost'. S. Michele, All'Adige

Saña,J., Soliva, M. 1987. El compostatge: procés, sistemes i aplicacions. Quaderns d'Ecologia Aplicada, N111. Servei del Medi Ambient de la Diputació de Barcelona.

Soliva, M., Cañameras, N., Martínez, F.X. 1988. La coordinació entre alguns ensenyaments agrícoles i el seu paper en l'agricultura catalana. Primer Congres De la Institució Catalana d'Estudis Agraris (ICEA).

Soliva, M., Giró, F., Valero, J., Cucurull, D., Lumbreras, F., Barbera, R. 1992. Siete años de estudio de la calidad del compost en Cataluña: criterios para su valoración. Libro de actas ISWA.

Soliva, M. 1998. Residus orgànics per a l'agricultura: Un tema de recerca a l'Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Arxius ESAB. Sèrie 5, nº 1.

Soliva, M. 2006. Generació i gestió de residus orgànics: paper de l'agricultura com a generadora i receptora. 1er Congrés sobre agricultura, alimentació i medi ambient 2-3 Febrer 2006 ESAB - UPC Campus de Castelldefels.

Soliva, M.; Bernat, C.; Gil, E.; Martínez, X.; Pujol, M.; Sabaté, J.; Valero, J. 2007. Organic waste management in education and research in agricultural engineering schools. International Journal of Sustainability in Higher Education,Vol. 8 No. 2, pp. 224-233

Aplicación de un reactor modular de alimentación contínua para el vermicompostaje de destríos de cultivos en invernadero

Application of a continuous feeding reactor for vermicomposting of damaged vegetables from greenhouse crops

R. Nogales[1], C. Pérez-Losada [2], D. Cereijo[3], R. Plana[3], S. Mato[3], J. Dominguez[3] y M. J. Fernández-Gómez[1]

1. Dpto Protección Ambiental. Estación Experimental del Zaidín. CSIC. c/ Profesor Albareda, 1, 18008-Granada.
2. Ros Roca S.A. Avda Cervera s/n, Aptdo 31, 25300-Tarrega, Lleida
3. Dpto Ecoloxia y Bioloxia Animal. Universida de de Vigo, 36310-Vigo

E-mail: rogelio.nogales@eez.csic.es

Resumen

El 4 de julio del 2006 fue inaugurada la Planta de tratamiento de residuos vegetales de Motril construido y optimizado por Ros Roca. Aunque inicialmente esta planta estaba diseñada para compostar residuos vegetales de invernadero (60000 Tm/año) producidos en el área de la costa de Granada, aproximadamente una cuarta parte del material orgánico que entra en la planta está constituido por destríos vegetales, especialmente de tomate. Esos destríos producen una gran cantidad de lixiviados, que entorpecen y ralentizan el adecuado desarrollo del proceso de compostaje. Con objeto de evitar este problema, la empresa Ros Roca, la Estación Experimental del Zaidín (Granada) y la Universidad de Vigo han diseñado conjuntamente una nueva línea de tratamiento que mediante el empleo de un vermirreactor horizontal de alimentación continua, permita reciclar una gran cantidad de los destríos, genere una enmienda orgánica de calidad y evite la entrada de los frutos en la línea de compostaje. Para ello en el fondo del vermirreactor se colocó una capa de residuos de hojas de calabacín, sobre la cual se colocó una capa de estiércol. En esta capa se llevo a cabo la inoculación con lombrices de la especie *Eisenia fetida*. Semanalmente, y durante un periodo de 3 meses el vermirreactor fue alimentado con destríos de tomate (200-500 kg/semana). Los resultados obtenidos dejaron patente la viabilidad de la tecnología de bajo coste desarrollada y la obtención de un material orgánico, actualmente en fase de maduración, que podría ser utilizado como un adecuado vermicompost en los cultivos de invernadero adyacentes a la planta de tratamiento de Motril.

Palabras clave

Vermirreactor, *Eisenia fetida*, destríos de tomate, optimización, análisis químicos y enzimáticos.

Abstract

On 4th July the opening of the Treatment plant for organic waste in Motril (Granada) took place, which has been built and optimized by Ros Roca. Although initially this plant was designed to composting greenhouse vegetable wastes (60000 Tm/year) produced in the area near coast of Granada, approximately a fourth part of the organic wastes received are constituted by damaged vegetables, especially damaged tomatoes. Those damaged vegetables produce a great amount of leachates, which negatively affect the adequate development of the composting process. In order to avoid this problem, Ros Roca, Experimental Station of Zaidín (Granada) and University of Vigo have designed jointly a new treatment line that by means of a continuous feeding horizontal vermireactor allows to recycle these damaged vegetables generates a quality soil-organic amendment and avoids the fruits intake in the composting line. For it, in the botton of the vermireactor a layer of wastes from baby-marrow leaves was placed, on which a manure layer was placed. In this layer, earthworms (*Eisenia fetida*) were inoculated. Weekly, and during a period of 3 months, the vermireactor was fed with demaged tomatoes (200-500 kg/week). The obtained results showed the viability of the low-cost developed technology and the production of an organic material, actually in maturation phase, which could be used as adequate vermicompost in the adjacent greenhouse crops to treatment plant of Motril.

Key words

Vermireactor, *Eisenia fetida*, damaged tomatoes, optimization, chemical and enzymatic analysis.

1. Introducción

Actualmente existen más de 44000 hectáreas dedicadas a los cultivos hortícolas bajo cubierta o de invernadero en la Comunidad Autónoma Andaluza. De ellos, el 9% se encuentran localizados en el Sur de la provincia de Granada, fundamentalmente en el municipio de Motril. Esos cultivos generan una gran cantidad de residuos orgánicos (entre 29 y 31 Tm/ha), lo cual exige su adecuada gestión.

El 4 de Julio de 2006 fue oficialmente inaugurada en Motril una planta de Tratamiento mediante Compostaje de Residuos Vegetales de invernadero, construida por la Empresa Ros Roca y financiada por la Diputación Provincial de Granada. La planta consta de 16 túneles cerrados donde se lleva a cabo el proceso de compostaje. Posteriormente, los residuos semicompostados pasan una por una criba equipada con una malla elástica que separa el material semicompostado de las rafias de plástico, siendo posteriormente depositado el material orgánico en una era de maduración. Tras un periodo adecuado, el material madurado es afinado (malla de 10 mm.) y dispuesto para su uso comercial como compost. Durante el año 2007, como año de puesta a punto de la planta, se han tratado 18.200 Tm. de residuos orgánicos, aunque está diseñada para un total de 60.000Tm/año y su capacidad real (tras las pruebas) alcanzaría las 72.000 Tm/año. La mayor parte de estos residuos fueron generados por el cultivo de tomate (80%), seguido por el calabacín (11%), pepino (5.8%) y en menor cantidad por los de sandia, aguacate, chirimoyo y pimiento. Junto a estos residuos entran una gran cantidad de destríos que han alcanzado un 23,2% del total del material recibido. Los destríos están constituidos por los frutos de los cultivos no aptos para su comercialización por efecto de magulladuras, tamaño inadecuado, podredumbre, rajado, ataque de insectos o bien por frutos comercializables que son desechados por cuestiones diversas de mercado. Estos destríos constituyen un problema adicional, ya que su elevado contenido hídrico provoca, por una parte, una ralentización del proceso de compostaje de los residuos vegetales en los túneles de fermentación y por otra, la generación de grandes cantidades de líquidos, con el consiguiente riesgo de colmatación de las balsas de recepción de lixiviados.

Con objeto de evitar este problema, se ha diseñado y ensayado conjuntamente entre la Estación Experimental del Zaidín, la Empresa Ros Roca S.A. y la Universidad de Vigo, una nueva línea de procesamiento que permita la biotransformación separada de los destrizo de vegetales mediante el desarrollo de procesos de vermicompostaje, los cuales ya han sido utilizados exitosamente en el tratamiento de otros residuos orgánicos (Benítez et al., 2005; Elvira et al., 1997; Romero et al., 2007). Para ello se han utilizado dos vermirreactores horizontales de alimentación continua que permiten reciclar una gran cantidad de los destrizo, evitan su entrada en la línea de compostaje y pueden producir una enmienda orgánica de calidad. La puesta a punto de esta línea de tratamiento de destríos a escala semiindustrial y los resultados preliminares obtenidos en el producto final constituye los objetivos de esta comunicación.

2. Material y métodos

2.1. Vermirreactor horizontal modular de alimentación continúa

Para el estudio con detalle del tratamiento de los destríos se destinó uno de los vermirreactores, con alimentación semicontinua y descarga vertical (Figura 1), diseñado y fabricado por el Departamento de Ecoloxia y Bioloxia Animal de la Universidad de Vigo (Proyecto PGIDIT03TAM30101PR, Xunta de Galicia), con unas dimensiones de 4 m x 1,5 m x 0,55 m. El sistema de descarga del material vermicompostado consiste en un entramado multibarra que se desliza, gracias a un sistema hidráulico, sobre una malla metálica de acero INOX perforada. Su funcionamiento se basa en la aplicación periódica de finas capas de un residuo orgánico semisólido a la parte superior del vermirreactor previamente inoculado con lombrices que, manteniendo una máxima actividad en las capas más superficiales favorecen su biodegradación microbiana. De este modo, si se añaden periódicamente nuevas capas de residuo en la parte superior, al tiempo que se descarga el vermicompost ya procesado en la parte inferior del reactor, es posible crear un sistema de vermicompostaje continuo.

2.2. Diseño y desarrollo experimental

El vermirreactor, colocado sobre film plástico para recoger los posibles lixiviados, fue inicialmente dividido en tres secciones separadas por tablones de madera para impedir el movimiento de las lombrices (Figura 2). En cada una de las secciones se colocó una capa de residuo vegetal seco de calabacín, con objeto de evitar que el material colocado sobre ellas atravesase la luz de malla. En la zona central (Sección 2) y en una de las secciones adyacentes (Sección 1) se colocó sobre la base de calabacín una capa de 5 cm de espesor de estiércol ovino maduro (pH: 9; COT: 138 g kg^{-1} , NKT: 9,6 g kg^{-1}; C/N: 14; densidad: 0,55 g cm^3).

Posteriormente en ambas secciones se llevó a cabo la inoculación con aproximadamente 5.000 lombrices cliteladas y no cliteladas? de la especie Eisenia fetida suministradas por la Empresa Humus Fértil, la Roda, Albacete. La sección 2 se utilizó para preensayar la alimentación mediante aporte de destríos de tomate previamente triturados, mientras que la sección 1 sirvió como reservorio de lombrices.

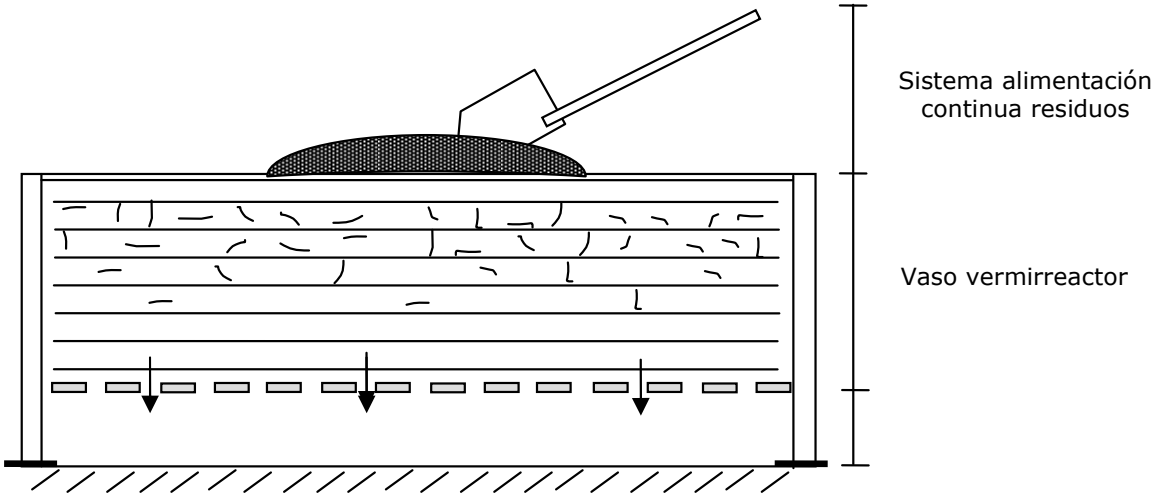


Figura 1. Esquema del vermirreactor

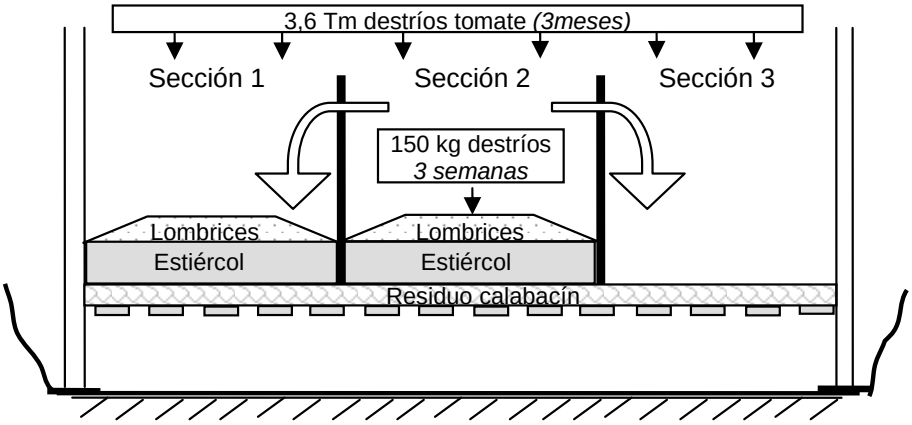


Figura 2. Desarrollo experimental del proceso de vermicompostaje

El preensayo en la sección 2 se realizó aplicando 50 kg. de destríos de tomate (densidad: 0,80 g cm3) por semana y determinado periódicamente, mediante toma de muestras con cilindros, la evolución del peso y número de lombrices inoculadas. Una vez comprobado que las lombrices inoculadas habían aumentado de peso y numero (3 semanas) se procedió a la retirada de los tablones y a la extensión del material y lombrices desde la sección 2 a las secciones 1 y 3. Una vez homogeneizado el material orgánico conteniendo las lombrices que alcanzó un espesor de 10 cm, se procedió a la alimentación semanal con destríos de tomate triturados, en cantidades crecientes desde 200 a 500 kg. La aplicación de los destríos se realizó durante un periodo de 3 meses, lo cual ha supuesto una aplicación aproximada de 3,6 Tm.

Una vez transcurrida una semana desde la última aplicación de destríos de tomate, se tomaron muestras, por triplicado y con cilindros, del material contenido en cada una de las secciones en que inicialmente fue dividido el vermirreactor. Además se tomaron tres muestras compuestas de 18 muestras aleatorias de todo el vermirreactor.

En las muestras de cada sección se determinó del número, desarrollo sexual y peso de lombrices, realizando posteriormente el análisis químico y enzimático del material orgánico. En las muestras compuestas se realizó el análisis químico y enzimático del producto orgánico contenido en ellas.

2.3. Análisis efectuados

El carbono orgánico total, nitrógeno total, pH y conductividad se determinaron según MAPA (1986). Las actividades deshidrogenasa, ß-glucosidasa, fosfatasa y ureasa se determinaron según metodologías descritas, respectivamente, por García et al., (1997),

Nannipieri et al., (1982) y García et al. (1993). El carbono hidrosoluble y la fototoxicidad (índice de germinación de semillas de *Lepidium sativum*, L) de los materiales orgánicos fueron analizados según métodos de Sims y Haby (1971) y Zucconi et al. (1981) modificados.

3. Resultados y Discusión

Al final del periodo de aplicación de destríos de tomate, el número y la biomasa total de lombrices, que se encontraron cerca de la superficie de la masa orgánica, fue relativamente bajo (Tabla 1), y apreciablemente menor que el observado en otros procesos de vermicompostaje (Benítez et al., 2002; Nogales et al., 2005). Ese número y biomasa fue inferior en la sección 2, lugar donde se inició la aplicación de destríos de tomate. El análisis químico de los productos orgánicos en las diferentes secciones dejó patente diferencias entre ellos, observándose mayores niveles de carbono orgánico y nitrógeno en la sección 3. Sin embargo, la relación C/N fue similar, con valores que implicaría un grado de estabilización de la materia orgánica adecuado (Senesi, 1989). Los valores de carbono hidrosoluble y de las diferentes actividades enzimáticas en los productos orgánicos, que no fueron constantes entre las diferentes secciones, fueron similares, e incluso inferiores, a los registrados en otros estudios de vermicompostaje a escala laboratorio y piloto (Benítez et al., 2002; Nogales et al., 2005). En todo caso, al final de la aplicación de destríos de tomate los valores registrados de deshidrogenasa, ß-glucosidasa, ureasa y fosfatasa implicarían que aun quedarían compuestos orgánicos metabolizables, como glucósidos, nitrogenados asimilables y fosforados orgánicos susceptibles de ser biodegradados por la actividad combinada de las lombrices y microorganismos (Nogales et al., 2005). Esa parcial degradación obtenida, se confirmó con los valores del índice de germinación que en ningún caso alcanzaron un valor superior al 60%, por lo que, y de acuerdo a Riffaldi et al., (1986) y Zucconi et al., (1981), los productos orgánicos no se encontrarían completamente maduros.

Tabla 1. Lombrices y análisis químico y enzimático de los productos orgánicos al final del periodo de aplicación de destríos

	Sección 1	Sección 2	Sección 3
Número lombrices	9	3	8
Biomasa total lombrices g kg^{-1}	0,68	0,26	0,55
Presencia de cápsulas	XXX	X	XX
pH	9,93 ± 0,01	10,07 ± 0,03	9,52 ± 0,02
CE ds m^{-1}	2,65 ± 0,03	3,39 ± 0,01	3,24 ± 0,06
COT g kg^{-1}	139 ± 0,5	171 ± 2,9	191± 1,3
NKT g kg^{-1}	16,6 ± 0,4	20,5 ± 0,9	23,0 ± 0,9
CH g kg^{-1}	13,3 ± 1,5	15,7 ± 0,9	13,4 ± 0,2
Deshidrogenasa µgINTF $g^{-1}h^{-1}$	112 ± 11	147 ± 21	206 ± 35
ß-Glucosidasa µgPNP $g^{-1}h^{-1}$	1290 ± 38	836 ± 4	1219 ± 27
Ureasa µg NH_4 $g^{-1}h^{-1}$	168 ± 46	216 ± 7	79 ± 13
Fosfatasa µgPNP $g^{-1}h^{-1}$	6166 ± 350	4306 ± 149	4996 ± 400
C/N	8,4	8,4	8,3
IG %	52	49	35

Los resultados analíticos obtenidos en las muestras orgánicas de cada una de las secciones fueron similares a los de las muestras aleatorias del vermirreactor. En este caso los valores medios fueron los siguientes: pH: 10; conductividad: 2,85; carbono orgánico: 146 g kg^{-1}; nitrógeno: 18,2 g kg^{-1}; carbono hidrosoluble: 15,1 g kg^{-1}; deshidrogenasa: 148 µgINTF g^{-1} h^{-1}; ß-glucosidasa: 1098 µgPNP g^{-1} h^{-1}; ureasa: 114 µg NH_4 g^{-1} h^{-1}; fosfatasa: 5213 µgPNP g^{-1} h^{-1}; C/N: 8,1 e índice de germinación: 49. Esos resultados confirmaría la madurez y parcial biodegradación del material orgánico contenido en el vermirreactor aunque su relación C/N fuese adecuada y, a priori, pudiese ser considerado como vermicompost según la legislación actual (BOE, 2005). Por tal motivo, el material orgánico contenido en el vermirreac-

tor, que alcanzó un espesor de 15 cm, se mantendrá, entre 1-2 meses, en reposo y sin aplicación de mas destríos, para favorecer su completa biodegradación e incrementar su madurez, antes de proceder, previa separación de las lombrices, a su descarga.

4. Conclusiones

El empleo de un vermirreactor de alimentación continua puede ser una tecnología de bajo coste que permitiría reciclar parte de los destríos que entran en la planta de tratamiento de residuos vegetales de Motril, evitar su entrada en la línea de compostaje y producir un vermicompost, que pueda ser utilizado con fines agrícolas. Sin embargo aun quedan cuestiones técnicas y científicas a dilucidar para aumentar la efectividad del sistema propuesto, reciclar mayor cantidad de destríos y posibilitar su posible transferencia a una escala industrial.

Agradecimientos

El presente estudio ha sido financiado por la Empresa Ros Roca y por los proyectos P05-AGR-00408 de la Junta de Andalucía y PGIDIT06TAM31001PR de la Xunta de Galicia. Los autores agradecen a C. Cifuentes su ayuda en la realización de los análisis y a los operarios de la Planta de tratamiento de residuos vegetales de Motril por su cooperación durante la realización del experimento. M.J. Fernández-Gómez agradece al MEC la beca FPU concedida.

Referencias

Benítez, E., Saínz, H., Melgar R. y Nogales, R. 2002. Vermicomposting of a lignocellulosic waste from olive oil industry: a pilot scale study. Waste Manag. Res. 20, 134-142.

Benítez, E., Sainz, H. y Nogales, R. 2005. Hydrolytic enzyme activities of extracted humic substances during the vermicomposting of a lignocellulosic olive waste. Biores.Technol. 96, 785–790.

BOE. 2005. Real Decreto 824/2005 sobre productos fertilizantes. BOE núm. 171 del 19 de julio de 2005.

Elvira, C., Sanpedro, L., Domíguez, J. y Mato S. 1997. Vermicomposting of wastewater sludge from paper-pulp industry with nitrogen rich materials. Soil Biol. Biochem. 29, 759-762.

García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., Ganni, A. 1993. Hydrolases in the organic matter fractions of sewage sludge: changes with composting. Biores. Technol., 45, 47-52.

García, C., Hernández, M.T. y Costa, F. 1997. Potencial use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 28, 123-134.

MAPA. 1986. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Plantas, productos organicos, fertilizantes, suelos, agua, productos fitosanitarios y fertilizantes organicos. Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion, Madrid.

Nannipieri, P., Ceccanti, B., Conti, C. y Bianchi, D. 1982. Hydrolases extracted from soil: their properties and activities. Soil Biol. Biochem., 14, 257-263.

Nogales, R., Cifuentes, C. y Benítez, E. 2005. Vermicomposting of winery wastes: A laboratory study. J. Envion. Sci. & Health, Part B, 49, 659-673.

Riffaldi, R., Levi-Minzi, R., Pera, A. y de Bertoldi M. 1986. Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analysis. Waste Manag. Res., 4, 387-396.

Romero, E., Plaza, C., Senesi, N., Nogales, R., Polo, A. 2007. Humic acid-like fractions in raw and vermicomposted winery and distillery wastes. Geoderma 139, 397–406

Senesi, N. 1989. Composted materials as organic fertilizers. Sci. Total Environ. 81/82, 521–524.

Sims, J.R. y Haby, V.A. 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. Soil Sci. 112:137-141.

Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A. y de Bertoldi M. (1981). Biological evaluation of compost maturity. BioCycle 22, 27-29.

Automatización de túneles de compostaje y modelización del proceso

Composting tunnel automation and process modelling

L. Fernández[1], F. Vázquez[1], M. Á. Arcos[2] y A. F. Chica[2]

Universidad de Córdoba. (1) Área de Ingeniería de Sistemas y Automática
(2) Área de Ingeniería Química. Campus Universitario de Rabanales
Ctra. N-IV, Km. 396. 14071 Córdoba

E-mail: lmfernandez@uco.es

Resumen

Este trabajo surge tras la firma de un acuerdo de Colaboración con la Planta de Recuperación y Compostaje de Residuos Comarcales del Consorcio Medioambiental Estepa-Sierra Sur-El Peñón (Sevilla), que usa un sistema de compostaje en túneles de oxidación controlada (temperatura, aireación y humedad) seguido de un período de maduración en pilas volteadas. Los objetivos de este trabajo se estructuran en dos fases: la automatización de la planta y, una vez conseguida ésta, la modelización del proceso. Cada fase acarrea a su vez una serie de objetivos parciales. En la primera fase se busca la automatización de la planta y puesta a punto del programa de la instalación existente y la dotación a la planta de un sistema de adquisición y monitorización de datos (SCADA). Se dispone así de un banco de experimentación para estrategias de control in situ, que ha permitido una implementación práctica de algoritmos de control teóricos. Una segunda fase del trabajo ha sido la modelización del proceso (basada en cinética de degradación, temperatura del aire de entrada y de salida y fenómenos de transferencia de calor). Para ello se han planteado diversas ecuaciones teóricas, simuladas con el programa EcosimPro. Se ha implementado un modelo aplicable a otros sistemas de compostaje con pequeñas adaptaciones. El modelo reproduce perfiles de temperatura frente al tiempo con los que se estudian diferentes modos de operación.

Palabras clave
Control, SCADA, simulación, perfil temperatura, optimización

Abstract

This work comes from the signing of a Collaboration Agreement with the Environmental Consortium Estepa-Sierra Sur-El Peñón, which is in charge of a Urban Wastes Treatment Plant (in Sevilla) whose technology is based on controlled oxydation tunnels (temperature, aireation and humidity) for the first process stage, followed by a maduration period by windrows. The objectives are divided in two phases: plant automation and process modelling. Each phase has particular objectives. In the first phase, the plant automation and the control program tunning are pursued; apart from the task of providing the plant with a SCADA (Supervisory Control And Data Adquisition). Once done, a experimental bench is ready to prove control strategies in situ. This has allowed the practical implementation of theoretical control algorithms. The second phase aim is process modelling (based on kinetic degradation, input and output air temperature and heat transfer). Theoretical equations are simulated with the software Ecosimpro. A model that can be applied to other composting tunnels with little changes is ready to be implemented. Model reproduces temperature profiles versus time which enables to study different operating modes.

Keywords
Control, SCADA, simulation, temperature profile, optimization

1. Introducción

El tratamiento de residuos sólidos urbanos en una planta de compostaje es un proceso complejo que implica la integración de multitud de variables, parámetros y tecnologías. Dicha complejidad justifica la automatización y monitorización del sistema al que nos enfrentamos. Mediante un proceso controlado se puede conseguir minimizar el tiempo de tratamiento de los residuos cuya producción es muy elevada, disminuyendo, en consecuencia las necesidades de espacio. Encontrar un modelo matemático, simulable, que una vez esté validado, sirva de herramienta para alcanzar una mejora del proceso, es un paso básico en una estrategia de optimización global. Disponer de un proceso modelado, con un sistema de control robusto, permite operar en condiciones reproducibles y obtener productos finales análogos (para una materia prima similar).

Con las premisas citadas, en este trabajo se persiguen los siguientes objetivos:

- Automatización de la planta completa, integrando elementos típicos en la industria de control como PLCs, buses de campo…
- Monitorización de la instalación, usando para ello herramientas tipo SCADA.
- Estudio del sistema de control a emplear.
- Modelado de las ecuaciones que siguen algunos de los factores que rigen el proceso de compostaje.
- Simulación mediante software de las ecuaciones obtenidas.

2. Materiales y métodos

La instalación está controlada por un autómata programable (SIEMENS S7-400) que hace de maestro y cuatro ET-200 esclavos, situados respectivamente en cada uno de los cinco cuadros existentes. La comunicación existente entre los distintos módulos (el maestro y los esclavos) se realiza a través de un bus de campo (red PROFIBUS). Existe una segunda red PROFIBUS en la que se encuentra instalado el PC de supervisión, con el sistema SCADA (WinCC). Además incluye una tercera red, denominada MPI (multipunto) que puede utilizarse para configurar y programar a la estación S7-400. La programación de dicho autómata se ha realizado con la herramienta Simatic de SIEMENS.

Para la simulación del proceso se utiliza Ecosimpro que es una herramienta matemática de modelado y simulación de sistemas dinámicos. Éstos han de ser representables por ecuaciones algebraicas diferenciales y eventos discretos. Utiliza un lenguaje (EL) mediante el cual, el modelador puede crear y reutilizar librerías de componentes (objetos). Estos componentes pueden ser reutilizados después para crear otros componentes más complejos basados en ellos. Se seguirá el siguiente proceso: obtención de datos experimentales de la planta, simulación de las ecuaciones y estudio de los resultados.

3. Resultados y discusión

3.1 Automatización, control y monitorización

El sistema de ventilación de la planta permite circular aire con un alto porcentaje de oxígeno a través del material a compostar y recircular el gas de salida del túnel. El aumento o disminución de la cantidad de aire fresco provoca un cambio en la temperatura del material y por consiguiente del proceso.

La primera opción planteada es un control en cascada (Figura 1.a). Para controlar la temperatura de compostaje, Tc, se han utilizado dos lazos en paralelo que realizan una acción coordinada, interviniendo sobre cada una de las dos variables manipuladas del proceso en el propio túnel: la velocidad del ventilador de aireación forzada (%vel) y la apertura de la válvula de recirculación (%A).

Para realizar un control fino, se han utilizado dos esquemas en cascada. De esta forma el PID1 fija la consigna de otro lazo interior, comandado por el PID2. El PID1 se encarga de controlar la temperatura de compostaje. Tiene como salida (variable manipulada) la referencia de la temperatura de aire del PID2 que a su vez manipula la válvula. El PID4 fija la consigna del lazo comandado por el PID3. Se encarga de generar una consigna de caudal de aire, a partir de la referencia y la medida de la temperatura de compost.

El PID2 controla directamente la apertura de la válvula de recirculación (%A) tomando la medida de la temperatura del aire de entrada al túnel (T). El PID3 controla directamente la velocidad del ventilador de aireación forzada (%vel) tomando la medida del caudal de aire de entrada al túnel (F). La salida de este PID tiene limitada su acción en el nivel mínimo a un valor prefijado, lo cual se debe a que se está tratando con un proceso aerobio, en que nunca puede faltar un mínimo de O_2.

Existe, además, un lazo externo de seguridad (PID5) que vigila que el nivel de oxígeno se encuentre lo más próximo posible al valor deseado. En caso de que la concentración de O_2 disminuya, el PID5 se encarga de aumentar el límite inferior de apertura de la válvula de aire, para que entre más aire fresco. Tiene una ganancia muy pequeña y una constante integral muy alta para tenerlo casi desintonizado, y que la influencia del O_2 en la válvula no sea excesiva. Por su efecto, el PID5 hace que se inyecte aire fresco (actuación sobre la válvula) cuando el oxígeno se va agotando debido a la respiración de los microorganismos responsables del compostaje.

La segunda opción es un PID por línea (Figura 1.b). Para el control de la temperatura de compostaje, Tc, se ha colocado un solo PID que actúa directamente sobre la velocidad del ventilador de aireación forzada (%vel) tomando la medida de la propia temperatura de compostaje (Tc). Un solo PID controla directamente la apertura de la válvula de recirculación (%A) tomando la medida igualmente de la propia temperatura de compostaje (Tc).

El oxígeno tiene el mismo tratamiento que en la opción anterior. La primera opción llegó a implementarse en la propia planta, obteniendo unos resultados aceptables. Sin embargo, había dos problemas principalmente. Por un lado el desgaste al que se somete a los actuadores (ventilador), con picos de corriente en su funcionamiento que pueden llegar a hacer descender bruscamente su fiabilidad.

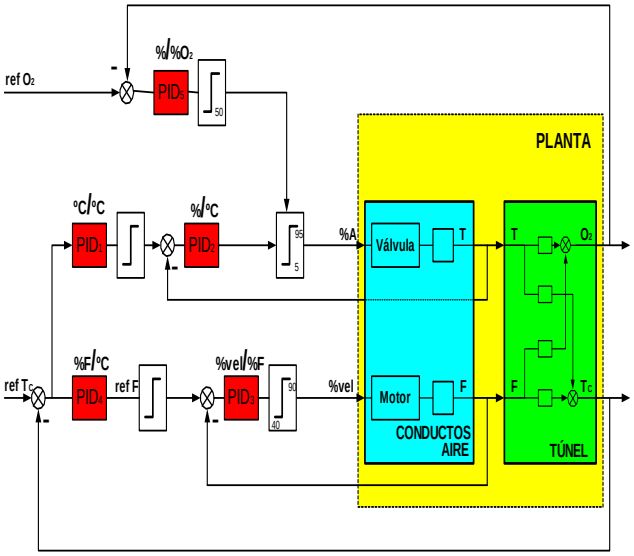


Figura 1.a. Estrategia PID cascada

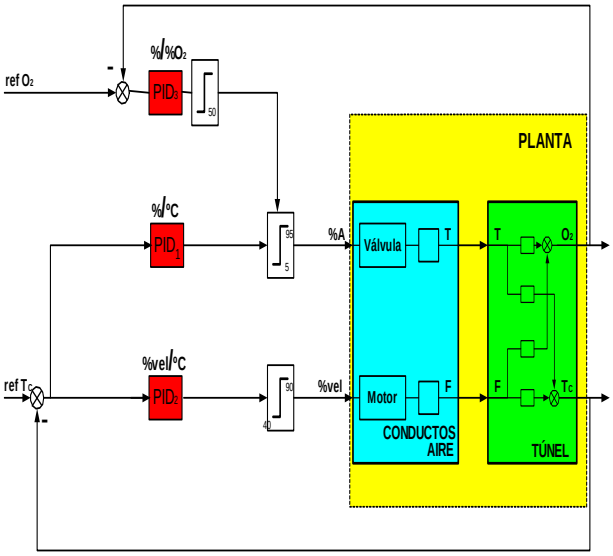


Figura 1.b. Estrategia un PID por línea

Por otro, debido a la propia estructura de los dos PIDs en cascada, al producirse un aumento en la temperatura de referencia, la actuación sobre la apertura de la compuerta de recirculación (PID más interno) no se produce a la velocidad deseada.

Finalmente se ha optado por la opción más sencilla, esto es, la de un solo PID por línea. Esta estrategia resuelve los problemas anteriormente citados de los PIDs en cascada, al aplicarse la acción de control directamente tras un cambio en la referencia de temperatura, con lo que el problema de tiempo queda solucionado. Respecto a los actuadores, éstos no se ven sometidos a cambios bruscos en sus valores con lo que se asegura un ciclo de vida más duradero

El sistema de adquisición de datos y monitorización (SCADA) ha sido realizado con la herramienta WinCC también de la marca SIEMENS. Esta herramienta se aloja en un PC que se comunica con el autómata mediante la tarjeta CP-5511. Como se ha comentado anteriormente, mediante el protocolo PROFIBUS se ha diseñado una red entre el autómata S7-400 y el PC.

3.2 Modelo

Un modelo general para el balance de energía considerando la acumulación de calor sensible en el material que se composta, como variable dependiente, es representado de la siguiente manera:

$$\frac{dmcT}{dt} = GHi - GHo - UA(T - Ta) + \frac{dSVB}{dt} * Hc$$

m: masa total inicial del material que se composta [Kg].

c: calor específico del material que se composta [KJ*KgST-1].

T: temperatura del material que se composta [ºC].

Hc: calor de combustión del material que se composta [KJ*Kg SVB-1].

SVB: sólidos volátiles biodegradables del material que se composta [Kg SVB].

G: flujo másico del aire [Kg aire húmedo * s-1].

Hi y Ho: entalpías del aire de entrada y de salida del reactor [KJ*Kg aire-1].

A: área del reactor [m2].

U: coeficiente de transferencia de calor [KWm-2ºC-1]

Ta: temperatura ambiente [ºC].

Creación del modelo en EcosimPro. Basándonos en el esquema de control de la figura 1.b hay que definir en EcosimPro los siguientes objetos:

- Tunel: Es el objeto sobre el que pivota todo el modelo. Incluye la ecuación de balance energético antes reflejada y el actuador (motor, % vel).
- PI: Es el controlador elegido.
- Referencia: Es el protocolo de operación (perfil de temperatura que se pretende seguir)

Simulación en lazo abierto. Con lazo abierto, el sistema no considera la temperatura medida del compost y se deja evolucionar de forma libre. Los resultados obtenidos (Figura 2.a) son similares a los obtenidos por otros autores (Scholwin et al., 2003; Figura 2.b). Se observa que la temperatura se estabiliza en torno a los 72 ºC. La actividad degradativa de los

microorganismos aumenta con la temperatura y con ello el calor de reacción generado, lo que incrementa la temperatura total de la masa.

Simulación en lazo cerrado. La simulación en lazo cerrado (considerando la realimentación de la temperatura del compost medida) se aproxima con gran exactitud al comportamiento fijado por el protocolo de operación de la planta. En gran parte se debe a la eficiencia del controlador, que al ser un PI simulado, puede tomar cualquier valor que se estime oportuno.

Una vez simulada la planta con dicho controlador, se puede implementar en el sistema real.

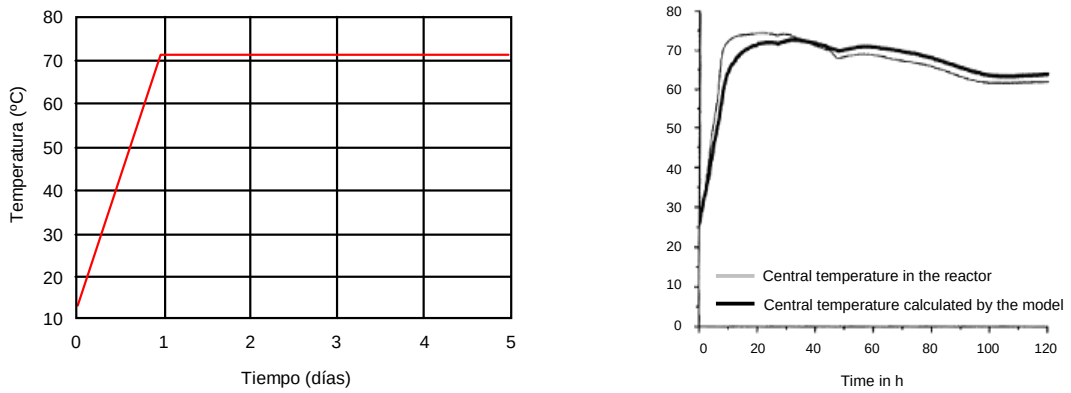


Figura 2.a. Simulación en lazo abierto del modelo (a) y simulación en lazo abierto (Scholwin et al., 2003) (b).

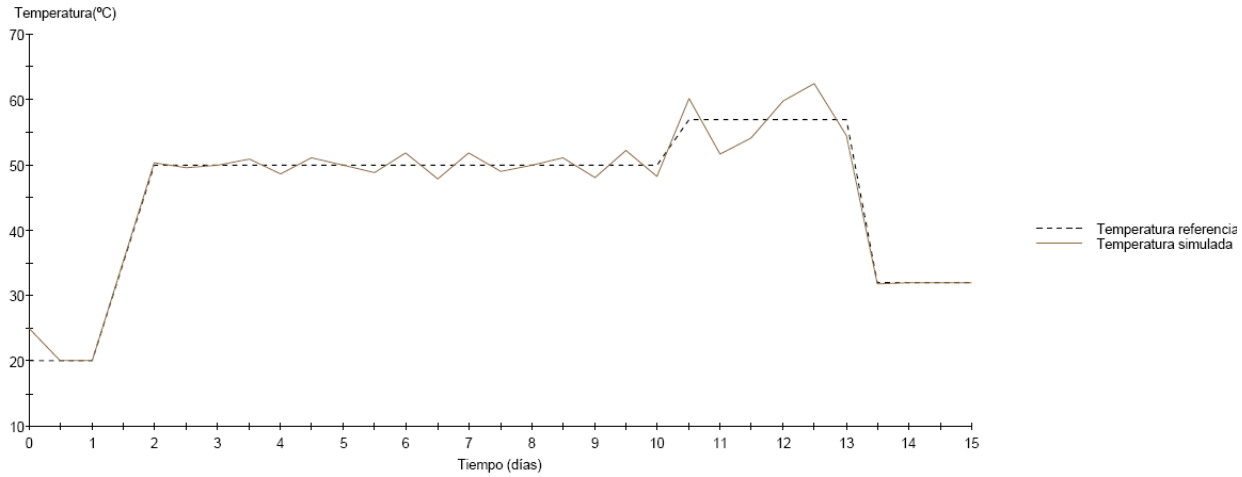


Figura 3. Simulación en lazo cerrado

4. Conclusiones

En la fase de automatización de la instalación, con la implementación práctica de algoritmos estudiados teóricamente, se ha conseguido una alta funcionalidad de las aplicaciones diseñadas, con una alta velocidad de respuesta en el sistema, sin que los actuadores se sometan a un alto desgaste. La aplicación SCADA permite la realización de un banco de pruebas de protocolos de funcionamiento, para estudiar la evolución del proceso con distintos valores de consigna para los parámetros de control.

Se ha implementado una aplicación que simula un modelo general del sistema de compostaje en un túnel con aireación controlada, que permite analizar la influencia de cada uno de los componentes del sistema sobre el proceso.

Estas herramientas software son el inicio de una investigación que persigue la optimización del proceso a escala industrial basada en la integración de un

protocolo de operación tecnológicamente viable con una mejora sustancial de la calidad del compost obtenido.

5. Agradecimientos

Se agradece a la Junta de Andalucía la financiación de la Beca Formación de Doctores (2004) y al MEC por la financiación del proyecto CTM 2005-01293.

6. Referencias

Cronjé, A.L., Turner, C., Williams, A.G., Barker, A. y Guy S. (2004). The respiration rate of composting pig manure. Compost Science and Utilization, 12-2:119-129.

Keener H.M., Ekinci K. and Michel F.C. (2005). Composting process optimization-using on/off controls. Compost Science and Utilization, 13-4:288-299.

Mason, I.G. (2006). Mathematical modelling of the composting process: A review. Waste Management, 26-1: 3-21.

Scholwin, F.y Bidlingmaier, W., 2003. Fuzzifying the composting process: a new model based control strategy as a device for achieving a high grade and consistent product quality. In: Proceedings of the Fourth International Conference of ORBIT Association on Biological Processing of Organics: Advances for a Sustainable Society, 30th April–2 May, 2003, Perth, Australia. ORBIT Association, Weimar, Germany, pp. 739–751.

Vázquez, F., Carmona, F., Fernández, L y Chica, A. 2005 Controlling Composting Tunnel. Actas del X Congreso Mediterráneo de Ingeniería Química. Barcelona (España). Noviembre 2005. p. 556

Aplicación de la tecnología de biorremediación con compostaje en suelos contaminados: experiencias a escala real

Assessment of compost-bioremediation technology for the reclamation of brownfields: field-scale experiences

A. I. Díaz[a], J. I. Gascón[b], M. G. Arce,[c] y I. Unzueta [c]

[a]GAIKER, Centro Tecnológico 48170 Zamudio, Bizkaia. e-mail: diaz@gaiker.es
[b]EKOTEK, S.L. Ribera de Axpe 11, Edif. D-1, Local 208-1, 48950 Erandio (Bizkaia)
[c]INKOA, S.L. Ribera de Axpe 11, Edif. D-1, Local 208, 48950 Erandio (Bizkaia)

Resumen

El presente trabajo describe los resultados obtenidos durante la ejecución del proyecto de demostración BIOSOIL (Programa LIFE-Medio Ambiente), en el cual se ha examinado la viabilidad técnica y económica de la tecnología de Biorremediación con Compostaje para la restauración de emplazamientos contaminados por derrames de hidrocarburos y otros compuestos orgánicos. Con la puesta a punto de esta metodología de tratamiento se pretende contribuir a la recuperación de ruinas industriales urbanas, "brownfields", cuyos suelos están contaminados debido a antiguas actividades industriales. Este proyecto de demostración se ha llevado a cabo en el País Vasco, una región de Europa tradicionalmente industrial, donde existe un importante número de ruinas industriales contaminadas en zonas urbanas. Desde el comienzo del proyecto, se han realizado importantes progresos en la identificación de ruinas industriales y en la firma de acuerdos con la administración para proceder a la gestión de los suelos contaminados que muchas de estas ruinas industriales presentan. A lo largo del proyecto se han realizado dos experiencias piloto. Los emplazamientos seleccionados fueron la ruina industrial Papelera Patricio Elorza, ubicada en el municipio de Legazpi, en Gipuzkoa y la ruina industrial de CAMPSA ubicada en Vitoria. Los resultados de descontaminación en ambos emplazamientos demuestran que la adición de compost estimula la biodegradación de los hidrocarburos y disminuye la toxicidad del suelo, sin afectar de forma significativa a la actividad microbiana.

Palabras clave
Biopilas, biorrecuperación, hidrocarburos, ruinas industriales

Abstract

A LIFE-Demonstration Project has been carried out with the main objective of evaluating the technical and economic feasibility of Compost-Bioremediation technology for the reclamation of polluted soils with different characteristics and/or different types of organic pollutants. This innovative, environmental-friendly, versatile and cost-effective technology will contribute to the redevelopment of abandoned urban land sites (brownfields), which are usually contaminated due to past industrial activities. The project has taken place in the Basque Country, a traditionally industrial region of Spain, where an important number of polluted brownfields still remain in many urban areas. Since the beginning of the project, important progress has been made concerning the identification of brownfields and the signature of administrative contracts to proceed to the management of contaminated soils from these former industrial sites. Two pilot experiences have been carried out during the project. In both experimental sites, a former paper-mill facility and a former gaswork facility, soils were contaminated with TPH due to the leakage of subterranean fuel deposits. The results show that the addition of compost enhanced the biodegradation of TPH and decreased the toxicity of the soil, without noticeably affecting the microbial communities.

Keywords
Biopiles, TPH, contaminanted soils, industrial sites

1. Introducción

La tecnología de Biorremediación con Compostaje se fundamenta en la estimulación de la actividad biodegradadora de las poblaciones microbianas presentes en un suelo contaminado mediante la adición de compost. Los microorganismos degradadores presentes en suelos altamente contaminados suelen desarrollar mecanismos reguladores genéticos que responden a la presencia o ausencia de determinados compuestos contaminantes, teniendo muchos de ellos la capacidad de utilizar los propios contaminantes como fuente de carbono. Sin embargo, los suelos contaminados suelen tener una actividad microbiana baja, básicamente debido a la falta de condiciones ambientales favorables, como la baja concentración de materia orgánica, oxígeno, nitrógeno y/o fósforo, etc. Así, la adición, durante el proceso de tratamiento on-site de los suelos contaminados, de composts

diseñados "a medida", enriquecidos en poblaciones microbianas biodegradadoras y con un alto porcentaje de materia orgánica biodegradable, provocará un aumento de la capacidad biorremediadora intrínseca de cada suelo contaminado, acelerando así el proceso de recuperación del emplazamiento.

La principal innovación del proyecto BIOSOIL consiste en la utilización de un compost específicamente diseñado "a medida" según los requerimientos de cada uno de los emplazamientos contaminados a tratar. La formulación cada compost se determinará en base a los requerimientos nutricionales y ambientales de los microorganismos degradadores presentes en cada suelo contaminado. El principal factor diferenciador en la obtención de este compost se basa en la adición, de forma controlada durante el proceso de compostaje, de porciones del propio suelo contaminado. Con esto se pretende obtener un material compostado, enriquecido en poblaciones microbianas degradadoras presentes en el suelo, las cuales sean capaces de degradar los contaminantes, una vez que el compost maduro sea añadido al suelo contaminado para ser tratado.

El principal objetivo del presente trabajo era demostrar la viabilidad técnica y económica de la tecnología de Biorremediación con Compostaje para la recuperación de suelos contaminados con hidrocarburos u otro tipo de contaminantes orgánicos, evaluando su eficacia con experiencias en campo en emplazamientos reales. Esta tecnología innovadora, respetuosa con el medio ambiente, versátil y de costes asumibles podría así contribuir al desarrollo de ruinas industriales urbanas (brownfields), cuyos suelos están normalmente contaminados debido a actividades industriales habidas en el pasado.

2. Materiales y métodos

2.1. Selección de los emplazamientos

Para la realización de las experiencias piloto se llevó a cabo una selección de posibles emplazamientos contaminados clasificados como "ruinas industriales". Los dos emplazamientos donde finalmente se llevaron a cabo las experiencias de demostración fueron:

1. La ruina industrial de la Papelera Patricio Elorza, ubicada en el municipio de Legazpi, en Gipuzkoa. La Papelera Patricio Elorza fue fundada en 1928 y estuvo en funcionamiento durante 73 años produciendo principalmente papel, cartón y fieltros de lana, hasta que en el 2001 cesó su actividad. Esta ruina industrial fue seleccionada porque presentaba una zona de contaminación con una fuerte concentración de hidrocarburos que hacía necesaria su recuperación, además de encontrarse cerca del núcleo urbano, siendo así un lugar idóneo para nuevas actividades económicas. La concentración de TPH en los suelos en este emplazamiento era de 16.300 mg/Kg.
2. Un solar situado en el municipio de Vitoria, donde antiguamente se ubicaba la empresa CAMPSA. La actividad principal había consistido en la recepción, almacenamiento y distribución de hidrocarburos durante más de 60 años. El principal foco de contaminación era un depósito enterrado de fuel, el cual fue retirado previamente a la excavación del suelo. La concentración de TPH presente en el suelo objeto de estudio era de 3.503 mg/Kg.

2.2 Elaboración del compost

Para la elaboración del compost a utilizar en la experiencia de biorremediación, se seleccionaron dos tipos de residuos orgánicos, la gallinaza y el serrín, debido a sus características adecuadas para el compostaje, a su contenido en nutrientes y su capacidad esponjante una vez compostados. Se determinó que la composición óptima del compost era una mezcla de gallinaza y serrín en proporción 1:1.

El compost ha sido mezclado con una cantidad de suelo contaminado del 20%, determinada mediante experiencias de laboratorio. De esta manera, se ha obtenido el compost enriquecido cuyo proceso de maduración ha tenido lugar en contacto con el suelo, que ha actuado como inóculo de microorganismos degradadores del propio emplazamiento.

Una vez diseñado y producido el compost enriquecido se procedió a realizar los ensayos de tratabilidad, en forma de sistemas "microcosmos" de laboratorio, los cuales determinaron que la relación óptima de mezcla suelo:compost enriquecido para la experiencia en campo era de 70:30, en el caso de Legazpia, y 75:25, en el caso de Campsa.

2.3. Diseño de las experiencias piloto

Las primeras operaciones llevadas a cabo fueron las labores de acondicionamiento, dentro de las cuales se habilitó el espacio disponible y se distribuyeron las distintas zonas de trabajo: zona de acondicionamiento del suelo excavado, zona de procesado y enriquecimiento del compost, zona de instalación de las biopilas. Los sistemas que componen el prototipo junto con la biopila son: un sistema de aireación activo con bomba de vacío y sistema de tuberías, un sistema de recuperación de lixivados y un sistema de monitorización multiparamétrico con 10 sensores cuyos valores son registrados en una base de datos y enviados de forma remota a un PC de supervisión y control.

2.4. Construcción y seguimiento de las biopilas de tratamiento

En la primera experiencia piloto (Legazpia) se instalaron dos biopilas utilizando 30t de compost enriqueci-

do y 120t de suelo contaminado, y el proceso fue monitorizado durante 6-7 meses. La segunda experiencia (Campsa) se realizó de idéntica forma, pero sólo se instaló una única biopila. Durante el desarrollo de las mismas se determinaron los parámetros físicos, químicos y microbiológicos clave para evaluar la eficacia de la tecnología:

Hidrocarburos totales C10-C40 (como aceite mineral). Se realizó mediante un procedimiento basado en el método EPA 3550, el extracto obtenido se analiza por Cromatografia de Gases con detector de ionización de llama (HRGC/FID), según metodología basada en la norma holandesa NEN 5733.

Aceites y grasas. Se han determinado mediante extracción Soxhlet según el método SM 5520/D.

Bioensayo de toxicidad por bioluminiscencia sobre la fase sólida. El test Microtox ® SPT se realizó según procedimiento operacional estándar (Azur Env. 1998b).

Contenido en humedad y materia orgánica. Se ha determinado según ISO 11465 que contempla el secado a 105 ºC y posterior gravimetría.

Contenido en carbono y nitrógeno orgánicos. El carbono orgánico total (TOC) se ha determinado según la norma UNE-EN 1317 Toc para muestras sólidas. El nitrógeno orgánico total (NTK) se ha determinado según el método Kjeldahl. SM 4500-Norg.

Microorganismos heterótrofos totales. Las muestras tomadas para la determinación de la presencia de bacterias aerobias son sembradas en placas tipo "Rodac P.C.A." e incubadas en estufa durante al menos 48 horas a 37ºC, tras lo que se procede a su recuento final.

Para el control de la evolución del proceso de biorremediación ha sido necesario monitorizar los valores de O2, CO2, temperatura y humedad en el suelo, valores que determinan si se dan las condiciones óptimas para la degradación microbiana de los contaminantes y si es preciso realizar ajustes sobre las condiciones existentes para optimizar el proceso. Esta monitorización se ha realizado mediante sensores colocados a lo largo y ancho de las biopilas y cuyas señales eran recogidas en una tarjeta analógica y se enviaban de forma remota a un PC de supervisión y control.

3. Resultados y discusión

En las Tablas 1 y 2 se muestran los resultados de la evolución del proceso de biorremediación con compostaje en ambos emplazamientos. La Tabla 3 muestra un resumen de los datos obtenidos a través de las sondas de medición incorporadas a las biopilas.

Una vez recopilados los resultados obtenidos de los análisis quincenales, se observa que se ha producido una importante reducción de aceite mineral, lo cual indica que el proceso de biorremediación ha funcionado satisfactoriamente. Además, esta reducción de aceite mineral ha conllevado una reducción importante de la toxicidad del suelo. En la segunda experiencia, el emplazamiento de Campsa, se observa que la reducción del aceite mineral y de la toxicidad se han producido de una forma mucho más rápida que en el caso de Legazpi, ya que en los dos primeros meses, ya se había reducido la concentración de aceite mineral en un 79%.

Se aprecia también en ambas experiencias de campo que la población de heterótrofos aerobios en el suelo aumenta a lo largo del proceso de biorremediación, alcanzando niveles muy elevados teniendo en cuenta el grado de contaminación del suelo. La adición del compost propicia que las poblaciones microbianas puedan mantenerse activas y provistas de nutrientes para llevar a cabo el proceso de biodegradación.

De forma general, se puede observar que los parámetros físicos medidos mediante el sistema de monitorización on-line se encuentran dentro de los rangos óptimos para el desarrollo de un proceso de biorremediación.

Tabla 1. Parámetros analizados durante el seguimiento de la experiencia en Legazpi

PARÁMETROS		FECHA DE RECOGIDA DE MUESTRA											
		16/01/06	03/02/06	20/02/06	13/03/06	03/04/06	24/05/06	15/06/06	06/07/06	04/08/06	29/08/06	29/09/06
Biopila 1	NTK (mg/kg Ps)	6405	7704	7418	8051	8679	8546	8467	8501	8610	8645	8650
	Humedad (%)	20	20,3	20,3	21,4	21,6	21,9	22,1	22,2	22,6	22,4	22,3
	Materia Orgánica (%)	25	25,2	25,3	25,4	22,8	23,2	23,1	24,0	25,1	25,0	25,1
	Aceites y Grasas (%)	4,5	4,58	4,62	4,26	4,99	5,03	5,23	5,16	5,20	5,19	5,25
	Heterótorofos totales (ufc/gPs)	5,6 E+08	2,3 E+09	4,8 E+09	6,1 E+09	8,5 E+09	3,5 E+10	4,5 E+10	6,5 E+10	7,3 E+10	7,5 E+10	8,3 E+10
	Aceite mineral (mg/kg Ps)	16350	15413	14779	14044	12816	12120	11925	10952	8752	6828	4905
	Relación C:N	19,3	18	18,7	17,5	16,4	16,2	15,9	16,4	16,9	17,1	16,9
Biopila 2	NTK (mg/kg Ps)	6335	5926	6621	6441	5983	6012	6067	6124	6140	6125	6135
	Humedad (%)	23	23,2	23,2	24,1	24,4	24,3	24,5	24,4	24,3	24,55	24,1
	Materia Orgánica (%)	22	22,7	23,2	23,2	21,9	22,5	22,2	23,0	23,3	23,4	23,7
	Aceites y Grasas (%)	4,9	4,82	4,94	4,59	5,02	4,98	5,03	4,95	5,10	5,02	5,13
	Heterótorofos totales (ufc/gPs)	9,9 E+08	2,3 E+09	4,1 E+09	7,1 E+09	8,1 E+09	9,8 E+09	4,2 E+10	5,1 E+10	6,2 E+10	7,4 E+10	8,5 E+10
	Aceite mineral (mg/kg Ps)	16860	14793	14029	13251	11724	11250	10987	10103	8103	6328	4553
	Relación C:N	20,9	21,1	18,3	16,9	15,8	16,02	16,8	17,05	16,4	17,25	17,03

Tabla 2. Parámetros analizados durante el seguimiento de la experiencia en Campsa

PARÁMETROS		FECHA DE RECOGIDA DE MUESTRA										
		15/11/06	01/12/06	15/12/06	02/01/07	16/01/07	01/02/07	15/02/07	01/03/07	15/03/07	02/04/07	16/04/07
Biopila 1	NTK (mg/kg Ps)	4294	3648	2999	2785	2510	2499	2473	2453	2401	2398	2315
	Humedad (%)	23,8	24	24,2	23,6	23,2	23,7	23,3	22,9	23,2	23,1	23
	Materia Orgánica (%)	19,1	19,8	20,1	20,7	21,2	21,3	21,5	21,4	21,6	21,7	21,6
	Aceites y Grasas (%)	1,53	1,1	0,53	0,43	0,42	0,44	0,43	0,42	0,41	0,42	0,41
	Heterótorofos totales (ufc/gPs)	3,8 E+08	3,9 E+10	3,9 E+10	4,8 E+10	5,2 E+10	5,7 E+10	6,1 E+10	7,1 E+10	7,9 E+10	8,2 E+10	8,5 E+10
	Aceite mineral (mg/kg Ps)	3503	2440	1470	1000	735	600	560	530	420	400	298
	Relación C:N	24,4	20,35	20	19,5	19,1	18,9	18,4	18,1	17,7	17,3	17,1

Tabla 3. Evolución de los parámetros físico-químicos en el emplazamiento de Campsa.

FECHA	SENSORES									
	O_2_1	O_2_2	O_2_3	CO_2_1	Hum_1	Hum_2	Temp_1	Temp_2	Temp_3	Temp_4
NOVIEMBRE	20,38	14,21	19,00	5,28	23,12	22,00	25	26,7	22,2	28,4
DICIEMBRE	21,36	15,40	20,21	4,50	23,54	23,25	33	34,2	29	32,8
ENERO	22,12	16,12	20,36	3,78	23,25	23,02	36,27	33,6	33,3	34
FEBRERO	21,98	17,23	19,98	3,35	23,15	22,92	35	32	32,5	32,2
MARZO	22,20	16,85	20,54	3,07	22,59	23,00	34	31,20	31	30
ABRIL	21,85	16,32	20,12	3,00	22,84	22,96	33,30	28,50	29	28,4
MEDIA	**21,65**	**16,02**	**20,04**	**3,83**	**23,08**	**22,86**	**32,83**	**31,03**	**29,5**	**30,97**

Se ha observado un descenso de la concentración de CO2 en función del tiempo, lo cual se interpreta como un descenso de la tasa de respiración asociada a la biodegradación de los contaminantes.

En cuanto a la toxicidad, se puede observar que existe una importante reducción de la misma en ambos casos, tal como se muestra en las gráficas siguientes:

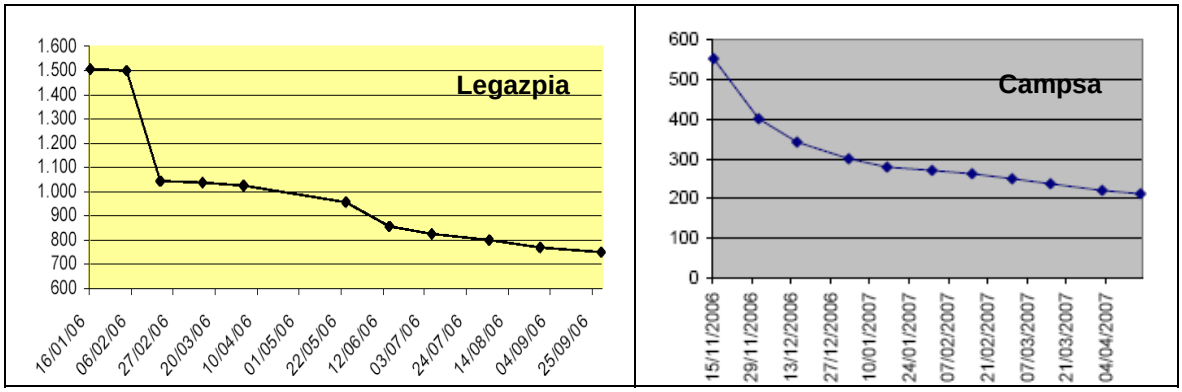


Figura 1. Evolución de la toxicidad en fase sólida en ambas experiencias.

4. Conclusiones

Se observa una importante reducción del aceite mineral en ambos emplazamientos (73 y 91%, respectivamente), lo cual indica que el proceso de biorremediación ha funcionado satisfactoriamente. Esta reducción está ligada además a una disminución importante de la toxicidad del suelo.

Se ha observado una mayor eficiencia del proceso en el caso del segundo emplazamiento, pese a que las condiciones climáticas eran más desfavorables dadas las temperaturas frías de invierno en Vitoria. No obstante, el hecho de haber contado con un pequeño invernadero y haber utilizado compost menos maduro, más fresco, ha contribuido a que el compost se termine de madurar en la propia biopila y se aproveche la gran actividad microbiana que tiene lugar en esta etapa para la degradación de los contaminantes del suelo.

Asimismo, es determinante el tipo de textura y estructura del suelo para que el proceso pueda llevarse a cabo de forma óptima. Los factores que afectan principalmente son la estratificación vertical del suelo, el contenido de materia orgánica, la aireación (porosidad), el contenido de agua, el régimen hidrológico (infiltración y capacidad de retención de agua), los tipos de minerales presentes, la temperatura, la aptitud para el laboreo, etc.

Pósteres Sesión I

Aplicación de compost de residuos de origen urbano en *topdressing* de césped en campo de golf

Topdressing of golf courses turfgrass with urban residues compost

M. Reis[1] y J. Nunes

Universidade do Algarve, Faculdade de Engenharia de Recursos Naturais, Campus de Gambelas, 8005-139, Faro, Portugal, [1]+351962654496

mreis@ualg.pt

Resumen

En la región de Algarve, al sur de Portugal, el incremento en el número campos de golf, concentra la atención de autoridades y sociedad por los posibles impactos negativos en cuanto a consumo de agua y contaminación por agroquímicos. En el Algarve hay actualmente 30 campos de golf, 7 están en construcción y están proyectados 37. La sustitución de fertilizantes químicos por compost es una alternativa interesante bajo los puntos de vista económico y ambiental, pero es una práctica muy poco divulgada. En este trabajo se compara el efecto de topdressing con compost con respecto a la aplicación de fertilizante químico, en un campo de golf de esta región. Los compost testados fueron preparados con restos de poda y lodos de depuradora (3:1 - compost A) y restos de poda y residuos sólidos urbanos (1,5:1 - compost B) y se aplicaron en las dosis de 2,5 y 5,0 kg m^{-2}. El suelo y las plantas fueron analizadas antes, durante y después del ensayo, que duró cerca de 6 meses. Al final, se avaluó también el aspecto del césped. A lo largo del ensayo no se han observado diferencias cuanto a ocurrencia de plagas y enfermedades en el césped, y tampoco en las propiedades químicas del suelo y la composición mineral de las plantas. Pero, en las parcelas con compost el césped presentaba un mejor aspecto visual, comprovado por su mejor color. Los resultados demuestran el interés de los compost como fertilizantes alternativos a los fertilizantes químicos convencionales en la fertilización de césped en campos de golf.

Palabras-clave:
Lodos de depuradora, campo de golf, residuos sólidos urbanos, restos de poda

Abstract

In the South of Portugal, in the region of Algarve, the increasing number of golf courses calls the attention of authorities and society for the possible environmental negative impacts from water consumption and pollution from fertilizers and chemical products. There are at present 30 golf courses in the Algarve, 7 are in construction and 37 in study. The substitution of chemical fertilizers by composts is a very interesting alternative from the economical and environmental points of view, but it's not yet a common practice. In this work the effect of a topdressing application of compost was compared of topdressing with application of chemical fertilizer in a golf course of the region. The tested composts were prepared with mixes of trimming wastes and sewage sludge (3:1 – compost A) and trimming wastes and municipal solid wastes when remains of pruning and solid urbane residues (1,5:1 – compost B). The mixes were composted in windrows, with a base width of 5.5 meters and height of 2.5 meters, the piles being turned every 10-15 days. During two months of composting, weekly temperature readings were recorded, after which the material were allowed to mature for at least a month until it stabilizes. Finally, they were screened through a vibrating sieve of 12 mm (compost A) and 4 mm (compost B). Composts were applied at the doses of 2,5 and 5,0 kg m^{-2}. Soil and plants (leaves) were analysed before, during and after the study, which lasted for 4 months. In the end, the aspect of the lawn was also evaluated. During the test no differences were observed regarding the occurrence of pests and diseases in the turf, in the chemical properties of the soil or even in the mineral composition of the plants. But, turf grass with compost presented a better visual look. The results show the interest of composts as sustainable alternative fertilizers of golf courses turf.

Keywords
Sewage sludge, golf course, municipal solid waste, yard prunings

1. Introducción

La fertilización es un tema muy importante en la manutención de los céspedes en campos de golf debido a la grande presión económica asociada a su uso intensivo. De otra parte hay un interés creciente en la manutención de los céspedes con técnicas de menor impacto ambiental. La posibilidad de empleo

de compost obtenidos a partir de residuos urbanos en la construcción y mantenimiento del césped puede traducirse en importantes beneficios económicos y ambientales.

En el sur de Portugal, en la región de Algarve, el incremento en el número campos de golf, concentra la atención de autoridades y sociedad por los posibles impactos negativos en cuanto a consumo de agua y contaminación por agroquímicos. En Algarve hay actualmente 30 campos de golf, están en construcción 7 y en proyecto 37 (Santos, 2007) (Figura 1).

Figura 1 Localización de campos de golf en Algarve y de lo campo Herdade dos Salgados Golf

Algarve (Figura 1) con unos 170 km de largo (este-oeste), y un área de 4995 km^2, tiene una población residente de 395.218 habitantes, que aumenta enormemente con el turismo. El número anual de dormidas llega a casi 14 millones al año. Algarve presenta un clima Mediterráneo (Koppen: Csa y Csb), con veranos calientes y casi sin lluvia. La temperatura media del mes mas caliente supera 22 ºC y la temperatura media anual está entre 17 y 25,5 ºC, excepto en la región norte, montañosa, donde, por encima de los 900 m, baja hasta 13 ºC. Ocasionalmente la temperatura puede pasar los 40 ºC. El número de horas de sol se situa entre 3000 y 3200 h año^{-1}, y un poco menos en la zona montañosa. En Febrero – Marzo pueden ocurrir heladas matinales con temperaturas hasta -6 ºC. La radiación solar llega a 165 kcal cm^{-2} de Octubre a Marzo. La precipitación aumenta de 400 mm en la costa hasta 1400 mm en la zona montañosa y la evapotranspiratión (Pennman) se situa entre 1000 y 1250 mm año^{-1} (Koop, 1989).

La sustitución de fertilizantes químicos por compost en los campos de golf puede ser una interesante alternativa por motivos económicos y ambientales pero no se utiliza en la región. El compost pude ser empleado en la instalación del césped o en su manutención. En este trabajo se comparó el efecto de la aplicación de compost con la de abono químico en topdressing en un campo de golf de la región.

2. Material y métodos

El ensayo se realizó en un fairway en la empresa Herdade dos Salgados Golf (37º05'35.34"N, 8º19'26.94"O, altitud 5 m), con césped de Cynodon dactylon (L) Pers.. Los compost fueron preparados a partir de mezclas de restos de poda y lodos de depuradora (3:1 v/v – compost A) y de restos de poda y residuos sólidos urbanos (1,5:1 v/v – compost B). El compostaje se realizo en pilas con 5,5 m de ancho y 2,5 m de alto, con volteo mecánico cada 10 - 15 días. Durante un periodo de 2 meses se midió semanalmente la temperatura, seguido de un periodo de un mes de maduración. Al final los compost se cribaron (criba vibratoria) a 12 mm (compost A) y a 4 mm (compost B).

Los compost fueron aplicados sobre el césped (topdressing) en las dosis de 2,5 y 5,0 kg m^{-2}, lo que corresponde a 2,9 y 5,7 mm del compost A (tratamiento A1 y A2) y a 4,8 y 9,7 mm del compost B (tratamientos B1 y B2). La aplicación de compost se comparó con la habitual fertilización química en este césped, de 190 kg ha^{-1} de sulfato de magnesio ($MgSO_4$ $7H_2O$, 16% MgO). Esta fertilización química es la habitual en la empresa, porque el campo es regado con aguas residuales (tratamiento terciario). Se aplicaron los compost y el abono encima del césped y luego se efectuó un riego.

El ensayo tuvo una duración 4 meses, del 12 de Marzo hasta el 15 de Julio. El suelo y las plantas (puntas de hojas) fueron analizadas antes, a la mitad y al final de aquel periodo. En los 2 últimos meses, se efectuó una evaluación semanal del aspecto del césped en cada parcela. Los análisis de suelo y plantas fueron efectuadas en el Laboratorio de la Dirección Regional de Agricultura de Algarve, en Tavira.

3. Diseño experimental

El ensayo se efectuó en bloques completos al azar, con 4 repeticiones. Cada parcela de césped estaba constituida por un cuadrado de 2 m de lado y las muestras de cada parcela se recogieron en el cuadrado central, de 1 m de lado. Las muestras analizadas, de suelo y de hojas, eran muestras compuestas a partir de la mezcla de material de cada una de las cuatro repeticiones. Los datos fueron analizados con una ANOVA, con el programa SPSS 15.0.

4. Resultados y Discusión

La granulometría de los compost se situó dentro de los límites habitualmente indicados, hasta 12 mm o más frecuentemente hasta 6 mm (WRAP, 2007; Alexander & Tyler, 1992; Landschoot, 2008).

Las cantidades de compost utilizadas, expresadas en altura (entre 2,9 y 9,6 mm), se situaron por debajo de los valores normalmente indicados, entre 6,5 mm (Landschoot, 1995)y 12 mm (Newton, 2008). Los

composts no fueron incorporados mecánicamente en el césped, tan solo por riego, por lo qual el impacto visual del compost en el césped se mantuvo algunos días (Figura 2), reduciéndose al cabo de una semana, y prácticamente desapareciendo en la dosis de 2,5 kg m^{-2}.

Para la incorporación del compost se ha utilizado solamente el riego por lo que su incorporación en el suelo tardó algunos días, lo que produjo un impacto visual muy fuerte aunque se redujo después de una semana, incluso en las dosis más altas.

Cuatro semanas después de la aplicación solo eran visibles algunas partículas de suelo sobre el césped, en particular en la dosis más elevada de compost B (Figura 3), que habrían estado mezcladas en el compost. Estas partículas eran especialmente visibles en la dosis mas elevada del compost B (Figura 3, a izquierda).

En algunas parcelas con compost A se encontraron partículas extrañas, como pequeñas piedras y vidrios, que fueron retiradas manualmente (Figura 3, a derecha). Al final de lo ensayo (4 meses), no se observaban señales de la aplicación del compost.

A lo largo del ensayo no se observaron diferencias en cuanto a ocurrencia de plagas, enfermedades en el césped, ni tampoco en las propiedades químicas del suelo o la composición mineral de las plantas.

El hecho de haber analizado una sola muestra compuesta de suelo y plantas por tratamiento, en cada uno de los tres momentos de evaluación, no permitió el análisis estadístico de la variación de estos parámetros, sin embargo, se pudo evaluar su tendencia de variación. De una forma global, no se observaron diferencias acentuadas tanto a lo largo de lo ensayo como entre los distintos tratamientos (Figura 4).

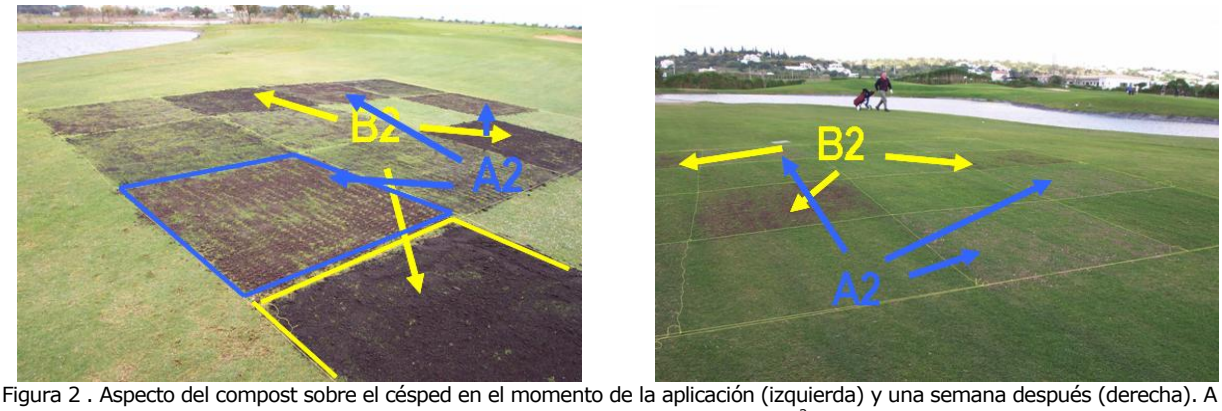


Figura 2 . Aspecto del compost sobre el césped en el momento de la aplicación (izquierda) y una semana después (derecha). A y B, tipo de compost; 2, dosis de 5 kg m^{-2}.

Figura 3 . Partículas se suelo sobre el cesped con compost B (izquierda) y pequenas piedras y vidrios con compost A (derecha).

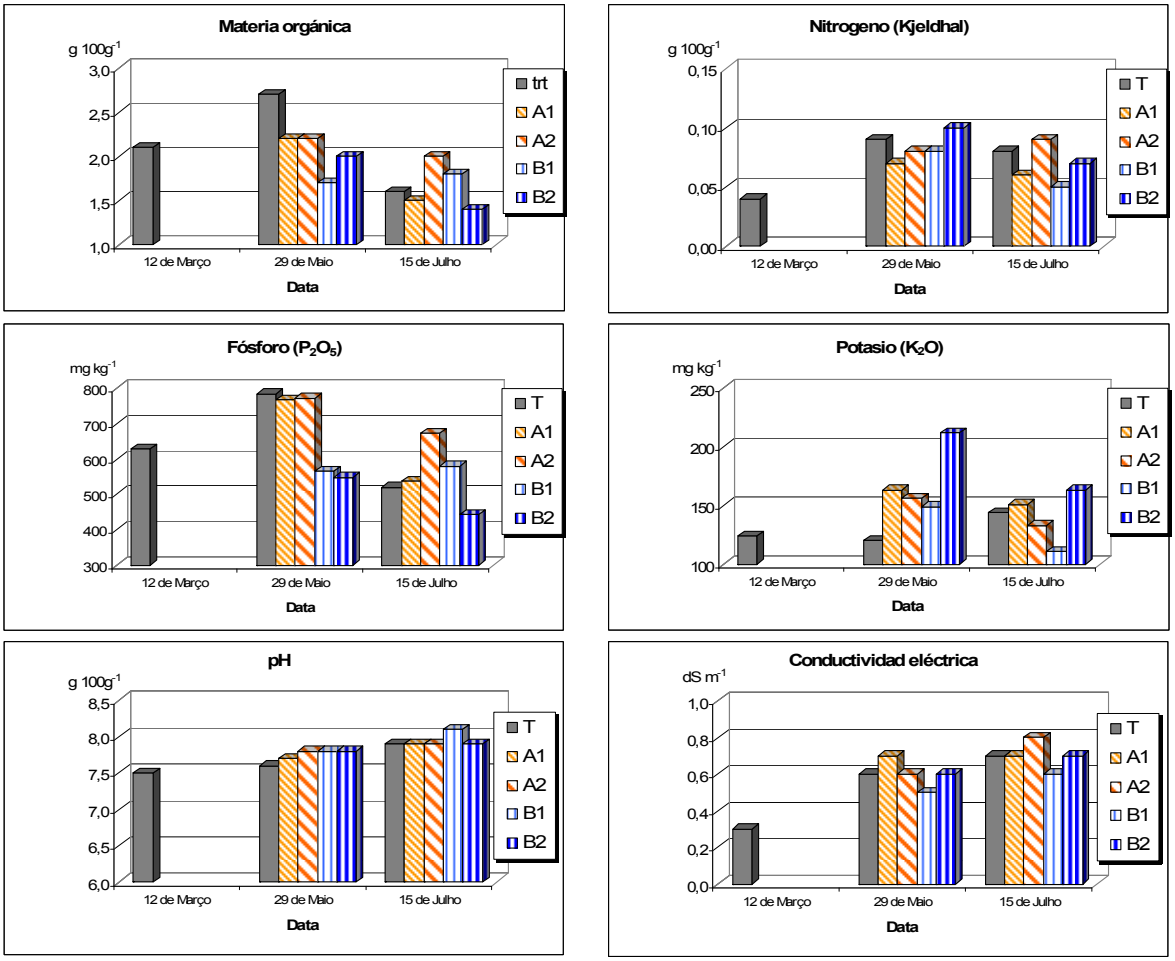


Figura 4. Variación de las propiedades químicas del suelo durante el ensayo

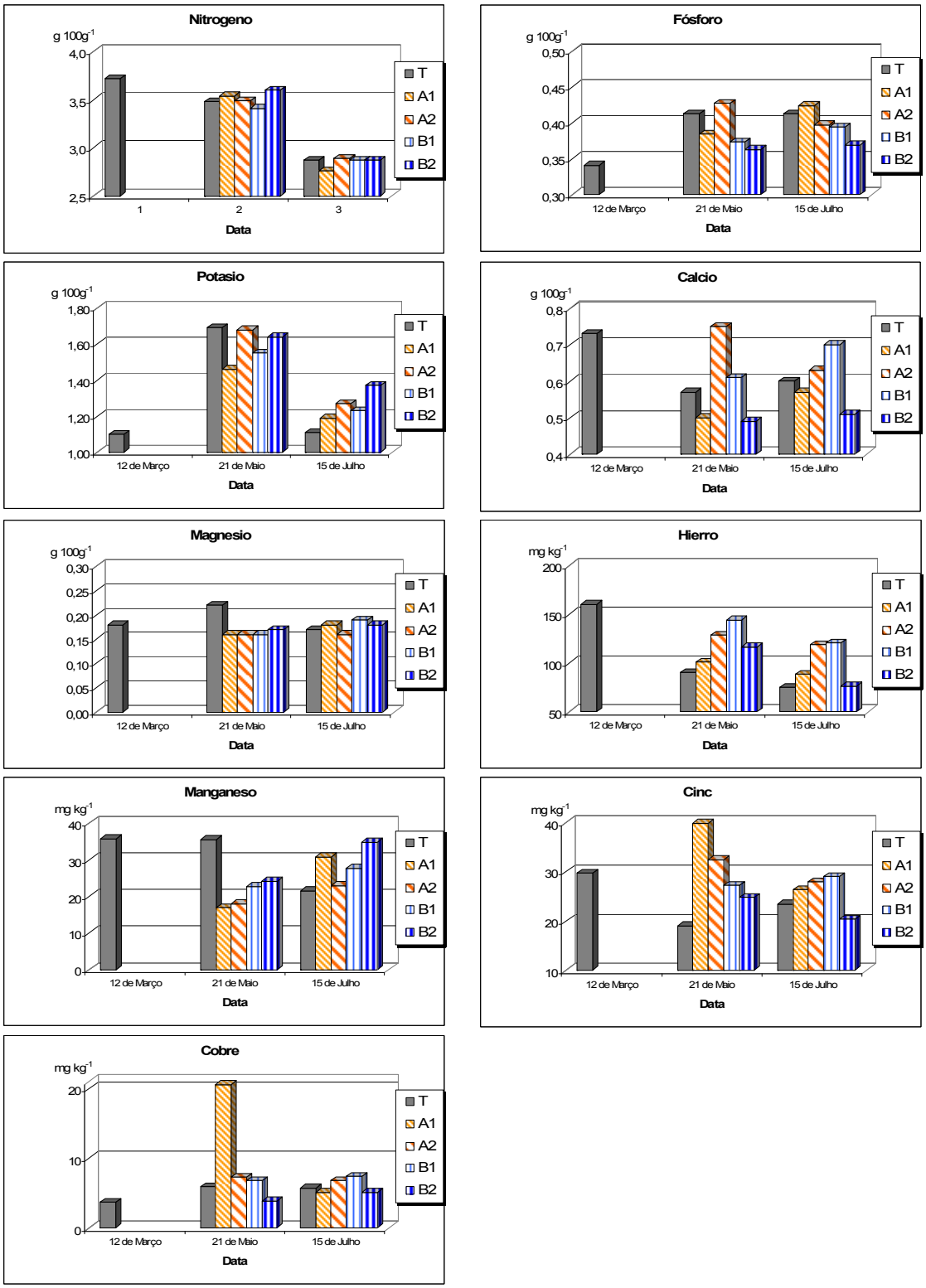


Figura 5 . Variación de lo contenido mineral de las hojas de césped durante lo ensayo

El contenido en materia orgánica del suelo no aumentó con la aplicación de compost ni en función de la dosis, pero el contenido en nitrógeno subió ligeramente con la dosis de compost. El contenido en fósforo del suelo no aumentó durante el ensayo ni en función de la dosis de compost, mientras el de potasio aumentó ligeramente durante el periodo del ensayo. Lo pH y la conductividad eléctrica (CE) del suelo aumentaron un poco durante lo ensayo, en particular la CE, pero no en función de la dosis de compost.

Durante el ensayo, el contenido de las hojas de las plantas en nitrógeno, fósforo, calcio, magnesio, manganeso, cinco y cobre no variaron con la dosis de compost, el contenido en potasio y manganeso ha aumentado y el de hierro bajado, con la dosis de de compost (Figura 5).

La calidad de los compost no fue adecuada para empleo en topdressing de césped debido a la presencia de elementos extraños y de suelo, probablemente incorporados durante la recogida de los materiales, la preparación de la pila o su volteo. El cribado, aunque contribuye en adecuar la granulometría del compost, no es suficiente para garantir la suficiente calidad del compost final. Sin embargo, en las parcelas con compost, el césped presentaba un mejor aspecto que fue comprobado por su índice de color (Figura 6).

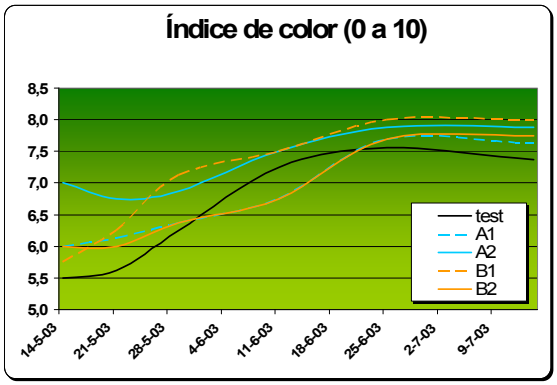


Figura 6. Variación del índice de color del césped (test, abono químico; A e B, tipo de compost, 1 e 2, dosis de compost, 2,5 y 5,0 kg m-2, respectivamente)

El análisis estadístico efectuado sobre los resultados de la evaluación de color del césped no indicó diferencias significativas entre tratamientos (Cuadro 1) pero los valores medios del índice de color en los tratamiento con compost se mantuvieron normalmente por encima de los medidos en el bloque con abono químico.

Cuadro 1. Resultado de la ANOVA de los valores del índice de color, por fecha de observación

Fecha	Modalidades*					
	T	A1	A2	B1	B2	Sig.
14 Mayo	5,50	6,00	7,00	5,75	7,00	0,049
21 Mayo	5,63	6,00	7,00	6,25	6,00	0,816
29 Mayo	6,25	6,38	7,00	6,63	6,63	0,941
11 Junio	7,13	6,75	7,38	7,50	7,13	0,963
25 Junio	7,60	7,73	7,85	8,03	7,73	0,905
14 Jullio	7,38	7,63	7,88	8,00	7,75	0,810

* A y B, tipos de compost; 1 y 2, dosis de compost, respectivamente 2,5 y 5,0 kg m^{-2}

5. Conclusiones

Los compost substituyeron satisfactoriamente el fertilizante químico mejorando el color del césped, sin perjudicar otros aspectos de su calidad.

La dosis de aplicación en topdressing, de los composts evaluados, no debe ser superior a unos 2,5 kg m-2, equivalente aproximadamente a 3 y 5 mm de compost, A y B respectivamente, para una rápida incorporación del compost en el césped.

El topdressing debe ser seguido de un brushing o otra operación para facilitar la incorporación del compost.

La calidad del compost es determinante, no solo en los aspectos físico-químicos y microbiológicos, sino

también en cuanto a su granulometría y a la presencia de partículas extrañas. Quedó patente la importancia de garantizar elevados niveles de calidad en los compost para empleo en topdressing, con respecto a la presencia de materiales extraños. Por esta razón es esencial la escoja y elección de materiales, el empleo de una técnica adecuada de compostaje y la preparación final del compost.

Agradecimientos

Trabajo realizado con el soporte del Proyecto LIFE LIFE-MEIO AMBIENTE nº543 "Processos de co-compostagem e aplicação dos seus produtos em paisagismo, reflorestação, culturas florestais e agrícolas na Andaluzia" y la colaboración de la Herdade dos Salgados Golf , Algarve, Portugal.

Referencias

WRAP. 2007. The Waste and Resources Action Programme. www.wrap.org.uk/landscaping/sport_leisure.html (fecha de consulta: 15/01/2007)

Newton, M. 2008. Recycling Never a Waste of Time. http://bigga.org.uk/magazine/back-issues/05-2004/2216/recycling-never-a-waste-of-time.html (fecha de consulta: 16/01/2008)

Boehm, M. y Rimelspach, J. 2001. Considering Using a Compost Topdressing Application On Your Fairways This Fall? The Ohio State University, Department of Plant Pathology. OTF TurfNews, 63 (5).

Alexander, R. y Tyler, R. 1992. Using Compost Successfully. Lawn & Landscape Maintenance, Nov., 23-34.

Koop, E.; Sobral, M.; Soares, T. y Woerner, M. 1989. Os solos do Algarve e suas características. DGHEA, DRAA, GTZ (ed.) (Faro, Portugal).

Landschoot. P. Using Composts to Improve Turf Performance. The Pennsylvania State University. http://turfgrassmanagement.psu.edu/composts.cfm (fecha de consulta: 16/01/2008)

Landschoot. P. 1995. Improving turf soils with compost. Grounds Maintenance, 30 (6), 33-39.

Santos, P.M. 2007. Tacadas Milionárias. Visão, 732, 60-64.

Aplicación de compost procedente de residuos sólidos urbanos para la producción de tomate

Application of derived urban solid waste compost for tomato production

P. Muñoz[1], A. Anton[1], J.Doltra[1], J. Ariño[2], O Huerta[3] y M. López[3]

(1) IRTA (Recerca i Tecnología Agroalimentaries), Ctra. Cabrils Km 2, 08348 Cabrils, Barcelona
(2) Federación SELMAR, Masia Can Ratés s/n. 08398 Santa Susanna (Barcelona)
(3) ESAB (Escola Superior d'Agricultura de Barcelona) Avda. Canal Olímpic s/n. Campus del Baix Llobregat

E-mail: pere.munoz@irta.es

Resumen

El exceso de aplicación de fertilizantes nitrogenados es uno de los principales problemas de la agricultura actual. En los últimos años se han desarrollado una serie de acciones legislativas orientadas a disminuir el uso de fertilizantes y optimizar su gestión.

En la comarca del Maresme (Barcelona) se han iniciado ensayos con el objetivo de demostrar la viabilidad técnica de la aplicación de compost, producido a partir de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (FORM), para su uso como abono y/o enmienda orgánica en una rotación de cultivos hortícolas.

En este trabajo se presentan los resultados de un ensayo de tomate al aire libre con dos fuentes de fertilizante (mineral y orgánica) en tres tratamientos:

a) Abonado químico: abonado exclusivamente mineral de fondo y cobertera.

b) Abonado compost + mineral: abonado de fondo con compost e incorporación de abonado mineral en cobertera.

c) Abonado con compost: abonado exclusivamente orgánico mediante la aplicación de compost.

Los primeros datos correspondientes al año 2006 señalan la existencia de pequeñas diferencias de producción entre los diversos tratamientos de fertilización (mineral o compost). Durante el año 2007 se han repetido las experiencias aumentando la dosis de compost, los resultados preliminares parecen mostrar la viabilidad de la aplicación de compost una vez determinada la dosis apropiada.

Palabras clave
Fertilizante, FORM, horticultura, nitrógeno

Abstract

Nowadays the excess of nitrogen fertilizers application is one of the main problems in agriculture. In the last years some legislative actions have been developed in order to decrease and optimize fertilizers use.

As a main goal to test the technical viability of compost application coming from organic municipal solid wastes as a fertilizer and /or organic amendment in an horticultural crop rotation, a series of agronomic assays are being carried out in the Maresme (Barcelona) area.

This paper presents the preliminary results of an open field grown tomato crop comparing mineral and organic (compost) fertilizer.

Three treatments were tested:

a) mineral fertilizer

b) mineral fertilizer and compost

c) compost

Preliminary results in 2006 show a light higher yield in the mineral that in the compost treatment. Experiments in 2007 with a higher compost dose were conducted, and results are being processed. Nevertheless, it could be appointed the viability of compost application if correct dose could be adjusted.

Keywords
Fertilizers, OMSW, horticulture, nitrogen

1. Introducción

El exceso de aplicación de fertilizantes nitrogenados es uno de los problemas ambientales más importantes de la agricultura actual. En las zonas productoras del sur de Europa, la no coincidencia entre las demandas evaporativas (riego) y de nutrientes ha provocado que, al emplearse de forma generalizada

la fertirrigación, se haya producido un exceso en el suministro de nutrientes a los cultivos (Siddiqui y col., 1998; Le Boot y col., 2001), con el resultado de pérdida de nutrientes y contaminación de los acuíferos (Duchein y col, 1995; Antón, 2004).

Por otra parte en el caso de los suelos de la comarca del Maresme, caracterizados por presentar texturas arenosas, baja capacidad de retención de agua y bajo contenido en materia orgánica, el aporte de compost puede mejorar la estructura del suelo e incrementar la capacidad de retención de agua y de intercambio catiónico. El aumento del contenido en materia orgánica del suelo, derivado de la aplicación del compost, haría además actuar el suelo como sumidero de CO2 lo que permitiría reducir el impacto ambiental de la fertilización.

Existen en la actualidad numerosos estudios, tanto en España como en el extranjero, sobre el proceso de compostaje de los residuos orgánicos (Haugh, R.T., 1993; Soliva, 2001, Cisneros, M.A. 2006). Muchos de ellos consideran la posibilidad de utilizar el compost en agricultura (Martínez, F.X., 1995; Mesquitas Dos Santos, 1996) y algunos proporcionan valores de aplicación en diversos cultivos (Boixadera, J., 2000, Soliva et al , 2004, Huerta el al, 2006).

En el caso de cultivos hortícolas los datos disponibles son escasos, muy variables, y con recomendaciones en muchos casos superiores a las dosis posibles de aplicación de acuerdo con las normas de producción integrada o los límites legales de las áreas vulnerables. Además, se trata generalmente de trabajos en cultivos aislados en los que no se valora el efecto del compost en un periodo más largo como el correspondiente a una rotación de cultivos. En este trabajo se presentan los datos obtenidos para cultivo de tomate, considerándose éste dentro de una rotación de cultivos habitual en la zona del Maresme.

2. Material y métodos

Los ensayos se realizaron en la finca de a federación SELMAR en Santa Susana (Maresme). El material vegetal empleado fue tomate cultivar ElVirado® en un ciclo de primavera (Mayo-Septiembre) cultivado al aire libre. La densidad de plantación fue la habitual de la comarca, 2.2 plantas m^{-2}. Para su realización se disponía de compost procedente de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (FORM), de la planta de Castelldefels. Se realizaron tres tratamientos denominados M, CM y C, nomenclatura que corresponde a tres tipos de fertilización a evaluar:

a) Abonado mineral (M): abonado exclusivamente mineral de fondo y cobertera.

b) Abonado compost + mineral (CM): abonado de fondo con compost e incorporación de abonado mineral en cobertera.

c) Abonado con compost (C): abonado exclusivamente orgánico mediante la aplicación de compost.

Las dosis de cada tratamiento se incluyen en la tabla 1.

En el ensayo correspondiente a la primera campaña la aplicación del compost (20 tm ha^{-1}) se realizó con fecha de 2 de abril de 2006 procediéndose a la plantación del cultivo el 10 de abril. La recolección se inició el 23 de julio de 2006, realizándose una cosecha semanal hasta el 20 de septiembre de 2006.

En el ensayo de 2007, con las mismas condiciones de cultivo, las dosis de compost aportadas mediante los tratamientos C y CM fueron claramente superiores (3.92 y 7.84 kg m^{-2} respectivamente) y se aportaron a finales de noviembre, dentro de una rotación hortícola, con el objetivo de poder suministrar las dosis de nitrógeno suficiente de acuerdo a las extracciones del cultivo.

Tabla 1. Dosis de fertilizante aplicado por tratamiento,

Fertilizante	Mineral (kg ha^{-1})	Compost + Mineral (kg ha^{-1})	Compost (kg ha^{-1})
compost		20000	20000
KPO_4H_2	553.5	550.8	
KNO_3	1644.3	818.1	
NO_3 (agua riego)	807.4	803.5	900
K_2SO_4		704.7	

3. Resultados y discusión

En el cultivo de tomate al aire libre los resultados obtenidos han permitido observar diferencias debidas al tratamiento fertilizante, en las que los dos tratamientos con aplicación de compost presentaron valores de producción total y comercial estadísticamente inferiores (tabla 2).

Tabla 2. Producción total (kg m^{-2}) y comercial (kg m^{-2}) de tomate para cada tratamiento de fertilización evaluado al aire libre. Letras diferentes en la misma columna indican valores estadísticamente significativos (P<0,01, test de Tukey)

Tratamiento	Producción total kg m^{-2}	Producción comercial kg m^{-2}
M	12.2 a	9.5 a
CM	11.6 b	8.3 b
C	11.4 b	8.5 b

Las diferencias entre tratamientos no se manifiestan hasta la tercera semana de producción cuando el cultivo responde en términos productivos a las aplicaciones de N aplicado el tratamiento mineral (figura 1).

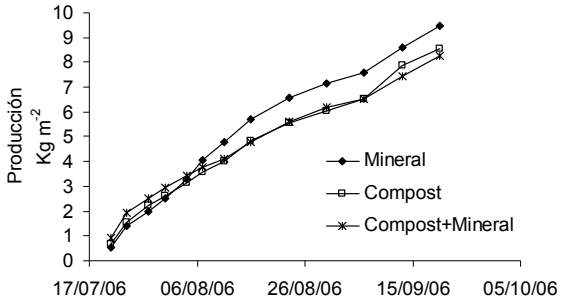


Figura 1. Evolución de la producción comercial de tomate durante la campaña de 2006 en los tres tratamientos de estudio

En cuanto a los parámetros de calidad, el peso medio y el calibre del tomate fueron ligeramente inferiores en los tratamientos de compost (tabla 3). Los valores de producción obtenidos en el caso de los tratamientos de compost pueden considerarse bastante próximos a los obtenidos en explotaciones comerciales de la comarca si bien los descensos de producción y calidad observados en comparación con el tratamiento mineral parecen indicar que la aplicación del compost pocos días antes de la plantación y en dosis no muy elevadas no permitió suministrar los nutrientes suficientes para un óptimo desarrollo del cultivo.

Tabla 3. Valores de los diferentes parámetros de calidad de fruto de tomate. Letras diferentes en la misma columna indican valores estadísticamente significativos (p< 0.01, Test de Tuckey)

Tratamiento	Categoría Comercial G		Categoría Comercial 2G	
	Peso Medio (g)	% de total	Peso Medio (g)	% del total
M	179.9 a	66	262.7 a	34
CM	177.3 a	79	228.8 b	21
C	178.6 a	79	228.2 b	21

Este hecho parece confirmarse si se observa la no existencia de diferencias entre el tratamiento C y CM a pesar de la aplicación en el segundo de fertilización mineral. Únicamente el tratamiento M en el que se aplicó una dosis de fertilizante ajustada a las necesidades del cultivo a lo largo de su ciclo de cultivo no sufrió ningún tipo de efecto negativo sobre la producción. A partir de estos resultados, para verificar la posibilidad de introducir el compost como fertilizante en una rotación de cultivos hortícolas, a finales de 2006 se seleccionaron nuevas parcelas en las que se realizó una segunda aportación de compost (13 de noviembre) con dosis más elevadas que permitieran un aporte al cultivo que no afectara a su desarrollo.

El ensayo realizado a lo largo del 2007 con el mismo cultivar de tomate y un ciclo de cultivo muy similar parece confirmar estas suposiciones ya que los primeros datos obtenidos no muestran diferencias entre tratamientos.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos en estas dos primeras campañas pueden considerarse prometedores para la viabilidad del uso agronómico del compost proveniente de las FORM. La correcta aplicación del compost en dosis y momento de aplicación resulta clave para que la disponibilidad de nutrientes no afecte en cantidad ni calidad la producción de tomate. Se requerirán más experiencias para la determinación del correcto manejo del compost para su uso como fertilizante en el contexto de una rotación de cultivos.

5. Agradecimientos

Los autores quieren agradecer la colaboración de José Montero, Bakary Sisawo y Eulàlia Serra en los trabajos de laboratorio y campo. Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Medio Ambiente (Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental Ref.A246/2007/2-02.3).

Referencias

Antón, A. 2004. Utilización del Análisis del Ciclo de Vida en la Evaluación del Impacto ambiental del cultivo bajo invernadero Mediterráneo. Tesis doctoral. Programa d'Enginyeria Ambiental. Universitat Politècnica de Catalunya. Barcelona.

Boixadera, J. 2000. Aplicación del compost en agricultura: Estimación de las cantidades a aplicar.15 pp. Biometà, 2000.

Cisneros Zerpa, M.A. 2006. Evaluación Ambiental de las Plantas de Compostaje en Catalunya. Trabajo Experimental del Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales. Departament d'Enginyeria Química. Escola Tècnica Superior d'Enginyers. Universitat Autònoma de Barcelona. Cerdanyola.

Duchein, M. C.; Baille, M.; Baille, A. (1995). «Water use efficiency and nutrient consumption of a greenhouse rose crop grown in rockwool». Acta Horticulturae, núm. 408, p.129-135.Haugh, R.T., 1993. The practical handbook of compost engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, (Florida-USA).

Huerta, O.; López, M.; Pijoan, J.; Cáceres, A.; Soliva, M. 2006. Valoración Agronómica de compost de distintas procedencias. Infoenviro: 22-25.

Le BoT, J.; Jeannequin, B.; Fabre, R. (2001). «Impacts of N-deprivation on the yield and nitrogen budget of rockwool grown tomatoes». Agronomie núm.2, p.341-350.

Martínez F.X.. 1995. Posibles usos de los residuos urbanos en agricultura: abono, enmienda orgánica y sustrato de cultivo. En: Gestión y reutilización de residuos urbanos para la agricultura. Ed. Fundación La Caixa-Aedos. P15-26.

Mesquitas Dos Santos, M.C.; Refega, A.A.G.; Ganho, R.M.B. 1996. Agriculture use of City Refuse Compost. Fertilization and Environment: 553-557.

Siddiqi, M. Y.; Kronzucker, H. J.; Britto, D. T; Glass, A. D. M. (1998). «Growth of a tomato crop at reduced nutrient concentrations as a strategy to limit eutrophication». Journal on Plant Nutrition núm.21,p.1879-1998Soliva, M. 2001. Compostatge i gestió de residus orgànics Diputación de Barcelona110pp

Soliva, M. 2001. Compostatge i gestió de residus orgànics Diputación de Barcelona110pp

Soliva, M.; López, M.; Huerta, O.; Valero, J.; Felipó, M.T. 2004. Waste organic matter quality versus soil amendment effects. En Bernal, M.P.; Moral, R.; Clemente, R.; Paredes, C. (Eds). Sustenaible Organic Waste Management for Environmental Protection and Food Safety. Proceedings of 11th International Conference of the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture.

Aprovechamiento de residuos agrícolas en el control de bacterias fitopatógenas

Use of crop debris for the control of phytopathogenic bacteria

M.J. Zanón, M.I. Font y C. Jordá

Instituto Agroforestal Mediterráneo. Universidad Politécnica de Valencia, Camino de Vera s/n 46022, Valencia.

E-mail: mazanal@etsia.upv.es

Resumen

En España se generan toneladas de residuos agrícolas convirtiéndose en una importante fuente de plagas y enfermedades. El aprovechamiento de estos residuos podría ser viable para algunas técnicas de desinfección de suelos incluyendo aquellas que sustituyen el uso de bromuro de metilo, como la biofumigación, la solarización, incluso su combinación. La aplicación de ambas técnicas incluye procesos de compostaje que tienen lugar en el suelo de cultivo.

La eficacia de un método para la erradicación de *Clavibacter michiganensis subs. michiganensis* se probó bajo condiciones de laboratorio y de invernadero. El sustrato (mezcla de turba y arena) se colocó en macetas con restos de tomate artificialmente infectados, con restos de tomate sanos y en macetas sin enmienda. Las macetas se encerraron en bolsas de plástico o permanecieron abiertas. Dos temperaturas de tratamiento fueron ensayadas (25 y 45 ºC) durante seis semanas. En macetas con restos vegetales el patógeno no se detectó tras cuatro semanas de tratamiento a 45 ºC, pero nunca fue erradicado tras los tratamientos a 25 ºC en macetas que permanecieron abiertas. En placas conteniendo el sustrato artificialmente infectado la supervivencia de C.m. michiganensis se inactiva tras cuatro semanas a 25 ºC o tras la primera semana a 45 ºC. Se identificaron, en las condiciones experimentales, diferentes cepas de las bacterias saprofitas *Bacillus*, *Paenibacillus* y *Brevibacillus*. Se observó una reacción de antagonismo in vitro entre Bacillus subtilis y C.m. michiganensis así como una inhibición de crecimiento causada por esta bacteria.

Palabras clave

Antibiosis, biofumigación, bromuro de metilo, solarización, *Clavibacter michiganensis*

Abstract

In Spain, tonnes of vegetal debris are generated becoming an important source for pest and plant diseases. The use of these residues could be possible for some soil disinfection techniques including those for the sustitution of mehyl bromide, like boifumigation and solarization, even their combination. The aplication of both techniques includes compost procceses that take place in the soil. A method for the eradication of *Clavibacter michiganensis subs. michiganensis* was tested for its efficacy under laboratory and greenhouse conditions. The growing medium (peat moss and sand mix) placed in pots was amended with fresh tomato debris artificially infected, with healthy tomato debris, or left nonamended. The pots were enclosed in plastic bags or left nonenclosed. Two temperatures were tested (25 and 45 ºC) during six weeks. In pots amended the pathogen was not detected after four weeks of treatment at 45 ºC, but the pathogen was never eradicated after the treatments at 25 ºC in pots remained open.

After four weeks at 25 ºC or after the first week at 45ºC survival of C.m. michiganensis in artificially inoculated plates with substrate was strongly inactivated. Strains of saprophyte bacteria as *Bacillus*, *Paenibacillus*, and *Brevibacillus* were identified in the experiment conditions. In vitro antagonism between Bacillus subtilis and C.m. michiganensis was observed as well as inhibition of growth caused by this bacterium.

Keywords

Antibiosis, biofumigation, methyl bromide, solarization, *Clavibacter michiganensis*

1. Introducción

Uno de los principales retos en los últimos años se ha centrado en la búsqueda de alternativas al uso de bromuro de metilo (BM) para el control tanto de plagas como de enfermedades del suelo. Para elegir las alternativas más adecuadas es necesario utilizar un criterio que requiere de conocimientos acerca del papel en el suelo de determinados elementos (Bello et al., 2002). Entre las numerosas alternativas no químicas que han sido investigadas, tanto la biofumigación como la solarización están incluidas entre las más útiles por económicas y fácil aplicación (Stapleton et al., 2000).

La biofumigación, podría considerarse como una técnica de control biológico al utilizar las sustancias volátiles que son liberadas durante la descomposición tanto de la materia orgánica como de residuos agroindustriales. Estos gases se liberan a través de la acción tanto de los microorganismos del suelo como de aquellos que se encuentran asociados con la materia orgánica. La población de organismos parásitos de plantas está regulada por estas sustancias mientras están retenidas en el suelo (Bello et al., 2002).

El empleo de restos de cosecha se ha comprobado que tiene los mismos efectos que los pesticidas convencionales para el control de nemátodos, hongos, insectos, bacterias, otros organismos y malas hierbas. No obstante, el principal problema en el uso de enmiendas orgánicas es que su composición no es homogénea. Es necesario conocer los materiales empleados así como evitar la acumulación de compuestos que podrían resultar dañinos. El diseño de métodos que permitan conocer las características tanto agronómicas como fitosanitarias del material utilizado y el desarrollo de técnicas de aplicación en campo son importantes y necesarias (Bello et al., 2003). Combinando el uso de materiales biofumigantes con solarización se puede incrementar la acción biocida de las enmiendas ofreciendo grandes ventajas al reducir las cantidades necesarias de materia orgánica por hectárea. Además, las concentraciones de muchos compuestos volátiles en el suelo se aumentan con la solarización (Stapleton et al., 2000).

En España, muchos agricultores mantienen sus restos de cosecha sobre la superficie del suelo. Toneladas de residuos vegetales se generan cada año siendo abandonados en suelos en barbecho, barrancos y caminos. Mediante la incorporación de estos residuos, enfermos o no, al suelo se obtendría su aprovechamiento actuando estos productos como biofumigantes. De este modo, los agentes patógenos y su negativo impacto ambiental pueden ser controlados. En este trabajo se han obtenido resultados preliminares para la erradicación de C.m.michiganensis en sustratos añadiendo plantas de tomate artificialmente infectadas que actuarán como biofumigantes ensayando los efectos de biofumigación (25 ºC) y biofumigación con solarización (45 ºC), siempre bajo condiciones controladas, sobre este patógeno.

2. Materiales y métodos

2.1 Infiltración de plantas de tomate: infección controlada

Una cepa altamente patógena de *C.m.michiganenis* y obtenida de campos infectados fue la utilizada en este estudio. El medio nutritivo empleado fue D2 (Kado and Heskett, 1970) dejando las placas durante 48h a 30 ºC (Trevors and Finnen, 1990). Plantas sanas de tomate cv. Money-Maker fueron infiltradas en estado de 4 hojas expandidas con la solución bacteriana. Una vez inoculadas y tras observar síntomas de chancro bacteriano (15 días después) la presencia de la bacteria se confirmaba mediante la técnica serológica DAS-ELISA usando el antisuero comercial específico No. 07063 de Loewe para la detección de la bacteria en estudio (Loewe Biochemica Gmbh, Sauerlach, Germany). Las plantas infectadas eran trituradas obteniéndose trozos de tallo (2-4 cm) altamente infectivos.

2.2 Tratamientos de macetas

Se emplearon macetas (15 x 15 cm) preparadas con 500 g de sustrato (mezcla de turba y arena 4:1, previamente desinfectado 1h a 121 ºC) añadiendo los restos vegetales infectados como enmienda orgánica. Estos residuos altamente infectivos se mezclaron con el sustrato ensayando el efecto de tres dosis diferentes (5 g, 10 g y 15 g, respectivamente en 500 g de sustrato y con 4 repeticiones). Del mismo modo se prepararon los controles negativos con las mismas dosis de restos de plantas sanas o con sólo el sustrato (dosis 0). Se prepararon 6 grupos coincidentes con las 6 semanas de tratamiento. La mitad de las macetas de cada grupo (12 macetas con material infectado, 12 con material sano y 4 sin material vegetal) se mantuvieron encerradas en bolsas de plástico herméticas (B) evitando la salida de las sustancias volátiles producidas durante la biodescomposición del material vegetal (PE térmico de 300 galgas de espesor y transparente). El resto de macetas se mantuvieron abiertas (NB). Considerando la temperatura como un factor limitante en la supervivencia de la bacteria (Basu, 1970) se establecieron dos temperaturas (25 y 45 ºC) para estudiar su influencia en la transmisión del patógeno. Todas las macetas (56 por grupo o "semana de tratamiento") se sometieron a las temperaturas de estudio en cámaras climáticas. Transcurrido el tiempo de tratamiento, una plántula sana de tomate se trasplantaba en cada maceta y todas estas se colocaban bajo condiciones controladas en el invernadero. Transcurridos 40 días las plantas de tomate eran analizadas empleando la técnica serológica DAS-ELISA para la detección de la bacteria. Cuando los resultados eran negativos para todas las plantas se consideró que el patógeno había perdido su capacidad infectiva a través del sustrato tratado. La incidencia de la enfermedad, expresada como el porcentaje de plantas con resultados positivos a la técnica DAS-ELISA se analizó mediante un análisis factorial de varianza ANOVA empleando el programa Statgraphics Plus software 4.1. (Manugistics Inc., Rockville, MD, USA). Los datos comparando los controles con macetas conteniendo material infectado se analizaron considerando dosis, semanas de tratamiento y tipo de macetas (abiertas o cerradas). Las medias se compararon mediante el test LSD.

2.3 Introducción y recuento de C.m. michiganensis en sustratos artificialmente infectados

Se siguieron los protocolos propuestos por Trevors y Finnen (1990) y Basu (1970), respectivamente. Las colonias de interés obtenidas en este ensayo se identificaron mediante la técnica PCR empleando el kit comercial EaZy Nucleic Acid Isolation (E.Z.N.A. ® OMEGA BIO-TEK, Inc. USA) para la extracción de ADN. Los oligonucleótidos pA-Ph (Edwards et al., 1989) se emplearon tanto en la PCR como en la secuenciación. La metodología de secuenciación se llevó a cabo en el Instituto de Biología Molecular y Celular de Plantas de la Universidad Politécnica de Valencia.

3. Resultados y discusión

3.1 Tratamientos en macetas: 25 ºC

El porcentaje de plantas enfermas transplantadas en macetas que permanecieron abiertas tras someterse a las semanas de tratamiento fueron 8,3; 25; 25; 0; 8,3 y 8,3%, respectivamente. En el caso de las macetas cerradas estos valores fueron 16,6; 16,6; 8,3; 0; 0 y 0%. El nivel máximo de infección alcanzado para la semana "0" o "semana sin tratamiento" fue de 50 y 58,3%, respectivamente. Las diferencias entre distintos tipos de macetas, considerando las diferentes dosis de material enterrado se observan en la figura 1.

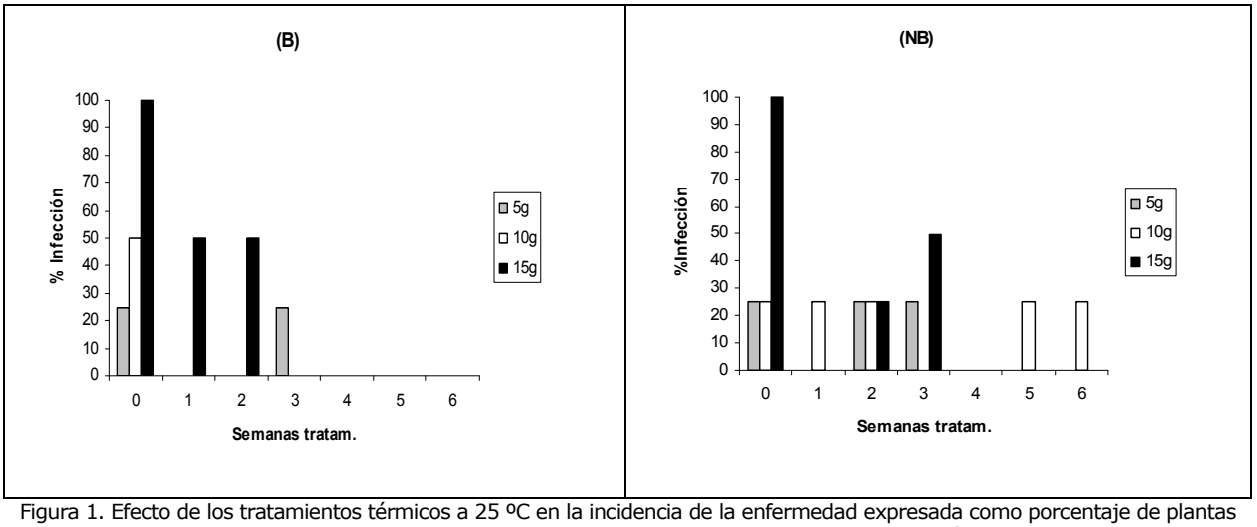


Figura 1. Efecto de los tratamientos térmicos a 25 ºC en la incidencia de la enfermedad expresada como porcentaje de plantas de tomate infectadas por *C.m. michiganensis* en macetas cerradas (B) y abiertas (NB) a los 40 días del transplante. Los histogramas representan medias de cuatro repeticiones

Las plantas de tomate que desarrollaron síntomas de infección sistémica tras las 6 semanas de tratamiento a 25 ºC confirman que el tratamiento no resultó efectivo permaneciendo el inóculo con capacidad infectiva, hasta última semana ensayada. Los análisis de varianza para la incidencia de la enfermedad mostraron que tanto las semanas de tratamiento y la dosis de material enterrado fueron factores significativos ($P<0,05$).

3.2 Tratamientos en macetas: 45 ºC

La erradicación del patógeno se consiguió tras este tratamiento térmico. No se observaron síntomas de chancro bacteriano de tomate y la bacteria C.m.michiganensis no se detectó mediante DAS-ELISA en ninguna de las plántulas trasplantadas tras 4 semanas de tratamiento a 45 ºC. El porcentaje de plantas enfermas transplantadas en macetas que permanecieron abiertas tras someterse a las semanas de tratamiento fueron 0, 16,6, 25, 0 y 0%, respectivamente. En el caso de las macetas cerradas estos valores fueron 8,3, 0, 0, 0 y 0%. El nivel máximo de infección alcanzado para la semana "0" o "semana sin tratamiento" fue de 83 y 75%, respectivamente. Las diferencias entre distintos tipos de macetas, considerando las diferentes dosis de material enterrado se observan en la figura 2. Los análisis de varianza para la incidencia de la enfermedad a 45 ºC mostraron que tanto las semanas de tratamiento y la dosis de material enterrado fueron factores significativos ($P<0,05$).

Estos resultados concuerdan también con los expuestos por Pullman et al. (1981) que expusieron que el efecto térmico está influenciado tanto por el tipo de sustrato como por el tiempo de exposición expresado como la duración de los tratamientos.El tratamiento a 45 ºC ha resultado ser un tratamiento efectivo para el control de *C.m. michiganensis*, bajo condiciones

controladas, en macetas conteniendo cerca de un 3% de residuos vegetales o de cosecha.

En España, muchos agricultores mantienen sus invernaderos vacíos durante el periodo estival. Durante esta época del año pueden alcanzarse fácilmente temperaturas cercanas a los 45 ºC, incluso superiores, suponiendo un dato importante a tener en cuenta ya que cuando se alcanzan estas temperaturas en el suelo, se pueden aprovechar para reducir los patógenos presentes en el mismo y, mediante la adición y enterrado de restos de cosecha se puede mejorar su efecto y reducir su grave impacto ambiental. De acuerdo con nuestros resultados, estas condiciones térmicas son suficientes para un tratamiento donde la adición de restos vegetales puede disminuir las cantidades de estiércol añadidas para mejorar el rendimiento y el contenido en materia orgánica. La técnica puede, además, solucionar la falta de buenos resultados de los fumigantes empleados y los largos periodos de rotación necesarios para el control de las bacterias altamente fitopatógenas. El importante papel de la materia orgánica en los sustratos y de su eficacia en el control de determinadas bacterias fitopatógenas también ha quedado demostrado.

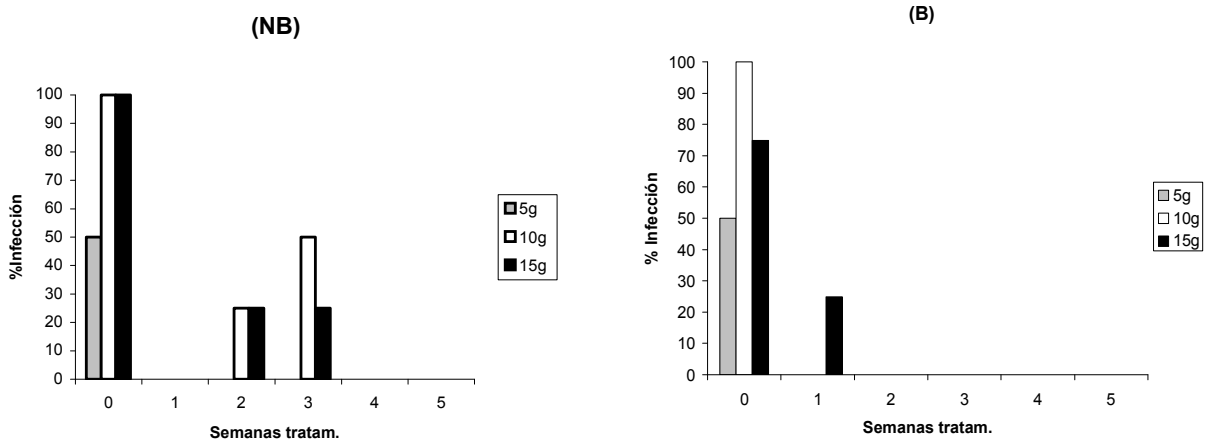


Figura 2. Efecto de los tratamientos térmicos a 45 ºC en la incidencia de la enfermedad expresada como porcentaje de plantas de tomate infectadas por *C.m. michiganensis* en macetas cerradas (B) y abiertas (NB) a los 40 días del transplante. Los histogramas representan medias de cuatro repeticiones

3.3 Introducción y recuento de *C.m. michiganensis* en sustratos artificialmente infectados

Las poblaciones de *C.m.michiganensis* en el medio general YDA decrecieron rápidamente tras los tratamientos térmicos a 25 ºC. En el medio selectivo D2 la densidad de población del patógeno sufrió un ligero descenso hasta la cuarta semana de tratamiento a 25 ºC, donde no se detectó ninguna colonia de *C.m.michiganensis*. Los cultivos puros del patógeno obtenidos a partir de las colonias identificadas serológicamente se inocularon en hojas de tabaco, resultando positivos todos los test de fitopatogenicidad. Ninguna colonia de C.m.michiganensis se detectó tras los tratamientos a 45 ºC. Al permitir la metodología un recuento general de las distintas colonias bacterianas, la evolución de las mismas se evaluó tras los distintos tratamientos térmicos. El número de colonias saprofitas resultó mayor en el medio no selectivo. Diferentes bacterias saprofitas fueron identificadas como Paenibacillus sp. y Brevibacillus sp. mediante PCR y secuenciación. El efecto de los tratamientos en la dinámica poblacional de *C.m. michiganensis* y de bacterias saprofitas a 25 ºC (figura 3) mostró diferencias entre bacterias y en función del medio nutritivo. En ambos medios, se observó un fuerte decrecimiento en las poblaciones del patógeno mientras que la población de bacterias saprofitas permaneció casi constante tras los tratamientos.

Las suspensiones del patógeno obtenidas directamente de residuos vegetales recuperados se infiltraron en hojas de tabaco sin observarse reacciones de patogenicidad tras 5 y 6 semanas de tratamiento a ambas temperaturas, mostrando resultados positivos hasta la cuarta semana de tratamientos térmicos. Diferentes soluciones de colonias bacterianas procedentes de estos residuos se obtuvieron mediante diluciones seriadas tras los tratamientos térmicos de 5 y 6 semanas donde nunca se recuperó el patógeno.

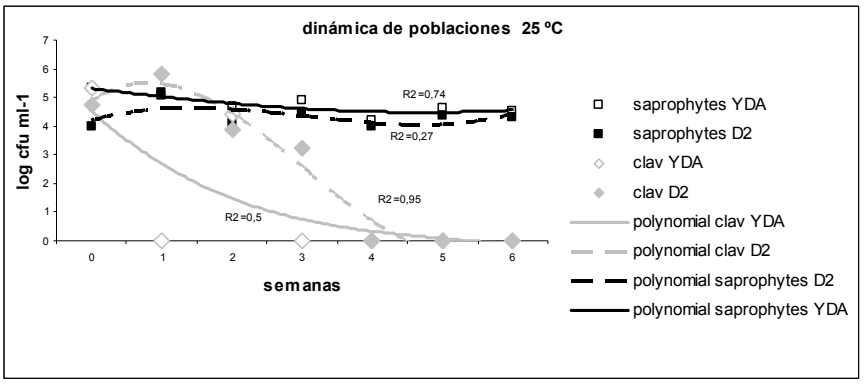


Figura 3. Efecto del tratamiento térmico a 25 ºC en la dinámica poblacional de *C.m. michiganensis* y saprofitos en diferentes medios nutritivos (D2 and YDA). Las curvas representan valores promedio

Se observaron reacciones de antibiosis al enfrentarlas a *C.m. michiganensis* y algunas de estas bacterias se identificaron mediante PCR y secuenciación obteniéndose entre ellas diferentes razas de *Bacillus subtilis*. A partir de este resultado, se obtuvieron interacciones específicas en placas de Petri (con KB como medio nutritivo) entre *Bacillus subtilis* y *C.m. michiganensis* observándose una inhibición del crecimiento del patógeno.

4. Conclusiones

- *C.m. michiganensis* nunca fue erradicado en macetas abiertas tratadas a 25 ºC
- Un tratamiento de 4 semanas a 45 ºC es suficiente para erradicar el poder infectivo de restos de cosecha infectados por *C.m. michiganensis*, bajo condiciones controladas
- La combinación de biofumigación y solarización se prevé como la más efectiva y viable para controlar *C.m. michiganensis*
- Tras los tratamientos térmicos las poblaciones de *C.m. michiganensis* disminuyen mientras que las de saprofitos se mantienen constantes
- El efecto térmico está influenciado por el sustrato y por el tiempo de exposición
- Se obienen interacciones específicas en placa al enfrentar *Bacillus subtilis* y *C.m. michiganensis* observándose una inhibición del crecimiento del patógeno
- Para su aplicación se deberá optimizar la dosis y métodos de aplicación en campo que serán necesarios para alcanzar los máximos niveles de control de la enfermedad, de eficacia y de beneficio económico

Agradecimientos

Este estudio ha sido apoyado por el Ministerio de Ciencia y Tecnología" (AGL2002-04040-C05-05). M.J. Zanón ha desarrollado su trabajo dentro del Programa de Formación de Personal Investigador de la Universidad Politécnica de Valencia.

Referencias

Basu, P.K., 1970. Temperature, an important factor determining survival of Corynebacterium michiganense in soil. Phytopathology 60, 825-827.

Bello A, López–Pérez J A y García-Álvarez A 2002 Biofumigation as an alternative to methyl bromide In Proceedings of International Conference on Alternatives to methyl bromide The remaining challenges. Sevilla, 5-8 marzo del 2002. p. 221-222.

Bello, A., López-Pérez, J.A., García-Álvarez, A. y Díaz-Viruliche, L. 2003. Biofumigación y control de los patógenos de las plantas. In Biofumigación en agricultura extensiva de regadío. Producción integrada de hortícolas. Ed. Mundi-Prensa, Alicante. p. 343-355.

Kado, C.I., Heskett, M.G., 1970. Selective media for isolation of *Agrobacterium*, *Corynebacterium*, *Erwinia*, *Pseudomonas*, and *Xanthomonas*. Phytopathology 60, 969-976.

Pullman G S, De Vay J E y Garber R H 1981 Soil solarization and thermal death: a logaritmic relationship between time and temperature for four soilborne plant pathogens. Phytopathology, 71, 959-964.

Stapleton, J.J., Elmore, C.L. y De Vay J.E. 2000 Solarization and biofumigation help desinfest soil. California Agriculture 54, 42-45.

Trevors, J.T. y Finnen, R.L. 1990. Introduction and recovery of *Clavibacter michiganensis* subs. *michiganensis* from agricultural soils. Plant Soil 126, 141-143.

Caracterización molecular de la dinámica de las poblaciones microbianas durante el proceso del compostaje de fangos de depuradora

Molecular characterization of microbial population dynamics during the composting of wastewater treatment sludge

F. Prenafeta[a], M. Viñas[a], M. Guivernau[a], B. Puyuelo[b], T. Gea[b] y A. Sánchez[b]

[a] GIRO Centre Tecnològic, Pompeu Fabra 1, 08100 Mollet del Vallès (Barcelona)
[b] GICOM Grup d'Investigació en Compostatge, Departament d'Enginyeria Química, Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra (Barcelona)

Resumen

En el presente trabajo se ha realizado una caracterización detallada a nivel fisicoquímico del compostaje de una mezcla de lodos de depuración de aguas residuales con agente estructurante a escala piloto (100 L). Se ha determinado la evolución de los parámetros principales de proceso (temperatura, nivel de oxígeno y porosidad), observándose una rápida transición de la fase mesófila a la termófila. La evolución de la actividad biológica global, medida como OUR (Oxygen Uptake Rate) mostró puntas máximas de actividad en la fase termófila. De forma paralela, se han estudiado las poblaciones microbianas a partir del ADN total extraido de muestras tomadas al inicio del proceso, en el pico de la fase termófila, y al final de la fase de descomposición. A partir del ADN total se ha amplificado por PCR la región que codifica para el gen del ARN ribosómico 16S, utilizando cebadores específicos para eubacterias (región V3-V5 del gen ARNr 16S), para su posterior caracterización por DGGE (electroforesis en geles de gradiente desnaturalizante). Los resultados preliminares han demostrado que los perfiles poblacionales bacterianos de submuestras independientes, tomadas en el mismo momento, mantuvieron una homogeneidad remarcable. Por otra parte, la estructura de la población bacteriana experimentó cambios drásticos conforme avanzó el proceso de compostaje, con una tendencia clara a la reducción de la biodiversidad y del contenido de biomasa bacteriana.

Palabras clave
Compost; Fangos de depuradora; Estructura de poblaciones microbianas; Perfilado por DGGE.

Abstract

A detailed physicochemical characterization on the pilot scale composting (100 L) of sludge from a wastewater treatment plant mixed with bulking agent was performed. The time course evolution of the main process parameters (temperature, oxygen level and porosity) was determined. A rapid transition from mesophilic to thermophilic phase was observed. The global biological activity measured as OUR (Oxygen Uptake Rate) showed highest peaks of activity in thermophilic phase. In parallel, total DNA was extracted from samples taken at the beginning of the process, at the peak of the thermophilic phase, and at the end of the of the decomposition stage. To study microbial populations, total DNA was amplified by PCR using specific primers for eubacteria (16S rRNA gene), and by its subsequent characterization by DGGE (denaturating grading gel electrophoresis). Preliminary results have shown that bacterial population profiles in independent subsamples, taken at the same time, maintained a remarkable uniformity. On the other hand, the bacterial population structure experienced drastic changes during composting, with a clear trend towards the reduction of both biodiversity and biomass content.

Keywords
Compost; Wastewater sludge; Microbial community structure; DGGE profiling.

1. Introducción

El compostaje es un proceso biológico que permite la estabilización de los residuos orgánicos y la reducción de su volumen, así como su conversión en un producto útil como fertilizante agrícola y/o enmienda orgánica del suelo. El compostaje consiste en la descomposición de la materia orgánica fácilmente biodegradable mediante la actividad metabólica de organismos heterótrofos, principalmente hongos y bacterias, en condiciones aerobias.

A pesar de la importancia de los aspectos microbiológicos, existen relativamente pocos estudios detallados sobre la evolución de la estructura poblacional microbiana durante el compostaje. La mayoría de los trabajos anteriores se han basado en el cultivo, aislamiento, e identificación de microorganismos. Estos métodos están sujetos a error debido al efecto selec-

tivo del medio de cultivo sobre determinadas especies, o por la dificultad de cultivo y/o identificación correcta en base únicamente a caracteres morfológicos o fisiológicos.

En la presente comunicación se presentan los primeros resultados de un estudio en el que se aborda la caracterización mediante técnicas moleculares de la dinámica de las poblaciones microbianas durante el proceso de compostaje, y su correlación con los parámetros de operación.

2. Materiales y Métodos

Caracterización bioquímica

El residuo utilizado en los experimentos fue recogido de la planta de compostaje del municipio de Jorba (Barcelona). La mezcla inicial fue elaborada a partir de fangos de depuradora y restos de poda como material estructurante, en una proporción volumétrica de 3:1 (estructurante:residuo). La humedad, materia seca, materia orgánica y pH se determinaron según el procedimiento estándar (U.S. Department of Agriculture and U.S. Composting Council, 2001). El FAS (Free Air Space) se determinó mediante picnometría de aire (Oppenheimer et al., 1996). La estabilidad del residuo se midió mediante el IRE (Índice Respirométrico Estático) determinado en un respirómetro estático según el método desarrollado por Barrena et al. (2005). La medida de actividad biológica se realizó mediante la determinación del consumo de oxígeno (OUR: Oxygen Uptake Rate) a partir del balance de materia en estado pseudoestacionario, considerando la cantidad de materia orgánica presente en el residuo y las medidas on-line de nivel de oxígeno, temperatura y caudal de aire de entrada al sistema.

Caracterización molecular

Muestras de de la masa compostante (aprox. 250 g) fueron tomadas en el inicio, durante la fase termófila, y al final de los experimentos. En cada una de estas muestras se tomaron tres submuestras (aprox. 250 mg) y se extrajo el ADN total en cada una de ellas mediante el kit de extracción PowerSoil™ DNA Isolation Kit (MoBio Laboratories, Inc., Carlsbad, EEUU) según las instrucciones del fabricante. En cada uno de estos extractos se amplificó la región hipervariable V3-V5 del gen que codifica el 16S rRNA mediante la técnica de la PCR. Para ello se utilizaron los iniciadores universales para eubacterias F341GC (con una cola de 40 bases rica en GC para su mejor resolución en DGGE) y R907 de forma análoga a (Yu y Morrison, 2004). Se cuantificó y se determinó la especificidad de los productos de PCR mediante electroforesis en geles de agarosa.

Los amplicones obtenidos por PCR fueron posteriormente utilizados para el perfilado molecular mediante DGGE en un equipo modelo DGGE 2001 (CBS, EEUU). Los geles de DGGE contenían poliacrilamida al 6% (p/v), TAE x1, y un gradiente de concentración de formamida/urea del 20 – 80 % (correspondiendo el 100% a una concentración de formamida del 40% p/v y de urea de 7 M). La electroforesis se llevó a cabo a 60 ºC y a 100 V durante 16 h. Los geles fueron teñidos en SybrGold™ (Molecular Probes, EEUU), fotografiados y digitalizados en luz azul (GeneFlash, Synoptics Ltd., EEUU). Los perfiles moleculares fueron finalmente analizados mediante el programa GeneTools (Synoptics Ltd., EEUU).

3. Resultados y Discusión

La figura 1 representa la evolución en el tiempo de las medidas experimentales de temperatura y caudal de aireación. También se representa la variación de la OUR real del proceso, calculada a partir de las medidas experimentales. La evolución de la temperatura, y a su vez, de la actividad biológica vienen marcadas por la etapa del proceso. Estos parámetros también pueden verse influidos por las condiciones experimentales. En la figura 1 se observa que inicialmente la temperatura de proceso aumentó hasta obtener valores dentro del rango termófilo (día 1 de proceso). Es en esta etapa en la que, durante el pico máximo de temperatura, se alcanzó el valor máximo de OUR (4.3 g O_2 kg MO^{-1} h^{-1}). Posteriormente, al finalizar la etapa termófila la temperatura del material empezó a descender hasta llegar al final del experimento. Es importante destacar que durante el experimento la temperatura sufrió varios descensos bruscos debidos a picos elevados de aireación. Estos descensos remontaron con la disminución de la aireación.

En la tabla 1 se muestran los resultados analíticos del material inicial y final, así como los porcentajes de reducción. A partir de los análisis iniciales y finales realizados se observa que durante los 7 días de proceso el material sufrió una reducción de la materia orgánica total. Como consecuencia de esta pérdida de material, la porosidad aumentó. Por último, los valores de IRE muestran claramente la estabilización del residuo.

Tal como se observa en la figura 2, la cantidad de ADN extraído de la masa compostante fue similar en las muestras procedentes de la mezcla inicial (M1) y en las de la fase termófila (M2) (entre 1.5 y 3 $\mu g\ g^{-1}$), pero fue claramente menor en la muestra final (M3) (aprox. 0.3 $\mu g\ g^{-1}$). Este hecho indica que la cantidad de biomasa disminuyó significativamente al final del periodo de biodegradación, a partir del final de la fase termófila.

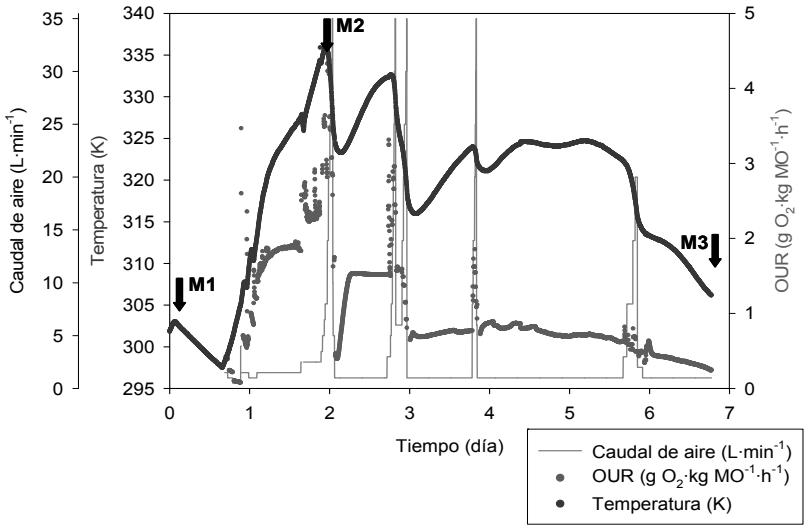


Figura 1. Seguimiento de los distintos parámetros registrados. Las flechas indican el momento en el que se tomaron muestras: mezcla inicial (M1), pico de la fase termófila (M2), y final de la fase de degradación (M3), para su posterior caracterización microbiológica.

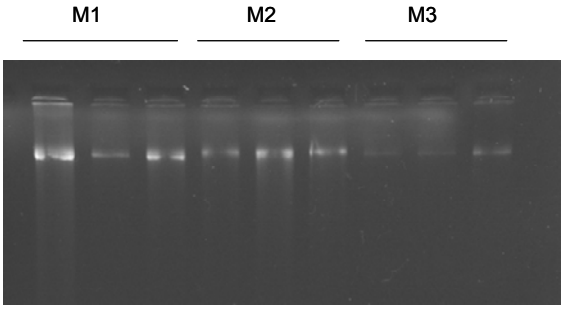
Tabla 1. Caracterización inicial y final del material compostado.

	Peso (kg)	**Humedad (%)**	**Materia Seca (% s.m.h.)***	**Materia Orgànica (% s.m.s.)***	**pH**	**FAS (%)**	**IRE (mg O_2 g MO^{-1} h^{-1})**
Inicial	29.9	57.6	42.4	79.6	7.15	59.5	1.60 ± 0.33
Final	24.0	52.4	47.6	77.2	8.08	68.3	1.05 ± 0.09
% eliminación	19.7	27.0	9.9	12.6	-	-	-

***** (% s.m.h.): porcentaje sobre materia húmeda. (% s.m.s.): porcentaje sobre materia seca.

Aunque en principio no exista una correlación directa entre el contenido total de ADN y el contenido de la biomasa bacteriana activa, el descenso observado en el ADN extraído se corresponde con la disminución de la actividad metabólica de los microorganismos, tal como se refleja en la consiguiente evolución descendente de la temperatura y de la tasa de respiración (Fig. 1).

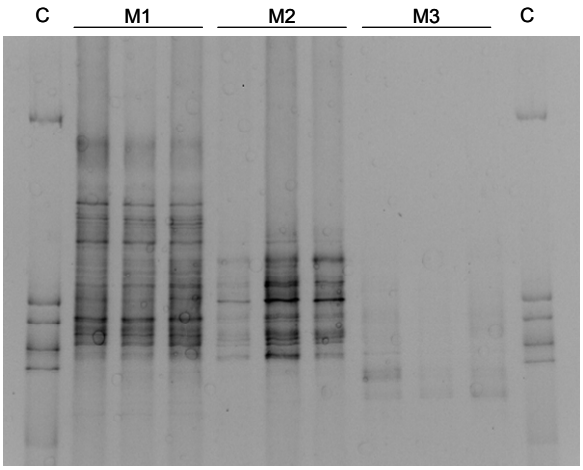
Figura 2. Cantidad de ADN total extraído de las muestras tomadas (tres réplicas de cada una) durante el proceso del compostaje: mezcla inicial (M1), pico de la fase termófila (M2), y final de la fase de degradación (M3).



Los perfiles de DGGE rebelan que las poblaciones bacterianas dominantes en las muestras analizadas son claramente distintas (Fig. 3), lo que indicaría que existe un proceso de sucesión de poblaciones microbianas durante el proceso de compostaje. Este proceso puede explicarse por la presión selectiva ejercida por las condiciones ambientales fluctuantes, que a su vez son consecuencia de las interacciones entre el medio fisicoquímico y la microbiota.

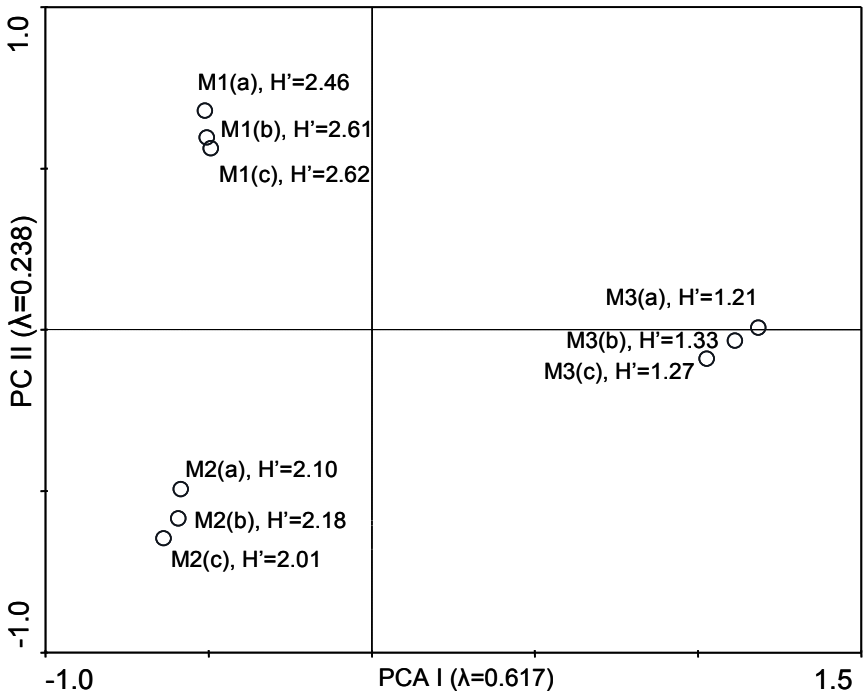
El proceso de compostaje se caracteriza a corto plazo por una rápida ascensión de la temperatura hasta el rango termófilo (Fig. 1). En este sentido, en sólo dos días de proceso, se observa un cambio radical de la estructura de la población bacteriana. A largo plazo se produce un agotamiento de la materia orgánica fácilmente biodegradable y un descenso de la temperatura, seleccionándose microorganismos adaptados al metabolismo de moléculas más recalcitrantes. De forma paralela, durante el proceso de compostage disminuyeron las unidades taxonómicas (definidas como bandas de DGGE) (Fig. 3), pasando de las 15-17 de la muestra inicial (M1) a las 9-12 de la muestra M2, llegando hasta las 4 de la muestra final (M3).

Figura 3. Perfilado de los productos de ADN amplificados con iniciadores universales bacterianos mediante electroforesis en gel con gradiente denaturante (DGGE): mezcla inicial (M1), pico de la fase termófila (M2), y final de la fase de degradación (M3). En el primer y último carril se introdujo un control (C) para verificar la homogeneidad de la migración.



En total se detectaron 27 genotipos bacterianos distintos. El índice de Shannon (H') calculado a partir de la intensidad relativa de cada banda confirma la tendencia a la disminución de la biodiversidad producida durante el compostaje (Fig. 4). Por otra parte, es importante destacar que los perfiles moleculares entre réplicas independientes procedentes de una misma muestra fueron muy similares, indicando que la composición microbiana es altamente homogénea en la escala de muestreo planteada en este estudio.

Figura 4. Diagrama de los dos primeros componentes principales de los perfiles poblacionales estudiados por DGGE (Fig. 3) correspondientes a las muestras: mezcla inicial (M1), pico de la fase termófila (M2), y final de la fase de degradación (M3). Para cada una de las muestras también se especifica el índice de biodiversidad de Shannon (H').



El análisis multivariante de los componentes principales (PCA) de los perfiles moleculares previamente establecidos mediante DGGE confirma tanto la heterogeneidad intermuestral como la homogeneidad intramuestral (Fig. 4). Un análisis indirecto de gradiente realizado a partir de la distribución de las muestras en el diagrama bidimensional de componentes principales indica que la mayor variabilidad poblacional se produce entre las muestra M3 en relación con las muestras M1 y M2, quedando recogida en el primer componente principal (62% de la varianza total). Estas diferencias podrían estar relacionadas con la evolución en la composición de la masa compostante como resultado del progresivo agotamiento de los sustratos fácilmente biodegradables. Por otra parte, el segundo componente recoge la variabilidad existente entre las muestras M1 y M2 (24% de la varianza total), indicando que las diferencias observadas en estas dos muestras estarían relacionadas con el incremento de la temperatura del proceso.

4. Conclusiones

A pesar del estadio todavía preliminar del presente estudio, los resultados expuestos anteriormente permiten obtener algunas conclusiones de interés de cara a la definición de las líneas futuras de trabajo:

- Las técnicas moleculares basadas en la extracción y amplificación de ADN de muestras de compost, y posterior análisis mediante DGGE representan una alternativa interesante a los métodos clásicos dependientes de cultivo utilizados anteriormente para la caracterización microbiana del proceso del compostaje.
- El análisis indirecto de gradientes indica que los patrones poblacionales obtenidos son coherentes con la evolución de los principales parámetros ambientales (biodegradabilidad del sustrato y temperatura).
- En base a este estudio, actualmente se está desarrollando un protocolo análogo para caracterizar las poblaciones fúngicas y realizar así un análisis detallado de las interacciones entre hongos y bacterias.
- Se está procediendo también a la identificación taxonómica de los genotipos observados mediante la secuenciación del ADN y comparación de las secuencias obtenidas en bases de datos públicas (Genbank).

Referencias

Barrena, R., Vázquez, F., Gordillo, M.A. Gea, T. y Sánchez, A. 2005. Respirometric assays at fixed and process temperatures to monitor composting process. Bioresource Technol. 96, 1153-1159.

Oppenheimer, J.R., Martin, A.G. y Walker L.P. 1997. Measurements for air- filled porosity in unsaturated organic matrices using a pycnometer. Biresource Technol. 50, 241- 247.

US Department of Agriculture and US Composting Council. 2001. Test methods for the examination of composting and compost. Edaphos International, Houston (Texas-USA).

Yu, Z., Morrison, M. 2004. Comparisons of different hypervariable regions of rrs genes for use in fingerprinting of microbial communities by PCR-denaturing gradient gel electrophoresis. Appl. Environ. Microbiol. 70:4800–4806.

Cómo medir el contenido en humedad en compost bajo condiciones variables de salinidad, temperatura y compactación

How to measure the content in humidity in compost under variable conditions of salinity, temperature and compaction

A. Ritter[†,*], C. M. Regalado[†] y E. Corominas Roig[£]

Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (ICIA) Apdo. 60 La Laguna; 38200 Tenerife
[†]Dep. Suelos y Riegos.
[£]Unidad de Microbiología Aplicada

E-mail: aritter@icia.es *Tfno: +34 922 476 329; Fax: +34 922 476 303

Resumen

La medida del contenido de humedad con sensores dieléctricos puede verse afectada por la porosidad, salinidad, temperatura y contenido orgánico del sustrato. El uso del compost como enmienda orgánica conlleva la modificación de dichas propiedades. Se estudió la respuesta de varios sensores dieléctricos comerciales (TRASE, TRIME y ECH_2O) en compost de material vegetal bajo diferentes condiciones de salinidad (3, 12 y 16 dS m^{-1}), temperatura (25, 40 y 60ºC) y compactación (dos densidades aparentes distintas: 600 y 770 kg m^{-3}), con el objetivo de evaluar el efecto de estos parámetros en la estimación del contenido de humedad. Se observó que la salinidad del sustrato influye en las medidas realizadas con los tres tipos de sensores, aunque en grado diferente: ECH_2O>TRIME>TRASE. Igualmente, las sondas son sensibles a la temperatura: ECH_2O>TRASE>TRIME. Las lecturas con la ECH_2O y el TDR-TRIME se ven afectadas por la densidad del sustrato, mientras que el efecto de la compactación con el equipo TDR-TRASE es mínimo. Se proponen ecuaciones de calibrado que corrigen la sensibilidad de estos sensores a las variables estudiadas.

Palabras clave
Capacitancia, compost, contenido de humedad, frecuencia, TDR

Abstract

The measurement of the humidity content with dielectric sensors can be seen affected by the porosity, salinity, temperature and organic content of the substrate. The use of compost as it amends organic entails the modification of these properties. The answer of several commercial dielectric sensors (TRASE, TRIME and ECHÒ) in compost of vegetal material under different conditions of salinity (3, 12 and 16 dS M-1), temperature (25, 40 and 60ºC) and compaction studied (two densities I pretend different: 600 and 770 kg m-3), with the objective to evaluate the effect of these parameters in the estimation of the humidity content. It was observed that the salinity of the substrate influences in the measures made with the three types of sensors, although in different degree: ECHÒ>TRIME>TRASE. Also, the soundings are sensible to the temperature: ECHÒ>TRASE>TRIME. The readings with the ECHÒ and the TDR-TRIME are affected by the density of the substrate, whereas the effect of the compaction with equipment TDR-TRASE is minimum. Equations set out of calibrated that correct the sensitivity of these sensors to the studied variables.

Key words
Capacitance, compost, contained of humidity, frequency, TDR

1. Introducción

Actualmente existen diversas técnicas para la estimación del estado hídrico de materiales porosos como los sustratos: TDR (Time Domain Reflectometry), capacitancia, FDR (Frequency Domain Reflectometry), ADR (Amplitude Domain Reflectometry), tensiómetros electrónicos, etc. Estas técnicas, salvo los tensiómetros, se engloban dentro de lo que se conocen como métodos dieléctricos y han ido adquiriendo una creciente aceptación por ser instrumentos fáciles de usar; proporcionan lecturas instantáneas; alteran poco la estructura del sustrato; no son contaminantes; permiten la automatización de las medidas y su coste suele ser relativamente bajo (Muñoz-Carpena et al., 2004). El fundamento de los métodos dieléctricos consiste en la estimación del contenido volumétrico de agua (θ) a través de la constante dieléctrica (ε) del material. Esta variable indica la capacidad de una sustancia o material para almacenar energía eléctrica y es igual a la relación al cuadrado entre la velocidad de propagación de una onda electromagnética en el vacío y la correspondiente en un material poroso (Topp et al., 1980). La permitivi-

dad del agua es muy superior (ε_{agua}= 81) a la del aire (ε_{aire}= 1) y a la de los sólidos ($\varepsilon_{sólidos}$= 2-15). Por lo tanto la constante dieléctrica de un sustrato está principalmente condicionada por su contenido de agua, de tal forma que pequeñas variaciones en el contenido de humedad provocan cambios importantes en ε. El funcionamiento de los sensores dieléctricos consiste en aplicar una onda electromagnética con una frecuencia efectiva a través de unas guías que se insertan en el sustrato. La interacción de la onda con el sustrato produce la variación de alguna propiedad de la onda electromagnética. Esta variación proporciona la constante dieléctrica del sustrato. Luego el contenido de humedad se estima a partir de una relación empírica de calibrado entre ε vs. θ. Así por ejemplo, en el caso de suelos, se utiliza frecuentemente la ecuación propuesta por Topp et al. (1980), la cual se ha comprobado que resulta adecuada para suelos minerales y $\theta \leq 0.5$ m^3m^{-3}. Sin embargo, esta relación ε vs. θ no siempre es aplicable, ya que las lecturas de los sensores dieléctricos pueden verse afectadas por otras variables: temperatura, conductividad eléctrica, baja densidad aparente (<900 kg m^{-3}), alta porosidad (>60%), elevada superficie específica (Paterson, 1977; Tomer et al., 1999) y contenido en materia orgánica (Weitz, 1997). Estos efectos resultan más o menos importantes en función de la frecuencia efectiva, f, que utiliza el sensor dieléctrico. Así, cuanto mayor sea f, el sensor presentará menor sensibilidad a la salinidad y a las variaciones de temperatura y el éxito al usar una relación universal ε vs. θ será mayor. No obstante el incremento de f tiene una limitación física, porque a frecuencias muy altas aumenta la dispersión de ε, y supone además un incremento del coste del sensor.

El uso del compost como enmienda orgánica conlleva la modificación de las propiedades físicas del sustrato, por lo que el objetivo de este trabajo consiste en evaluar el efecto en la estimación del contenido de humedad en compost determinada con varios sensores dieléctricos comerciales bajo diferentes condiciones de salinidad (3, 12 y 16 dS/m), temperatura (25, 40 y 60 ºC) y compactación.

2. Materiales y métodos

Para estudiar el comportamiento de tres sensores dieléctricos diferentes bajo distintas condiciones de salinidad, temperatura y compactación, se empaquetó el compost en cilindros de PVC (∅0.16 por 0.35 m) que se adaptaron para acelerar el secado, de manera que se abrieron en los laterales y cubrieron primero con una malla con orificios de 5 mm y sobre ésta se colocó otra malla mosquitera para evitar las pérdidas de material fino. Como sustrato se utilizó un compost maduro, obtenido a partir de material vegetal. Éste se empaquetó en los cilindros a una densidad aparente de 600 kg m^{-3}, similar a la que presentaba la pila de donde se tomó el compost. Para cada uno de los ensayos se saturó la columna de compost en cada cilindro mediante la solución correspondiente. A continuación se realizó el secado del compost (primero al aire durante tres semanas y luego en estufa a 40ºC). Progresivamente, a medida que se iba secando el compost, se realizaron medidas simultáneas con los tres sensores de la constante dieléctrica y del peso de los cilindros de compost. Finalmente, los cilindros de compost se secaron a 105ºC para determinar su peso seco. De esta forma se obtuvo para cada sensor la relación entre ε vs. θ. Los valores de θ se calcularon por volumetría a partir de los pesos registrados con una balanza AEW (Adam Equipment Co.) de precisión ±5g.

Para estudiar el efecto de la salinidad, los cilindros con compost se saturaron con tres soluciones de cloruro sódico con conductividades eléctricas de 3, 12 y 16 dS m^{-1}, respectivamente. Para comprobar el efecto de la temperatura, las columnas de compost se saturaron con agua (0.2 dS m^{-1}) y durante el proceso de secado las lecturas se realizaron a 25, 40 y 60ºC. Para el ensayo a 60 ºC los cilindros se forraron con papel de aluminio evitando así que el compost se secara excesivamente rápido. En este caso los cilindros no se introdujeron en la estufa con los sensores, para evitar posibles daños en la electrónica, sino que éstos se insertaron inmediatamente antes de realizar la medida. El efecto de la compactación se evaluó con cilindros que denominamos "sin compactar" (con densidad aparente de 600 kg m^{-3}) frente a otras columnas de compost empaquetadas a de 770 kg m^{-3}.

En cuanto a la determinación de θ a partir de la permitividad del medio, se utilizaron tres sensores comerciales de características diferentes: a) Sistema TDR-TRASE (6050X1) de Soil moisture Inc., con frecuencia efectiva de ~3 GHz y coste relativamente alto; b) Sistema TDR-TRIME-FM2 (IMKO Micromodultechnik GmbH), con frecuencia de trabajo de ~1 GHz y coste medio; y c) Sensor de capacitancia ECH_2O (Decagon Devices Inc.), cuya frecuencia efectiva es de tan solo ~10 MHz y su coste es bajo.

Para mejorar las lecturas con el equipo TDR-TRASE en los ensayos de conductividad eléctrica alta, las varillas del sensor se forraron con un material plástico. La transformación de los valores de ε usando las varillas forradas en aquellos que se hubieran obtenido sin el recubrimiento plástico se realizó mediante una ecuación empírica que resulta de comparar lecturas hechas con varillas forradas y sin forrar en líquidos con ε conocida. En el caso de la sonda de capacitancia, como ésta no proporciona directamente un valor de ε, sino una señal en voltaje, igualmente se utilizaron los líquidos de ε conocida para obtener la relación empírica entre ε y la señal en voltaje del sensor de capacitancia es importante destacando tres

tendencias diferentes. En cuanto a la temperatura (Fig. 1b), el TDR-IMKO se muestra muy poco sensible, mientras que para el TDR-TRASE el aumento de temperatura produce un cambio de tendencias, siendo la dispersión mayor a 60ºC. El sensor ECH_2O es sensible a temperaturas altas con tendencias no predecibles.

Tabla 1. Ecuaciones de calibrado ($\theta = a\varepsilon + b\sqrt{\varepsilon} + c$) para los casos estudiados

Sensor	Ensayo	*a*	*b*	*c*	R^2
TRASE	3, 12 y 16 dS m^{-1}	-	0.1867	- 0.368	0.9218
IMKO	***3 dS m^{-1}***	-	0.2021	- 0.3875	0.9637
IMKO	***12 y 16 dS m^{-1}***	0.0016	0.0962	- 0.1378	0.9121
ECH_2O	3 dS m^{-1}	0.0308	0.0002	- 0.0062	0.9522
ECH_2O	12 dS m^{-1}	0.0108	0.0077	0.0202	0.9531
ECH_2O	16 dS m^{-1}	0.0221	0.0185	0.0197	0.955
TRASE	25 ºC	-	0.1825	- 0.3715	0.9682
TRASE	40 ºC	-	0.1575	- 0.1978	0.9789
TRASE	60 ºC	0.0687	- 0.1526	0.0786	0.8501
IMKO	25, 40 y 60 ºC	0.0353	0.0341	- 0.005	0.9425
ECH_2O	25 ºC	-	0.1994	- 0.3151	0.9436
ECH_2O	40 ºC	-	0.1159	- 0.1582	0.8839
ECH_2O	60 ºC	0.0472	- 0.0516	- 0.0107	0.4959
TRASE	Con y sin compactación	-	0.181	- 0.3474	0.9264
IMKO	Sin compactar	0.0264	0.0153	- 0.0696	0.9756
IMKO	Compactado	0.0018	0.0933	- 0.0935	0.9532
ECH_2O	Sin compactar	0.0308	0.0002	- 0.0062	0.9522
ECH_2O	Compactado	0.0058	0.0389	- 0.0052	0.9253

Finalmente, la Fig. 1c muestra el efecto de la compactación, de tal forma que las lecturas con la ECH_2O y el TDR-TRIME se ven afectadas por la densidad del sustrato, mientras que el efecto de la compactación con el equipo TDR-TRASE es mínimo.La Tabla 1 presenta los coeficientes de las ecuaciones, ajustadas para cada caso, que permiten obtener θ a partir de ε.

El efecto de las variables estudiadas en las lecturas de los sensores en general produce un aumento de la dispersión, y un cambio de la tendencia $\sqrt{\varepsilon}$ vs. θ. No obstante, el uso de estos sensores es válido si se utiliza la relación $\sqrt{\varepsilon}$ vs. θ apropiada a las condiciones particulares del sustrato. Como consecuencia de su baja frecuencia efectiva, el sensor de capacitancia de bajo coste presenta una gran sensibilidad a las variables estudiadas.

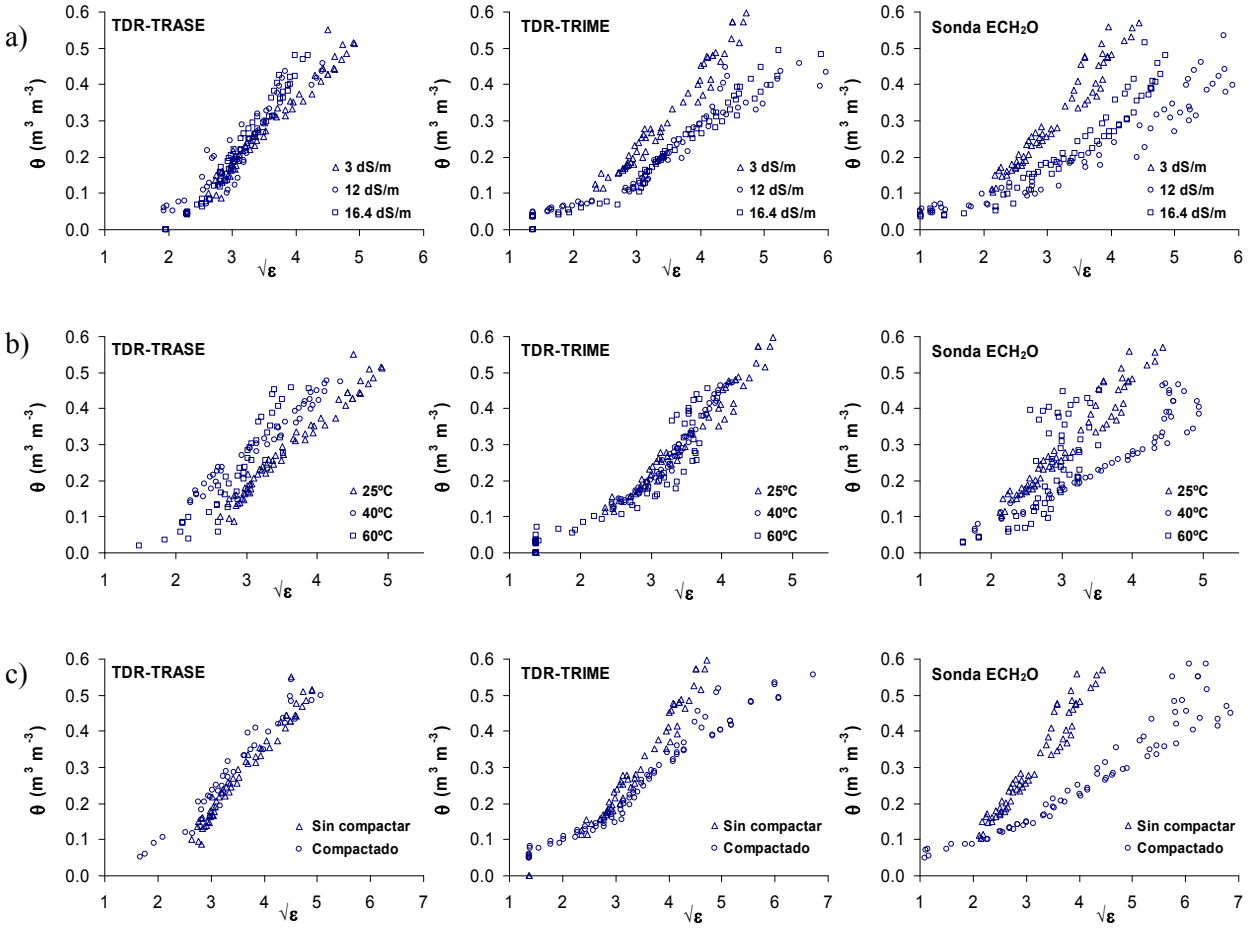


Figura 1. Relación entre θ y la raíz cuadrada de ε en los tres sensores comerciales estudiados bajo diferentes condiciones de a) salinidad; b) temperatura y c) compactación

Referencias

Muñoz-Carpena, R., Ritter, A. and Bosch, D. 2004. Field methods for monitoring soil water content and Flow. Chapter 5. p. 167-195. En: J. Álvarez-Benedí and R. Munoz-Carpena (eds.), Soil-Water-Solute Process Characterization: An Integrated Approach. CRC Press, Boca Ratón.

Paterson, E. 1977. Specific surface area and pore structure of allophonic soil clays. Clay Minerals 12: 1-9.

Tomer, M.D., Clothier, B.E., Vogeler, I. and Green, S. 1999. A dielectric–water content relationship for sandy volcanic soils in New Zeland. Soil. Sci. Soc. Am. J. 63: 777-781.

Topp, G.C., Davis, J.L. and Annan, A.P. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: measurement in coaxial transmission lines. Water Resour. Res. 16: 574-582.

Weitz, A.M., Grauel, W.T., Keller, M. and Veldkamp, E. 1997. Calibration of time domain reflectometry technique using undisturbed soil samples from humid tropical soils of volcanic origin. Water. Resour. Res. 33: 1241-1249.

Comportamiento del compost de RSU en un cultivo de *Lolium multiflorum* en Menorca

Behaviour of municipal waste compost compost in *Lolium multiflorum* crop in Menorca

F.X. Martínez[1], O. Huerta[1], M. López[1], M. Soliva[1], J. Bustamante[2], A. Allés[2]

[1]Escola Superior d'Agricultura de Barcelona
[2]Centre de Capacitació i Experiències Agràries de Maó. Consell Insular de Menorca

Antonio Allés: aao.agricultura@cime.es

Resumen

El Centre de Capacitació i Experiències Agràries (CCEA) de Maó perteneciente al Consell Insular de Menorca, estudiaba la influencia de distintas dosis de fertilización nitrogenada sobre la producción de *Lolium multiflorum*. Paralelamente, en la isla se había puesto en marcha una planta de tratamiento de los RSU produciendo un compost de calidad media debido a su contenido en metales, así como a la falta de estabilidad.

Era importante realizar pruebas de aplicación del compost generado, además de intentar mejorar el funcionamiento de la planta, para favorecer la gestión y reciclado de los residuos orgánicos así como disminuir las necesidades de fitonutrientes que en una isla, debido al transporte, generan importantes gastos.

Se propuso una experiencia, en colaboración con la ESAB, para aplicar el compost al cultivo de *Lolium multiflorum* que al permitir realizar diversos cortes facilitaba el estudio de la mineralización del compost. Aunque en general los suelos de Menorca tienen un contenido bueno en materia orgánica, se consideró de interés el estudio del comportamiento del compost en las condiciones climatológicas de la isla y con las técnicas culturales empleadas habitualmente.

El compost se aplicó combinado con diferentes dosis de fertilizante mineral y se comparó con fertilización mineral y con un blanco. La experiencia tuvo una duración de tres años.

El compost presentó una mineralización lenta que provocó que en el primer y segundo año la combinación con fertilizante mineral fuese muy efectiva. Los efectos acumulativos de la aplicación de compost en la fertilización nitrogenada se pusieron de manifiesto en el tercer año.

Palabras clave
Compost, forrajes, mineralización, fertilización, nitrógeno

Abstract

The Consell Insular de Menorca's Centre de Capacitació i Experiències Agràries (CCEA) in Maó was studying the influence of nitrogen fertilization dose in *Lolium multiflorum* production. At the same time, a solid waste treatment plant was set up in the island, obtaining average quality compost due to heavy metal content and low stability.

Trials in compost application were done as well as improvements in plant operation in order to find a better management and recycling of organic wastes. Moreover, it can allow to reduce demand of fitonutrients, especially in an island where cost of transport are high.

An experience in collaboration with ESAB was set to apply compost obtained in a crop of *Lolium multiflorum*. This crop can have several cuts that allow the study of compost mineralization. Even though Minorca soils have good organic content, it was interesting to study compost performance in climatic conditions of the island and with its regular cultural techniques.

Compost were applied combined with different dose of mineral fertiliser and were compared with mineral fertilization and with a blank. Experience took 3 years. Compost developed slow mineralization that caused an effective combination with mineral fertilisers along first and second years. Cumulative effects of compost application in nitrogen fertilization appeared on third year.

Keywords
Compost, fodder, mineralization, fertilization, nitrogen

1. Introducción

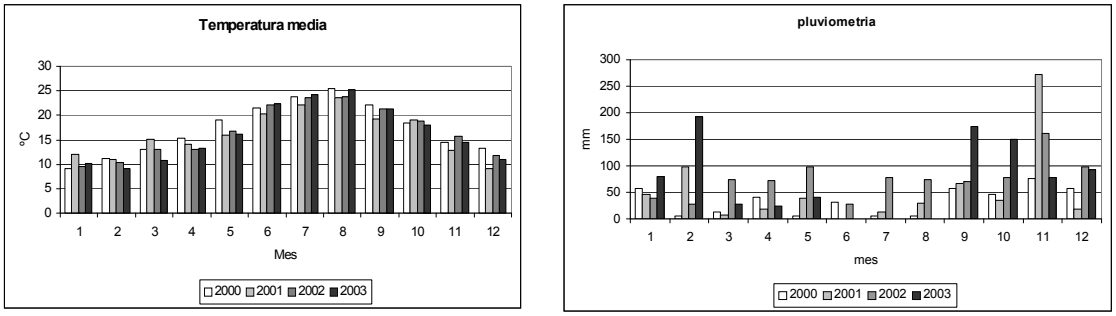
La isla de Menorca tiene una superficie de 70.396 ha, de las cuales 30.272 ha son de cultivo, siendo 27.409 ha de secano; de estas últimas el 56% están dedica-

das al cultivo de forrajes y un 14 % de ellas al raygrass y un 20% a mezclas de raygrass y avena.

Según el régimen de temperaturas y precipitaciones (figura 1) la isla se considera de clima mediterráneo mesotérmico seco subhúmedo, con un exceso moderado de agua en invierno que permite realizar cultivos de secano frescos cuando los suelos son suficientemente profundos.

Los suelos de la isla tienen un nivel aceptable de materia orgánica y aunque la aplicación durante tres años consecutivos de compost a un cultivo forrajero no sea muy aconsejable desde el punto de vista agronómico en esta experiencia se llevó a la práctica con la finalidad de determinar el comportamiento del N contenido en el compost y la relación entre estabilidad y tasa de mineralización.

Figura 1. Condiciones climatológicas de la experiencia

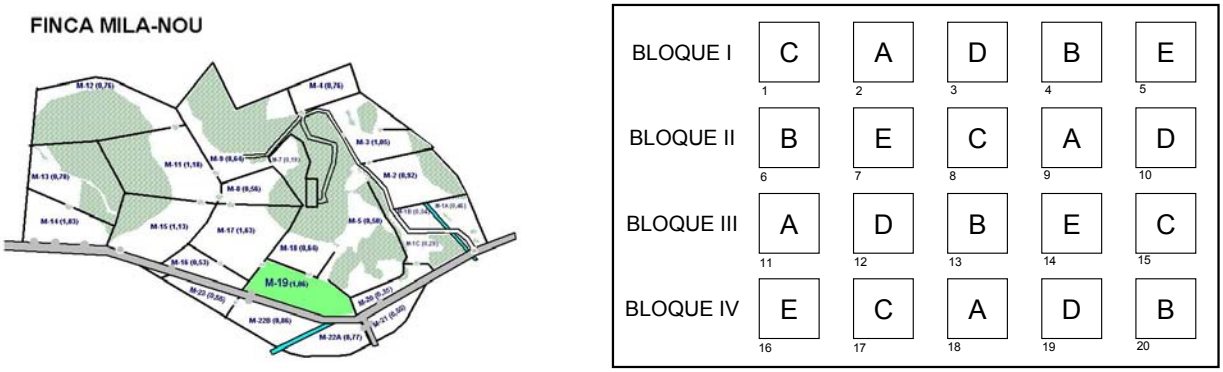


2. Materiales y métodos

La experiencia de campo fue realizada por el personal del CCEA de Mahón en la parcela M-19 de la finca Milà Nou, perteneciente al mismo organismo. El modelo estadístico fue de bloques al azar (4 repeticiones y 5 tratamientos por bloque); cada subparcela medía 16 m^2 (figura 2) y el cultivo utilizado fue raygrass italiano (var. barmultra).

Se utilizó el compost producido en la planta de compostaje de RSU de Menorca.

Figura 2. Ubicación de la parcela en la finca y distribución de los bloques y tratamientos



En aquella época en la isla no se realizaba la recogida selectiva en origen y se compostaba en pilas volteadas durante unos dos meses. En la tabla 1 se exponen las características del compost aplicado cada uno de los años de la experiencia; presentaba una elevada conductividad eléctrica (CE), contenidos aceptables de materia orgánica (MO) y nitrógeno orgánico (Norg) pero baja estabilidad, contenidos medianos de fósforo (P) y potasio (K). La concentración en metales, aunque elevados cumplían la normativa existente en el 2000 (BOE 131, 1998) pero con la actual (RD 824/2005) los compost aplicados corresponderían a clase C. Tenía coloración oscura, aspecto fibroso y seco, desprendiendo olor a amoníaco mezclado con ligero olor a descomposición debido a no estar suficientemente maduro.

Se aplicaron cinco tratamientos: A, sin ningún tipo de fertilización; B, con aplicación de abonado mineral (sementera y cobertera); tratamientos C, D y E en los que se aplicó idéntica cantidad de compost, pero complementado con distintas dosis o momentos de aplicación de fertilizante mineral (tabla 2).

Tabla 1. Características del compost utilizado en la experiencia

	2001	2002	2003
H % smh	23,16	24,35	21,04
pH	8,30	7,63	8,33
CE dS m^{-1}	8,25	8,83	10,19
N-NH^+_4 mg k g^{-1} sms	1654	1816	1313
		% sms	
MOT	53,57	55,60	47,35
N org	1,84	2,08	2,31
C/N	15	13	10
		% sms	
MOR	21,64	22,6	21,78
P	0,36	1,11	0,55
K	0,57	0,81	0,85
Na	0,76	1,14	1,02
Ca	8,54	13,5	11,46
Mg	1,16	1,34	1,26
Fe	0,61	0,60	0,68
		mg kg^{-1} sms	
Zn	948	1540	946
Cu	357	500	286
Ni	107	99	110
Cr	263	289	204
Pb	257	379	323
Cd	0,98	1,03	0,52

pH, CE y N-NH^+_4 determinados sobre extracto acuoso 1/5

En el C se aplicó al inicio para evitar problemas de inmovilización del N (compost inmaduro); en el D no se aplicó en sementera para poner en evidencia la inmovilización (si se producía) y si se aplicó después de cada corte; en el E en ambos momentos.

Tabla 2. Dosis de compost y de fertilizante mineral aplicadas según tratamiento

Trat.	kg ha^{-1}		
	Sementera		Cobertera
	Compost	FM	FM
A	0	0	0
B	0	500*	90N
C	25.000	45N	0
D	25.000	0	15N
E	25.000	45N	35N

* 9-18-27 Trat. : tratamientos

La siega de las parcelas se realizó con motocultor con una barra de corte de 1,10 m., realizándose dos catas por parcela (en sentidos contrarios) y pesada en campo de cada una de ellas, independientemente (figura 3).

Del material vegetal, además de cuantificar la producción y la humedad, se determinó el contenido en macronutrientes y metales pesados.

Se tomó muestras de suelo al inicio y al final de cada experiencia anual determinándose pH, CE, materia orgánica, Nitrógeno orgánico y fósforo asimilable. En las muestras iniciales y finales de la experiencia se determinó el nivel en metales pesados.

3. Resultados y discusión

Aunque en la experiencia se llevó a cabo un análisis exhaustivo del tejido vegetal y del suelo, sólo se comentan parte de los resultados relacionados con la producción y la dinámica del N. En la figura 4 se muestra la producción de los distintos cortes (expresada en kg de materia seca por ha) para los 5 tratamientos y cada uno de los años de la experiencia.

Figura 3. Diversos aspectos de la realización de las experiencias

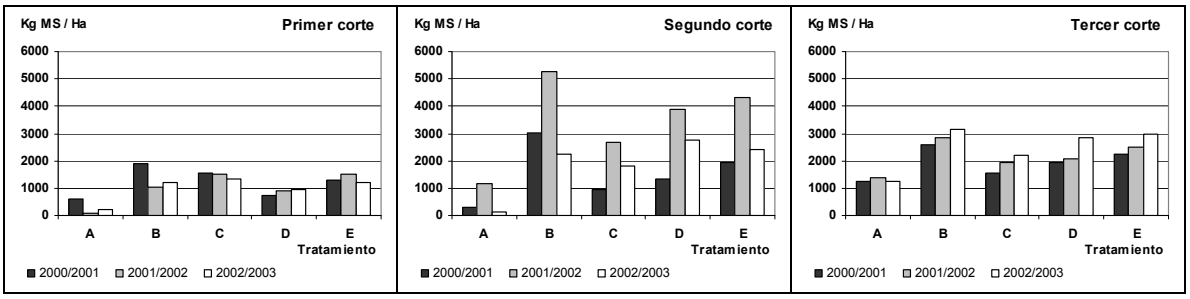


Figura 4. Producción (kg ms ha^{-1}) de los distintos años por cortes y tratamientos

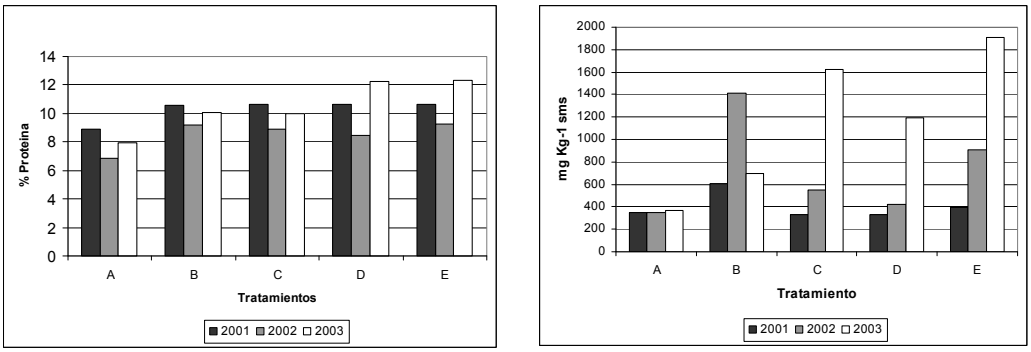


Figura 5. Contenido en proteína y nitratos según tratamiento y año

En la producción de los distintos años, además de la disponibilidad de N, tiene una gran influencia la pluviometría (figura 1) ya que no se aplicó riego.

La aplicación de compost con baja estabilidad provocó inmovilización de N en las primeras etapas del cultivo, efecto que fue disminuyendo a lo largo del tiempo.

La fertilización mineral se manifestó muy efectiva cuando se aplicó sola o en combinación con el compost. La incidencia en la producción del abonado mineral fue más visible y significativa en el primer y segundo año.

El efecto residual de las repetidas aplicaciones de compost hizo que en el tercer año las producciones fuesen más equiparables.

Los contenidos en N orgánico y mineral de las muestras de tejido vegetal también pusieron en evidencia la poca disponibilidad de N asimilable en las primeras etapas de la aplicación de compost (figura 5).

La aplicación continuada de compost incrementó significativamente el contenido en MO del suelo pero también el contenido en metales (tabla 3).

Tabla 3. Contenido en metales (mg kg^{-1}) del suelo al inicio y final de la experiencia

Trat.		Zn	Cu	Cr	Pb
A	I	96	31	30	25
	F	**104**	**35**	**27**	**35**
B	I	100	32	30	25
	F	**104**	**37**	**27**	**39**
C	I	81	30	24	25
	F	**255**	**64**	**49**	**66**
D	I	86	31	42	23
	F	**169**	**61**	**49**	**64**
E	I	93	31	23	26
	F	**216**	**65**	**54**	**58**

4. Conclusiones

La falta de estabilidad del compost provocó problemas de inmovilización del N al inició de la aplicación, mostrándose muy efectiva la combinación con aplicación de fertilizantes minerales.

El efecto positivo del compost sobre la nutrición nitrogenada se manifestó en el tercer año por los efectos acumulativos de la aplicación.

El uso de compost procedente de residuos municipales sin recogida selectiva en origen de la MO no es aconsejable porque aunque pueda aportar determinados beneficios al suelo, incrementa su contenido en metales pesados.

Es aconsejable usar periódicamente compost estable procedente de materiales sin contaminantes combinado con aportaciones de fertilizantes minerales según necesidad del cultivo implantado.

5. Referencias

B.O.E. nº 131 del 2 de Junio de 1998, por lo que se regula la aplicación de compost. Madrid.

Bofarull, J. 1998. Estudi sobre la composició i producció de farratge a diferents dosis d'adobats orgànics i/o minerals. ESAB TFC. Barcelona

Navarro, M., Pujolà,M., Soliva, M. Garau,M.A. 1989. Nitrogen mineralisation study in compost. Acta Horticulturae, 302.

Pérez,S. y Sanz,N. 2003. Aplicació continuada de compost de residus sòlids urbans en un cultiu farratger: influència en la composició. ESAB TFC. Barcelona

RD 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes

Rodríguez, J. y Rebollo, X. 2001. Estudi sobre la composició i producció de faratge a diferents dosis d'adobats orgànics i/o minerals. ESAB TFC. Barcelona

Santamaria, N. 1993. Estudi sobre el procés de mineralització del nitrògen d'un compost madur de residus sòlids en condicions de cultiu. ESAB TFC. Barcelona.

Turu, F. 1997. Estudi sobre l'aplicació de compost a cultius farratgers a l'illa de Menorca. ESAB TFC. Barcelona.

Compostaje de Biosólidos y Residuos Sólidos Urbanos: Modelización de la pérdida de nitrógeno

Biosolids and Municipal Solid Waste composting: Nitrogen removal modelization

J. L. García-Morales, A. Delgado, D. Sales y R. Solera

Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. CASEM. Universidad de Cádiz. Polígono Río San Pedro s/n. 11510. Puerto Real. (Cádiz).

E-mail: joseluis.garcia@uca.es

Resumen

En el presente trabajo se ha modelado la evolución del nitrógeno total Kjeldahl (NTK) en un ensayo de co-compostaje de biosólidos (B) y la Fracción Orgánica de los RSU (FORSU). En él se montaron 4 pilas tipo windrow de 16 toneladas con un 10% de residuos de poda (RP) como material estructurante. Su composición inicial fue: Pila 1-FORSU (90% FORSU: 10 % RP), Pila 2- FORSU-B (2/1) (60% FORSU: 30% B: 10 % RP), Pila 3- FORSU-B (1/2) (30% FORSU: 60% B: 10 % RP), Pila 4- Biosólidos (90% B: 10 % RP). Los resultados se ajustaron a un modelo cinético de primer orden: $NTK_t = A \bullet (1-e^{-kt})$, donde, NTK_t es el porcentaje de eliminación de NTK en el tiempo (%); A es el máximo porcentaje de eliminación del NTK (% NTK_e); k es la constante cinética de primer orden (d^{-1}) y t el tiempo de compostaje (d). El ajuste a los resultados experimentales muestran un elevado coeficiente de correlación (r^2>0,98) y valores de A similares los empíricos. Los valores de A muestran una tendencia ascendente con la proporción de biosólidos, con un valor de un 58,05 % en el ensayo con un mayor contenido (90%), debido a la presencia en éstos de una mayor proporción de sustancias nitrogenadas susceptibles de ser biodegradadas que en la FORSU. Asimismo, se ha encontrado una relación de tipo polinómica (r^2=0,96) entre el parámetro A del modelo y el porcentaje de biosólidos de partida (% B), y entre A y el % inicial de NTK (NTK_o). Estas ecuaciones permitirían predecir el contenido final de NTK en función de las características iniciales de la mezcla.

Palabras clave
Lodos EDAR, FORSU, Nitrógeno Total Kjeldahl, Cinética primer orden

Abstract

The aims of this work were the modelization of Total Kjeldahl Nitrogen evolution of biosolid (B) and Organic Fraction of Municipal Solid waste (OFMSW) co-composting. Four mixtures have been developed (strings of triangular section) containing 16 tons of waste each, with a 10 % in weight of pruning waste (PW): Pile 1- OFMSW (90% OFMSW: 10 % PW), Pile 2, OFMSW-B (2:1) (60% OFMSW: 30% B: 10 % PW), Pile 3, OFMSW-B (1:2) (30% OFMSW: 60% B: 10 % PW), Pile 4- Biosolids (90% B: 10 % PW). Experimental results were fitted to a first order kinetic model: $NTK_t = A \bullet (1-e^{-kt})$, where, NTK_t is the temporal evolution of the TKN removal percentage (%); A is the maximum TKN removal percentage (% NTK_e); k is the first order kinetic constant (d^{-1}) and t is the composting time (d). High correlation coefficients (r^2>0,98) between experimental results and the model were found. Also, the values of A parameter of the model were similar to the empiric results. There is a growing trend of A values and biosolid initial proportion. A percentage of 58,05 % has been registered in the assay with higher biosolid contend (90%). This situation has a relationship with the presence in biosolids a high proportion of easily biodegradable nitrogenated compounds in comparison with the OFMSW. Likewise, there is a polynomial correlation (r^2=0,96) between A parameter of the model and initial biosolid percentage (%B), and between A and initial TKN content (NTK_o). Those equations allow the prediction of final TKN content with the knowledge of some initial mixture characteristics.

Keywords
Sludge, OFMSW, Total Kjeldahl Nitrogen, First order kinetic

1. Introducción

El nitrógeno, junto con el carbono y otra serie de micronutrientes es un elemento de vital importancia para los distintos procesos biológicos, en general, y en el compostaje en particular. El nitrógeno que contiene un compost puede variar en gran medida dependiendo de las materias primas de partida, las

condiciones de procesado, maduración y almacenamiento (Sullivan, et al., 2004). Los biosólidos procedentes de EDARs urbanas son sustratos con un elevado contenido en nitrógeno, variando de entre un 3-4% s.m.s en los lodos frescos y reduciéndose a un 2-3% en los lodos digeridos. El nitrógeno orgánico representa entre el 30-90% del nitrógeno total, siendo el amoniacal entre un 5-70 %. En el caso de los RSU su proporción es mucho menor.

La mineralización de los compuestos orgánicos de nitrógeno se realiza a través de la generación de amonio que, si no es inmediatamente oxidada por las bacterias nitrificantes, puede perderse por volatilización. Pérdidas adicionales de nitrógeno pueden suceder por desnitrificación, proceso microbiológico anaeróbico que reduce el nitrato a N_2. A pesar de esas pérdidas de nitrógeno, se puede producir una recuperación parcial del mismo debido a la actividad de bacterias fijadoras de nitrógeno, aunque dicha fijación se encuentra inhibida por la presencia de amonio y la elevada temperatura (Insam & de Bertoldi, 2007).

Puesta de manifiesto la importancia del Nitrógeno en el proceso de compostaje, en el presente trabajo se ha seguido la evolución del nitrógeno total Kjeldahl (NTK) en un ensayo de co-compostaje por sistema wind-row de biosólidos (B) y la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) y se ha modelado la misma.

2. Material y métodos

2.1. Materias primas y montaje de los ensayos

La FORSU empleada en el estudio fue obtenida de la planta de Bioreciclaje de "Miramundo" situada en el término Municipal de Medina Sidonia (Cádiz), donde fue sometida para su selección a un cribado a través de un tromel de 70 mm. Los Biosólidos (B) utilizados provienen de la EDAR "Guadalete", situada en Jerez de la Fontera, y sometida en la instalación a un proceso de digestión anaerobia y deshidratación en filtro banda. Los Residuos de Poda (RP) provienen de los parques y jardines del Municipio de Jerez de la Frontera y fueron sometidos a un proceso de trituración previa a su utilización en el ensayo. Las principales características de las mismas aparecen recogidas en la Tabla 1.

Tabla 1. Principales parámetros analizados en las distintas materias primas.

Materia Prima	pH	Humedad (%)	Materia Orgánica (%)	N (%)	$N\text{-}NH_3$ (%)	C/N
B	8,2	81,4	50,0	4,5	0,85	6,4
FORSU	5,8	47,4	55,6	1,5	0,12	21,5
RP	7,4	9,8	88,0	1,5	0,00	34,0

Para estudiar la evolución del nitrógeno total (NTK) se efectuó el montaje de cuatro pilas de compostaje tipo wind-row a la intemperie de 16 toneladas, con distintas proporciones de Biosólidos (B) y FORSU, y cada una con un 10% de residuos de poda (RP) como material estructurante. La composición inicial de cada una de ellas es:

- Pila 1: FORSU (90% FORSU:10 % RP)
- Pila 2: FORSU-B (2/1) (60% FORSU: 30% B: 10 % RP)
- Pila 3: FORSU-B (1/2) (30% FORSU: 60% B: 10 % RP)
- Pila 4: Biosólidos (90% B: 10 % RP)

Para el seguimiento del proceso de compostaje se efectuó la medida de los siguientes parámetros según métodos estandarizados: temperatura, materia orgánica (%SV), humedad (%), NTK, NH_4^+, relación C/N, pH, y Carbono Orgánico Total (COT). En el presente trabajo tan solo se presentan aquellos relacionados con la evolución del nitrógeno. Los ajustes al modelo cinético de primer orden se han realizado con el programa Statistica 6.0..

3. Resultados y discusión

Los resultados de la evolución del contenido en NTK en los distintos ensayos y su modelización se presentan a continuación.

3.1. Evolución del contenido en NTK

La evolución de la pérdida de nitrógeno en el conjunto de ensayos se muestra en la Fig.1. En ella se observa una gradación de los resultados en función del porcentaje de biosólidos que contiene el ensayo, con una mayor proporción de pérdidas en aquellos con un contenido más elevado (Pila 4> Pila 3> Pila 2) (ver Tabla 2). En el ensayo se han registrado mayores pérdidas de nitrógeno que las registradas por

otros autores utilizando otros sistemas de compostaje (Rutger) y sustratos similares (Sanchez-Monedero, 2001), debido a las elevadas temperaturas registradas en el sistema windrow que favorecen la volatilización del amonio en las pilas. En el caso del ensayo con mayor contenido en lodos (Pila 4) los porcentajes de pérdida son similares a los reseñados por otros autores (Witter & López-Real, 1987, De Bertoldi, et al., 1983).

Los mayores valores del porcentaje inicial de NTK y menores de la relación C/N mostrados en la Tabla 2, coinciden con las mayores proporciones de biosólidos en los ensayos, e implican mayores pérdidas de nitrógeno, principalmente en forma amoniacal.

Los porcentajes más elevados de pérdida de nitrógeno se registran en aquellos ensayos que registran menores valores de la relación C/N inicial (De Bertoldi, et al. 1983). La evolución del proceso de compostaje en el conjunto de ensayos que contienen biosólidos implica a su finalización unos resultados similares tanto de NTK (intervalo 1,40-1,76%) como de la relación C/N, en el entorno de 9,1.

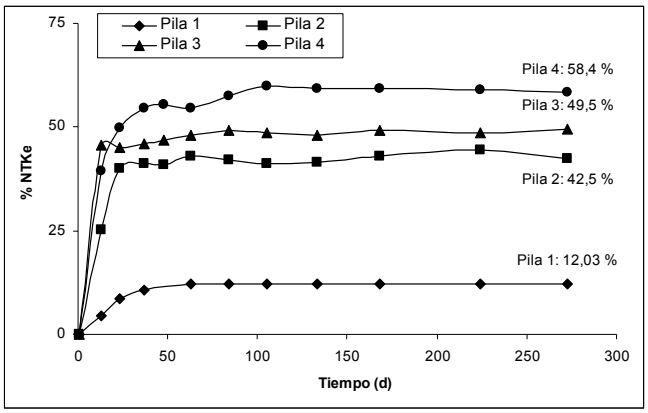


Figura 1. Evolución temporal del porcentaje de NTK eliminado (%NTK_e), junto con el valor final del mismo para cada ensayo.

Tabla 2. Valores iniciales y finales del porcentaje del NTK y la relación C/N en los distintos ensayos

Ensayo	NTK_o (%, s.m.s.)	C/N inicial	NTK_f (%, s.m.s.)	C/N final
Pila 1	1,46	22,9	1,30	9,8
Pila 2	2,38	15,1	1,40	9,2
Pila 3	3,31	10,3	1,67	9,1
Pila 4	4,23	7,4	1,76	9,1

3.2. Modelización de la evolución del nitrógeno total

Los resultados obtenidos de pérdida del NTK en el proceso se ajustaron a un modelo cinético de primer orden:

$$NTK_t = A * (1-e^{-kt})$$

donde, $\mathbf{NTK_t}$ es el porcentaje de eliminación de NTK en el tiempo (%); **A** es el máximo porcentaje de eliminación del NTK (%NTK_e); **k** es la constante cinética de primer orden (d^{-1}) y **t** el tiempo de compostaje (d).

Los resultados del ajuste se recogen en la Tabla 3, donde se pone de manifiesto la bondad del mismo, con unos elevados coeficientes de correlación (r^2>0,98) y valores del coeficiente **A** similares los experimentales. Como ejemplo del ajuste del modelo, en la Fig. 2 se muestra para la **Pila 4** (90% B: 10 % RP) la curva de la ecuación de éste junto con los datos experimentales.

Tabla 3. Parámetros de ajuste del modelo en los cuatro ensayos, junto con el máximo %NTK_e experimental**.**

Ensayo	A (%)	máx. % NTK_e exp.	k (d^{-1})	r^2
Pila 1	12,35	12,03	0,0462	0,983
Pila 2	42,39	42,50	0,0841	0,985
Pila 3	47,97	49,50	0,2136	0,991
Pila 4	58,05	58,40	0,0845	0,993

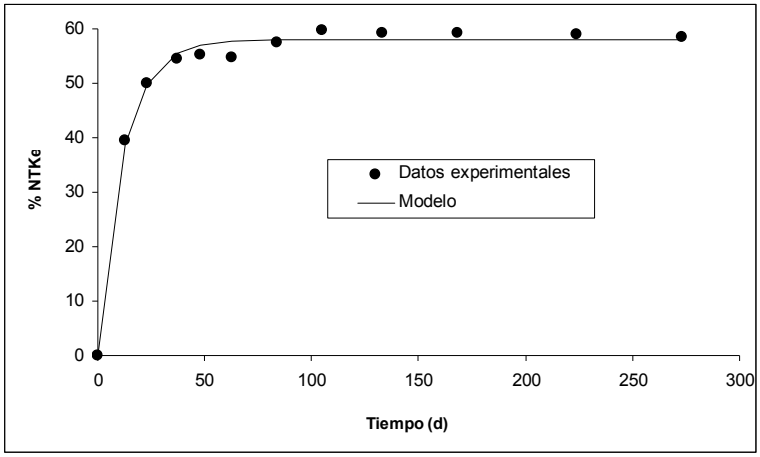


Figura 2. Curva de la ecuación de ajuste del modelo cinético propuesto para los datos experimentales de evolución del NTK de la Pila 4 (90% B: 10 % RP), línea continua modelo de ajuste.

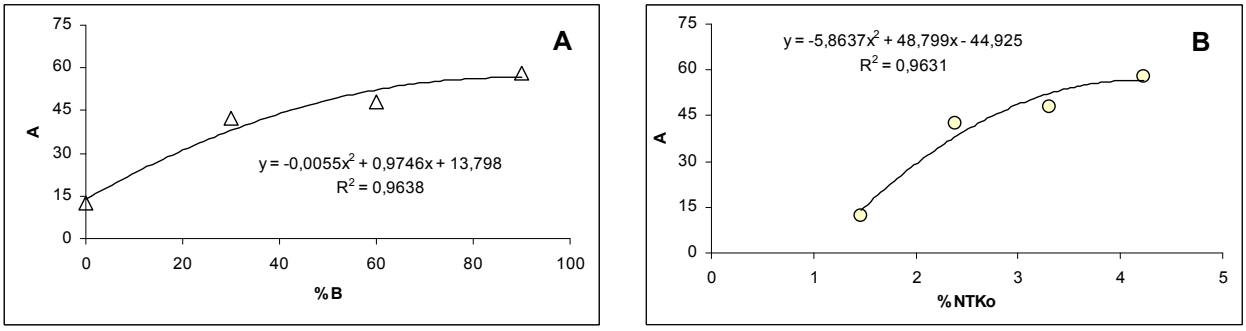


Figura 3. Relación entre el parámetro A del modelo y el porcentaje de biosólidos (%B) en la mezcla inicial (*A*) y con el porcentaje inicial de nitrógeno total Kjeldahl (% NTK_o) (*B*), junto con el ajuste polinómico de ambas relaciones.

El parámetro de ajuste A, máximo porcentaje de eliminación de NTK, se puede correlacionar con alguno de los parámetros iniciales de las pilas experimentales como el porcentaje inicial de biosólidos en las experiencias (Fig. 3-A) o el porcentaje inicial de NTK (%NTK_o) (Fig. 3-B). Estas ecuaciones polinómicas de correlación permitirían predecir el contenido final de NTK del ensayo de compostaje a partir de datos de partida.

4. Conclusiones

El contenido inicial de nitrógeno en el sistema windrow, relacionado generalmente con el contenido inicial en biosólidos, condiciona las pérdidas de este elemento a lo largo del periodo de compostaje, incrementándose éstas con su porcentaje.

Las pérdidas del NTK del conjunto de pilas se pueden ajustar a una cinética de primer orden con coeficientes de correlación superiores al 0,98.

Asimismo, el parámetro de ajuste A (máximo % NTK_e) puede correlacionarse mediante un ajuste polinómico (r^2=0,96) con algunas de las características iniciales de la mezcla como su contenido inicial en NTK (% NTK_o) o el porcentaje en biosólidos de partida (% B). Estas ecuaciones permitirían predecir el contenido final de NTK en función de las características iniciales de la mezcla.

5. Agradecimientos

Los autores quieren agradecer su colaboración en este estudio a las Empresas AJEM, S.A. y SUFI, S.A. y la financiación del mismo por Ministerio de Ciencia y Tecnología con el Proyecto CICYT (PETRI) 95-0788.0: Compostaje y co-compostaje de residuos orgánicos (fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (forsu) y lodos de edar).

6. Referencias

De Bertoldi, M.; Vallini, G.; Pera, A. (1983). The Biology of Composting: a review. Waste Managemen & Research **1**, 157-176.

Insam, H.; de Bertoldi, M. (2007) Cap. 3. Microbiology of the composting Process. En: Diaz, L., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. and Stentiford, E. (Eds.) Compost science and technology. Elsevier. Amsterdam.

Sánchez-Monedero, M.A.; Roig, A.; Paredes, C.; Bernal, M.P. (2001). Nitrogen transformations during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. Bioresource Technology, **78**, 301-308.

Sullivan, D.M.; Miller,R.O. 2004. Cap.4. Propiedades cualitativas, medición y variabilidad de los compost. En: Stofella, P. (Eds). Utilizacion de compost en los sistemas de cultivo hortícola. pp: 96-117. Mundi-Prensa. Madrid

Witter, E.; López-Real, J. (1988). Nitrogen losses during the composting of sewage sludge, and the effectiveness of clay soil, zeolite, and compost in adsorbing the volatilized ammonia. Biological Wastes 23, 279-294.

Compostaje de cadáveres de pollos en sistema cerrado discontinuo

M. Sánchez-Báscones[1], L. M. Navas[1], M. A. Díez[1], A. Correa[2], S. Hernández[1] y J. Martín[1]

[1] Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias (Universidad de Valladolid)
[2] Universidad Europea Miguel de Cervantes

E-mail: msanchez@agro.uva.es

Resumen

En este trabajo se presenta un biodigestor diseñado y construido por el equipo investigador, barato, de sencillo manejo y fácil de colocar en la cualquier explotación ganadera, evitando así cualquier trasporte de cadáveres de animales y la posible propagación de enfermedades. El biodigestor Box-Compost® está construído en panel tipo sándwich de poliéster y espuma de poliuretano. Se trata de un material ligero, resistente a la corrosión y a las condiciones extremas meteorológicas, aislante e impermeable a los olores y gases a baja presión. Está dotado de sistemas de aireación y riego, programables, y de los adecuados sistemas de control. Se han realizado varios ensayos, en los que se ha utilizado, junto con los cadáveres, paja de cereal que actúa como agente esponjante y como acondicionador químico, puesto que su elevado contenido en carbono y bajo en nitrógeno, permite corregir la relación carbono/nitrógeno de los cadáveres, y gallinaza que actúa como inóculo. Para el seguimiento del proceso se empleó el control continuo de la temperatura en diferentes puntos del compostador. Se ha determinado la composición del producto final para su aplicación al suelo. Los reaultados obtenidos han permitido comprobar el correcto funcionamiento del compostador así como la calidad del compost obtenido en el proceso.

Palabras clave
Eliminación animales muertos, compostaje, compostador, pollos.

1. Introducción

El compostaje es un proceso que llevan a cabo series sucesivas de microorganismos, cuando a un material orgánico y biodegradable se le proporcionan adecuadas cantidades de oxígeno y de agua. El contenido de humedad, la disponibilidad de oxígeno y la actividad microbiológica, son los factores que más influyen en la temperatura (Collins, 1996).

Para el compostaje de cadáveres el sistema más ampliamente utilizado es el denominado de dos etapas que tienen lugar en compostadores diferentes. El material sólo se airea mecánicamente al pasar de la etapa primera a la segunda. (Murphy, 1988a y 1988b; Donald et al. 1989; Barton y Benz, 1990; Fullhage, 1993a y 1993b; Carter et al, 1996; Collins, 1996; Morse, 2001). Las temperaturas más elevadas se alcanzan en el compostador primario, donde se descompone la mayor parte de los tejidos de los animales muertos. (González y Sánchez, 2005). En el compostador secundario, debido a la aireación y mezcla sufrida por el material en la operación de traslado de un compostador a otro, se observa una nueva elevación de temperatura, indicación de que continua el proceso de compostaje, (Flegal et al. 1991).

Los compostadores, tanto primarios como secundarios, pueden estar construidos de diferentes materiales: madera tratada, mampostería, etc. Son compostadores que se pueden calificar de permanentes. No obstante, en algunos lugares, o en determinadas circunstancias, se acepta su construcción con balas de paja, son compostadores temporales. Las balas de paja sirven se aislante y pared divisoria entre compostadores.

Tanto los compostadores permanentes como temporales tienen forma de prisma de base rectangular o cuadrada y, en el caso de los compostadores permanentes con sus paredes laterales parcialmente abiertas para facilitar el intercambio de aire por efecto chimenea. Los compostadores primario y secundario deben de tener 1,5 metros de altura; nunca debe de superar los 1,8 metros. Su anchura depende de la maquinaria utilizada para el manejo del material, pero no se aconseja que sea superior a 2,5 metros. Por último, se ha observado que funcionan mejor los compostadores pequeños, particularmente para los animales muertos durante el primer ciclo de producción, sin embargo, no conviene que su tamaño sea inferior a 1,2 x 1,2 x 1,2 metros.

Farrel (2005) describe el compostaje de una mezcla de gallinas muertas, huevos estropeados, residuos de algunos cultivos de invernadero, paja, viruta y jugo de manzanas en una zanja de 76,2 m de largo, 6,1 m de ancho y 0,9 m de profundidad. Para suministrar el oxígeno necesario instala debajo de zanja un lecho de piedras de 20-25 cm y encima cortezas.

El aire se introduce empleando unos ventiladores, aunque también voltea diariamente en verano y dos veces a la semana en invierno.

En el compostaje de cadáveres de gallinas realizados en pilas, Collins (1996) propone un proceso en dos fases con una duración de 7-10 días para la primera. Sin embargo, Sims et al. (1992) establecen este tiempo en un mes y Lawson y Keeling (1999) en 8 semanas. En cuanto al sistema de compostaje más idóneo, las diferencias observadas por González y Sánchez (2005) entre los ensayos realizados en invierno y verano, aconsejan la utilización de un sistema cerrado clásico dotado de aireación forzada. Sin embargo, no se han encontrado referencias bibliográficas sobre digestores discontinuos dotados de control automático. Collins (1996) indica las características y dimensiones de los arcones para compostar aves en discontinuo y Rynk (2003) describe un digestor que funciona en continuo.

El objetivo del trabajo es encontrar un sistema de tratamiento en la propia granja que, efectuado en condiciones de bioseguridad, se constituya en una alternativa al sistema de retirada, en respuesta a la aplicación del Reglamento (CE) 1774/2002, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 3 de octubre de 2002, que ha establecido las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano, entre los que se incluyen los cadáveres de animales, y de conformidad con lo establecido en los artículos 4.2.e), 5.2.g) y 6.2.i) del citado Reglamento.

2. Materiales y métodos

2.1 Localización de las experiencias

Las experiencias se han realizado, a escala real, en una explotación de avicultura de carne situada en Baraibar (Navarra), en la que se ha diseñado y construido una planta para ubicar los compostadores (ver figura 1).

Previamente, se procedió al diseño y optimización de un prototipo de compostador, que después de varias modificaciones y mejoras (ver figura 2) permitió la construcción de diversos compostadores piloto sobre los que se han realizado las pruebas para la puesta en funcionamiento de los equipos. Los compostadores piloto se componen de dos partes: Módulo Box-Compost® o envolvente contenedora y Dispositivo Compostronic®, encargado del acondicionamiento de temperatura y humedad del material tratado y el control automático de todo el proceso de biodigestión.

Las dimensiones del módulo Box-Compost® son 2350 x 1200 x 1260 mm, y está construido con panel tipo sándwich, con acabado en poliéster liso en ambas caras y espuma de poliuretano de 60 mm de espesor, con junta machihembrada.

Fig. 1. Detalle de la construcción efectuada

Figura 2. Pruebas iniciales al compostador

Posee una rematería exterior para uniones pared-pared con perfiles "L" exteriores de 100 x 100 mm de acero inoxidable, de 2 mm de espesor, constituyendo una estructura reforzada completa, y una rematería interior para uniones pared-pared y pared-techo con perfil cóncavo sanitario de PVC. Dispone de anillas de acero con eslingas en las cuatro esquinas superiores, para facilitar su elevación y transporte mediante dispositivo mecanizado (palas elevadoras, poleas y cabestrantes, manuales o automatizados), chimenea para la recogida de gases en el techo (con tubo de PVC de 50 mm de diámetro, con válvula antirretorno para la disipación de la presión interior y toma de muestras de gases con enchufe rápido), y cinco orificios sacamuestras de sólidos en el techo, en disposición al tresbolillo, constituidos por piezas pasamuros con tapón ciego roscado, con material de PVC.

El Dispositivo Compostronic® contiene elementos distribuidores de aire y agua, constituidos por barras

huecas de PVC, de 1100 mm de longitud y 25,4 mm de diámetro, con perforaciones de 6 mm de diámetro cada 30 mm, dispuestas de forma alineada en cuatro ejes de las barras, finalizadas por un extremo en punta y por el otro en un acoplador curvo a las tuberías colectoras de aire. Cada barra dispone de alimentación de agua mediante capilar de nylon de 4 mm de diámetro. Se disponen 12 barras y su ubicación será en 3 filas, de 6, 4 y 2 barras respectivamente, entrando todas ellas por una de las paredes de mayor longitud de los módulos Box-Compost®. Está dotado de una serie de tuberías consistentes en: i) tuberías colectoras para la alimentación de aire seco ambiente y aire seco caliente a las barras distribuidoras, alimentadas directamente desde el colector de impulsión del equipo acondicionador de aire, de PVC de 90 mm de diámetro, perforadas para la incorporación de las barras distribuidoras; ii) tubería de canalización de agua, de PE de 12,7 mm de diámetro, con electroválvula, para la alimentación de agua por la parte superior del módulo Box-Compost® mediante microaspersores de 100 L/h de caudal y iii) tuberías capilares de nylon de 4 mm de diámetro, con electroválvula, para la alimentación de agua a las barras distribuidoras en la generación de aire húmedo por efecto venturi. El equipo acondicionador de aire está constituido por ventilador centrífugo de alta presión de 3 CV de potencia (500 mmH_20 de presión y 600 m^3/h de caudal) y batería calefactora de 2,4 kW. Está dotado de transductores de temperatura Pt-100, para la medida de la temperatura en el interior de los compostadores y en el colector de impulsión de los ventiladores.

2.2 Experiencias realizadas

Se han llevado a cabo tres experiencias con el con el llenado de tres compostadores. La composición de los llenados es la reflejada en la tabla 1.

Tabla 1. Composición del material del compostador en las distintas experiencias

Composición	**Experiencia 1**	**Experiencia 2**	**Experiencia 3**
Cadáveres (kg)	***491***	***301,6***	***182***
Cama (kg)	***735***	***592***	***275***
Relación cadáveres/cama	***1/1,5***	***1/1,5***	***1/1,5***

La cama está formada por una mezcla de gallinaza, serrín, plumas y pienso. La disposición de estos materiales en el compostador se realiza por capas, comenzando desde abajo por una capa de cama fresca sobre la que se sitúa una capa de cadáveres (cuidando bien de que no se toquen unos con otros y con las paredes del compostador) (ver figura 3) y alternando cama y cadáveres hasta el llenado completo.

Los cadáveres se sometieron a congelación y así se añadieron al sistema. Todo el manejo, tanto del compostador como de los materiales iniciales y final se realiza con la ayuda de la pala del tractor para evitar su manipulación (ver figuras 4 y 5).

La duración de las experiencias ha sido de 49, 46 y 62 días respectivamente.

Figura 3. Detalle de la colocación de los cadáveres

Figura 4. Manejo del compostador

Figura 5. Manejo del material compostado

Figura 6. Aspecto final del material compostado

2.3 Mediciones y análisis realizados

Se ha efectuado una medida en continuo de la temperatura mediante un dispositivo data logger dotado de registradores de datos de la familia U12 de 12-bit para Exterior: HOBO U12 de 4 Canales Externos con caja para intemperie. Capacidad 64K-43000 medias de 12 bit. Comunicación USB directa con el PC y sensores Externos de temperatura para la familia de registradores U12 y Software para la familia HOBO.

Además se ha registrado manualmente la temperatura señalada por la sonda propia del compostador. La lectura de la temperatura exterior se realiza con un termómetro colocado junto al compostador.

Se ha utilizado un dispositivo construido especialmente para tomar muestras en el compostador cerrado, a distintas alturas, a través de los orificios correspondientes.Todas las muestras de los residuos se han analizado en el laboratorio siguiendo la metodología propuesta en los métodos oficiales de análisis (MAPA, 1994) y consisten en determinaciones del contenido de humedad, cenizas, materia orgánica, nitrógeno total, fósforo, potasio, calcio, magnesio, sodio, potasio, cobre, cinc, hierro, manganeso, cadmio, cromo, plomo y níquel.

En el producto final, además de su caracterización, se ha determinado el índice de germinación, utilizando la metodología propuesta por Zucconi (1984), que consiste preparar un extracto acuoso del compost en proporciones 1:100 y 5:100, que se agita durante media hora y se filtra a vacío. El extracto se coloca en placa petri sobre papel whatmann nº 1, junto con 10 semillas a ensayar. Se introducen en una cámara de germinación a 27ºC y oscuridad y se realiza la medición de las raices 1, 3 y 5 días después de iniciado el test. El Índice de Germinación se calcula mediante la expresión: Ind. = 100 (N/N_B) (L/L_B), donde N es el nº de semillas germinadas en el extracto del compost (N) o del blanco (N_B) y L es la longitud de la raíz de las semillas en el extracto del compost (L) y del blanco (L_B).

3. Resultados y discusión

3.1 Evolución de la temperatura

A continuación se muestran y analizan los resultados obtenidos a través de la media efectuada por la sonda de temperatura situada en el compostador.

Experiencia 1

El compostador arrancó a la temperatura de 34ºC y alcanzado 50ºC tras 5 días (figura 7). La temperatura se mantiene siempre por encima de este valor excepto en dos ocasiones, la primera debida a la adición de una nueva capa de cadáveres congelados, y la segunda al aumentar la aireación para disminuir la humedad y las condiciones anaerobias en el interior del biodigestor. En 49 días de funcionamiento el material que se está compostando se ha mantenido 33 días por encima de 50 ºC.

Figura 7 Evolución de la temperatura del compostador (experiencia 1)

Experiencia 2

En la segunda experiencia se han observado mayores variaciones de temperatura (figura 8). El proceso arrancó rápidamente (55ºC al tercer día), sin embargo el exceso de aireación y la elevada humedad del aire ambiente utilizado, provocaron una disminución de temperatura y un exceso de humedad en el compostador. La interrupción de la aireación permite la recuperación de la temperatura hasta que se adiciona la segunda capa de cadáveres congelada (día 12). La temperatura vuelve a elevarse pero cae debido a la excesiva sequedad de la masa que, tras un riego abundante, se recupera para volver a disminuir una vez finalizado el proceso, que finaliza tras 46 días, al final de los cuales la temperatura en el interior del compostador es de 31 ºC, frente a 13 ºC, registrados en el exterior. En la figura 8 se observan bruscos ascensos y descensos, debidos a modificaciones en los programas de aireación y riego, para conseguir optimizarlos al material que se desea compostar.

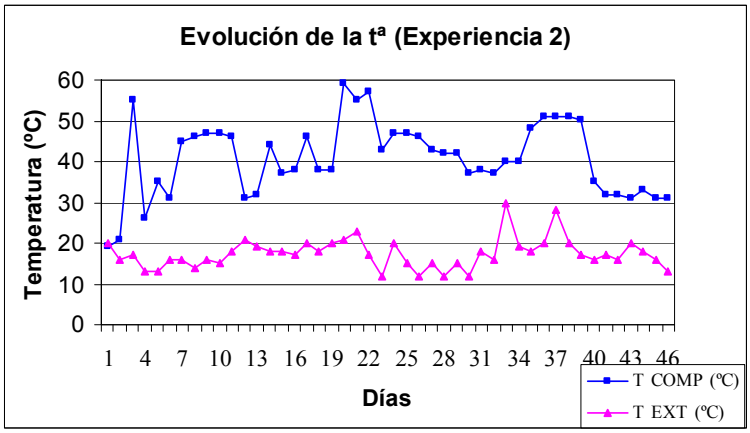


Fig. 8 Evolución de la temperatura del compostador (experiencia 2)

Experiencia 3

La experiencia se ha seguido durante 62 días (figura 9). El día 10 se introduce la segunda capa de cadáveres congelados lo que provoca un descenso importante de 12ºC en la temperatura. Salvo este hecho, puede decirse que el proceso se ha comportado de forma casi ideal, teniendo en cuenta, además, que se habían ajustado todos los parámetros de funcionamiento del compostador (cantidad y frecuencia de aireación) con la experiencia adquirida en la prueba 2. De los 28 primeros días de funcionamiento del compostador se ha mantenido una temperatura superior a 50ºC durante 24 días, posteriormente la temperatura va descendiendo hasta el momento de vaciado (38ºC). Es de destacar la escasa influencia de la climatología exterior (muy desfavorable durante el desarrollo de la experiencia) sobre la temperatura de la masa. Para que esta influencia no sea importante, es necesario que el aire que se introduce en el compostador sea precalentado a la temperatura de 20ºC y no produzca enfriamientos innecesarios de la masa que se está procesando.

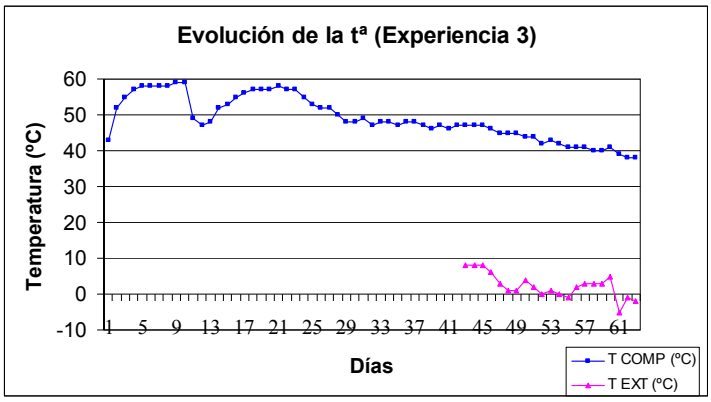


Figura 9 Evolución de la temperatura del compostador (experiencia 3)

En todas las experiencias realizadas se produce un brusco aumento de la temperatura, durante los primeros días de funcionamiento. Después de ellos la temperatura se mantiene en el rango termófilo hasta que la experiencia se da por terminada, sin más variaciones que las producidas por las modificaciones en los programas de ventilación o riego. La duración de la fase termófila, en todas las experiencias realizadas, asegura una completa higienización del producto final.

3.2 Características del producto final

La composición del producto final obtenido en las experiencias puede observarse en la tabla 2, donde no se observan limitaciones en cuanto al contenido en metales pesados, para su utilización en el suelo.

Tabla 2. Composición físico-química del producto final

Parámetro	Experiencia 1	Experiencia 2	Experiencia 3
Humedad (%)	41,4	29,04	61,19
Cenizas (%)*	26,4	25,31	37,50
Mat. Org (%)*	73,6	74,69	62,50
N total (%)*	3,03	4,34	3,48
P (%)*	1,75	1,82	2,24
K (%)*	2,8	2,30	3,45
Ca (%)*	1,97	2,19	2,41
Mg (%)*	1,65	1,49	2,32
Na (%)*	0,51	0,63	0,70
Cu (mg kg^{-1})*	98	86	141
Zn (mg kg^{-1})*	642	512	974
Fe (mg kg^{-1})*	1700	2777	4044
Mn (mg kg^{-1})*	723	700	1020
Relación C/N	13,49	9,56	9,98

* resultados expresados sobre materia seca

Además se han analizando Cadmio, Cromo, Plomo y Níquel, obteniéndose valores no detectables.

Por otra parte la determinación del índice de germinación es una medida de la madurez del compost y, por tanto, de la ausencia de sustancias fitotóxicas (Zucconi et al., 1985), tales como ácidos fenólicos y ácidos grasos volátiles (Harada, 1995).

Los índices de germinación obtenidos en la experiencia 1 son:

Relación 1g/100 mL, índice de germinación = 83 %

Relación 5 g/100 mL, índice de germinación = 16 %

Estos resultados ponen de manifiesto la ausencia de sustancias fitotóxicas en el material analizado; el bajo índice obtenido con el extracto más concentrado puede deberse al hecho de que cuando se tomó la muestra el material todavía se encontraba por encima de 50 ºC.

En la experiencia 2, se obtuvieron los siguientes valores:

Relación 1g/100 mL, índice de germinación = 147 %

Relación 5 g/100 mL, índice de germinación = 57 %

Se observa que los índices de germinación son superiores a los obtenidos en la experiencia 1, a pesar de que, en este caso, la muestra se toma después de 16 días de funcionamiento del reactor; este resultado sólo puede explicarse por la utilización de programa de ventilación (aireación) más acorde con las necesidades del sistema.

5. Conclusiones

Las experiencias realizadas han puesto de manifiesto que:

Se ha conseguido poner en marcha y optimizar el sistema de tratamiento propuesto así como los parámetros de manejo del biodigestor.

La temperatura conseguida en el proceso se ha mantenido en valores elevados durante varias días, suficientes para obtener un producto final sin restos de cadáveres e higienizado.

Agradecimientos

El trabajo ha sido realizado con el apoyo de la Organización Interprofesional de la Avicultura de Carne de Pollo del Reino de España (Propollo). Asimismo, continúan las experiencias de compostaje con gallinas de puesta, gracias a un proyecto subvencionado por el Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACyL) de la Junta de Castilla y León.

Referencias

Barton, T. L. y Benz, R., 1990. Composting Poultry Carcasses. MP317, Universidad de Arkansas, Cooperative Extensión service, Little Rock, AK.

Carter T., Anderson K., Arends. J., Barker J., Bunton K., Hawkins B., Parsons J., Rives D., Scheideler S., Stringham M., Wineland, M., 1996. Composting Poultry Mortality in North Carolina. North Carolina Cooperative Extension Service. Publication Number: PS Facts #11.

Collins, E. R. Jr, 1996. Composting dead poultry. *Extension Agricultural Engineer*, Publication Number 442-037, November.

Donald, J. O.; Mitchell, C.; y Payne, V., 1989. Dead Poultry Composting. Circular ANR-558, Alabama Cooperative Extension service, Auburn University, AL.

Farrell, L. M., 2005. Treatment of poultry mortalities on poultry farms. Comspot Science & Utilization, 13(2), pp. 136-140.

Flegal, C. S. J.; Gerris; Schwartz, L. D.; Maes, R.; Endre, F., 1991. Final report on animal protein composting. Michigan State University, East Lansing, MI.

Fullhage, C. D., 1993a. Poultry Composteer Project: Bill Ball composter. Disponible en htpp://www.muextension.missouri.edu/explor/enupual/wg0206.html

Fullhage, C.D., 1993b. Poultry Composteer Project: Bill Harvill Composter. Disponible en htpp:/muextension.missouri.edu/explor/enupual/wg0210.html

González, J. L.; Sánchez, M., 2005. Treatment of Poultry Mortalities on Poultry Farms. Compost Science & Utilization, Vol. 13, No 2, 136-140.

Harada, Y., 1995. The composting of animal wastes. Extension Bolletin-ASPAC. Food and Fertilizer Technology Center, 1, 408, pp. 1-18.

Lawson, M. J.; Keeling, A. A., 1999. Production and physical characteristics of composted poultry, *Britsh Poultry Science*, 40: 706-708.

MAPA, 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III.

Morse, D. E., 2001. Composting Animal Mortalities. Disponible en Minnesota Department of Agriculture, www.mda.state.mn.us, 2001.

Murphy, D. W., 1988a. Composting as a dead bird disposal method. Poultry Sci. 67 (supp. 1) pp.124.

Murphy, D. W., 1988b. Preliminary investigations of composting as a method od dead bird disposal, 1. Preliminary Test: 2. A fiel case. Poultry Science, 72 (Suppl.), pp. 78.

Real Decreto 1429/2003, de 21 de noviembre, por el que se regulan las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano.

Regulation (EC) N0. 1774/2002 of the European Parliament and the Council of 3 October 2002. Official Journal of European Unión, 10 October 2002.

Rynk, R., 2003. Large animal mortality composting goes mainstream, BioCycle, 44 (6), 44-54.

Sims, J. T.; Murphy, D. W.; Handwerker, T. S., 1992. Composting of poultry wastes: implications for dead poultry disposal and manure management. Journal of Sustamabie Agriculture, 2 (4): 67-82.

Zucconi, F.; Monaco, A.; Forte, M.; de Bertoldo, M., 1984. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. Composting of Agricultural and Other Wastes. Edited by J. K. R. Passer, pp. 73-85.

Compostaje de orujos de vid para su empleo como sustrato hortícola
Grape mark composting to use as horticultural growing media

E. Carmona, M.T. Moreno, P. Pajuelo, J. Ordovás

Departamento de Ciencias Agroforestales, EUITA, Universidad de Sevilla.
Carretera de Utrera, km 1. 41013 Sevilla.

E-mail: eusebio@us.es

Resumen

Antes de utilizar los orujos de vid (OV) como sustrato hortícola es necesario someterlos a un proceso de compostaje que los estabilice biológicamente, elimine las posibles sustancias fitotóxicas y disminuya su capacidad inmovilizadora de nitrógeno. Se presentan los datos correspondientes a 5 procesos de compostaje de OV realizados entre los años 2000 y 2004. La duración del proceso osciló entre 5 y 6 meses y se realizó mediante pilas abiertas de volumen variable, 50-70 m^3, y volteos cada 7-15 días. Al inicio, los montones se fertilizaron con nitrato amónico, superfosfato de cal, sulfato de magnesio y sulfato ferroso. Posteriormente se aportó N conforme se apreciaba su agotamiento en el montón. Semanalmente se controlaron algunos parámetros: la Tª alcanzó 65-73º C a 60 cm de profundidad y se mantuvo durante 5-7 semanas; la humedad varió entre 56 y 43%; el pH se elevó de 6,97 a 7,26; la materia orgánica (MO) se redujo en un 20%; el nitrógeno total (Nt) se mantuvo sensiblemente constante y la capacidad de intercambio catiónico (CIC) aumentó. Los bioensayos mostraron aumentos en los Índices de Germinación (IG) y de Inmovilización de Nitrógeno (NDI) entre el inicio y final del compostaje, indicando ausencia de fitotoxicidad y baja capacidad inmovilizadora de N en el compost obtenido. Al final del proceso se realizó un análisis del contenido en nutrientes totales y asimilables, oscilando los primeros entre: 2-3% N; 0,24-0,48% P y 0,28-1,32% K.

Palabras clave
Cultivo sin suelo, medios de cultivo, residuos, compuestos fitotóxicos, inmovilización de nitrógeno.

Abstract

Reduction in the content of phytotoxic compounds and nitrogen immobilization capacity, and biological stabilization through composting is necessary in order to use grape mark as horticultural growing media. Five data set corresponding to different composting processes performed in four different years (from 2000 to 2004) are presented. The process was done during 5-6 months by the open piles method with a volume ranging from 50 to 70 m^3 and mechanical turning each 7-15 days. Piles were fertilized with ammonium nitrate, monocalcium phosphate, magnesium sulphate, and ferrous sulphate. Additional N was applied if required due to starvation during composting. Several parameters were followed during composting on a weekly basis: (i) temperature, which reached 65-73 oC at 60 cm depth in the piles; (ii) humidity, which ranged between 56 and 43 %; (iii) pH, which increased from 6.97 to 7.26; (iv) organic matter, which decreased by 20 %; (v) total N, which did not presented any significant change, and (vi) cation exchange capacity, which showed a significant increase. The compost obtained had low phytotoxicity, as revealed by the germination test, and low N immobilization capacity. Final contents of N, P, and K were in the range of 2-3 %, 0.24-0.48 %, and 0.28-1.32 %, respectively.

Keywords
Soilless culture, substrate, residue, phytotoxic compounds, nitrogen immobilization

1. Introducción

El empleo de residuos de origen vegetal como sustrato para el cultivo sin suelo aconseja que sean sometidos a un proceso previo de compostaje que los estabilice biológicamente, elimine posibles patógenos y reduzca respectivamente el contenido en sustancias orgánicas fitotóxicas y el potencial inmovilizador de nitrógeno.

El objeto de este trabajo es estudiar: (i) la evolución de algunos parámetros fisicoquímicos durante el proceso de compostaje de OV; (ii) la efectividad de dicho proceso en la reducción del contenido en sustancias orgánicas fitotóxicas y en la capacidad inmovilizadora de nitrógeno de dichos residuos y (iii) el contenido en nutrientes del compost obtenido con objeto de utilizarlo como sustrato en horticultura.

2. Material y métodos

Se realizaron 5 procesos de compostaje de OV entre los años 2000 y 2004, en este último se realizaron dos simultáneamente: uno sobre suelo natural y otro sobre pavimento. Los compostajes se hicieron mediante pilas abiertas de volumen variable: 50-70 m^3,

sección trapecial de 1-4 m de ancho (cumbrera-base) por 1,5-2 m de alto, y una frecuencia de volteos de entre 7 y 15 días, dándose por finalizado el proceso a los 5 ó 6 meses del inicio.

La alta humedad de los OV, 50-55%, hicieron innecesario el aporte de agua al inicio del proceso aunque sí fue preciso reponer las pérdidas por evaporación mediante microaspersores colocados en la cumbrera de las pilas. La fertilización inicial de éstas se hizo con 2 kg m^{-3} de nitrato amónico y superfosfato de cal y 1 kg m^{-3} de sulfato de magnesio y sulfato ferroso. Posteriormente se hicieron, según años, entre 2 y 3 reposiciones de nitrato amómico conforme se apreciaba el agotamiento de N mineral. Semanalmente se midieron en cada pila las temperaturas a profundidades de 20, 40, 60, 80 y 120 cm, con una sonda termométrica y se tomaron muestras para análisis. El pH, salinidad (CE), N-NO_3^- y N-NH_4^+, se determinaron en extractos compost/agua 1:2 (v:v), midiéndose el N-NO_3^- y N-NH_4^+ por reflectometría con un colorímetro Rqflex de Merck con varillas reflectoquant. La MO se determinó por diferencia entre el peso seco y las cenizas, obtenidas por calcinación. El Nt se determinó por el método de Dumas, y la CIC según el método de Harada e Inoko (1979).

Al inicio y final del proceso de compostaje se determinaron: los IG, usando semillas de lechuga, y vermiculita como sustrato testigo (Ortega et al., 2000), y el NDI (Handreck, 1992).

En cada compost final de los dos procesos del 2004 se determinaron los contenidos en nutrientes totales y asimilables, realizando 3 repeticiones en cada caso. Los elementos totales, salvo Nt que se determinó por el método de Dumas, se analizaron sobre las cenizas de compost diluidas en ácido clorhídrico: el P según el método de Murphy y Riley (1962), el B según Keren (1996), y el resto por espectrometría de emisión/absorción atómica. Utilizando estos mismos métodos, se determinaron también los elementos asimilables extraídos mediante suspensiones compost/extracto 1:5 (v:v), usando 3 extractantes distintos: (i) agua, para el conjunto de nutrientes, (ii) acetato amónico, para cationes intercambiables: Ca, Mg, K y Na y (iii) DTPA, para microelementos metálicos: Fe, Mn, Zn y Cu.

3. Resultados y discusión

El OV es una mezcla formada por raspones de racimos, hollejos y pulpa de la uva, de fácil descomposición, junto con las semillas, mucho más estables al poseer una cubierta lignocelulósica. La dinámica térmica observada en las pilas podría explicarse por la combinación de factores como: proporción de carbono fácilmente oxidable/carbono total de estos residuos, presencia de sustancias fenólicas que, por su naturaleza fitotóxica, pudieran frenar la actividad microbiana, y grueso tamaño de las partículas que facilita la difusión de oxígeno hacia el interior de la pila. Así, en los 5 procesos realizados se alcanzó en muy pocos días la fase termofílica (fig.1), registrándose temperaturas máximas de entre 65 y 73 ºC entre 40 y 80 cm de profundidad.

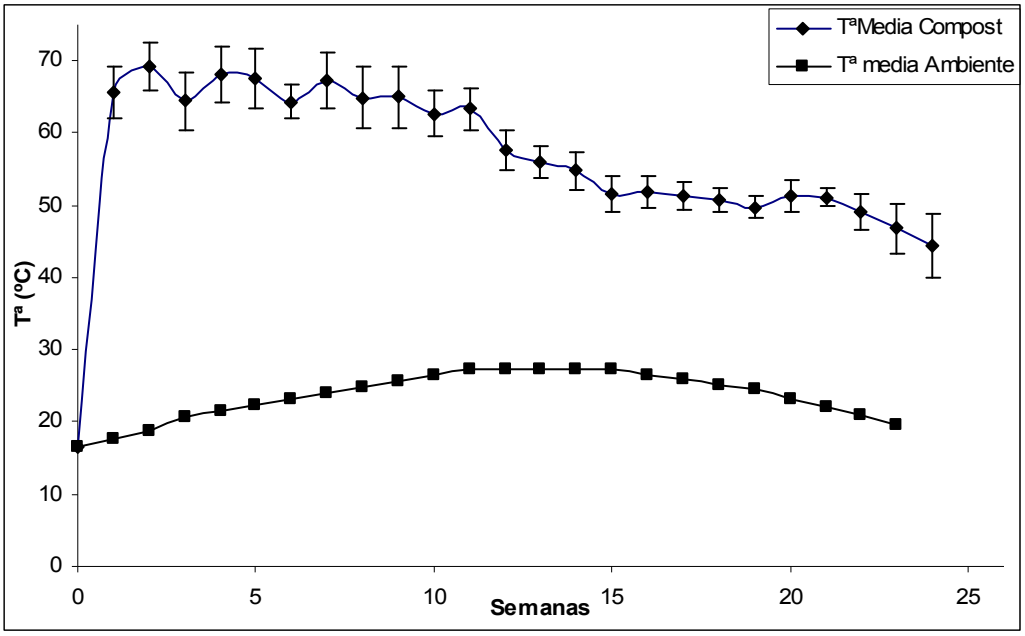


Figura 1. Evolución de la temperatura a 60 cm de profundidad en pilas de compost de orujo de vid. Las barras verticales indican error estándar, n=5

Éstas se mantuvieron durante 5-7 semanas, disminuyendo después de forma muy lenta hasta que se daba por concluido el proceso en que aún se superaban los 40 ºC. Esto significa que el material aún estaría en fase activa de descomposición de su fracción celulósica, y por tanto no completamente estabilizado biológicamente. Esta falta de madurez puede ser beneficiosa en composts que van a ser usados como sustratos ya que les confiere un cierto carácter supresor contra algunas enfermedades del suelo como la fusariosis vascular del tomate o la caída de plántulas por *Pythium spp*. (Borrero *et al*. 2001). El salto térmico con el ambiente varió entre 50º C al inicio y 20 ºC al final del proceso.

Los controles semanales de algunos parámetros fisicoquímicos mostraron escasas variaciones entre los 5 procesos estudiados (tabla 1).

Tabla 1. Evolución de algunos parámetros fisicoquímicos durante el compostaje de orujos de vid. n=5

Semana	**Humedad % peso fresco**		**pH**		**MO Total %**		**N total %**		**CIC $cmol_c$ kg^{-1}**
	Media	**Error Std.**	**Media**	**Error Std.**	**Media**	**Error Std.**	**Media**	**Error Std.**	**Media**
1	51	3,94	6,97	0,27	91,94	0,98	2,14	0,04	99,10
5	56	3,50	7,35	0,16	89,56	1,85	2,25	0,02	109,13
10	52	1,61	7,41	0,18	81,97	5,32	2,24	0,02	118,29
15	53	2,70	7,45	0,09	79,13	574	2,16	0,05	118,59
20	43	4,44	7,35	0,14	75,17	5,40	2,15	0,06	121,10
25	47	-	7,26	-	73,76	4,21	2,10	0,29	125,31

La humedad registró ligeras oscilaciones consecuencia de ciclos de evaporación/riego, aunque estos últimos la mantuvieron siempre por encima del 40%. El pH, también con ligeras oscilaciones debidas a procesos sucesivos de proteolisis, formación de NH3 y posterior nitrificación, tendió a aumentar ligeramente, lo que junto a las altas temperaturas alcanzadas serían un claro indicador del predominio de condiciones aeróbicas en la pila. Asimismo, las suaves oscilaciones del Nt, con tendencia a mantenerse, indicarían escasas pérdidas de éste por volatilización o desnitrificación. Sólo MO y CIC mostraron variaciones de una cierta magnitud a lo largo del compostaje. La primera justificada por la oxidación de los restos de fácil descomposición antes señalados, si bien la alta proporción de semillas, casi inalteradas durante el proceso, permite mantener niveles del orden del 70% de MO en el compost final. El incremento de la CIC está relacionado con el aumento en la proporción de sustancias húmicas conforme avanza el proceso de descomposición.

Los parámetros que mostraron mayores oscilaciones durante el compostaje fueron la CE, y los contenidos en nitrógeno mineral: $N\text{-}NO_3^-$ y $N\text{-}NH_4^+$. Lógicamente los momentos en que se registraron los mayores aumentos de éstos (datos no mostrados) coincidieron en cada pila con las fertilizaciones de nitrato amónico y la posterior nitrificación del amonio. Los descensos fueron consecuencia del fuerte consumo de nitrógeno mineral por los microorganismos.

Los bioensayos para detección de fitotoxinas mostraron importantes aumentos de los IG de lechuga: desde 12,6% en el OV fresco hasta valores del 100% en el compost, confirmando la efectividad del proceso de compostaje en la destrucción de fitotoxinas orgánicas. También se produjo una fuerte disminución de la capacidad inmovilizadora de nitrógeno al reducirse el carbono fácilmente oxidable, aumentando los NDI desde 0,01 en el OV fresco hasta 0,94 en el compost.

Los análisis de nutrientes de los dos composts del proceso de 2004 (tablas 2 y 3) mostraron contenidos apreciables de algunos macronutrientes (N, P, Ca, Mg) y de Fe. Las diferencias en los contenidos entre ambos procesos podrían estar originadas por el distinto origen de los residuos vegetales, el particular proceso industrial de tratamiento de los OV y, en nuestro caso, por la entrada de tierra al montón durante los volteos en la pila sobre suelo natural. Las extracciones de elementos solubles con acetato amónico y DTPA fueron superiores a la correspondiente con agua para todos lo elementos analizados.

Tabla 2. Contenido en nutrientes totales y asimilables en el compost del proceso de 2004 sobre suelo pavimentado. n=3

	Elementos totales Macroelem. % MIcroelem. mg kg^{-1}		**Elementos asimilables Ext. agua, 1/5(v:v), mg L^{-1}**		**Elementos asimilables Ext. acetato amón. 1/5(v:v), mg L^{-1}**		**Elementos asimilables Ext. DTPA 1/5(v:v), mg L^{-1}**	
	Media	Error Std.	Media	Error Std.	Media	Error Std.	Media	Error Std.
C	44,87	0,63						
N	2,93	0,02						
P	0,48	0,01	1,55	0,10				
K	1,32	0,05	93,47	1,93	475,7	10,9		
Ca	3,35	0,30	3,31	0,63	675,4	11,3		
Mg	0,61	0,02	0,82	0,12	182,2	5,1		
Na	0,01	0,00	1,83	0,08	7,3	0,2		
Fe	3052	61,70	0,23	0,02			8,53	0,39
Cu	28	0,49	0,008	0,002			0,05	0,003
Mn	86	1,28	0,006	0,002			2,17	0,15
Zn	49	1,36	0,012	0,004			1,71	0,04
B	79	4,02						

Tabla 3. Contenido en nutrientes totales y asimilables en el compost del proceso de 2004 sobre suelo natural. n=3

	Elementos totales Macroelem. % MIcroelem. Mg kg^{-1}		**Elementos asimilables Ext. agua, 1/5(v:v), mg L^{-1}**		**Elementos asimilables Ext. acetato amón. 1/5(v:v), mg L^{-1}**		**Elementos asimilables Ext. DTPA 1/5(v:v), mg L^{-1}**	
	Media	Error Std.	Media	Error Std.	Media	Error Std.	Media	Error Std.
C	31,71	0,95						
N	1,78	0,07						
P	0,24	0,01	3,29	0,06				
K	0,28	0,01	134,13	4,01	293,9	289		
Ca	4,55	0,12	31,52	10,34	2350,0	123,37		
Mg	0,31	0,01	4,37	0,47	131,5	6,71		
Na	0,03	0,00	18,80	0,27	32,4	0,90		
Fe	5836	336,0	2,60	0,85			4,71	0,04
Cu	18	1,20	0,02	0,00			0,10	0,00
Mn	176	8,30	0,02	0,00			0,53	0,02
Zn	39	1,40	0,04	0,02			0,5	0,02
B	49	4,00						

4. Conclusiones

Los OV son fácilmente compostables alcanzando rápidamente la fase termofílica que se mantiene durante varios meses.

Un proceso de compostaje de 5 ó 6 meses de duración es suficiente para disminuir el contenido en sustancias orgánicas fitotóxicas hasta niveles no tóxicos y reducir la capacidad inmovilizadora de nitrógeno.

Las características químicas y nutritivas del compost de OV no son limitantes para su uso como sustrato de cultivo.

Referencias

Borrero, C., Trillas, M. I., Ordovás, J. y Tello J. C., Avilés, M., 2004. Predictive factors for the supresión of Fusarium wilt of tomato in plant growth media. Phytopathology 94,1094-1101.

Handreck, K.A. 1992. Rapid assessment of the rate of nitrogen immobilisation in organic components of potting media: I.Method development: Commun. in Soil Sci Plant Anal. 23, 201-215.

Harada, Y. y Inoko, A. 1979. The measurement of cation exchangable capacity of compost for the estimation of the degree of maturity:Soil Sci. Plant Nutr. 26 (1).

Keren, R. (1996). Boron. En "Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods"- SSSA Book series nº 5. Madison, Wisconsin, USA (D.L. Sparks, Ed.). Chapter 21, pp. 603-626.

Murphy, J. and Riley, J.P. (1962). A modified single solution method for the detemination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27, 31-36.

Ortega, M.C., Aguado, M.T., Ordovás, J., Moreno, M.T. y Carmona, E. 2000. Propuesta de bioensayo para detectar factores fitotóxicos en sustratos y enmiendas. Actas de horticultura 32, 363-377.

Compostaje en sistema abierto de los cadáveres de pollos producidos en las explotaciones de engorde

M. Sánchez-Báscones[1], L. M. Navas[1], M. A. Díez[1], A. Correa[2], S. Hernández[1] y J. Martín[1]

[1] Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias (Universidad de Valladolid)
[2] Universidad Europea Miguel de Cervantes

E-mail: msanchez@agro.uva.es

Resumen

En este trabajo se describen varias experiencias de tratamiento de los cadáveres de pollos de engorde, utilizando un sistema de compostaje abierto con aireación pasiva. Estas experiencias se han realizado a escala real en una explotación avícola en las que se ha utilizado la cama procedente de la cría de los animales consistente en una mezcla de paja y gallinaza junto con restos de comida. El compostaje se realiza en un cubículo donde se sitúan los materiales a compostar. Para el seguimiento del proceso se empleó el control diario de la temperatura en diferentes puntos de la pila. Del producto final se tomaron muestras y para realizar un análisis químico. Por último, con la finalidad de determinar si la materia orgánica del producto final había alcanzado un adecuado grado de estabilización se determinó el índice de germinación siguiendo la metodología establecida por Zucconi.

Palabras clave
Eliminación animales muertos, compostaje, pilas, gallinas muertas.

1. Introducción

El Reglamento (CE) 1774/2002, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 3 de octubre de 2002, ha establecido las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano, entre los que se incluyen los cadáveres de animales. En este Reglamento se contemplan los métodos de gestión de los subproductos animales incluidos en su ámbito de aplicación, centrados esencialmente en el tratamiento mediante incineración o depósito en vertedero, con o sin transformación previa en plantas autorizadas.

No obstante, en numerosas ocasiones y por razones de salud pública, sanidad animal, medioambientales o económicas, los anteriores métodos no pueden aplicarse de forma adecuada para la destrucción de determinados subproductos animales, por lo que resulta conveniente avanzar en el desarrollo de métodos alternativos de gestión de conformidad con lo establecido en los artículos 4.2.e), 5.2.g) y 6.2.i) del citado Reglamento.

En concreto, esta problemática se plantea de forma significativa en el caso de la destrucción de los cadáveres de animales en las propias explotaciones, por lo que nos encontraríamos ante subproductos animales de la categoría 2, identificados en el artículo 5.1.e) del Reglamento (CE) 1774/2002, que podrán gestionarse mediante métodos alternativos, de acuerdo con el artículo 5.2.g).

En España, el R. D. 1429/2003 DE 21 de noviembre, regula las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano. En su artículo 15 se propone elevar a las autoridades competentes propuestas sobre nuevos métodos de destrucción de subproductos de origen animal en las explotaciones ganaderas.

En cuanto a la aplicación de la normativa sobre residuos, en el artículo 2.2.b) de la Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos, se establece que la citada norma se aplicará supletoriamente, entre otras materias, a la eliminación y transformación de animales muertos y desperdicios de origen animal.

En países como Estados Unidos es habitual y está permitido por las autoridades eliminar las aves muertas producidas en una explotación ganadera mediante compostaje en el que se obtiene un material análogo al humus, rico en elementos fertilizantes y libre de elementos patógenos (Edwards *et al*, 1992; Collins, 1996 ; Langston *et al*, 1997 ; Lawson *et al*, 1999).

En toda explotación ganadera se debe hacer frente tanto a las deyecciones como a los animales que diariamente mueren. El compostaje permite el tratamiento, en parte complementario, de ambos residuos. (Sims, J.T. 1992; Cummins, C.G. et al., 1993; Kashmanian, R.M., 1994; Cody, J. 2002; Kelleher, B.P. et al. 2002), aunque este trabajo se limitar a los métodos de eliminación o tratamiento de los animales muertos. (Fullhage, C.D. 1993; Schwartz, J.H. 1993; Fullhage, C.D. 1997; Glanville, T.D. 1997; Imbeath, M. 1998; Kashmanian, R.M. y Rynk, R.F. 1998; Liao, P.H. et al, 1994a y 1994b; Morrow, W.M.

y Ferket, P.R. 1993; Morrow, W.M. et al. 1995; Hong; J. H. et al. 1998; Harper, A. F. y Estienne, M.J., 2003; González, J.L. y Sánchez, M. 2005). Es habitual utilizar paja de cereal como agente estructurante y como acondicionador químico ya que, su elevado contenido en carbono y bajo en nitrógeno, permite corregir la relación C/N del resto de los materiales (Collins, 1996). Como inóculo, se puede emplear gallinaza sólida, (Elwell et al, 2001)

Los objetivos del presente trabajo son estudiar la validez del método propuesto para la destrucción de los cadáveres de animales en granja y determinar el valor fertilizante del residuo obtenido tras el tratamiento, para evaluar sus posibilidades de reutilización agronómica.

2. Materiales y métodos

2.1 Localización de las experiencias

Las experiencias se han realizado, a escala real, en una explotación de avicultura de carne situada en Vidaurreta (Navarra), en la que se ha diseñado y construido una planta para ubicar las pilas y aislarlas del ambiente exterior, sobre todo pájaros y animales domésticos o salvajes. Además dispone de un sotechado para evitar la incidencia de la lluvia sobre la evolución de la experiencia (ver figura 1). Las pilas se disponen en un box de planta cuadrada, construido con tablones de madera, en el que el frontal posee una altura variable en función del tamaño de la pila (ver figura 2). Las dimensiones se han adaptado al tamaño de la pala del tractor utilizado para el manejo de los materiales que conformarán la pila.

Figura 1. Detalle de la construcción efectuada

Figura 2. Detalle del box de la pila de compostaje

2.2 Experiencias realizadas

Se han llevado a cabo cuatro experiencias con el montaje de cuatro pilas de compostaje. La primera experiencia, denominada experiencia 0, consistió en una prueba previa de tanteo, donde se probaron los equipos de medida y su colocación en la pila, se aprovechó para formar al granjero en sus responsabilidades durante la experiencia y se ensayaron las proporciones de los distintos componentes que conformarían la pila en adelante. Los resultados de este primer ensayo sirvieron para corregir, en lo sucesivo, las desviaciones detectadas. Las siguientes experiencias se han realizado ya según un modelo preestablecido. La pila se montó en dos partes por la necesidad de acumular cadáveres suficientes, dada la mortandad existente en esos momentos del ciclo productivo. Los cadáveres se sometieron a congelación y así se añadieron a la pila de compostaje. Todo el manejo de los materiales se realiza con la ayuda de la pala del tractor para evitar en todo momento su manipulación (ver figura *3).*

La composición de la pilas es la reflejada en la tabla 1.

La disposición de estos materiales en la pila se realiza por capas correspondiendo de abajo a arriba: paja, cama, cadáveres, cama, cadáveres, cama. La pila se tapó con una pequeña capa de paja (ver figura 4).

Figura 3. Operación de llenado de la pila

Figura 4. Aspecto final de la pila

Tabla 1: Composición de la pila de compostaje en las distintas experiencias

Composición	Experiencia 0	Experiencia 1	Experiencia 2	Experiencia 3
Cadáveres (kg)	658	363	278	318
Cama (paja+gallinaza) (kg)	979	650	470	550
Paja (kg)	173	37	12	12
Relación cadáveres/gallinaza/paja	1/0,7/1	1/0,9/1	1/0,8/0,9	1/0,9/0,9
Relación C/N	17,8	16,7	16,0	15,9

2.3 Mediciones y análisis realizados

Cada día se registran los valores de temperatura mediante la colocación de un termómetro digital, provisto de una sonda de 1 metro de longitud, capaz de acceder al centro y fondo de la pila. La lectura de la temperatura exterior se realiza con un termómetro colocado junto a la pila. La temperatura es, al mismo tiempo, causa y efecto, de los procesos que tienen lugar durante el compostaje. La actividad biológica que se desarrolla durante el proceso conduce a aumentos de temperatura que, a su vez, determinan el tipo de microorganismos presentes y reacciones bioquímicas que tienen lugar (Haug, 1993).

En la experiencia 0 se ha colocado únicamente una sonda junto a los cadáveres en el interior de la pila. En la experiencia 1 se colocaron cinco sondas en distintos lugares de la pila para comprobar si existía variabilidad en las medidas y se pasó a registrar las medidas dos veces al día (a las 8 y 21 horas). Tras esta observación se decidió utilizar solo dos sondas en las experiencias 2 y 3 colocadas, respectivamente, en los cadáveres a 30 cm de profundidad (sonda 3) y en la cama a 45 cm de profundidad (sonda 4).

Las pilas se desmontaron respectivamente al cabo de 35, 108, 90 y 80 días, cuando, tras el último volteo se observó la ausencia total de restos de cadáveres.

Para la toma de muestras se han utilizado dispositivos convencionales (azada y pala). Todas las muestras de los residuos se han analizado en el laboratorio siguiendo la metodología propuesta en los métodos oficiales de análisis (MAPA, 1994) y consisten en determinaciones del contenido de humedad, cenizas, materia orgánica, nitrógeno total, fósforo, potasio, calcio, magnesio, sodio, potasio, cobre, cinc, hierro, manganeso, cadmio, cromo, plomo y níquel.

En el producto final, además de su caracterización, se ha determinado el índice de germinación, utilizando la metodología propuesta por Zucconi (1984), que consiste preparar un extracto acuoso del compost en proporciones 1:100 y 5:100, que se agita durante media hora y se filtra a vacío. El extracto se coloca en placa petri sobre papel whatmann nº 1, junto con 10 semillas a ensayar. Se introducen en una cámara

de germinación a 27ºC y oscuridad y se realiza la medición de las raices 1, 3 y 5 días después de iniciado el test. El Índice de Germinación se calcula mediante la expresión: Ind. = 100 (N/NB) (L/LB), donde N es el nº de semillas germinadas en el extracto del compost (N) o del blanco (NB) y L es la longitud de la raíz de las semillas en el extracto del compost (L) y del blanco (LB).

3. Resultados y discusión

3.1 Evolución de la temperatura

En todos los casos se observan dos etapas, muy bien diferenciadas. En la primera etapa tiene lugar la biodegradación, principalmente, de los animales muertos, puesto que al desarmar la pila no se observó ningún resto que hiciera pensar que en ella se introdujo este subproducto.

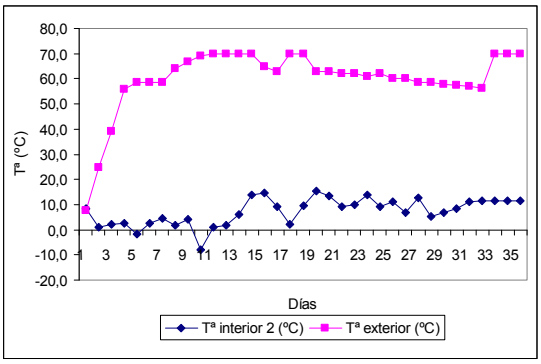


Figura 5. Evolución de la temperatura (experiencia 0)

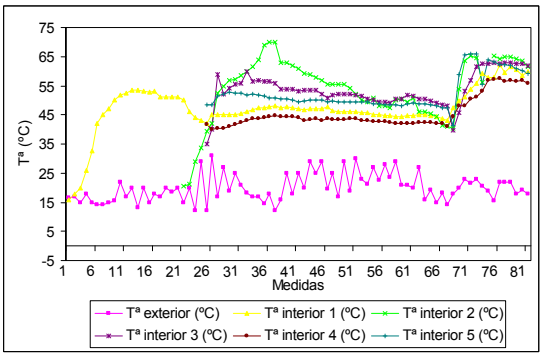


Figura 6. Evolución de la temperatura (experiencia 1)

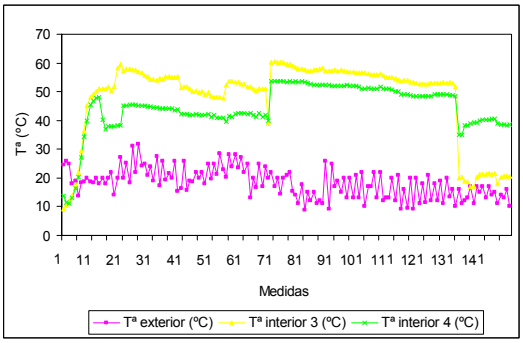


Fig. 7. Evolución de la temperatura (experiencia 2)

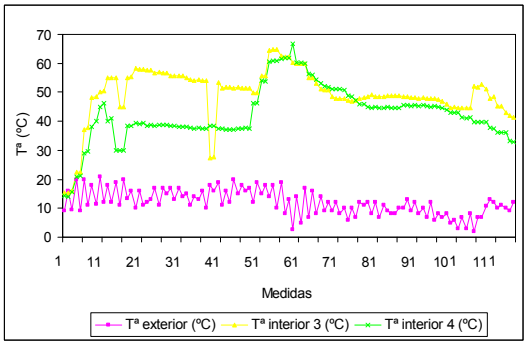


Fig. 8. Evolución de la temperatura (experiencia 3)

Las temperaturas alcanzadas en la experiencia 0 pueden observarse en la figura 5 donde, pese a haber sufrido unas temperaturas exteriores tan extremas y haber añadido los cadáveres congelados por su almacenamiento, el cuarto día se alcanzaron ya temperaturas próximas a 60 ºC donde se mantuvo los siguientes días. A partir de la adición de las capas superiores la temperatura aumentó aún más, superando los 70 ºC durante aproximadamente 9 días.

En la experiencia 1, en la sonda 1 se registran 48 días con temperaturas superiores a 50 ºC; 52 días en la sonda 2, que empieza a registrar temperaturas después de 20 días de compostaje; 48 días en la sonda 3, con la que se empieza a medir después de 24 días de iniciado el proceso. El segundo llenado de la pila con la incorporación de cadáveres congelados, hace que la temperatura de la sonda 1 disminuya 8ºC durante los dos días siguientes, sin embargo, tras este descenso inicial, la temperatura se eleva rápidamente. Además hay que significar la influencia que tienen, sobre la temperatura, los volteos y riegos de la pila. A largo de este tiempo se han realizado tres volteos, el primero de ellos trae como consecuencia un aumento de 20ºC en temperatura de la pila en los cuatro días posteriores; con los otros dos volteos de la pila el aumento es menor (8ºC).

En la experiencia 2 se observan temperaturas superiores a 50 ºC, durante 55 días (sonda 3) o 21 días (sonda 4). La disminución de la temperatura en la sonda 4 se ha debido a la segunda incorporación de cadáveres congelados en la parte superior de la pila. Los volteos de la pila se han efectuado en las medi-

das 75 y 135. El primero de ellos elevó la temperatura de la pila 20ºC en sólo unas horas y el segundo 5 ºC en cuatro días. Hay que destacar que este segundo volteo se realizó conjuntamente con riego al haber observado una disminución de temperatura de la pila de 30ºC (sonda 3) y 15ºC (sonda 4).

En la experiencia 3 la sonda 3 ha registrado 31 días por encima de 50 ºC. En la sonda 4, la temperatura más elevada alcanzada en la primera fase es 46,2 ºC, sin embargo posteriormente se alcanzan temperaturas superiores a 50 ºC durante 11 días. Como en las experiencias anteriores se observan influencias sobre la temperatura a causa de la incorporación de una segunda capa de cadáveres congelados que provoca, durante las siguientes 24 horas, una disminución de temperatura de 15ºC en la sonda 4 y 5ºC en la sonda 3. Por otra parte, el volteo de la pila, realizado durante la medida 55 conduce a elevaciones de temperatura de 15ºC en la sonda 3 durante los 5 días siguientes y desde 37,4ºC a 66,6ºC, en la sonda 4. Finalmente, los riegos efectuados no modifican apreciablemente la tendencia de la temperatura de la pila.

Desde el punto de vista práctico, la temperatura es un parámetro muy útil para controlar cualquier proceso de compostaje. En todas las experiencias realizadas se observa la aparición de la meseta típica de un perfil de temperatura durante los procesos de compostaje. Por otra parte, una característica única del compostaje, como sistema de revalorización de residuos, es la posibilidad de obtener un producto final libre de elementos patógenos y semillas de malas hierbas, debido precisamente, al establecimiento de temperaturas termófilas. (Coppola et al. 1987; Haug, 1993). Se debe destacar que la duración de la fase termófila, en todas las experiencias realizadas, asegura una completa higienización del producto final.

4.2 Características del producto final

La composición del producto final obtenido en las experiencias puede observarse en la tabla 2, donde no se observan limitaciones en cuanto al contenido en metales pesados, para su utilización en el suelo.

Además se han analizando Cadmio, Cromo, Plomo y Níquel, obteniéndose valores no detectables.

Por otra parte la determinación del índice de germinación es una medida de la madurez del compost y, por tanto, de la ausencia de sustancias fitotóxicas tales como ácidos fenólicos y ácidos grasos volátiles (Harada, 1995). Los índices de germinación obtenidos con los extractos del producto final, obtenido en la experiencia 1, son de 114 % (relación 1 g/100 mL) y 67 % (relación 5g/100 mL). Ambos valores indican, según Zucconi *et al*. (1985), la completa ausencia de sustancias fitotóxicas.

Tabla 2. Composición físico-química del producto final

Parámetro	Experiencia 1	Experiencia 2	Experiencia 3
Humedad (%)	22,77	45,74	58,32
Cenizas (%)*	30	27,98	51,26
Mat. Org (%)*	70	72,02	48,71
N total (%)*	3,6	2,65	3,69
P (%)*	1,71	3,5	2,09
K (%)*	3,51	3,34	3,41
Ca (%)*	2,87	2,7	6,98
Mg (%)*	1,67	1,27	1,78
Na (%)*	0,69	0,54	0,48
Cu (mg kg^{-1})*	93	60	103
Zn (mg kg^{-1})*	631	531	763
Fe (mg kg^{-1})*	2632	2091	5872
Mn (mg kg^{-1})*	717	470	891
Relación C/N	10,8	15,1	7,33

* resultados expresados sobre materia seca

5. Conclusiones

Las experiencias realizadas han puesto de manifiesto que no sólo se puede utilizar el compostaje para el tratamiento de las bajas de una explotación intensiva de ganado aviar, sino también que en el proceso se alcanzan temperaturas suficientes para obtener un producto final libre de elementos patógenos.

Los resultados obtenidos indican que el compostaje se puede realizar utilizando las materiales residuales existentes en la misma explotación: paja y gallinaza (sólida y líquida). El producto final obtenido presenta unas buenas características para su utilización en el suelo.

Agradecimientos

El trabajo ha sido realizado gracias al apoyo de la Organización Interprofesional de la Avicultura de Carne de Pollo del Reino de España (Propollo).

7. Referencias

Cody, J., 2002. Composting carcasses and manure at Missouri Research Center, *BioCycle*, 43, 7 : 31-32.

Collins, E. R. Jr, 1996. Composting dead poultry. *Extension Agricultural Engineer*, Publication Number 442-037, November.

Coppola, S., Villani, F. y Romano, F., 1987. Aerobic stabilization un the solid state of partially dewatered sewage sludge. En *Compost, production, quality and use*, pp. 556-567, Bertoldi M. de y otros (Ed.). Elsevier Applied Science, London.

Cummins, C. G.; Wood, C. W.; Delaney, D. P., 1993. Co-composted poultry mortalities and poultry litter: composition and potential value as a fertilizer. J. Austauin. Agric. 4, pp. 7-19.

Edwards, D. R.; Daniel, T. C., 1992. Environmental Impacts On.farm Poultry Waste Disposal. A Review. *Bioresurce Terchnologgy*, 41: 9-33.

Elwell, D.; Keener, H.; Moeller S., 2001. Composting animal mortalities, *BioCycle*, 42, 5, 67-69.

Fulhage, C. D., 1993. Composting dead swine. Proceedings of the Livestock Waste Management Conference,16-marzo, Universidad de Illinois, pp. 15-22.

Fulhage, C., 1997. Composting Swine Carcasses. January. http://www.moormans.com/feedfacts/swine/hogjan97/compost.html

Glanville, T. D.; Trampel, D. W., 1997. Composting Alternative for Animal Carcass Disposal. Journal of the American Veterinary Medical Association, Vol. 210, pp. 1116-1120.

González, J. L.; Sánchez, M., 2005. Treatment of Poultry Mortalities on Poultry Farms. Compost Science & Utilization, Vol. 13, No 2, 136-140.

Harada, Y., 1995. The composting of animal wastes. Extension Bolletin-ASPAC. Food and Fertilizer Technology Center, 1, 408, pp. 1-18.

Harper, A. F. y Estienne, M. J., 2003. Composting for Mortality disposal on Hog Farms. Agricultural Research and Extension Center. Publication Number 414-020. November.

Haug, R. T.,1993. The Practical Handbook of Composting Engineering, Lewis Publuishers, London.

Hong, J. H.; Keener, H. M. ; Elwell, D. L., 1998. Preliminary study of the effect of continous and intermittent aeration on composting hog manure amunded with sawdust. Compost Science and Utilization, 6(3), pp. 74-88.

Imbeah M., 1998. Composting piggery waste: A Review. Bioresource Technology, volume63, Issue 3, march,197-203 p. Elsevier Science Ltd.

Kashmanian, R. M., 1994. Building support for composting in agriculture. I. BioCycle, 35, pp. 67-70.

Kashmanian, R. M. y Rynk, R. F., 1998. Creating positive incentives for farm composting. Am. J. Altern. Agric., 13, pp. 40-45.

Keller, B. P.; Lehya, J. J. ; Henihan, A. M. ; O´Dwyer, T. F.; Sutton, D.; Leahy, M. J., 2002. Advances in poultry litter disposal technology – A review. *Bioresource Technology*, 83: 27-36.

Kelleher, B.P.; Leahy, J.J.; Henihan,A.M.; O´Dwyer, T.F.; Sutton,D.; Leahy, M.J., 2002. Advances in poultry litter disposal technology – A review. Bioresource Technology. 83: 27-36.

Langston, J; Dr. Karl VanDevender; y Jack C. Boles, Jr, 1997. Disposal of poultry carcasses in Arkansas, University of Ankansas, Division of Agriculture, Cooperative Extension Service, MP 317-3M-9-97RV.

Lawson, M. J.; Keeling, A. A., 1999. Production and physical characteristics of composted poultry, *Britsh Poultry Science*, 40: 706-708.

Liao, P.H; Chen, A.; Vizcarra, A.T.; Lo, K.V., 1994a. Evaluation of Maturity of Compost Made from Salmon Farm Mortalities. J. agric. Engng. Res. 58: 217-222. Silsoe Research Institute.

Liao, P. H.; Vizcarra, A. T.; Chen, A.; Lo, K. V., 1994b. Passively aerated layered composting of salmon faro mortalities. Biol. Agric. Hortic. 10, pp. 265-70.

MAPA, 1994. Métodos Oficiales de Análisis. Tomo III.

Morrow, W. M. y Ferket, P. R., 1993. The disposal of dead pigs: A review. Swine Health and Productíon, 1, 3: 7-13.

Morrow, W. M., Tquinn, P., Barker, J., Erickson, G., Post, K. Y McCaw, M., 1995. Composting as a suitable technique for managing swine mortalities. Swine Health and Production, 3, 6: 236-243.

Real Decreto 1429/2003, de 21 de noviembre, por el que se regulan las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano.

Regulation (EC) N0. 1774/2002 of the European Parliament and the Council of 3 October 2002. Official Journal of European Unión, 10 October 2002.

Sims, J. T.; Murphy, D. W.; Handwerker, T. S., 1992. Composting of poultry wastes: implications for dead poultry disposal and manure management. Journal of Sustamabie Agriculture, 2 (4): 67-82.

Schwartz, J. H., 1993. Disposal by composting os a commercial turkey flock infected with avian influenza, Poultry Science 72 (Suppl.) pp. 117.

Zucconi, F.; Monaco, A.; Forte, M.; de Bertoldo, M., 1984. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. Composting of Agricultural and Other Wastes. Edited by J. K. R. Passer, pp. 73-85.

Control de enfermedades típicas de cultivos hortícolas mediante la aplicación de microorganismos procedentes de compost de origen vegetal

Suppresive effect of microorganisms isolated from plant waste based-compost against typical diseases of intensive agriculture

F. Suárez-Estrella*, M.C. Vargas-García, M.J. López y J. Moreno

Departamento de Biología Aplicada. Área de Microbiología. CITE IIB. Universidad de Almería.

*E-mail: fsuarez@ual.es

Resumen

El efecto "supresivo", sobre diversos patógenos vegetales, atribuido a enmiendas orgánicas tales como el compost, se debe principalmente a la microbiota asociada a este tipo de productos. En este trabajo, cerca de 500 cepas procedentes de residuos vegetales en distintas fases de un proceso de compostaje, han sido objeto de ensayo como "agentes de control biológico" *in vitro.* Éstas han sido enfrentadas a varios fitopatógenos de gran incidencia en el sureste de la península, tales como *Erwinia carotovora* supsp. *carotovora*, *Pseudomonas syringae* subsp. *syringae*, *Xanthomonas campestris* (Xc), *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis* (Fom), *Rhizoctonia sola*ni y *Pythium ultimun*. A partir de esta primera fase preliminar se han seleccionado 5 bacterias, 5 actinomicetos y 2 hongos que, posteriormente, han sido ensayados *in vivo* en plantas de tomate y melón, artificialmente infectadas con Xc y Fom respectivamente. Los resultados mostraron porcentajes de reducción de la enfermedad, en algunos casos, cercanos al 70 %, con respecto a lo obtenido en los controles. No obstante, en general, Fom resultó ser menos susceptible a la acción de las cepas antagonistas ensayadas.

Palabras clave
Bacillus subtilis, bacterial spot, fusarium wilt, biological control agent, microbial antagonism, compost

Abstract

The use of composts to suppress soil-borne plant pathogens has been extensively reviewed. This effect is due to both chemical, physical and biological factors and, in this sense, the microbiota associated to these product kind could be the main responsible of this suppressive effect. *In vitro* studies of phytopathogen microorganisms suppressiveness by antagonistic microbiota from horticultural composts are reported. Close to five hundred strains were isolated from compost samples obtained at different maturation phases. Selected phytopathogens were *Erwinia carotovora* supsp. *carotovora*, *Pseudomonas syringae* subsp. *syringae*, *Xanthomonas campestris* (Xc), *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis* (Fom), *Rhizoctonia solani* and *Pythium ultimum*. These phytopathogen agents are commonly founded at the Spanish southeast. From this preliminary phase 5 bacteria, 5 actinomycetes and 2 fungi were selected to be tested *in vivo*. In this case, tomate and melon plants were infected with Xc and Fom, respectively. These biocontrol agents sometimes showed an illness reduction range near of 70% from infected plants so, the antagonistic effect was in general smaller in melon plants infected with Fom.

Keywords
Bacillus subtilis, bacterial spot, fusarium wilt, biological control agent, microbial antagonism, compost

1. Introducción

Durante los últimos 20 años, el uso del compost como agente supresivo frente a enfermedades causadas por numerosos patógenos vegetales, ha sido ampliamente investigado. En general, los mecanismos relacionados con el control de dichas enfermedades son competición por los nutrientes, producción de antibióticos, parasitismo frente a los patógenos, producción de compuestos volátiles a partir del compost, cambios en las propiedades físico-químicas de los sustratos o suelos enmendados o activación de los mecanismos de inducción de la resistencia sistémica en plantas (Hoitink y Boehm, 1999; Coventry *et al.*, 2001). En este último caso, ha sido demostrado que la aplicación de compost maduro a sustratos o suelos de distinta naturaleza provoca la activación de factores de resistencia en la planta. Dicho efecto ha sido observado en cultivos hortofrutícolas diversos, entre los que se incluye melón y tomate (Noble y Roberts, 2003).

Los mecanismos exactos por los que algunos composts y/o sus extractos inducen la resistencia en

plantas no son aún del todo conocidos. Además, no todos los composts son capaces de inducir este tipo de respuesta (Krause *et al.*, 2003). En este sentido se sabe que, dicha capacidad, depende de la recolonización de este producto por microorganismos específicos durante la fase de maduración del proceso de compostaje (Hoitink y Boehm, 1999). La variabilidad en la inducción de la resistencia vegetal puede ser tal, que incluso lotes distintos del mismo tipo de compost, o suelos diferentes enmendados con el mismo producto, podrían responder de distinta manera tras la aplicación (Abbasi *et al.*, 2002). Lo que sí es seguro, es que los composts son considerados, hoy día, como una fuente importante de agentes de control biológico frente a patógenos del suelo (Hoitink y Boehm, 1999).

El objetivo principal de este estudio fue en primer lugar, llevar a cabo una selección de microorganismos con capacidad antagonista frente a algunos de los más importantes agentes fitopatógenos detectados en el sureste peninsular, tales como *Erwinia carotovora* supsp. *carotovora*, *Pseudomonas syringae* subsp. *syringae*, *Xanthomonas campestris*, *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis*, *Rhizoctonia solani* y P*ythium ultimum*. Después de llevar a cabo la fase preliminar, se pretendió determinar el porcentaje de reducción de la enfermedad causada por *X. campestris* y *F. oxysporum* f.sp. *melonis* en tomate y melón, respectivamente, tras la aplicación de las mejores cepas antagonistas seleccionadas.

2. Material y Métodos

Durante la primera etapa del estudio se pusieron a punto los métodos necesarios para detectar, *in vitro* y objetivamente, aquellos microorganismos de la colección con capacidad antagonista frente a los fitopatógenos *Erwinia carotovora* supsp. *carotovora* CECT 225, *Pseudomonas syringae* subsp. *syringae* CECT 127, *Xanthomonas campestris* CECT 95, *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis* CECT 20474, *Rhizoctonia solani* CECT 2824 y P*ythium ultimum* CECT 2365, los cuales fueron proporcionados por la Colección Española de Cultivos Tipo (CECT). Para ello se llevó a cabo una adaptación de las técnicas descritas por Landa et al. (1997), Marjan de Boer *et al.* (1999) y Rojas-Rosas (2000), realizándose enfrentamientos *in vitro* entre bacterias, hongos y actinomicetos potencialmente antagonistas y los agentes fitopatógenos indicados anteriormente. Asimismo, la optimización de un protocolo dirigido a la detección de cepas supresivas *in vivo* frente a *Xanthomonas campestris* CECT 95 y *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis* CECT 20474, fue también desarrollado de forma preliminar, atendiendo a las técnicas descritas por Larkin y Fravel (1998). Los métodos finalmente adaptados se describen a continuación.

2.1 Efecto antagonista in vitro de origen bacteriano (bacterias y actinomicetos)

Se prepararon cultivos de cada una de las cepas bacterianas objeto de estudio. Alícuotas de cada uno de ellos se añadieron a pocillos localizados dentro de placas preparadas previamente. Tras 24 horas de incubación, se realizó una siembra sobre la superficie de dichas placas a partir de un cultivo de la bacteria fitopatógena. Tras la incubación de las placas durante 1-2 días se observó la aparición de halos de inhibición alrededor de los pocillos.

En caso de ensayar las cepas frente a hongos fitopatógenos, tras la adición e incubación de los cultivos bacterianos en pocillos, se colocó un disco del hongo fitopatógeno en el centro de la placa. Todas las placas fueron incubadas y, diariamente, fue observado el crecimiento del hongo fitopatógeno tanto en presencia como en ausencia del agente antagonista.

2.2 Efecto antagonista in vitro de origen fúngico

A partir de un cultivo del hongo objeto de estudio, se depositaron dos discos del hongo cerca del borde de una placa con medio de cultivo. Tras 72 horas de incubación se realizó una siembra en masa de las bacterias fitopatógenas, alrededor de cada disco fúngico. Tras incubar las placas durante 48 horas, se observó la presencia de halos de inhibición del crecimiento bacteriano.

En el caso de determinar el efecto antagonista sobre el crecimiento de hongos fitopatógenos, se depositaron cuatro discos del antagonista sobre una placa con medio de cultivo. Tras 48 horas de incubación se depositó un disco del hongo fitopatógeno en el centro de la placa. Durante el tiempo de incubación, se midió diariamente la distancia recorrida por el hongo fitopatógeno tanto en presencia como en ausencia del hongo potencialmente antagonista.

2.3 Ensayo de supresividad in vivo frente a hongos y bacterias fitopatógenas

Algunos de los microorganismos previamente seleccionados *in vitro* como agentes antagonistas, fueron ensayados posteriormente *in vivo*. Los agentes antagonistas fueron en este caso, inoculados de forma previa a la infección de los cultivos con los fitopatógenos. Para ello, se prepararon cultivos líquidos de los hongos, actinomicetos y bacterias antagonistas seleccionados. Los tiempos de incubación fueron, 7, 5 y 2 días. Tras homogeneizar los cultivos, se procedió a la inoculación en invernadero, a nivel radical, de las plántulas de melón y tomate. Tras 10 días de incubación, los cultivos vegetales fueron infectados con una suspensión de los fitopatógenos, mediante riego en el caso de Fom o mediante punzamiento y

pulverización en el caso de Xc. Las plantas infectadas, se mantuvieron en invernadero durante 30 días, observándose periódicamente, la aparición de posibles síntomas relacionados. Finalmente, se procedió al aislamiento del patógeno en el laboratorio.

El experimento descrito se llevó a cabo tanto en maceteros con vermiculita (V), así como en maceteros con una mezcla de vermiculita y compost en proporción 9:1 (v:v).

Tabla 1. Antagonismo *in vitro* (Fase preliminar): proporción de cepas que mostraron antagonismo frente a los 6 microorganismos fitopatógenos testados

	Cepas con potencial antagonista			
	Bacterias	**Actinomicetos**	**Hongos**	**TOTAL**
Nº Total de cepas ensayadas	224	71	163	458
Fitopatógenos	**Nº cepas antagonistas (% del total)**			**TOTAL**
Ecc CECT 225	41 (18,30 %)	5 (7 %)	2 (1,23 %)	48 (10, 48 %)
Pss CECT 127	41 (18,30 %)	9 (12,67 %)	1 (0,61 %)	51 (11,13 %)
Xc CECT 95	81 (36,16 %)	28 (39,43 %)	9 (6 %)	118 (25,76 %)
Fom CECT 20474	108 (48,21 %)	34 (47,98 %)	68 (41,71 %)	210 (45,85 %)
Rs CECT 2824	84 (37,50 %)	23 (32,39 %)	24 (14,72 %)	131 (28,60 %)
Pu CECT 2365	56 (25 %)	11 (15,49 %)	8 (5,52 %)	75 (16,37 %)

Ecc: *Erwinia carotovora* subsp. *Carotovora*
Xc: *Xanthomonas campestris*
Rs: *Rhizoctonia solani*
Pss: *Pseudomonas syringae* subsp. *Syringae*
Fom: *Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis*
Pu: *Pythium ultimun*

2.4 Análisis estadístico

Los datos fueron analizados mediante un análisis multifactorial de la varianza (ANOVA) y las medias fueron comparadas mediante el test de la mínima diferencia significativa de Fisher´s (LSD) a un nivel de confianza del 95 %.

2.5 Identificación microbiana de las cepas antagonistas

Las cepas antagonistas más destacadas fueron identificadas mediante caracterización morfológica y bioquímica así como, en el caso de las bacterias y actinomicetos, mediante métodos moleculares. Dicha identificación se llevó a cabo por el servicio de identificación de cepas de la Colección Española de Cultivos Tipo (CECT).

3. Resultados y discusión

Tal y como se ha indicado en el apartado de Material y Métodos, se llevó a cabo una fase preliminar *in vitro* para la búsqueda y selección de microorganismos con capacidad potencialmente antagonista, frente a hongos y bacterias fitopatógenas. Las técnicas descritas fueron aplicadas sobre un total de 458 cepas, de las que 224 fueron bacterias, 71 actinomicetos y 163 hongos. Un resumen de los resultados obtenidos en esta fase preliminar se muestra en la Tabla 1.

En general, la proporción de cepas antagonistas fue superior en el caso de los enfrentamientos frente a los hongos Fom CECT 20174 y Rs CECT 2824 así como frente a la bacteria Xc CECT 95.

Los resultados obtenidos confirmaron la presencia en este tipo de sustratos de microorganismos con potencial antagonista frente a los fitopatógenos testados. Además, la capacidad de algunas de las cepas antagonistas seleccionadas de actuar frente a 4 o 5 de los patógenos de forma simultánea (datos no mostrados), pone de manifiesto la existencia, en composts, de agentes de control biológico con un amplio espectro de actuación, lo que desde un punto de vista comercial resulta muy prometedor.

El segundo de los objetivos de la investigación, fue la optimización de los métodos de búsqueda de microorganismos que mostraran actividad supresiva en suelos frente al desarrollo de enfermedades en cultivos vegetales. Para ello, se trabajó con plantas de tomate (*Solanum lycopersicum*) y melón (*Cucumis melo*) que fueron sembradas previamente en sustratos inoculados con los agentes supresivos que se iban a testar. Los agentes supresivos fueron 5 cepas bacterianas denominadas 6113, 852, 562, 171 y 522; 5 actinomicetos denominados 351, 462, 321, 1032 y 742; y 2 cepas fúngicas, 593 y 433. Posteriormente, las plantas fueron infectadas con Fom CECT 20474 y Xc CECT 95, con el objetivo de comprobar si el desarrollo de la enfermedad se veía influenciado por la presencia previa de los agentes supresivos. El análisis estadístico de los resultados mostró la influencia significativa de todas las variables analizadas, sobre el aislamiento de los patógenos a partir de plantas infectadas (datos no mostrados). Dichas variables fueron Agente Fitopatógeno, Agente Antagonista y Sustrato, así como las interacciones entre las mismas. Asímismo, el estudio de los grupos de homogeneidad mediante el test LSD de Fisher´s, mostró que en general la cepa Xc CECT 95 resultó ser bastante más susceptible a la acción de los agentes antagonistas que el hongo Fom 20474 (Figura 1 y Tabla 2).

Este mismo efecto fue observado en aquéllos ensayos que se llevaron a cabo en presencia de compost maduro, hecho que confirma la capacidad supresora del compost utilizado, independientemente de la microbiota asociada al mismo (Tabla 2). En general, los resultados obtenidos tras la aplicación de las cepas 593, 742, 433 y 522, no fueron significativamente diferentes de los observados en el caso de las plantas sólo inoculadas con los fitopatógenos (sin antagonistas). Sin embargo, las cepas 6113, 351 y 462 mostraron una capacidad antagonista bastante superior al resto de las cepas, de modo que el aislamiento de los fitopatógenos a partir de plantas infectadas se redujo, en general, entre un 50-60 % (Tabla 2). Las cepas 852, 562, 171, 321 y 1032 provocaron, en general, una reducción intermedia de la capacidad infectiva (20-40 %).

En resumen, algunas de las cepas antagonistas más interesantes fueron identificadas como *Bacillus* sp., *Streptomyces* sp. y *Aspergillus* sp. aunque sólo 12 de ellas fueron seleccionadas para comprobar el efecto supresivo de las mismas *in vivo.* Tales resultados coinciden con algunos de los obtenidos por otros autores que citan a *Bacillus subtilis* y otras especies de *Bacillus* spp. como antagonistas frente a enfermedades vegetales (Landa *et al.*, 1997; Khan *et al.*, 2004). Hay que tener en cuenta, en cualquier caso, que la reproducibilidad de los resultados obtenidos, podría verse afectada de modo importante por las condiciones meteorológicas del momento, así como por la cantidad de inóculo utilizada, tanto del microorganismo antagonista como del fitopatógeno (Bonaterra *et al.*, 2003). Asímismo, la aplicación *in vivo* de una o varias cepas antagonistas a la vez para favorecer el efecto supresivo de enfermedades vegetales, también es un factor adicional a tener en cuenta.

Fig. 1. Análisis LSD de la interacción entre el factor Agente Fitopatógeno (FTP) y Agente Antagonista respecto al aislamiento de XC y FOM a partir de plantas infectadas (el valor de 1 en el eje y, indica el 100% de aislamiento del patógeno a partir de plantas infectadas).

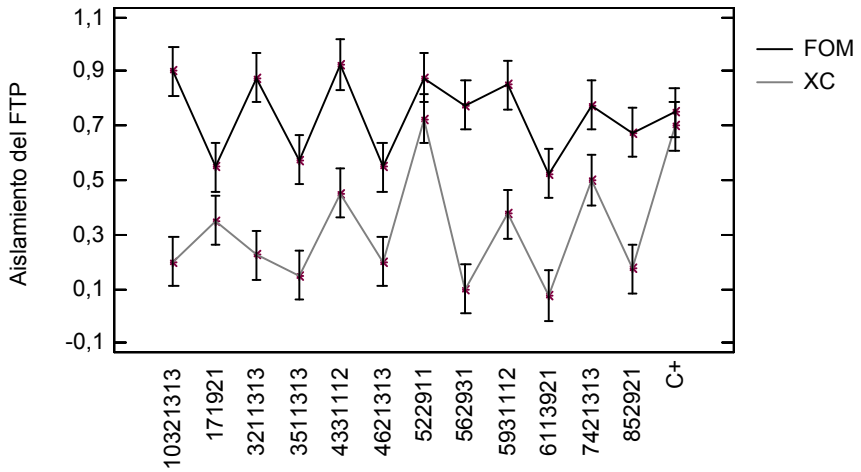


Tabla 2. Influencia de los distintos factores analizados (Antagonista, Fitopatógeno y Sustrato) sobre el desarrollo de la enfermedad causada por Xc CECT 95 y Fom CECT 20474 en plántulas. Los datos que muestran letras distintas se consideran grupos de homogeneidad significativamente diferentes (P < 0,05) según el test LSD de Fisher.

Factor		Suma de Cuadrados*	Factor	Suma de Cuadrados*
Antagonista	**Tipo**		**Fitopatógeno**	
6113	Bacteria	0,300 A	Xc 95	0,325 A
351	Actinomiceto	0,362 AB	Fom 20474	0,738 B
462	Actinomiceto	0,375 AB	**Sustrato**	
852	Bacteria	0,425 ABC	VC	0,469 A
562	Bacteria	0,437 BC	V	0,594 B
171	Bacteria	0,450 BC		
321	Actinomiceto	0,550 CD		
1032	Actinomiceto	0,550 CD		
593	Hongo	0,612 DE		
742	Actinomiceto	0,637 DE		
433	Hongo	0,687 EF		
C+	____	0,725 EF		
522	Bacteria	0,800 F		

C+: control positivo sin antagonista

VC: ensayo realizado con vermiculita y compost
V: ensayo realizado con vermiculita

* Las medias indican los índices de aislamiento de los patógenos en las platas infectadas, una vez transcurrido el tiempo de incubación en invernadero.

Gracias a la metodología aplicada, se obtuvieron resultados muy interesantes, siendo los más llamativos aquellos relacionados con Xc CECT 95. En este sentido, las plantas de tomate mostraron una mejora de su capacidad defensiva frente a la bacteria patógena, cuando éstas habían contactado previamente con algunos de los agentes antagonistas identificados como *Bacillus* spp. o *Streptomyces* spp, observándose en algunos casos una reducción del aislamiento del patógeno superior al 70 %.

4. Referencias

Abbasi, P.A., Al-Dahmani, J., Sahin, F., Hoitink, H.A.J. y Miller, S.A. 2002. Effect of compost amendments on disease severity and yield of tomato in convencional and organic production systems. Plan Dis. 86(2), 156-161.

Bonaterra A., Mari M., Casalini L. y Montesinos E. 2003. Biological control of *Monilinia laxa* and *Rhizopus stolonifer* in postharvest of stone fruit by *Pantoea agglomerans* EPS125 and putative mechanisms of antagonism. Int J Food Microbiol. 84(1), 93-104.

Coventry, E., Noble, R., Mead, A. y Whipps, J.M. 2001. Control of Allium white rot (*Sclerotium cepivorum*) with composted onion waste. Soil Biol Biochem. 34(7), 1037-1045.

Hoitink, H.A.J. y Boehm, M.J. 1999. Biocontrol within the context of soil microbial communities: a substrate-dependent phenomenon. Annu Rev Phytopathol. 37, 427-446.

Khan, N.I., Schisler, D.A., Boehm, M.J., Lipps, P.E. y Slininger, P.J. 2004. Field testing of antagonists of Fusarium head blight incited by *Gibberella zeae.* Biol Control 29, 245-255.

Krause, M.S., DeCuester, T.J., Tiquia, S.M., Michel Jr, F.C., Madden, L.V. y Hoitink, H.A.J. 2003. Isolation and characterization of Rhizobacteria from composts that suppress the severity of bacterial leaf spot of radish. Phytopathology 93(10), 1292-1300.

Landa, B., Hervás, A., Bettiol, W. y Jiménez-Díaz, R.M. 1997. Antagonistic activity of bacteria from the chickpea rhizosphere against *Fusarium oxysporum* f.sp. *ciceris.* Phytoparasitica 25(4), 305-318.

Larkin, R.P. y Fravel, D.R. 1998. Efficacy of various fungal and bacterial biocontrol organisims for control of Fusarium wilt of tomato. Plant Dis. 82, 1022-1028.

De Boer, M., Van der Sluis, I., Van Loon, L.C. y Bakker, P.A.H.M. 1999. Combining fluorescent *Pseudomonas* spp. strains to enhance suppression of fusarium wilt of radish. Eur J Plant Pathol 105, 201-210.

Noble, R. y Roberts, S.J. 2003. A review of the literature on eradication of plant pathogens and nematodes during composting, disease suppression and detection of plant pathogens in compost. The Waste and Resources Action Programme. The Old Academy, 21 Horsefair, Banbury, Oxon OX16 0AH, UK.

Rojas, D.M. 2000. Antagonismo *in vitro* de hongos aislados de turbas de semilleros frente a *Botrytis cinerea, Fusarium oxysporum* f. sp. *lycopersici, Pythium aphanidermatum* y *Rhizoctonia solani*. Proyecto Monográfico Fin de Carrera. Universidad de Almeria.

Determinación de propiedades físicas en el proceso de compostaje de estiércol de vacuno

The Use of Physical Properties in the Process of Composting Cattle Manure

R. Cáceres y O. Marfà
IRTA. Carretera de Cabrils km 2. 08348 Cabrils

rafaela.caceres@irta.cat 93 750 75 11 extensión 1213

Resumen

La determinación de parámetros químicos para caracterizar los subproductos orgánicos y para seguir el proceso de compostaje es indispensable para predecir y explicar los cambios que experimenta el compost en su proceso de descomposición o maduración. Por otra parte, el parámetro físico más usado en el seguimiento del compostaje, a parte de la temperatura, es la humedad del material, medida en términos gravimétricos.

No obstante, diversos autores han propuesto la determinación de otros parámetros de base física que pueden contribuir a explicar la evolución del proceso de compostaje. En este trabajo se presenta una propuesta metodológica para abordar la caracterización física durante el compostaje tomando como ejemplo diversos tipos de estiércoles producidos en Catalunya. En este estudio se muestra que la mencionada caracterización física, complementariamente con la determinación del contenido de fibras, contribuye de manera significativa a explicar la desigual evolución del proceso de compostaje de los diferentes estiércoles estudiados.

Palabras clave

Humedad, capacidad de aireación, capacidad de retención de agua, densidad aparente, porosidad

Abstract

To predict and explain the changes compost goes through during decomposition or curing, it is essential to use chemical parameters to determine the characteristics of the organic waste by-products used and to monitor the composting process. Besides temperature, the most common physical parameter used to monitor compost is the moisture of the material measured in gravimetric terms.

However, several authors have proposed that physical-based parameters be analysed in order to gain a better understanding of how the composting process occurs. This article presents a methodological proposal to analyse the physical characteristics of compost using different kinds of manure produced in Catalonia. This study shows that these physical characteristics of the different kinds of manure, along with the determination of the fibre content, make a significant contribution to describe how the composting process can vary.

Keywords

Moisture content, air-filled porosity, water-holding capacity, bulk density, particle density, porosity

1. Introducción

Los subproductos orgánicos que se deben de compostar antes de su aprovechamiento agrícola se deben caracterizar convenientemente. En los estudios de compostaje se aborda, normalmente, la caracterización química de los materiales ya que son parámetros que condicionan el proceso. A parte de la temperatura, la humedad es la propiedad física más medida en el compostaje ya que se trata de un factor clave en la actividad microbiana (Pereira Neto et al., 1986; Haug, 1993). Normalmente, para determinar la humedad, el método utilizado es el gravimétrico y se considera que los valores óptimos se deben situar entre 50 y 60 $g \cdot g^{-1} \cdot 100$ (Poincelot, 1977; Hong et al., 1983; Inbar, 1989). Los valores excesivos de humedad pueden provocar el retraso del inicio del compostaje en sistemas dinámicos por la dificultad en la renovación del oxígeno consumido por los microorganismos (Verdonck, 1998); este retraso consiste en la dificultad en la consecución de temperaturas termófilas y el proceso se convierte en anaeróbico (Pereira Neto et al., 1986; Miller, 1992). Por tanto, estos residuos necesitan ser mezclados con otros materiales poco húmedos o se deben compostar utilizando métodos de aireación forzada.

Los subproductos que se compostan estan formados por partículas sólidas y, entre ellas, existen poros que son los que pueden estar total o parcialmente llenos de agua o aire, indistintamente. Para conducir el proceso de compostaje adecuadamente (especialmente el compostaje dinámico), es necesario mantener un equilibrio entre la porosidad ocupada por aire y la ocupada por agua. Los métodos que emplean aireación forzada permiten compostar materiales con humedades superiores que los métodos que no emplean aireación forzada ya que la aportación de oxígeno se garantiza independientemente de la porosi-

dad que el material pueda poseer (Stentiford y Dodds, 1992; Haug, 1993).

Por otra parte, la retención de más o menos agua en los poros depende del tamaño de éstos y, a su vez, el de los poros es función del tamaño de las partículas sólidas y del grado de empaquetamiento. Cuanto mayores son las partículas sólidas, mayores serán los poros que hay entre ellas y mayor será la porosidad llena de aire de la matriz sólida; al contrario, cuando las partículas y, por tanto, los poros son de menor tamaño, el agua queda retenida en los mismos con más fuerza: la humedad se conserva mejor pero es más difícil airear la matriz en caso de saturación hídrica.

Algunos autores han desarrollado metodologías, heredadas de los estudios de sustratos para el cultivo fuera de suelo, para estudiar cuál es la capacidad que tiene la matriz en descomposición para liberar o no agua de sus poros (Inbar, 1989). Estas metodologías no se aplican, normalmente, en los estudios de compostaje pero podrían ser incorporadas en aquellos en los que se deba profundizar en estos parámetros antes de sistematizar el proceso.

Como se ha avanzado, el método gravimétrico es el habitual y el contenido de humedad se expresa en gramos de agua por 100 gramos de muestra húmeda. Pero el contenido hídrico óptimo en el compostaje depende de la granulometría de las partículas del material y del correspondiente espacio poroso. En general, para los materiales con predominio de fracciones más gruesas, la humedad óptima suele ser más alta (entre 70 y 75 $g \cdot g^{-1} \cdot 100$) que para los materiales con predominio de fracciones más finas en los que la humedad óptima se suele situar entre 55 y 66 $g \cdot g^{-1} \cdot 100$ (Verdonck, 1988). La determinación de las propiedades físicas permite también la expresión de la humedad en términos de porcentaje volumétrico; en este trabajo se verá la utilidad de ésta manera de expresar la humedad.

Los estiércoles, junto con otros subproductos como los lodos de depuradora, son materiales habitualmente húmedos en los que se debe profundizar en las propiedades físicas de su matriz para llevar a cabo el proceso de compostaje adecuadamente.

El objetivo de este trabajo es el estudio de las propiedades físicas de diversas tipologías de estiércoles de vacuno y detectar su posible incidencia en el desarrollo del proceso de compostaje.

2. Materiales y métodos

2.1 Materiales

En Cataluña, los estiércoles sólidos que se producen en más volumen son los provinientes de ganadería bovina. El origen de estos subproductos pueden ser distintos en función de la orientación productiva del ganado y el tipo de material que se utiliza en la cama de los establos. Para el presente estudio se utilizaron las tipologías que se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Descripción de las tipologías de estiércol de vacuno utilizadas

Abreviación	Tipología
EV1	Estiércol de vacuno reproductor (producción de leche) con cama de paja abundante
EV2	Estiércol de vacuno reproductor (producción de leche) con cama de paja
EV3	Estiércol de vacuno de engorde (producción de carne) con cama de paja
EV4	Estiércol de vacuno de engorde (producción de carne) con cama de serrín
EV5	Fracción sólida del purín de vacuno

2.2 Métodos

La materia seca se determinó por secado de una muestra en una estufa a 105ºC hasta peso constante (Hong et al., 1983; Zucconi y de Bertoldi, 1986; Giró et al., 1992; Solano et al., 2001). La **humedad gravimétrica** (H) se determinó calculando el porcentaje complementario al de materia seca.

Las **propiedades físicas** se determinaron empleando el método de Inbar (1989). Se satura una muestra durante 48 horas en un cilindro de cristal (columna de 7 cm de diámetro y 15 cm de altura) rellenado hasta 10 cm de altura. Después de dejarlo drenar libremente, el nivel de material sólido se enrasa de nuevo hasta los 10 cm y se vuelve a saturar y a permitir su drenaje libre durante 24 horas. Se determina el peso del cilindro con el material y se seca en estufa a 105ºC hasta peso constante. Se vuelve a pesar una vez seco y frío.

Los parámetros que se obtienen de la determinación y su cálculo son:

$$D_{ap} = \frac{\text{Peso seco muestra}}{\text{Volumen cilindro}} \qquad \{g \cdot mL^{-1}\}$$

Donde D_{ap} es la densidad aparente (relación entre el peso seco de un sólido y el volumen que ocupa).

$$\text{ARET} = \left[\frac{\text{Peso Húmedo} - \text{Peso seco}}{\text{Volumen}}\right] \times 100 \qquad \{mL \cdot mL^{-1} \cdot 100\}$$

Donde ARET es el agua retenida a -1 kPa y representa la capacidad que posee el material para retener agua.

Además, determinando el porcentaje de materia orgánica (MO) y su complementaria (el contenido en cenizas, CEN), se puede calcular la densidad real (D_r) que se define como el cociente entre la masa de partículas del medio de cultivo y el volumen que

ocupan, sin considerar los poros (Ansorena, 1994). El cálculo de la D_r se basa en la consideración que los sustratos tienen un componente mineral y un componente orgánico y que estos presentan unas densidades reales medias respectivas de 2.65 y 1.5 $g \cdot mL^{-1}$ (Ansorena, 1994).

$$D_r = \left[\frac{MO[\%]}{100 \times 1.50} + \frac{CEN[\%]}{100 \times 2.65} \right]^{-1} \quad \{g \cdot mL^{-1}\}$$

Por último, con D_{ap} y D_r se obtiene el porcentaje de espacio poroso total (EPT):

$$EPT = \left[1 - \frac{D_{ap}}{D_r} \right] \times 100 \quad \{mL \cdot mL^{-1} \cdot 100\}$$

La capacidad de aireación del sólido (CA) se calcula por diferencia entre la porosidad y el agua retenida.

$$CA = EPT - ARET \quad \{mL \cdot mL^{-1} \cdot 100\}$$

Humedad volumétrica

A partir de la H y de la D_{ap} se calculó la humedad volumétrica del material (HUM). Y también el parámetro AIRE que es la complementaria de la HUM respecto el EPT.

3. Resultados y discusión

En general, la humedad gravimétrica de los estiércoles es elevada porque supera los 58 $g \cdot g^{-1} \cdot 100$ (Figura 1a), normal en este tipo de materiales (Martins y Dewes, 1992; Van Horn y Hall, 1996). Poseen una elevada porosidad (superior a 89 $mL \cdot mL^{-1} \cdot 100$) y también tienen en común una D_{ap} baja (entre 0.070 y 0.225 $g \cdot mL^{-1}$) (Tabla 1). Debido a estas dos características, el contenido gravimétrico de humedad (H) de los estiércoles no se corresponde con el contenido volumétrico de humedad (HUM) (Figura 1a). Por ejemplo, los materiales más húmedos (EV1 y EV5) tienen H muy similares (entorno a 80 $g \cdot g^{-1} \cdot 100$) pero su HUM es bastante diferente (57.5 y 31.9 $mL \cdot mL^{-1} \cdot 100$, respectivamente) (Figura 1a). La complementaria de la HUM respecto del EPT (AIRE) fue de 34.8 y 64.0 $mL \cdot mL^{-1} \cdot 100$ en EV1 y EV5, respectivamente. Otro índice indicativo es la relación AIRE/HUM. Unos materiales presentan una relación superior a 1 (disponen de más volumen de poros ocupados por aire que no por agua). La relación del material EV5 es de 2; EV2 y EV3 presentan valores alrededor de 1.7 (Figura 1c). Los que presentan relaciones inferiores a 1 son EV1 y EV4.

El arranque del compostaje en los dos materiales con más humedad gravimétrica fue muy diferente (Cáceres, 2003). Mientras que EV1 no arrancó con la velocidad suficiente y necesitó más de 40 días para alcanzar temperaturas termófilas, el proceso en EV5 fue bastante inmediato. Si bien este diferente comportamiento no se puede explicar por la humedad gravimetrica (ya que los valores de H de ambos materiales son prácticamente iguales), la determinación de la HUM o de la relación AIRE/HUM sí puede explicarlo. Efectivamente, el estiércol EV5 es muy húmedo pero tiene un espacio poroso ocupado mayoritariamente por aire (Figura 1b) y ésto favorece la difusión de gases del material para evacuar de los poros el CO_2 formado durante la descomposición y rellenarlos de oxígeno. El material EV4 presentó un comportamiento similar a EV1; aunque la H era inferior a la que presentaba EV1, su HUM era muy elevada, la CA baja y la relación AIRE/HUM, también baja (Figuras 1a, 1b y 1c).

Los valores de AIRE que se aconsejan se sitúan entre 30 y 40 $mL \cdot mL^{-1} \cdot 100$ (Hong et al., 1983; Mustin, 1987; Haug, 1993) pero, por lo expuesto -referido a las propiedades de los materiales y su evolución durante el proceso- estos valores no son suficientes cuando se emplean métodos dinámicos de compostaje en los que la renovación del oxígeno consumido por los microorganismos tiene lugar de forma pasiva, preferentemente por difusión.

Aunque los parámetros físicos son muy importantes para explicar el retraso en la consecución de temperaturas termófilas en el compostaje de estiércoles, también se analizó la influencia del contenido en fibras de los estiércoles. Así, cuando los estiércoles presentan contenidos en fracción orgánica soluble bajos, se detectan problemas en el arranque del proceso (Cáceres, 2003). La fracción orgánica soluble es la componente más lábil de la materia orgánica y, por tanto, la que los microorganismos degradan con más facilidad; por ello lo hacen en primera instancia dando lugar al incremento rápido de la temperatura.

Tabla 1. Densidad aparente (D_{ap}), Densidad real (D_r) y Espacio poroso total (EPT) de diferentes tipologías de estiércoles de vacuno

Tipología de estiércol	D_{ap} ($g \cdot mL^{-1}$)	D_r ($g \cdot mL^{-1}$)	EPT ($mL \cdot mL^{-1} \cdot 100$)
EV1	0.135	1.8	92.3
EV2	0.225	2.1	89.0
EV3	0.157	1.9	91.0
EV4	0.190	1.9	93.0
EV5	0.070	1.7	95.9

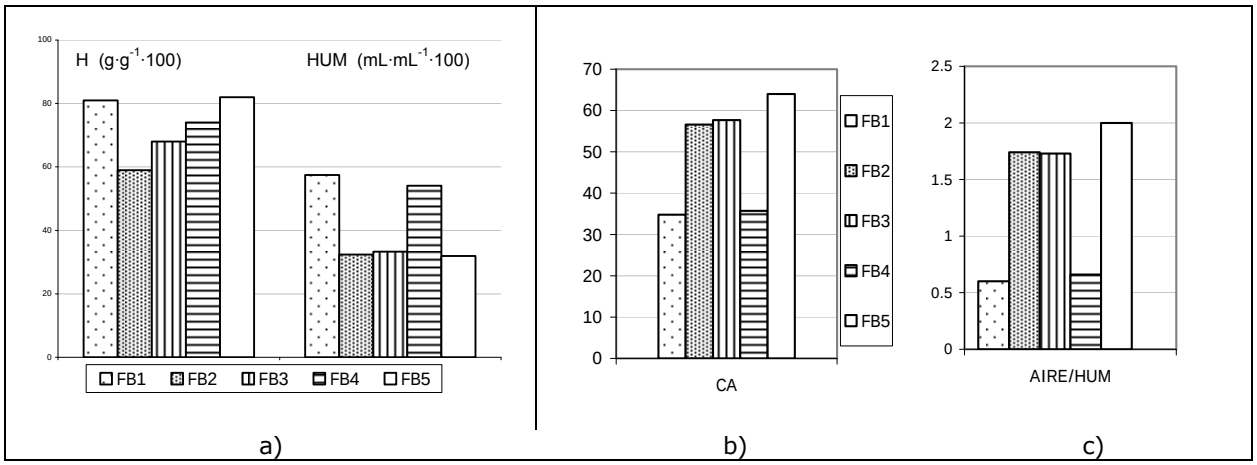


Figura 1. Caracterización física de diferentes estiércoles de vacuno:
(a) Contenido de Humedad gravimétrica (H) y volumétrica (HUM)
(b) Capacidad de aireación y c) relación AIRE/HUMEDAD de diferentes estiércoles de vacuno.

4. Conclusiones

Las diversas tipologías de estiércoles poseen relaciones aire-agua y contenido volumétrico de agua diferente. El contenido volumétrico de agua, y no tanto el gravimétrico, explica el retraso del proceso de compostaje de determinadas tipologías de estiércoles en las que la capacidad de aireación de su matriz porosa es menor.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen a José Montero y Anna Puerta su participación en las tareas de campo y de laboratorio, respectivamente.

6. Referencias

Ansorena, J. 1994. "Sustratos. Propiedades y caracterización". Ed. Mundi-Prensa. Bilbao. ISBN: 84-7114-481-6.

Cáceres, R. 2003. Compostatge de fems de boví i aprofitament del compost en la formulació de substrats per al cultiu en contenidor d'espècies arbustives. Tesis doctoral. Universitat de Lleida. Lleida.

Giró, F., Soliva, M., Felipó, M. T., Garau, M. A., Aragay, M., Danés, R., Teixidó, N. 1992. Estudio de distintas materias primas utilizadas como sustratos. En: I Jornadas de sustratos, Villaviciosa (Asturias). Ed: Sociedad Española de Ciencias Hortícolas (SECH). pp: 33-48.

Haug, R. 1993. "The practical handbook of compost engineering". Lewis Publishers. Florida (EEUU). ISBN: 0-87371-373-7.

Hong, J., Matsuda, J., Ikeuchi, Y. 1983. High rapid composting of dairy cattle manure with crop and forest residues. Transactions of the ASAE: 533-545.

Inbar, Y. 1989. Formation of humic substances during the composting of agricultural wastes and characterization of their physico-chemical properties. Ph.D Thesis. Hebrew University of Jerusalem.

Martins, O. y Dewes, T. 1992. Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. Bioresource Technology 42: 103-111.

Miller, F. 1992. Biodegradation of solid wastes by composting. En: "Biological Degradation of Wastes". Ed: A.M. Martin. London. pp: 1-30.

Mustin, M. 1987. "Le compost. Gestion de la Matière organique". ISBN: 2-864-72008-6.

Pereira Neto, J. T., Stentiford, E. I., Mara, D. D. 1986. Comparative survival of pathogenic indicators in windrow and static pile. En: Compost: Production, Quality and Use, Udine (Itàlia). Ed: M. De Bertoldi, M.P. Ferranti, P. L'Hermite y F. Zucconi. Elsevier Applied Science. pp: 276-295.

Poincelot, R. P. 1977. The Biochemistry of composting. En: National Conference on Composting of Municipal Residues and Sludges. pp: 33-39.

Solano, M. L., Iriarte, F., Ciria, P., Negro, M. J. 2001. Performance Characteristics of Three Aeration Systems in the Composting of Sheep Manure and Straw. J. agric. Engng. Res. 79(3): 317-329.

Stentiford, E. I. y Dodds, C. M. 1992. Composting. En: "Solid substrate cultivation". Horts W. Doelle, David A. Mitchell y Carlos E. Rolz. London and New York. pp: 211-246.

Van Horn, H. H. y Hall, M. B. 1996. Agricultural and environmental issues in the management of cattle manure. En: Agricultural Uses of By-Products and Wastes, 25-29 Agosto de 1996, Orlando (Florida-USA). Ed: J. E. Rechcigl y H. C. McKinnon. American Chemical Society. pp: 284.

Verdonck, O. 1988. Composts from organic wastes materials as substitutes for the usual horticultural substrates. Biological Wastes 26: 325-330.

Verdonck, O. 1998. Compost specifications. Acta Horticulturae 469: 169-177.

Zucconi, F. y de Bertoldi, M. 1986. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: Compost: Production, Quality and Use, Udine (Itàlia). Ed: M. De Bertoldi, M.P. Ferranti, P. L'Hermite y F. Zucconi. Elsevier Applied Science. pp: 30-50.

Distribución y biodisponibilidad de metales pesados en compost
Distribution and bioavailability of heavy metals in compost

M.T. Barral [1], R. Paradelo [1], A. Villada [1], R. Devesa-Rey [1], A.B. Moldes [1,2]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago, 15782 Santiago de Compostela, España
[2] Departamento de Enxeñería Química, Facultade de Ciencias, Campus As Lagoas, 32004 Ourense, España

E-mail: edbarral@usc.es

Resumen

Se estudiaron el origen, distribución y biodisponibilidad de metales pesados en composts de distintos orígenes. Se estimó la biodisponibilidad de los metales usando dos aproximaciones: extractantes simples que intentan valorar indirectamente el riesgo para grupos determinados de organismos, y procedimientos de extracción secuencial. Los extractantes simples usados fueron: (1) agua; (2) Cl_2Ca-DTPA; (3) el procedimiento TCLP; (4) el procedimiento PBET; y (5) pirofosfato sódico. La disponibilidad media estuvo en general por debajo del 10% del contenido total, a excepción de la fracción soluble en Cl_2Ca-DTPA, que en algunos casos concretos llegó a superar el 50%; estos resultados indican que la mayor parte de los metales están en formas de baja bioaccesibilidad. El protocolo de extracción secuencial utilizado fue el protocolo BCR, que distingue cuatro fracciones: cambiable, reducible (asociados a óxidos de Fe y Mn), oxidable (asociados a materia orgánica) y residual (incluidos en estructuras cristalinas). El Cu aparece mayoritariamente asociado a la materia orgánica, Zn y Cd a óxidos, Cr y Ni a la fracción residual, y el Pb se distribuye igualmente por las cuatro fracciones. Para clarificar el origen de estos contaminantes se realizó una separación de impropios, y se determinó su contenido en metales pesados. Esta fracción presentó concentraciones menores de metales que el compost en su conjunto, por lo que debe descartarse como causa de la contaminación. Dado que las partículas metálicas de la fracción fina podrían ser las causantes de parte de la contaminación, se retiró la fracción magnética, observándose importantes reducciones en la concentración de varios metales.

Palabras clave
Metales pesados, compost, biodisponibilidad, fraccionamiento

Abstract

The origin, distribution and bioavailability of heavy metals in different urban waste composts from Spain was studied. The bioavailability was assessed after extraction with the following agents: (1) water; (2) Cl_2Ca-DTPA; (3) TCLP extract; (4) PBET solution (Physiologically Based Extraction Test); and (5) pyrophosphate. The availability was in general very low for all the elements, except for the Cl_2Ca-DTPA soluble fraction, which in some cases overcame 50% of the total. This shows that most metals are in low bioavailability forms. Also, the sequential fractionation procedure of the BCR was performed, which distinguishes four fractions: exchangeable, linked to Fe and Mn oxides, linked to OM, and residual (included in the crystalline lattice). Cu was mainly linked to organic matter, Zn and Cd to oxides, Cr and Ni to the residual fraction, and Pb was evenly distributed among the four fractions. The origin of the contaminants was studied after analysis of the foreign matter: this fraction resulted poorer in heavy metals than the bulk compost, what discards the foreign matter as the cause of the contamination. Since that the small metallic particles may be the cause of an important part of the heavy metal contamination, they were removed from the compost with a magnet, giving place to important reductions in all heavy metal concentrations.

Keywords
Heavy metals, compost, bioavailability, fractionation

1. Introducción

Los compost de residuos urbanos suelen presentar cantidades excesivas de metales pesados, debido a defectos en la separación de las fracciones orgánica e inorgánica, como indican las menores cantidades presentes en la fracción orgánica separada en origen con respecto a la fracción recogida conjuntamente y separada posteriormente por medios mecánicos en las plantas de tratamiento. Los principales mecanismos de contaminación del compost con metales pesados son dos: contaminación directa por adsorción de partículas metálicas a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), y contaminación por lixiviación de iones desde la fracción inorgánica. El primero se inicia desde que se mezcla la fracción orgánica con otros componentes de los RSU, y sólo puede evitarse mediante la separación en origen y la recogida selectiva de la FORSU, debido a

que la elevada humedad de la materia orgánica dificulta la separación de las partículas adheridas. El segundo tiene lugar fundamentalmente durante el proceso de compostaje, debido a la presencia de partículas contaminantes, por migración química debido a las condiciones de elevada humedad, anaerobiosis, alta temperatura y bajo pH, además del desgaste de la maquinaria. Algunos datos indican que los plásticos son la principal fuente de Cd, los materiales férricos aportan casi la mitad del Pb y el Cu, el cuero una tercera parte del Cr, el papel aporta una parte importante del Pb, y las pilas Mn (Barboza et al., 1999).

En este trabajo se estimó la biodisponibilidad de metales pesados en compost usando dos aproximaciones: extractantes simples que intentan valorar indirectamente el riesgo para grupos determinados de organismos, y procedimientos de extracción secuencial. Los extractantes usados fueron: (1) agua; (2) Cl_2Ca-DTPA; (3) el procedimiento TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure); (4) el procedimiento PBET (Physiologically Based Extraction Test); y (5) pirofosfato sódico. Como procedimiento de extracción secuencial se usó el protocolo BCR, que distingue cuatro fracciones: extraíble (metales adsorbidos débilmente sobre superficies), reducible (asociados a óxidos de Fe y Mn), oxidable (asociados a materia orgánica) y residual (incluidos en estructuras cristalinas).

2. Materiales y métodos

Los materiales estudiados fueron los siguientes: MSWC1 es un compost obtenido tras fermentación anaerobia de FORSU seguida de una etapa de compostaje aerobio para estabilizar el digestato. MSWC2 es un compost obtenido tras compostaje aerobio de FORSU; ambos fueron facilitados por instalaciones en Galicia. MSGW es un compost comercial obtenido también tras compostaje aerobio de FORSU mezclada con restos vegetales, y MGSS es compost de restos de poda con lodos de EDAR; ambos fueron facilitados por una planta de tratamiento de Cataluña.

Los metales pesados se midieron en los siguientes extractos: agua regia ($HCl+HNO_3$ 3:1); agua, en relación sólido: líquido 1:5 (v/v); Cl_2Ca 0,002M-DTPA (ácido dietilentriaminopentaacético) 0,02 M, a pH 2,6 con la misma relación sólido: líquido; pirofosfato 0,1N-sosa 0,1N con relación sólido: líquido 1:200 (m/v); el extracto TCLP (USEPA, 1992), con relación sólido: líquido 1:16 (m/v), a pH 4,5 ajustado con ácido acético; y el PBET (Ruby et al., 1996), consistente en una disolución de pepsina y ácidos cítrico, acético, y málico a pH 2, en relación sólido: líquido 1:100 (m/v). El fraccionamiento secuencial BCR se realizó según la descripción de Rauret et al. (2000). La separación de impropios se realizó siguiendo el método de la Agencia Alemana para la Calidad del Compost (FCQAO, 1994). Todos los extractos se analizaron por espectroscopía de absorción atómica con llama (VARIAN SpectraAA FS220), a excepción de los extractos en pirofosfato, TCLP y PBET, que fueron analizados por ICP-OES (PerkinElmer Optima 4300 DV).

3. Resultados y discusión

Aunque puede no ser el mejor indicador de su movilidad y biodisponibilidad, el principal indicador para valorar la contaminación del compost es el contenido en metales totales, y así está regulado en las distintas legislaciones. En la tabla 1 se muestran los resultados de las extracciones con diversos agentes.

Entre los agentes utilizados en este trabajo para la evaluación de la biodisponibilidad de los metales pesados, el agua y el TCLP fueron los más débiles, siendo el pirofosfato y DTPA los más enérgicos.

La fracción soluble en agua es la más activa biológicamente y la que tiene mayor potencial para contaminar la cadena trófica y las aguas. En los compost analizados, los valores son muy inferiores al 5% del total, y las cantidades presentes de metales siguen este orden: Cu>Zn>Pb>Cr>Ni>Cd. Este difiere ligeramente del orden de solubilidad según otros autores, que es el siguiente: Ni>Cu>Zn>Cd>Cr>Pb, representando en general menos del 10% del contenido total (Iwegbue et al., 2007). Los metales lixiviables en el extracto TCLP representan siempre menos del 2% del total, lo que al igual que los resultados del extracto en agua, indica niveles bajos de riesgo ambiental del compost.

La fracción soluble en Cl_2Ca-DTPA se considera que corresponde a la cantidad de metal potencialmente absorbible por la planta a medio plazo. Los porcentajes de extracción con respecto al total siguen un orden decreciente Pb>Zn>Cu>Cd>Ni>Cr. Los compost analizados presentaron fracciones disponibles para las plantas relativamente elevadas, llegando al 36% del total en el caso del Pb. Los metales solubles en el extracto PBET representan la fracción disponible para animales superiores (Ruby et al., 1996); las cantidades extraídas fueron intermedias con respecto a los otros extractantes, excepto para Zn y Cd, que presentaron una extractabilidad media elevada (20% y 10% del total, respectivamente), similar a la que presentaban en DTPA. El orden de solubilidad fue Zn>Cd>Pb>Cu=Ni>Cr, y hay que destacar la baja disponibilidad del Pb en este extracto con respecto al anterior.

De la importancia de la fracción soluble en pirofosfato, que en algunos casos llega al 100% del total, se deduce que una parte importante de los metales están íntimamente ligados a la materia orgánica, exceptuando Cd, Cr y Ni, siendo el orden de extractabilidad el siguiente: Cu=Zn>>Pb>Ni>Cd=Cr.

Tabla 1. Metales pesados totales y solubles en varios extractantes (mg kg^{-1}, peso seco).

	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni
Total						
MSWC1	829	1149	3,1	223	77	75
MSWC2	325	608	3,5	188	80	57
MSGW	52	200	2,1	62	17	25
MGSS	688	896	2,7	180	68	71
Agua						
MSWC1	13	9,6	nd	8,9	0,4	1,7
MSWC2	15	10	nd	5,7	0,8	nd
MSGW	0,7	1,4	nd	3,8	0,1	nd
MGSS	0,2	0,5	nd	3,9	nd	nd
TCLP						
MSWC1	2,7	5,3	nd	0,2	nd	0,4
MSWC2	4,8	9,3	0,04	0,4	0,3	0,7
MSGW	0,4	1,2	nd	0,4	nd	0,1
MGSS	0,5	1,1	0,06	0,8	nd	0,2
Cl_2Ca-DTPA						
MSWC1	153	267	0,4	92	0,7	5,1
MSWC2	82	231	0,5	53	1,7	5,8
MSGW	3,3	41	0,2	34	0,4	0,7
MGSS	6,1	50	0,2	34	0,5	0,8
PBET						
MSWC1	28	273	nd	29	2,0	5,1
MSWC2	27	216	0,7	9,9	nd	3,0
MSGW	0,3	35	0,2	2,1	nd	nd
MGSS	1,2	40	0,2	nd	nd	nd
Pirofosfato						
MSWC1	250	566	nd	78	nd	7,6
MSWC2	325	604	nd	nd	nd	8,8
MSGW	52	128	nd	nd	nd	nd
MGSS	69	191	nd	nd	nd	nd

El fraccionamiento BCR (Figura 1) mostró diferentes patrones de distribución para cada elemento. El Cu está principalmente asociado a materia orgánica y dentro de las redes cristalinas (fracciones oxidable y residual). Hay que indicar que la fracción residual, que habitualmente se asocia a redes cristalinas de minerales silicatados, en el caso del compost debe incluir también una parte importante de partículas metálicas. El Zn aparece principalmente asociado a óxidos (fracción reducible). El Cd está únicamente asociado a óxidos y adsorbido débilmente (fracción cambiable), aunque en todo caso las cantidades absolutas son muy bajas. El Pb es el elemento que está más distribuido entre las distintas fracciones. Por último, Cr y Ni son los metales más abundantes en la fracción residual, lo que explicaría su escasa extractabilidad en los diversos agentes, si bien mientras el Cr aparece casi exclusivamente en esta fracción, el Ni aparece también en formas cambiables.

Para estudiar el origen de los metales pesados del compost, se realizó la separación de los impropios y se determinó su contenido en metales (tabla 2). Los resultados indican que esta fracción es más pobre en metales que la fracción libre de ellos, lo que ya ha sido observado en otros estudios (Iwegbue et al., 2007).

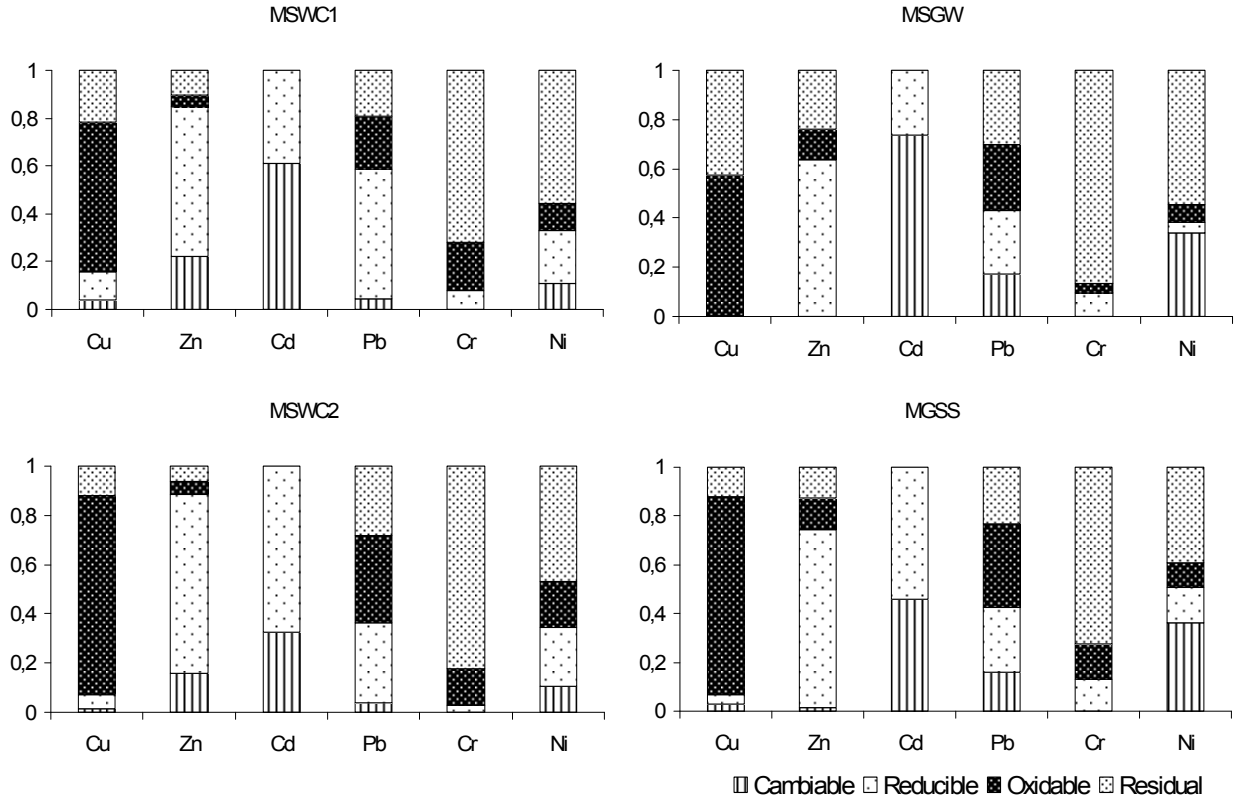


Figura 1. Fraccionamiento BCR. Fracciones en tanto por uno del total.

Tabla 2. Metales pesados en impropios (mg kg^{-1}, peso seco).

	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni
MSWC1	1279	24	18	31	nd	26	92	4,5
MSWC2	4261	108	158	246	0,3	102	51	18
MSGW	16228	197	1,7	63	1,5	54	35	33
MGSS	9921	141	10	48	1,9	45	20	20

Por otra parte, se aplicó un imán de poca potencia a los compost, para retirar el material magnético, y se determinó de nuevo el contenido en metales pesados (tabla 3), obteniéndose reducciones importantes de las concentraciones de Fe, Mn, Cd, Cr y Ni en todos los casos, y de Zn, Cu y Pb en algunos. Las reducciones medias estuvieron entre el 27 y el 85%. Las importantes reducciones en las concentraciones de Cd, Cr y Ni concuerdan con los resultados de la extracción en pirofosfato, que indicaban que estos metales no estaban asociados a la materia orgánica, y con los del fraccionamiento BCR, que indicaban que estaban asociados a formas no solubles (redes cristalinas o, en este caso, probablemente partículas metálicas).

Tabla 3. Porcentajes de reducción de metales tras la separación de las partículas magnéticas.

	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni
MSWC1	33	25	-	-	74	-	35	36
MSWC2	43	17	20	26	65	-	51	34
MSGW	29	31	-	21	86	27	35	52
MGSS	52	33	93	78	93	68	80	78

Esto demuestra que la fracción propiamente compostada (la que no incluye a los impropios) es la que contiene las pequeñas partículas metálicas causantes en parte de las elevadas concentraciones de metales pesados, como ha sido demostrado en anteriores estudios (Paradelo et al., 2008).

4. Conclusiones

La mayor parte de los metales pesados presentes en los compost analizados aparecen en la fracción menor de 2 mm y libre de impropios. En algunos casos están asociados a pequeñas partículas metálicas que pueden ser retiradas por medios magnéticos, y en otros son de mucho más difícil separación, pues están ligados fuertemente a la fracción orgánica. La biodisponibilidad inmediata de estos metales, indicada por los extractos acuoso y TCLP, es muy baja. La disponibilidad para plantas y animales superiores, indicada por los extractos PBET y Cl_2Ca-DTPA, es mucho mayor. El fraccionamiento secuencial indicó distribuciones muy diferentes para cada metal, pero en general concentraciones bajas en formas cambiables. En todo caso, estos resultados indican que la determinación del contenido total en metales pesados en compost no da la suficiente información sobre cuestiones importantes como su potencial contaminante, su distribución, o su origen.

5. Referencias

Barboza, F., Lazaro, E., Pereira, C. y Pereira, J. 1999. Avaliaçao quimiométrica da distribuiçao de metais pesados em composto de lixo urbano domiciliar. Quim. Nova 22, 324-328.

FCQAO (Federal Compost Quality Assurance Organization). 1994. Methods Book for the Analysis of Compost. Abfall Now e.V. Publishing House (Stuttgart, Germany).

Iwegbue, C.M.A., Emuh, F.N., Isirimah, N.O. y Egun, A.C. 2007. Fractionation, characterization and speciation of heavy metals in composts and compost-amended soils. Afr. J. Biotechnol. 6(2), 67-78.

Paradelo, R., Moldes, A.B. y Barral, M.T. 2008. Magnetic susceptibility as an indicator of heavy metal contamination in compost. Waste Manage. Res. in press.

Rauret, G., López-Sánchez, J.-F., Sahuquillo, A., Barahona, E., Lachica, M., Ure, A.M., Davidson, C.M., Gómez, A., Lück, D., Bacon, J., Yli-Halla, M., Muntau, H. y Quevauviller, Ph. 2000. Application of a modified BCR sequential extraction (three-step) procedure for the determination of extractable trace metal contents in a sewage sludge amended soil reference material (CRM 483), complemented by a three-year stability study of acetic acid and EDTA extractable metal content. J. Environ. Monit. 2, 228-233.

Ruby, M.V., Davis, A., Schoof, R., Eberle, S. y Sellstone, C. 1996. Estimation of Lead and Arsenic Bioavailability Using a Physiologically Based Extraction Test. Environ. Sci. Technol. 30, 422-430.

USEPA. 1992. Method 1311: Toxicity characteristic leaching procedure (TCLP). US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Efecto del compost de alperujo en la biodisponibilidad de metales pesados y arsénico y en el crecimiento de plantas de *Brassica* en dos suelos contaminados

Effects of a compost made from 'alperujo' on the bioavailability of heavy metals and arsenic and on the growth of *Brassica* plants in two contaminated soils

F. Fornes, R. García de la Fuente y M. Abad*

Instituto Agroforestal Mediterráneo. Universidad Politécnica de Valencia. P.O. Box 22012, E46071 Valencia, Spain.

*E-mail: mabad@prv.upv.es

Resumen

En este trabajo se ha estudiado la capacidad de un compost de alperujo aplicado a dos suelos contaminados por metales pesados y arsénico para mejorar el crecimiento y la acumulación de elementos traza de plántulas del género *Brassica*. Se han utilizado cinco especies: *B. carinata*, *B. juncea*, *B. napus*, *B. oleracea* y *B. rapa*. Uno de los suelos (S1) tenía un pH de 7,9 y niveles elevados de Pb y Zn en forma biodisponible, mientras que el otro (S2) tenía un pH de 3,8 y estaba contaminado por As, Pb y Zn, aunque en formas poco solubles. En general, el compost provocó una disminución en la biodisponibilidad de los metales pesados y arsénico, especialmente en S1 donde ésta era mayor. La adición del compost perjudicó el crecimiento y la acumulación de metales en las plántulas que crecieron en S1. En este suelo, las especies más adecuadas para la extracción de metales fueron *B. carinata* y *B. juncea*. En S2, ninguna plántula pudo crecer debido a su bajo pH. La adición del compost aumentó dicho pH acercándolo a la neutralidad y permitió el crecimiento de todas las especies. En estas condiciones, las especies más adecuadas fueron *B. carinata* y *B. oleracea*.

Palabras clave

Biomasa vegetal, fitoextracción, inmovilización, materia orgánica, pH, remediación

Abstract

The suitability of a compost made from 'alperujo' when applied to two heavy-metal and arsenic polluted soils to improve the growth and trace element accumulation of plants from the genus *Brassica* was investigated. Five species were studied: *B. carinata*, *B. juncea*, *B. napus*, *B. oleracea*, and *B. rapa*. One of the soils tested (S1) showed a pH of 7.9 and high levels of Pb and Zn in bioavailable forms, whereas the other soil (S2) was acidic (pH = 3.8) and contaminated by As, Pb and Zn but rather in non-soluble forms. Compost application brought about a decrease in heavy metal and arsenic bioavailability, specially in S1 where the bioavailability of metals was larger. Compost addition damaged both the growth and metal accumulation of seedlings grown on soil S1. In this soil, the most suitable species for metal extraction were *B. carinata* and *B. juncea*. None of the seedlings grew in S2 because of the strongly-acidic soil pH. The application of compost increased this low pH, approaching it to neutrality and thus providing an adequate development of all the species tested. Under these conditions, *B. carinata* and *B. oleracea* were the most appropriate species for soil S2.

Keywords

Plant biomass, phytoextraction, immobilisation, organic matter, pH, remediation

1. Introducción

La fitoextracción es una de las posibles estrategias de uso de plantas para descontaminar –o minimizar los riesgos de los contaminantes– suelos contaminados por metales pesados. Con ella se pretende que plantas capaces de acumular cantidades significativas de metales en su vástago los extraigan del suelo y, con su cosecha, éstos puedan ser retirados (Kumar et al., 1995). El uso de plantas de la familia Brassicaceae, particularmente del género *Brassica*, ha sido investigado ampliamente con esta finalidad (Gisbert et al., 2006) debido a su potencial de crecimiento.

La adición de materia orgánica al suelo tiene diversos efectos sobre la solubilización o biodisponibilidad de los metales pesados en el mismo, dependiendo de la cantidad de compuestos orgánicos solubles (Almås et al., 1999), el grado de humificación (Clemente et al., 2004) y el pH del medio (Gregson y Alloway, 1984). Además, la materia orgánica modifica las propieda-

des físicas y físico-químicas del suelo, lo que sumado a una potencial inmovilización de los contaminantes permite la revegetación de áreas contaminadas (Tordoff et al., 2000).

En este trabajo se han investigado los efectos de la adición de un compost de alperujo sobre: a) la biodisponibilidad de metales pesados y As en un suelo ácido y en otro calizo, y b) el crecimiento y la extracción de elementos traza de cinco especies del género *Brassica*: *B. carinata*, *B. juncea*, *B. napus*, *B. oleracea* y *B. rapa*.

2. Materiales y métodos

2.1 Suelos y compost utilizados

El suelo S1 procedía de una parcela agrícola ubicada en la provincia de Castellón (Onda). Se trataba de un suelo franco, calizo, con pH = 7,9 y conductividad eléctrica (CE) de 0,32 dS m^{-1}, y un contenido en materia orgánica (MO) de 1,6%. Presentaba niveles elevados de Pb y Zn debido a vertidos de la industria azulejera.

El suelo S2 procedía de la ribera del río Guardiamar (Sevilla), que resultó contaminado por lodos de origen minero en el accidente de Aznalcóllar. Este suelo ha sido estudiado previamente por otros autores (Del Río et al., 2002; Clemente et al., 2005). La muestra (lote) de S2 utilizada, que fue proporcionada por EGMASA (Sevilla) por medio del Dr. F. Cabrera y la Dra. E. Madejón del IRNAS-CSIC de Sevilla, presentaba un pH = 3,8 y una CE de 0,97 dS m^{-1}, y contenía niveles elevados de As, Pb y Zn.

El compost de alperujo (alperujo 85% + cama de caballo 15%, % ms) fue preparado por el CEBAS-CSIC de Murcia (Dr. J. Cegarra) utilizando un sistema dinámico con volteos periódicos (195 días de fase activa más 66 días de maduración). Presentaba un pH fuertemente alcalino (9,2) y una CE elevada (3,7 dS m^{-1}), así como un contenido en MO del 72%.

2.2 Especies vegetales, diseño experimental y condiciones de cultivo

El material vegetal utilizado (semillas) se obtuvo del Centro de Conservación y Mejora de la Agrodiversidad Valenciana de la Universidad Politécnica de Valencia (accesiones referenciadas como CCMAV UPV): *B. napus* (accesión 19937), *B. oleracea* var. acephala (22194) y *B. rapa* (19939), y del Instituto de Agricultura Sostenible (CSIC) de Córdoba: *B. carinata* (IAS-C101) y *B. juncea* (IAS-Z1).

Los suelos se mezclaron con el compost en una proporción tal que éste aportó un 2% de C orgánico (aprox. 100 t ha^{-1}) y se fertilizaron con las dosis adecuadas de N, P y K. Los suelos, enmendados (+) o no (-) con la materia orgánica, se colocaron en macetas de 130 mL de capacidad (aprox. 150 g de suelo). En cada maceta se situó una semilla pregerminada (3 días en estufa a 25ºC) y el cultivo se realizó en invernadero, durante seis semanas (de octubre-noviembre), con temperaturas mínimas de 15ºC y máximas de 30ºC, regándose manualmente hasta capacidad de campo 3 veces por semana. Para cada especie vegetal –incluyendo controles sin planta–, suelo y dosis de enmienda (6x2x2 = 24 tratamientos) se prepararon 12 macetas, que se distribuyeron al azar en 4 repeticiones de 3 macetas cada una.

2.3 Parámetros medidos y análisis realizados

Al final del experimento se determinó el % de supervivencia de las plántulas, el peso seco del vástago y el número de hojas formadas. Después de moler, las muestras vegetales se digirieron con una mezcla de ácido nítrico y ácido perclórico concentrados para la posterior determinación del contenido en metales pesados y As.

Para la caracterización de los suelos se siguieron los métodos oficiales del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1994). El pH se determinó en agua (suspensión 1/2,5 p/v) y la CE en el extracto acuoso 1/5 (p/v). La extracción de los metales y As (totales) se realizó utilizando una mezcla de ácido nítrico y ácido perclórico concentrados. La fracción de metales biodisponibles se extrajo con EDTA a pH = 7. As soluble se determinó mediante extracción con bicarbonato sódico.

El análisis del contenido en Pb y Zn de los extractos vegetales y los suelos se realizó mediante ICP-masas, mientras que para As se utilizó AAS acoplada a generador de hidruros.

2.4 Análisis estadístico

Los datos se sometieron al análisis de la varianza y las diferencias entre las medias se determinaron mediante el test LSD utilizando el programa Statgraphics Plus 5.1 para Windows.

3. Resultados y discusión

Con objeto de estudiar el efecto de la adición de compost de alperujo a suelos contaminados por metales pesados y As –con vistas a establecer un programa de fitorremediación–, en este trabajo se ha aplicado una cantidad de compost equivalente a 100 toneladas por hectárea, lo que representa unas cinco veces más que la dosis habitual aplicada en campos de cultivo.

Pese a los elevados niveles de contaminación por As, Pb y Zn en el suelo S2, sólo el Zn se encontró en cantidad importante en la fracción biodisponible (Tabla 1). En el suelo S1, tanto el Pb como el Zn –principales contaminantes– se encontraron en gran

medida en forma biodisponible (Tabla 1). La adición del compost de alperujo disminuyó la fracción biodisponible de Pb y Zn en S1, pasando del 88% al 73% y del 46% al 40%, respectivamente. En S2, esta disminución fue muy marcada en el caso del Zn, que bajó del 77% al 49% (Tabla 1). El efecto inmovilizador de metales pesados causado por el compost de alperujo coincide con lo descrito por Clemente et al. (2004) para materiales orgánicos de otros orígenes, como estiércol de vaca. Por otro lado, y debido a los elevados valores de pH y CE del compost de alperujo, la adición de éste a los suelos provocó un aumento de estos parámetros en los mismos, siendo la cuantía de estos efectos de mayor magnitud en S2 que en S1 (Tabla 1).

Cuando se cultivaron plántulas de cinco especies del género *Brassica* en los suelos contaminados, se obtuvieron resultados comparativamente diferentes en el suelo S1 y en el S2. En S1, el índice de supervivencia de las plantas fue siempre superior al 66%, mostrándose la especie más resistente *B. carinata*, seguida de *B. rapa*, *B. oleracea*, *B. napus* y *B. juncea*, por este orden (Tabla 2). La especie que mayor biomasa acumuló en su parte aérea fue *B. carinata* y la que menos *B. rapa*, siendo intermedios los valores obtenidos para el resto de las especies estudiadas. En este suelo, la adición del compost afectó escasamente a la supervivencia de las plántulas, aumentando la de *B. napus* y disminuyendo la de *B. oleracea*.

Tabla 1. Efecto de la adición de compost de alperujo en el pH, la conductividad eléctrica (CE) y la concentración total y biodisponible de metales pesados y As en los 2 suelos contaminados (S1 y S2) tras 6 semanas. Los valores son la media ± ES

Compost	pH	CE (dS m^{-1})	As (mg kg^{-1})	Pb (mg kg^{-1})	Zn (mg kg^{-1})
			Suelo S1		
-	8,0±0,05	1,06±0,02	nd*	1073±27 (949±69)**	283±5 (131±13)
+	8,1±0,05	1,26±0,03	nd	1150±13 (840±10)	245±6 (98±2)
			Suelo S2		
-	4,2±0,01	1,71±0,03	60±10 (3,6±0,4)	231±10 (3±1)	116±10 (89±13)
+	6,3±0,03	2,49±0,34	58±15 (0,5±0,1)	203±8 (9±4)	92±23 (45±7)

Suelo enmendado (+) o no enmendado (-)
* nd: no detectado
** datos entre paréntesis = fracción biodisponible

Tabla 2. Efecto de la adición de compost de alperujo en la supervivencia y el crecimiento del vástago de 5 especies de *Brassica* cultivadas durante 6 semanas en los suelos contaminados (S1 y S2). Los valores son la media ± ES

Especie	Compost	Suelo S1			Suelo S2		
		Supervivencia (%)	Peso seco (mg planta^{-1})	Nº hojas planta^{-1}	Supervivencia (%)	Peso seco (mg planta^{-1})	Nº hojas planta^{-1}
B. oleracea	-	75	240±30b*	4,3±0,3b	33	60±40d	2,3±0,3d
	+	58	110±30cd	2,3±0,1c	83	330±50ab	4,6±0,2b
B. napus	-	67	240±50b	4,8±0,8b	17	110±10d	4,0±0,1c
	+	83	100±10cd	4,5±0,2b	75	390±80a	4,2±0,7bc
B. rapa	-	92	140±30c	4,7±0,2b	0	-	-
	+	92	160±50bc	4,6±0,2b	42	140±10c	3,7±0,3c
B. carinata	-	100	410±30a	6,2±0,3a	0	-	-
	+	100	180±40bc	4,7±0,3b	100	300±50ab	5,5±0,4a
B. juncea	-	67	300±70ab	6,7±0,6a	0	-	-
	+	67	80±10d	5,8±0,3a	17	260±10b	6,3±0,3a

Suelo enmendado (+) o no enmendado (-)
* Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a P≤0,05

Sin embargo, el crecimiento de todas las especies, salvo de *B. rapa*, resultó significativamente reducido. Walker et al. (2003) observaron también una reducción en el crecimiento de *B. juncea* en un suelo de características similares a S1 cuando añadieron estiércol de vaca al mismo. En el suelo S2, y debido a su acidez, sólo sobrevivieron algunas plántulas de *B. oleracea* y de *B. napus*, siendo su crecimiento además mucho menor que en S1 (Tabla 2).

En las condiciones de pH ácido de este suelo probablemente se encuentre una concentración elevada de aluminio (Al) en forma soluble, que resulte fitotóxica, tal como han indicado Clemente et al. (2006). Cuando se añadió el compost a S2, la supervivencia de todas las especies aumentó marcadamente, salvo la de *B. juncea*, destacando *B. carinata* que presentó una supervivencia del 100%. Además, el crecimiento de las plantas supervivientes fue en general igual o mayor que el registrado en el suelo S1 (Tabla 2). Estos resultados indican que las plantas de todas las especies utilizadas, con excepción de *B. juncea*, toleraron los niveles de As, Pb y Zn presentes en este suelo, pero no así su acidez, creciendo sólo cuando ésta fue corregida por la adición del compost.

Cuando se considera la concentración de los contaminantes en los tejidos vegetales (Tabla 3), se observa que, en el suelo S1, la especie que más Pb y Zn acumuló conjuntamente fue *B. juncea*, seguida por *B. carinata*. Como éstas fueron, además, las especies con mayor crecimiento en S1, resultaron ser las más adecuadas para extraer metales pesados de este suelo, siempre que no se añada el compost de alperujo. En S2, una vez corregido su pH mediante la adición del compost, la especie que mayor cantidad de As, Pb y Zn acumuló fue *B. juncea*. Sin embargo, su bajo índice de supervivencia en este suelo no la haría recomendable para un programa de fitorremediación, siendo más adecuadas en este caso *B. carinata* y *B. oleracea*, que sí presentaron un nivel elevado de supervivencia.

Tabla 3. Concentración de metales pesados y As en el vástago de las plántulas de 5 especies de *Brassica* cultivadas durante 6 semanas en los suelos contaminados (S1 y S2), enmendados (+) o no (-) con compost de alperujo. Los valores son la media ± ES

Especie	Compost	Suelo S1			Suelo S2		
		As	Pb	Zn	As	Pb	Zn
		(µg g^{-1} ms)			(µg g^{-1} ms)		
B. oleracea	-	1,4±0,4d*	15,0±0,6f	252±12b	-**	-	-
	+	1,1±0,1d	12,9±0,5g	93±10d	9,6±7,1bcd	6,2±0,1b	147±28a
B. napus	-	nd***	24,6±1,0de	243±15b	-	-	-
	+	8,0±0,4a	16,0±0,8f	123±10c	10,0±0,5d	4,6±0,4c	108±2b
B. rapa	-	nd	26,6±1,2cd	79±24d	-	-	-
	+	7,2±0,2b	20,8±3,0e	240±41b	17,4±2,1b	9,6±0,8a	129±16a
B. carinata	-	nd	30,3±1,5b	219±28b	-	-	-
	+	1,2±0,2d	27,5±1,8bcd	229±34b	13,4±1,4c	6,5±0,5b	147±8a
B. juncea	-	4,2±0,5c	42,0±1,5a	328±25a	-	-	-
	+	0,3±0,1e	28,2±0,7bc	77±13d	24,7±2,5a	8,5±0,6a	150±23a

*Valores en columna sin letra común difieren estadísticamente a P≤0,05
** - : no determinado debido a la no supervivencia o al escaso tamaño alcanzado por las plántulas
*** nd: no detectado

4. Conclusiones

El efecto del compost de alperujo sobre la biodisponibilidad de Pb, Zn y As en los dos suelos contaminados estudiados así como sobre la capacidad de extracción y acumulación de estos elementos traza en el vástago de las cinco especies de *Brassica* examinadas, dependió estrechamente de las características físico-químicas del medio de cultivo (mezcla de suelo y compost), especialmente pH y salinidad, y de la especie vegetal utilizada.

Puesto que el compost de alperujo es un material orgánico –de origen residual y calidad elevada– con abundante disponibilidad en la región mediterránea, donde se localizan numerosos suelos contaminados por metales pesados, debería profundizarse en el estudio de la influencia de las características químicas de estos suelos en la biodisponibilidad de los elementos metálicos y As tras ser enmendados con dicho compost. En adición, el estudio debería ampliarse a una gama más extensa de especies de *Brassica* potencialmente extractoras e incluir, además, especies silvestres hiperacumuladoras.

Referencias

Almås, A., Singh, B.R. y Salbu, B. 1999. Mobility of cadmium-109 and zinc-65 in soil influenced by equilibration time, temperature, and organic matter. J. Environ. Qual. 28, 1742-1750.

Clemente, R., Walker, D.J. y Bernal, M.P. 2004. Uso de enmiendas orgánicas en la fitorrecuperación de suelos contaminados por metales pesados. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CSIC, Murcia.

Clemente, R., Walker, D.J. y Bernal, M.P. 2005. Uptake of heavy metals and As by *Brassica juncea* grown in a contaminated soil in Aznalcóllar (Spain): The effect of soil amendments. Environmental Pollution 138, 46-58.

Clemente, R., Almela, C. y Bernal, M.P. 2006. A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste. Environmental Pollution 143, 397-406

Del Río, M., Font, R., Almela, C., Vélez, D., Montoro, R. y De Haro-Bailón, A. 2002. Heavy metals and arsenic uptake by wild vegetation in the Guardiamar river area after the toxic spill of the Aznalcóllar mine. J. Biotechnology 98, 125-137.

Gisbert, C., Clemente, R., Navarro-Aviñó, J., Baixauli, C., Giner, A., Serrano, R., Walker, D.J. y Bernal, M.P. 2006. Tolerance and accumulation of heavy metals by Brassicaceae species grown in contaminated soils from Mediterranean regions of Spain. Environ. Exp. Bot. 56, 19-27.

Gregson, S.K. y Alloway, B.J. 1984. Gel permeation chromatography studies on the speciation of lead in solutions of heavily polluted soils. J. Soil Sci. 35, 55-61.

Kumar, P.B.A.N., Dushenkov, V., Motto, H. y Raskin, I. 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. Environ. Sci. Technol. 29, 1232-1238.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 1994. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Secretaría General Técnica, Madrid.

Tordoff, G.M., Baker, A.J.M. y Willis, A.J. 2000. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. Chemosphere 41, 219-228.

Walker, D.J., Clemente, R., Roig, A. y Bernal, M.P. 2003. The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils. Environmental Pollution 122, 303-312.

Eficiencia del tipo de tecnología de compostaje en el control de patógenos coliformes

Composting Technology efficiency with the control of coliforms pathogens

J.C. García-Gil, J.M. Fernández, C. Plaza, A. Polo

Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC).

E-mail: jcgarcia-gil@ccma.csic.es

Resumen

El *Real Decreto 824/2005*, sobre productos fertilizantes, clasifica el *compost* producido a partir de residuos biodegradables, como *enmiendas orgánicas*, marcando unos rangos analíticos para distintos parámetros fisico-químicos, nutricionales y sanitarios, con el objeto de evitar los posibles riesgos ambientales derivados de su aplicación agronómica. En este marco legal, se ha realizado un seguimiento del proceso de compostaje en dos Plantas de Tratamiento de Residuos Urbanos, una de sistema abierto y otra de sistema mixto (túneles), con objeto de evaluar la eficiencia de cada tecnología en el control de patógenos (estreptococos y coliformes fecales, clostridios sulfito-reductores, y *Salmonella sp.*). El sistema de compostaje abierto con volteos frecuentes ha mostrado una mayor eficacia en la eliminación de los patógenos fecales estudiados. Mientras que en el sistema abierto al cabo de 2 semanas se obtiene la eliminación casi total de coliformes fecales (mayoritariamente, *Escherichia coli*) y *Salmonella sp.*, en el sistema mixto después de 3 semanas en tuneles sólo se consigue una disminución significativa de UFC de coliformes. Tanto en el sistema abierto como en el mixto, los clostridios y estreptotococos son más persistentes debido a que este género presenta especies termoresistentes capaces de sobrevivir a las condiciones impuestas durante el proceso, si bien a medida que las pilas de compostaje va adquiriendo temperaturas constantes por encima de 55º C en las semanas posteriores, las colonias de este género decrecen significativamente a valores mucho más bajos, aunque el sistema abierto logra un mayor descenso de UFC de éste género que el sistema mixto en el producto final.

Palabras clave
Sistemas de compostaje, Control de coniformes y estreptococos fecales, Salmonela.

Abstract

Spanish legislation for fertilizer products (R.D. 824/2005) classify compost obtained from biodegradable wastes as organic amendment, establishing a range of physico-chemical, nutritional and sanitary parameters to avoid environmental risks for its agricultural uses. In this framework, composting process in two Waste Treatment Plant with different systems (windrow and reactor tunnel) was monitored to assess the efficiency of each technology in the control of pathogens (streptococcus and faecal coliforms, clostridium sulphite-reductors and *Salmonella sp*.). The windrow system placed in rows and turned periodically, showed greater efficiency to eliminate the pathogens studied than the reactor tunnel. After two weeks, windrow system eliminated almost totally the faecal coliforms (mainly *Escherichia coli*) and *Salmonella sp*., meanwhile the reactor tunnel system only produced a significant reduction in the number of coliforms CFU. In both windrow and reactor tunnel systems, streptococcus were more thermo-resistant to the conditions during the composting process, but when temperature was maintained constant over 55ºC, CFU number decreased significantly to values much lower than those obtained at the beginning. Windrow system produced a greater decrease of streptococcus CFU than the reactor tunnel in the final product.

Keywords
Composting systems, Control of faecal coliforms and streptococcus, Salmonella

1. Introducción

En el marco de la legislación vigente, El *Real Decreto 824/2005* (BOE 171, 2005) establece en el capítulo IV (artículo 18) que para la elaboración de abonos orgánicos, órgano-minerales y de enmiendas orgánicas solo está permitida la utilización de materias primas de origen orgánico, animal o vegetal, incluidas expresamente en la lista de residuos orgánicos biodegradables del anexo IV, entre los que se encuentran los residuos municipales, incluidas las fracciones recogidas selectivamente. Además, los productos fertilizantes constituidos, total o parcialmente, por residuos orgánicos biodegradables deberán cumplir con los requisitos que se definen en el anexo V,

apartado d.1. y d.2., donde se define que la materia prima transformada, lista para ser usada como ingrediente de abonos orgánicos de origen animal, debe ser sometida a un proceso de higienización que garantice que su carga microbiana no supera los valores máximos establecidos en el Reglamento (CE) N° 1774/2002 y que en los productos fertilizantes de origen orgánico, se acreditará que no superan los siguientes niveles máximos de microorganismos: *Salmonella*: Ausente en 25 g de producto elaborado; y E*scherichia coli*: > 1000 número más probable (NMP) por gramo de producto elaborado.

Los distintos sistemas de compostaje que se usan para lograr la correcta higienización de los residuos orgánicos, no son más que variaciones tecnológicas o comerciales de un mismo método (Leton y Stentiford, 1990). Tanto en los sistemas abiertos en pilas al aire libre, como en los cerrados de túneles, tratan de controlar en unos rangos óptimos los factores que intervienen en el proceso y que están ligados a unos parámetros fisico-químicos (temperatura, oxígeno, humedad, pH y conductividad eléctrica) y biológicos, que van evolucionando a lo largo del proceso hasta alcanzar un producto con las características adecuadas para su utilización como enmienda orgánica (Hamoda et al., 1998).

Los sustratos susceptibles de ser compostados en la fracción orgánica de los residuos, contienen una gran variedad de microorganismos patógenos y otros tipos de agentes biológicos no deseados en el producto final (virus, semillas, etc.), por lo que en el proceso de estabilización de estos materiales, es preciso una correcta higienización (Brinton y Droffner, 1994). Esta se consigue alcanzando una fase termófila que produce un efecto de pasteurización sobre muchos de los patógenos, debido a la inactivación de los sistemas enzimáticos a elevadas temperaturas. No obstante, existen microorganismos capaces de sobrevivir a estas condiciones (clostridios sulfito-reductores, formas cocales, etc.), llegando a formar esporas que son capaces de activarse cuando las condiciones se hacen óptimas. Por tanto, una buena higienización durante el proceso de compostaje, conlleva la eliminación o disminución ostensible de patógenos potenciales para el hombre y para los cultivos receptores de dichas enmiendas, aunque el producto final va a mantener siempre una población de microorganismos activos (Haug, 1993).

La población microbiana responsable del proceso de compostaje está constituida por una mezcla de microorganismos procedentes de la atmósfera, agua y suelo, y la integran una gran variedad de hongos, actinomicetos y bacterias, y a veces levaduras y protozoos (Hassen et al., 2001). Dichas poblaciones cambian secuencialmente durante el compostaje aerobio, ya que el carácter dinámico del proceso implica la aparición gradual de diferentes sustratos, sobre los que deben actuar, sucesivamente y bajo condiciones físicas variables (temperatura, humedad, aireación, etc.) de acuerdo a las distintas etapas del proceso, poblaciones de microorganismos distintos. Por lo general, hongos y bacterias productoras de ácidos aparecen durante la etapa mesófila. Cuando la temperatura sube por encima de 40ºC, son reemplazados por bacterias termófilas, actinomicetos y hongos termófilos. Si la temperatura es superior a 70ºC muchos microorganismos adquieren formas de resistencia y esporulan. Finalmente, cuando la temperatura desciende, reaparecen bacterias mesófilas y hongos (Nogales et al., 1982).

El objetivo del presente trabajo, fue evaluar el grado de eficiencia de dos sistemas de compostaje distintos (abierto y cerrado en túneles) en el control de patógenos (coniformes totales, estreptococos, salmonera y clostridios sulfito-reductores) durante el proceso de compostaje y en el compost final.

2. Materiales y métodos

2.1 Toma de muestras

Para estudiar la evolución seguida por los microorganismos patógenos estudiados durante el proceso de compostaje en las plantas de tratamiento de residuos urbanos, se han tomado muestras de la pila de residuos en sus distintas fases de compostaje y maduración durante 14 semanas, incluyéndose el material inicial y el producto final. Las muestras medias estaban formadas por 3-4 kg de residuos, tomadas en distintos puntos y profundidades de la pila. En el caso del sistema cerrado de túneles, se tomó una muestra antes de la entrada y otra a la salida del túnel y las siguientes en el área de maduración. Las muestras eran procesadas inmediatamente para las distintas analíticas, guardándose a 4º C para detener al máximo la actividad biológica.

2.2 Análisis microbiológicos

La determinaron secuencial de la evolución de distintos patógenos se realizó según los Métodos Oficiales de Análisis Microbiológicos del Ministerio de Sanidad y Consumo (BOE 193, 1983). Los análisis de las muestras se realizaron mediante técnicas de microfiltración y cultivo en medios selectivos para el aislamiento y identificación bacteriana: *mFC Agar* (coliformes fecales); *Slanetz-Barntley* (estreptococos fecales); *Agar de hierro y sulfito* (clostridios sulfito-reductores); y *Agar BPLS* (Salmonella sp.). Los resultados se han expresado en número de unidades formadoras de colonia (UFC) sobre materia seca total, una vez calculada la humedad residual al secar la muestra molida a 105º C. Para el caso de la salmonela, se determinó únicamente su presencia o ausencia en la muestra. Todos los análisis microbiológicos se realizaron por triplicado para su posterior tratamiento estadístico mediante el análisis de varianza.

3. Discusión y resultados

3.1 Compostaje en túneles

El tratamiento en túneles ha producido efectos antagónicos en la dinámica de poblaciones de algunos patógenos (coliformes y estreptococos fecales). Así, la temperatura alcanzada durante esta etapa es esencial para llevar a cabo una buena higienización del producto. A la salida del túnel, todavía hay presencia de coliformes y estreptococos fecales, habiendo estos últimos incrementado su población con respecto al número detectado en el residuo fresco, mientras que los coliformes han disminuido significativamente (Tabla 1). Los resultados obtenidos parecen indicar que durante la fase en la que los residuos orgánicos permanecen en el túnel, los sistemas de aireación forzada y la temperatura alcanzada no han sido todo lo uniforme como para producir una correcta higienización de los materiales orgánicos.

Tras la salida de los túneles, los residuos orgánicos han sido almacenados en pilas de compostaje en el área de maduración, dónde periódicamente se han realizado volteos y riegos con el fin de controlar el grado de aireación y la temperatura del proceso. En esta fase, se observa como los estreptocos disminuyen significativamente, mientras que los coliformes desaparecen a partir de la quinta semana del proceso. Los estreptocos son organismos que tienen una mayor tolerancia a temperaturas elevadas que los coliformes (mayoritariamente *Escherichia coli*), si bien a partir de temperaturas constantes por encima de su rango óptimo tienden a disminuir significativamente, como se muestra en la Tabla 1.

La *Salmonella sp.* tiene rangos de temperatura muy similares a los coliformes fecales, desapareciendo con rapidez cuando se alcanzan temperaturas elevadas, por lo que en los materiales estudiados no ha presentado problemas.

Los clostridios sulfito-reductores son los organismos que por sus excepcionales adaptaciones al medio y versatilidad enzimática, han resistido más, encontrándose colonias muy numerosas a lo largo de todo el proceso, inclusive en el producto final. En el compost de afino último se ha cuantificado el número de unidades formadoras de colonias (UFC), alcanzándose un valor de 1572 UFC por gramo de materia seca.

Tabla 1. Evolución del número de unidades formadoras de colonias (UFC) de coniformes y estreptococos fecales durante el proceso de compostaje en el sistema de túnel y sistema abierto

Semanas	Sistema de túneles			Sistema abierto		
	Coniformes	Estreptococos	Salmonela	Coniformes	Estreptococos	Salmonela
	UFC g^{-1} materia seca ($x10^6$)			UFC g^{-1} materia seca ($x10^6$)		
0	8.643a	2.973bc	+	1.146c	18.889d	+
2				0.002a	24.066d	+
3	1.105b	26.680c	+	0.001a	5.900c	-
4	0.842c	7.904c	+	0.711c	2.004ab	+
5	n.d.	1.401bc	-	0.151b	1.613a	-
9	n.d.	0.842a	-	n.d.	3.536b	-
14	n.d.	3.236b	-	n.d.	1.868bc	-

En cada columna, letras diferentes a continuación de las medias indican diferencias significativas a P=0,05
* n.d.: no detectado en los límites de detección de este estudio (10^1 UFC g^{-1})
** Salmonela: Presencia (+), Ausencia (-)

3.2 Compostaje en sistema abierto

La dinámica seguida por las poblaciones de coliformes y estreptococos fecales se muestra en la Tabla 1. En las dos primeras semanas se observa una disminución en el número de UFC de coliformes, mientras que los estreptococos se muestran más resistentes, si bien a medida que la pila va adquiriendo temperaturas constantes por encima de 55º C en las semanas posteriores, las colonias de este género decrecen significativamente a valores mucho más bajos. En el compost afinado, se observa la práctica desaparición de coliformes fecales y todavía una presencia de estreptococos, si bien el número de UFC es significativamente inferior al encontrado en el

compost final obtenido mediante el sistema de túneles.

La *Salmonella sp.* no se ha detectado cuando se alcanzan temperaturas por encima de 55º C en la pila de compostaje, por lo que en los materiales estudiados no ha presentado problemas, salvo por alguna contaminación eventual a lo largo el proceso, que ha desaparecido en el seguimiento posterior del producto final (Tabla 1).

Los clostridios sulfito-reductores han resistido a las condiciones impuestas durante el compostaje, encontrándose colonias muy numerosas a lo largo de todo el proceso, inclusive en el producto final. En el compost de afino se ha cuantificado el número UFC, alcanzándose un valor de 4159 UFC por gramo de materia seca. La legislación actual no contempla limitaciones para estos microorganismos, si bien hay perspectivas de ser considerados para el futuro marco legal de este tipo de productos.

4. Conclusiones

De acuerdo la normativa vigente (*Real Decreto 824/2005*), el compost obtenido mediante ambos sistemas cumple correctamente con el aspecto sanitario de dicha legislación, al presentar ausencia tanto de coliformes fecales (*Escherichia coli*) como de *Salmonella sp.* En lo que respecta a los clostridios sulfito-reductores y estreptococos fecales, su presencia no es indicativa de posible contaminación o de un compostaje incompleto, ya que son microorganismos muy resistentes a las condiciones impuestas durante el proceso.

Desde el punto de vista de la eficiencia de los sistemas de compostaje estudiados, ambos sistemas han logrado realizar una buena higienización de los residuos orgánicos. La eliminación de coniformes y samonela se ha logrado una semana antes en el sistema mixto de túneles que en el sistema abierto, aunque estos patógenos no fueron eliminados durante la fase en la que permanecieron en los túneles, mientras que el sistema abierto ha realizado un mejor control en el número de estreptocos fecales en el compost final. En ambos sistemas se ha requerido el mismo número de semanas para obtener un producto final apto para sus aplicaciones agroambientales.

5. Referencias

BOE 193, de 13 de agosto, 1983. Orden de 27 de Julio de 1983 por la que se establecen métodos oficiales de análisis microbiológicos de aguas potables de consumo público.

B.O.E. 171, de 19 de julio, 2005. Real Decreto 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes.

Brinton W.F., Droffner M.W., 1994. Microbial approaches to characterization of composting process, Compos. Sci. Util. 2, 12-17.

Hamoda M.F., Abu Qdais H.A., Newham J., 1998. Evaluation of municipal solid waste composting kinetics, Resour. Cons. Recyc. 23, 209-223.

Hassen A., Belguith K., Jedidi N., Cherif A., Cherif M., Boudabous A., 2001. Microbial characterization during composting of municipal solid waste, Biores. Tech. 80, 217-225.

Haug R.T., 1993. Biological fundamentals. En: The practical handbook of compost engineering. Lewis Publishers, Florida, pp. 121-160.

Leton T.G., Stentiford E.I., 1990. Control of aeration in static pile composting, Waste Manag. Res. 8, 299-306.

Nogales R., Gallardo-Lara F., Delgado M., 1982. Aspectos fisico-químicos y microbiológicos del compostaje de basuras urbanas, An. Edafol. Agrobiol. 41, 1159-1174.

Espectroscopia de infrarrojo cercano y su uso en la estimación rápida de la calidad agrícola de los composts

Near infrared spectroscopy for the quick estimation of the agricultural quality of compost

Gálvez-Sola, L., Moral, R., Bustamante, M.A., Paredes, C. y Pérez-Espinosa, A.

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández
EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

Resumen

La aplicación de la espectrofotometría de infrarrojo cercano (NIRS) para la caracterización de residuos orgánicos se ha desarrollado considerablemente en los últimos años. Para este estudio se han realizado calibraciones para distintas propiedades agronómicas (relación C/N, contenidos de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio) en muestras de compost preparados a partir de residuos procedentes de las industrias vitivinícola y alcoholera. Los espectros obtenidos se correlacionaron con las concentraciones de los componentes de interés a través de un proceso de calibración que incluyó diversos modelos de regresión y de transformación de la señal. Las estimaciones obtenidas para los diversos parámetros estudiados obtuvieron unos valores del coeficiente correlación múltiple entre 0,89 y 0,99 y el error estándar de estimación fue bajo, indicando que la idoneidad de esta metodología para el seguimiento rutinario de procesos de compostaje.

Palabras clave
NIRS, predicción, calibración, validación, correlación.

ABSTRACT

The use of near infrared spectroscopy (NIRS) for the analysis of organic wastes has been developed in the last years. In this study, different agronomical properties (C/N ratio, organic matter contents, nitrogen, phosphorous and potassium) were calibrated in compost samples obtained from wastes from the winery and distillery industry. The spectra were correlated with the concentrations of the interesting compounds by means of a calibration process that included different regression models. The estimations obtained for the parameters studied displayed values of the multiple correlation coefficient between 0.89 and 0.99, the standard error of the estimation being low, showing the feasibility of this methodology for the usual assessment of composting processes.

Keywords
NIRS, prediction, calibration, validation, correlation.

1. Introducción

En los últimos años, la excesiva producción de residuos y la creciente demanda de fertilizantes orgánicos han propiciado que el compostaje de residuos orgánicos se convierta en una solución viable a los problemas de acumulación de residuos y su posterior uso para fines agrícolas. Pero a veces, los compost obtenidos son aplicados al suelo sin realizar una caracterización completa del producto, ya sea por el tiempo que se consume en dichos análisis o por sus costes. Esta caracterización previa a la dosificación en campo es necesaria, primero para evaluar la calidad del compost obtenido y segundo para controlar su dosificación en campo. Por otra parte, una caracterización de los materiales durante el proceso de compostaje arroja datos necesarios para el control del proceso, de manera que podamos desarrollarlo de la manera más eficiente posible, pero no podemos contar con esta información de una forma casi inmediata, lo cual facilitaría las labores de control del proceso.

Algunos de estos problemas pueden ser paliados gracias a la tecnología que ofrece la espectroscopia en el infrarrojo cercano (NIRS). El NIRS es una herramienta ampliamente usada para la rápida determinación de componentes orgánicos, sin usar reactivos químicos, sin destrucción de la muestra analizada y sin producción de contaminantes. Su bajo coste, la inexistencia de tratamiento previo de la muestra y su naturaleza multiparamétrica son otras de sus ventajas. Su funcionamiento se basa en que la energía absorbida en la región del infrarrojo cercano (750-2500 nm) por una muestra produce que los enlaces covalentes entre C-H, O-H y N-H, principales componentes de las sustancias orgánicas, vibren en distintas formas (Burns y Ciurzak, 1992). De esta forma, existe una relación entre la composición química (cuantitativa y cualitativa) y el espectro registrado en la zona del infrarrojo, por lo tanto las medidas realizadas con NIRS deben de ser calibradas con muestras de composición química conocida para así poder extraer la información deseada (Gislum et al.,

2004). Por lo general, se necesitan análisis de regresión para extraer la información espectral más relacionada para el analito considerado. Este resultado en forma de ecuación de calibración, puede ser usado en nuevos espectros para estimar los valores del analito en cuestión de nuevas muestras sin la necesidad de usar las típicas determinaciones de laboratorio (Siebielec et al., 2004). Hoy en día, la espectroscopia en el infrarrojo cercano esta siendo muy utilizada en el terreno de los análisis ambientales, por ejemplo, en la medida de la materia orgánica en suelo (Cozzolino et al., 2006; Ludwig et al., 2002), medida del carbono en suelos (Reeves et al., 2006), estudio de ácidos húmicos y fúlvicos en lodos de depuradora (Hernández et al., 1993; Polak et al., 2005), caracterización de residuos orgánicos (Grube et al., 2006; Malley et al., 2005), contenidos minerales en plantas (Halgerson et al., 2004), etc.

En este estudio, se pretende evaluar la idoneidad de la tecnología NIRS para la estimación de propiedades relacionadas con la calidad agronómica (materia orgánica total, MOT; nitrógeno total, NT; relación C/N, C/N; fósforo total, P; potasio total, K) de compost elaborados con diferentes materiales residuales, que incluyen como origen mayoritario la industria vitivinícola y alcoholera.

2. Materiales y métodos

Se prepararon siete pilas diferentes, todas ellas con residuos procedentes de la industria vitivinícola, como material mayoritario (tabla 1). En cuatro de estas pilas se utilizó el sistema Rutgers de pila estática con aireación forzada como método de compostaje. Las tres restantes eran de pila móvil, con ventilación natural y volteos periódicos.

Tabla 1. Composición de las pilas de compostaje.

	Composición[a]								
	P1		P2						
Residuo[b]	Inicial	Después 17 dias	Inicial	Después 17 dias	P3	P4	P5	P6	P7
R	63 (56)	44 (51)	63 (54)	44 (44)	--	--	--	--	--
OD	25 (28)	18 (25)	25 (27)	18 (22)	70 (80)	70 (79)	70 (76)	--	70 (71)
O	12 (16)	9 (15)	12 (16)	9 (13)		--	--	70 (72)	--
EV	--	--	--	--	30 (20)	--	30 (24)	30 (28)	--
G	--	--	--	--	--	30 (21)	--	--	30 (29)
L	--	29 (9)	--	29 (13)	--	--	--	--	--
V	--	--	0.4 (3)	0.8 (8)	--	--	--	--	--

[a]Datos expresados como porcentaje en peso fresco (peso seco entre paréntesis)
[b]R: raspón; OD: orujo desalcoholizado; O: orujo; EV: estiércol vacuno; G: gallinaza; L: lodo de depuradora; V: vinaza.

Las pilas P1, P2, P3 y P4 se prepararon con mezclas de raspón (R), orujo (O), orujo desalcoholizado (OD), lodo de depuradora (L), estiércol vacuno (EV), y gallinaza (G). Además, la pila P2 fue regada con vinaza (V) mientras que el resto de pilas se regaron con agua. Las mezclas, de aproximadamente 1800 kilos cada una, fueron compostadas en una planta piloto, en pilas de forma trapezoidal (1.5 m de alto por 2 x 3 m de base). Las pilas P5, P6 y P7 se prepararon con residuos de industrias vitivinícolas (O y OD) y estiércol vacuno y gallinaza. Las mezclas, de unos 140 kilos cada una, fueron depositadas en composteras de 350 L Handy Thermocomposter de Stoeckler ©, con ventilación natural y volteos periódicos. Se obtuvieron un total de 98 muestras procedentes de los muestreos periódicos de las 7 pilas, desde el momento inicial hasta el final del proceso de compostaje, y posteriormente de los materiales maduros. En las muestras obtenidas, se determinó: la materia orgánica total (MOT) mediante calcinación a 430ºC durante 24 horas; carbono y nitrógeno total (N) mediante analizador elemental (TruSpec CN, LECO, St. Joseph, MI); la relación C/N, como índice derivado de los parámetros anteriores; contenido de P y K, mediante digestión nítrico-perclórica y determinación por colorimetría y fotometría de llama, respectivamente.

Los análisis con NIRS fueron realizados con un espectrómetro monocromador (InfraAlyser 500, Bran+Luebbe GmbH, Norderstedt, Germany) en el rango 1100-2500 nm, con pasos de 2 nm. Cada muestra fue escaneada por triplicado en una cápsula rotatoria para muestras sólidas usando el software Sesame (versión 3.01, © Bran+Luebbe). Se obtuvo un espectro promedio de cada muestra que se utilizaron en las calibraciones. Se usaron tres métodos distintos de calibración: regresión lineal

múltiple (*multiple linear regression*, MLR), mínimos cuadrados parciales (*partial least square regression*, PLSR) y regresión por componentes principales (*principal components regression*, PCR). Además, se usaron tres tipos de transformación de señal: absorbancia, normalización y primera derivada. Finalmente, se lleva a cabo un proceso de detección de espectros que no son conformes con las características del resto de espectros del conjunto de calibración (*outlier)*.

Del proceso de calibración para cada parámetro, se obtienen el coeficiente de correlación múltiple (R) y el error estándar de estimación (SEE). R es la medida de la correlación entre los valores de absorbancia en las longitudes de onda elegidas con los valores reales o de referencia. El cálculo del SEE parte de los espectros de calibración, comparando los valores estimados con los reales, haciendo un promedio de las diferencias entre esos valores estimados y los medidos por métodos clásicos. Cuanto más pequeño sea al valor del SEE, mejor calibración habremos obtenido, siendo la unidad de medida del SEE la misma que la de la propiedad a calibrar. Finalmente, se llevó a cabo un proceso de validación con 25 muestras no usadas en la calibración, obteniéndose un nuevo estadístico, el RMSEP (*root mean square error of prediction*), que se calcula mediante las diferencias entre los valores actuales y los estimados para todos los espectros usados en para la validación. Al igual que con el SEE, la unidad de medida de este error es la misma que la del parámetro a estudiar.

3. Resultados y discusión

Los valores medios y rangos de las propiedades estudiadas obtenidas por métodos clásicos en las 98 muestras de compost se muestran en la tabla 2.

Tabla 2. Rango de los parámetros analizados en muestras de compost y su valor medio.

Propiedad	Valor Medio	Rango
Materia Orgánica Total (%)	83,8	72,7-91,9
Nitrógeno Total (%)	2,8	1,29-4,12
Relación C/N	17,7	10,48-37,4
Fósforo (g kg^{-1} ms)	5,3	0,13-10,76
Potasio (g kg^{-1} ms)	22,5	13-46

Los resultados obtenidos con NIRS para **MOT** son muy satisfactorios (tabla 3) ya que se obtienen altos valores de R y bajos de valores de SEE para la mayoría de calibraciones. La mejor calibración se obtiene con el modelo MLR usando la primera derivada de la señal (R=0,99, SEE=0,65%). El SEE obtenido para esta calibración únicamente supondría cometer un error relativo del 0,77% respecto al valor medio en la predicción de la MOT, pudiendo observar que la calibración obtenida es excelente.

Tabla 3. Resultados de las distintas calibraciones y validaciones en compost.

Param[1]	Calibr[2]	Transf[3]	R	SEE[4] (%)	RMSEP[5] (%)
MOT	MLR	Abs	0,99	0,67	0,97
		Norm	0,99	0,72	1,24
		1st-der	0,99	0,65	1,14
	PLSR	Abs	0,97	1,17	1,16
		Norm	0,97	1,10	1,00
		1st-der	0,98	0,96	1,14
	PCR	Abs	0,94	1,59	1,64
		Norm	0,89	2,02	1,90
		1st-der	0,92	1,81	2,02
N	MLR	Abs	0,99	0,10	0,09
		Norm	0,99	0,11	0,10
		1st-der	0,99	0,10	0,14
	PLSR	Abs	0,93	0,23	0,23
		Norm	0,92	0,23	0,29
		1st-der	0,97	0,16	0,20
	PCR	Abs	0,92	0,94	0,32
		Norm	0,91	0,24	0,26
		1st-der	0,94	0,21	0,24
C/N	MLR	Abs	0,99	0,91	0,71
		Norm	0,99	0,68	0,63
		1st-der	0,99	0,59	0,60
	PLSR	Abs	0,94	1,32	2,42
		Norm	0,95	1,43	1,53
		1st-der	0,97	1,05	1,07
	PCR	Abs	0,90	1,84	2,75
		Norm	0,89	1,93	2,94
		1st-der	0,95	1,54	1,12
P	MLR	Abs	0,99	0,40	0,45
		Norm	0,98	0,46	0,45
		1st-der	0,99	0,33	0,38
	PLSR	Abs	0,95	0,68	1,01
		Norm	0,96	0,59	0,89
		1st-der	0,95	0,65	0,86
	PCR	Abs	0,91	0,90	0,93
		Norm	0,90	0,86	0,93
		1st-der	0,90	0,94	0,97
K	MLR	Abs	0,99	1,12	0,97
		Norm	0,99	1,06	0,91
		1st-der	0,99	0,91	0,62
	PLSR	Abs	0,98	1,90	1,47
		Norm	0,99	1,52	1,16
		1st-der	0,98	1,62	1,43
	PCR	Abs	0,94	3,14	2,60
		Norm	0,93	3,26	2,99
		1st-der	0,93	3,35	3,03

1. Parámetro estudiado; 2. Calibración; 3. Transformación señal; 4. SEE; 5. RMSEP.

Respecto a la validación, la mejor estimación se ha conseguido con la calibración MLR usando la absorbancia. Por tanto, observando los bajos valores de desviación en la predicción podemos afirmar que se pueden realizar estimaciones precisas del contenido en materia orgánica en los compost estudiados, cometiendo un bajo error en la predicción (figura 1).

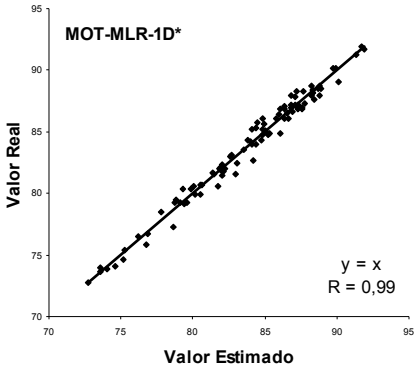
Para el **nitrógeno total** (NT), las mejores calibraciones resultan usando el método de regresión lineal múltiple y la absorbancia o primera derivada como señal, ambas con R=0,99 y SEE=0,1%, lo que supone un error relativo de estimación del 3,57% respecto al valor medio de nitrógeno analizado. La mejor validación se obtiene con el modelo MLR-Abs (error < 3,5%). En muestras de compost a partir de lodos de depuradora y restos vegetales triturados, Albrech et al. (2007) obtuvieron un coeficiente R^2=0,96 y SEE=0,093% usando el modelo PLSR en la calibración. Malley et al. (2005) obtuvieron un coeficiente R^2=0,74 y SEE=1,2 mg g^{-1} usando el modelo PCR en compost de estiércol vacuno. Fujiwara et al. (2007) obtuvieron un R=0,92 y SEE=4,74 mg g^{-1} para nitrógeno en compost de gallinaza. Gislum et al. (2004) consiguieron un coeficiente R=0,98 con SEE=0,19%, usando regresión PLS en muestras vegetales y Ludwing et al. (2002) obtuvieron un R=0,94 y SEE=0,4 g kg^{-1} en suelo.

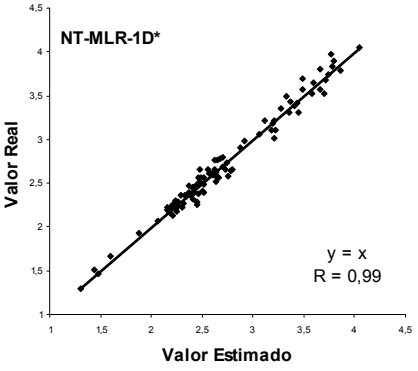
Respecto a la **relación C/N**, la mejor calibración se obtiene usando la regresión MLR y la primera derivada como transformación de la señal, siendo también esta opción la mejor a nivel de validación (RMSEP=0,60, un 3,39% del valor medio de la relación). Albrech et al. (2007) obtuvieron un coeficiente R^2=0,96 y SEE=0,38 para este parámetro en muestras de compost a partir de lodos de depuradora y restos vegetales triturados, usando el modelo PLSR en la calibración. Para suelos, Cozzolino et al. (2006) obtuvieron un R^2=0,60 y SEE=0,98 en suelo usando la regresión PLS.

El modelo MLR, usando la primera derivada como transformación de señal, fue el más adecuado tanto para la calibración como para la validación de **fósforo** y de **potasio**, cometiendo en la calibración un error promedio del 6,2% y del 4,0%, respectivamente, frente al valor medio de estos elementos. Sin embargo, otros investigadores (Chang et al., 2001; Halgerson et al., 2004; Malley et al., 2005) proponen el uso de calibraciones PCR, con valores de R^2= 0,61, 0,91 y 0,40 para P, y R^2= 0,83, 0,86 y 0,64 para K, usando compost de estiércol vacuno, compost de restos de cereales y suelos. Como podemos observar el NIRS sólo obtiene una respuesta parcialmente adecuada sobre matrices edáficas.

4. Conclusiones

A la vista de los resultados anteriormente expuestos, podemos afirmar que la espectroscopia de infrarrojo cercano (NIRS) es una herramienta aplicable para la estimación de parámetros asociados a la calidad agronómica (MOT, N, relación C/N, P e incluso K) en muestras de compost derivados de la industria vitivinícola. Se obtienen buenas calibraciones y estimaciones, especialmente mediante la regresión linear múltiple (MLR), siendo la transformación de la primera derivada la que genera un menor error de estimación. La eliminación de outliers mejora la eficiencia de la técnica, al descender ligeramente el error de estimación de las mismas.





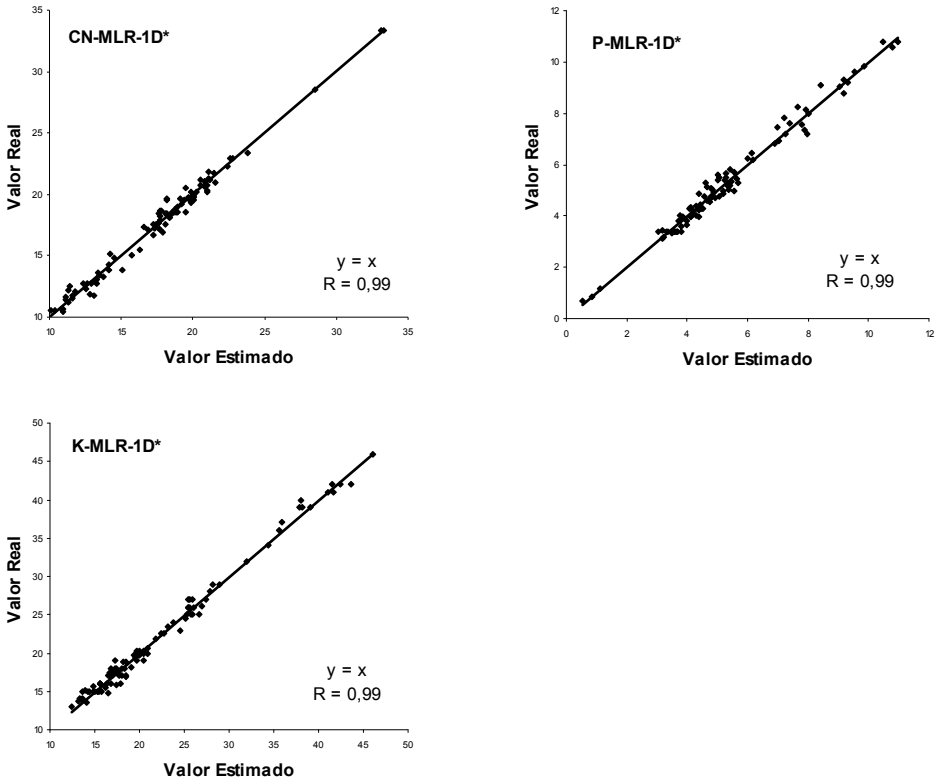


Figura 1. Gráficas de las mejores calibraciones para MOT, NT, C/N, P y K. *. Calibraciones sin *outliers*.

Referencias

Burns, D.A. y Ciurczak, E.W. 1992. Handbook of near-infrared analysis. Vol 13 in Practical Spectroscopy Series. Marcel Dekker. Inc. (New York).

Chang, C.W., Laird, D.A., Mausbach, M.J. y Hurburgh, C.R. Jr. 2001. Near-Infrared Reflectance Spectroscopy-Principal components regression analyses of soil properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 65:480-490.

Cozzolino, D. y Morón, A. 2006. Potential of near-infrared reflectance spectroscopy and chemometrics to predict soil organic carbon fractions. Soil and Tillage Research, 85: 78-85.

Fujiwara, T. y Murakami, K. 2007. Application of near infrared spectroscopy for estimating available nitrogen in poultry manure compost. Soil Sci. Plant Nutr., 53: 102-107.

Gislum, R., Micklander, E. y Nielsen, J.P. 2004. Quantification of nitrogen concentration in perennial ryegrass and red fescue using near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS) and chemometrics. Field Crops Research, 88: 269-277.

Grube, M., Lin, J.G., Lee, P.H. y Kokorevicha, S. 2006. Evaluation of sewage sludge-based compost by FT-IR spsctroscopy. Geoderma, 130: 324-333.

Halgerson, J.L., Sheaffer, C.C., Martin, N.P., Peterson, P.R. y Weston, S.J. 2004. Near-infrared reflectance spectroscopy prediction of leaf and mineral concentrations in alfalfa. Agron J., 96: 344-351.

Hernandez, T., Moreno, J.I. y Costa, F. 1993. Infrared spectroscopy characterization of sewage sludge humic acids. Evidence of sludge organic matter-metal interactions. Agrochimica, 37 (1-2).

Ludwig, B., Khanna, P.K., Bauhus, J. y Hopmans, P. 2002. Near infrared spectroscopy of forest soils to determine chemical and biological properties related to soil sustainability. Forest Ecol Manag., 171: 121-132.

Malley, D.F., McClure, C., Martin, P.D., Buckley, K. y McCaughey, W.P. 2005. Compositional analysis of cattle manure during composting using a field-portable near-infrared spectrometer. Comm. Soil Sci. Plant Anal., 36: 455-475.

Polak, J., Sulkowski, W.W., Bartoszek, M. y Papiez, W. 2005. Spectroscopic studies of the progress of humification processes in humic acid extracted from sewage sludge. J. Molec. Struc., 744-747: 983-989.

Reeves, J.B.III, Follet, R.F., McCarty, W.C. y Kimble, J.M. 2006. Can near or mid reflectance spectroscopy be used to determine soil carbon pools?. Comm. Soil Sci. Plant Anal., 37: 2307-2325.

Siebielec, G., McCarty, G.W., Stuczynski, T.I. y Reeves, J.B. III. 2004. Near- and mid-infrared diffuse reflectance spectroscopy for measuring soil metal content. J. Environ. Qual., 33: 2056-2069.

Estudio de la capacidad hidrolítica del compost como pretratamiento en procesos de biometanización

Study of compost hydrolytic potential as pre-treatment in biomethanization process

A. De Vicente[1], M. Dios[3], L. I. Romero[2]; D. Sales[1] y J. L. García-Morales[1].

[1] Departamento de Ingeniería Química, Tecnología de Alimentos y Tecnologías del Medio Ambiente. Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. CASEM

[2] Facultad de Ciencias. Universidad de Cádiz. Polígono Río San Pedro s/n. 11510. Puerto Real. (Cádiz).

[3] Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Ciencias. Campus de Rabanales. Edif. Marie Courie. Universidad de Córdoba. 14071. Córdoba.

andalucia.devicente@uca.es

Resumen

El presente trabajo evalúa la capacidad hidrolítica que puede presentar el compost sobre un sustrato complejo para su biometanización como es la Fracción Orgánica de los RSU (FORSU). Para ello se ha estudiado la influencia del grado de estabilidad del compost (Inóculos A y B), el porcentaje de inoculación (2,5, 5 y 10 %) y el tiempo de contacto (6, 12 y 24 h) sobre la capacidad hidrolítica inducida. Para valorar la capacidad hidrolítica del compost sobre la FORSU se midieron una serie de parámetros al inicio y final de los diferentes ensayos observándose el efecto de las distintas variables sobre dichos parámetros. Los más representativos del grado de hidrólisis han sido el incremento en el Carbono Orgánico Disuelto (COD) y en la concentración de amonio. Asimismo, para evaluar el grado de estabilidad del compost se utilizaron dos tipos de medidas: *Test Dewar de Autocalentamiento y Ensayos respirométricos.* Los mejores resultados obtenidos dependían del parámetro relacionado con el grado de hidrólisis evaluado y con el grado de estabilidad del compost. El mayor incremento en materia carbonosa soluble, evaluado en forma de COD, se obtuvo para el compost con un menor grado de estabilidad (Inóculo A), en un 5% de porcentaje de inoculación y 24 horas de tiempo de contacto, con un incremento por encima del 150%. Para el caso de la hidrólisis del material nitrogenado, estimado como incremento en la concentración de amonio, fue el compost con un mayor grado de maduración (Inóculo B) el que mostró los mejores resultados, con un 2,5% de inoculación y 24 h, y un valor por encima del 110%.

Palabras clave

Digestión anaerobia, potencial hidrolítico, FORSU, pretratamiento biológico.

Abstract

In this work the hydrolytic capacity of compost in MSW methanization was studied. For this purpose the influence of compost stability, inoculum percentage (2.5, 5 and 10 %) and time of contact (6, 12 and 24 h), on the hydrolytic capacity induced was evaluated. In order to evaluate the hydrolytic capacity of compost on the MSW a series of parameters at the beginning and end of the different tests were moderate being observed the effect from the different variables on these parameters. The hydrolytic capacity of compost was estimated as the increase of Dissolved Organic Carbon (DOC) and Ammonium in the leachate. Also, to evaluate the degree of stability of compost two types of measures were used: microbial respiration and the self-heating Dewar test. The best results were obtained for carbonaceous matter in the compost with minor stability degree (compost A), a time of contact of 24 h and 2.5 % of inoculum, with an increase of 200% in the level of DOC after the treatment. In the case of ammonium were obtained with most stable compost (compost B), with an increase of 110%, with the minor percentage of inoculum (2.5%) and the same time of contact (24 h).

Keywords

Anaerobic digestion, hydrolytic potential, OFMSW, biological pretreatment.

1. Introducción

El proceso de biometanización de materia orgánica es un proceso microbiológico de transformación de moléculas complejas hasta metano y dióxido de carbono, entre otros subproductos, y que tiene lugar a través de diversas etapas (Park, et al. 2005).

La etapa inicial y la limitante en muchos de los procesos de metanización es la etapa de hidrólisis. En ella los compuestos orgánicos complejos se trans-

forman en subunidades más simples que pueden ser más fácilmente metabolizables. Para favorecer este proceso al sustrato a digerir se le realizan distintos pretratamientos de distinta naturaleza como puede ser el caso de tratamientos térmicos, químicos, biológicos, microondas, ultrasonidos, etc. En los tratamientos de índole biológica se realiza la hidrólisis a partir de distintos inóculos que utilizan determinadas cepas de microorganismos o fuentes con una microbiota de una naturaleza más heterogénea, como puede ser el caso del compost o los lodos activos.

El objetivo del presente trabajo es evaluar la capacidad hidrolítica que puede presentar el compost sobre la Fracción Orgánica de los RSU (FORSU). Para su desarrollo se ha estudiado la influencia del grado de estabilidad del compost (Inóculos A y B), el porcentaje de inoculación (2,5, 5 y 10 %) y el tiempo de contacto (6, 12 y 24 h) sobre la capacidad hidrolítica inducida.

2. Material y métodos

Para el seguimiento del proceso de hidrólisis y la caracterización de las distintas materias primas se midieron los siguientes parámetros utilizando procedimientos estandarizados:

- FORSU: materia orgánica (%SV), humedad (%), NTK, NH_4^+, relación C/N, Conductividad, pH, Alcalinidad y Carbono Orgánico Total (COT).
- Compost: materia orgánica (%SV), humedad (%), NTK, NH_4^+, relación C/N, Conductividad, pH, Alcalinidad y COT. Adicionalmente, a los compost se le hicieron distintos ensayos para evaluar su grado de maduración: Test de autocalentamiento Dewar (Brinton, et al. 2001) y respirometría (Adani, et al. 2006).

2.1. Caracterización de las materias primas

La FORSU empleada en el estudio fue obtenida de la planta de reciclaje y compostaje "Las Calandrias" situada en el término Municipal de Jerez de la Frontera. En ella el residuo sufre un cribado inicial a través de un tromel de 90 mm, y adicionalmente a través de otro de 30 mm, FORSU de partida para el pretratamiento efectuado en el laboratorio. Éste consistió en el secado previo de la muestra, una separación manual de toda clase de materia inerte (plásticos, vidrio, latas…) y una posterior trituración de la FORSU seca hasta un tamaño de partícula de aproximadamente 1 cm.

El compost utilizado en la experimentación fue obtenido de la misma planta. Uno de los compost fue empleado después de su recolección (Inóculo A, tras tres meses de fermentación), y el otro desarrolló una fase previa de maduración de dos meses en el laboratorio (Inóculo B). En la Tabla 1 se presentan las principales características de las distintas materias primas utilizadas.

Tabla1. Principales características de las distintas materias primas.

Parámetros	FORSU	Compost A	Compost B
Humedad (%)	6,89	20,91	15,44
Materia orgánica (%)	33,39	46,03	35,19
pH	7,61	7,21	8,19
Conductividad (µS/cm)	452	533	427
Alcalinidad (g $CaCO_3$/L)	0,132	0,472	0,084
Nitrógeno total NTK (%)	0,731	1,011	0,943
Relación C/N	26,56	26,48	21,69

2.2. Diseño experimental

Se realizaron un total de 21 ensayos que combinaban el tipo de compost inoculado a la FORSU (Inóculo A o B), la cantidad inicial de inóculo (2,5%, 5% y 10% s.m.s.), el tiempo de contacto (6, 12 y 24 horas) y el efecto de la agitación (régimen estático o dinámico). Los ensayos se realizaron por duplicado en reactores de 1,5 litros de capacidad, en una mezcla con 30% de sólidos totales, a una temperatura de 25ºC, en condiciones aerobias y con una agitación de 13 r.p.m. Para evidenciar el grado de hidrólisis se midieron los parámetros reseñados previamente al inicio y al final de la experiencia.

3. Resultados y discusión

A continuación se presenta una selección de los resultados obtenidos de los distintos tipos de ensayos realizados.

3.1. Evaluación del grado de estabilidad del compost

Para evaluar el grado de estabilidad del compost se han empleado dos medidas basadas en distintos principios: el test de autocalentamiento Dewar y el Índice de respiración dinámico (DRI).

Los resultados obtenidos del test de autocalentamiento mostraron que el compost tipo A presenta una alta actividad biológica, con una diferencia entre la temperatura alcanzada en la muestra y la temperatura ambiental de 43ºC valor que lo clasifica como un compost "*Clase I*", o compost fresco. Sin embargo, el Compost B con dos meses extra de maduración en el laboratorio, se considera un compost de "*Clase V*", incremento de temperatura menor a 5ºC, compost muy estable (Brinton, et al, 2001).

Para corroborar y contrastar los resultados del test Dewar se realizó, adicionalmente, un ensayo respirométrico (DRI), técnica de tipo dinámico realizada en estado sólido que también remarca la existencia de una notable diferencia entre ambos inóculos, con un consumo de oxígeno el inóculo A de 264 (mgO_2/ kg SV·h) frente a los 195 obtenidos en el compost B (Adani, et al., 2003, 2006).

3.2. Influencia de la agitación del medio

Como fase previa al conjunto de experimentos se efectuó un ensayo para evaluar la influencia que la agitación del medio tiene sobre el potencial hidrolítico (Fig. 1). Se realizó un ensayo comparativo en estático, sin agitación, y con agitación del medio, observándose un incremento de 50 % en el grado de hidrólisis (incremento COD), poniendo de manifiesto su importancia y desarrollando el resto de experimentos con agitación.

Este sería un parámetro a optimizar en el caso de implementar el proceso a gran escala.

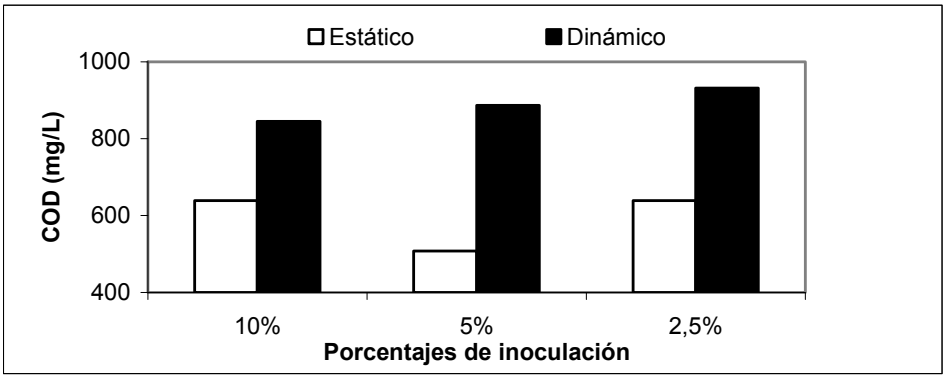


Figura 1. Influencia de la agitación del medio sobre el potencial hidrolítico a las 24h de contacto y a distintos porcentajes de inoculación (Inóculo B).

3.3. Evaluación de la influencia del tipo de inóculo, porcentajes de inoculación y tiempos de contacto

De todos los parámetros analizados, el contenido en COD, amonio y alcalinidad son los que aportan un mejor resultado para la selección de las mejores condiciones de operación. Los valores son expresados en porcentaje con respecto al incremento del parámetro al inicio y final de la experiencia.

En función del tiempo de contacto se observa que, en general, un tiempo de contacto de 24 horas es el que presenta unos mejores resultados tal y como se pone en evidencia en la Figura 2 para el inóculo A (compost menos maduro) y en referencia al COD hidrolizado.

Comparando ambos inóculos (Fig.3), con porcentajes de inoculación similares y en un periodo de contacto de 24 horas, se observa como el mayor grado de hidrólisis para la materia carbonosa (COD) se presentan en el Inóculo A (compost menos maduro) y para un porcentaje de inoculación de un 5%.

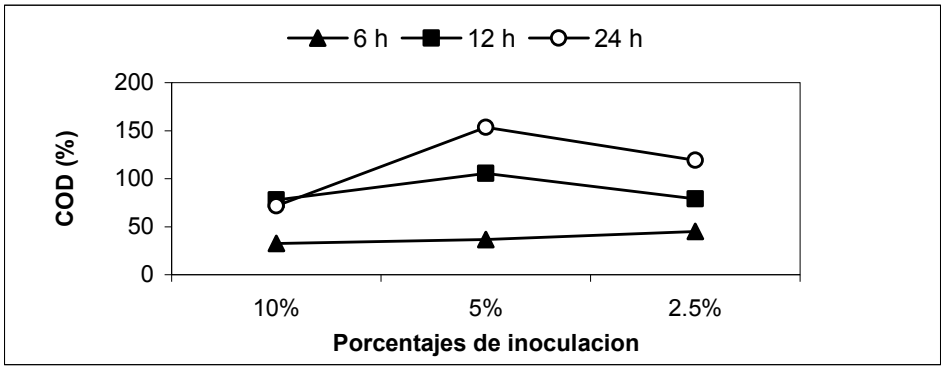


Figura 2. Evolución del Incremento del COD (%) en el inóculo A para los distintos tiempos de contacto y porcentajes de inoculación

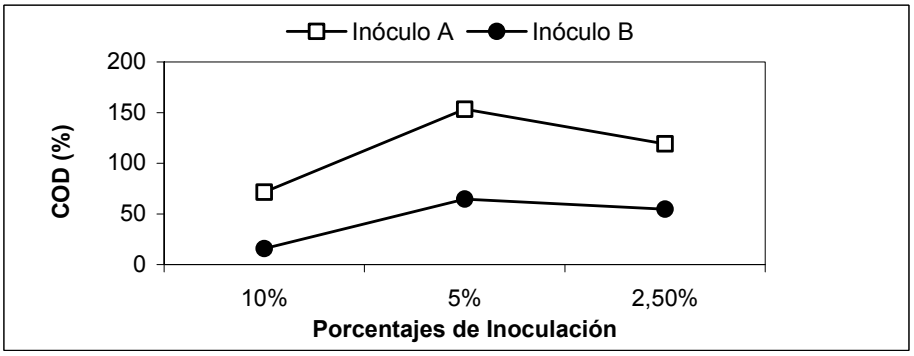


Figura 3. Evolución del incremento de COD (%) para ambos inóculos a las 24 h de contacto y distintos porcentajes de inoculación

Asimismo, en la figura se observa como el porcentaje de 10% de inoculación, es el menos efectivo, fenómeno relacionado con la metabolización por parte de los propios microorganismos del inóculo de la materia previamente hidrolizada.

Los resultados muestran que en el caso de buscar un fomento de la hidrólisis del material nitrogenado, procedente fundamentalmente de la hidrólisis de proteínas, el inóculo B (compost maduro) fue el que generó un mayor incremento en el amonio hidrolizado, con un 110% (Fig. 4).

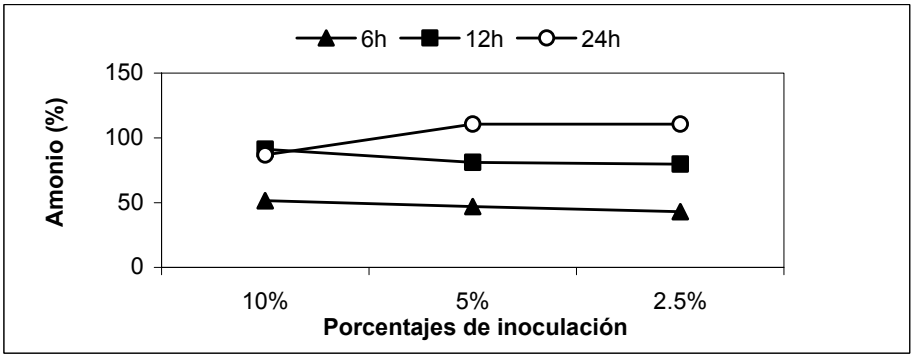


Figura 4. Incremento del Amonio (%) en el inóculo B para distintos tiempos de contacto y porcentajes de inoculación.

4. Conclusiones

Los mejores resultados obtenidos dependen del tipo de hidrólisis evaluada y del grado de estabilidad del compost.

El mayor incremento en materia carbonosa soluble, expresado en forma de COD, se obtuvo para el compost con un menor grado de estabilidad (Inóculo A), en un 5% de inoculación y 24 horas de tiempo de contacto, con un incremento por encima del 150%. Para el caso de la hidrólisis del material nitrogenado, estimado como incremento en la concentración de amonio, fue el compost con un mayor grado de estabilidad (Inóculo B) el que mostró los mejores resultados, con un 2,5% de inoculación y 24 h, y un valor por encima del 110%.

El grado de maduración del compost tiene una influencia decisiva en su capacidad hidrolítica posiblemente relacionada con microbiota específica existente en cada uno de ellos.

Agradecimientos

El desarrollo de este trabajo ha sido posible gracias a la colaboración de la Junta de Andalucía por la financiación a través del proyecto de Excelencia TEP 1085 y con una beca otorgada a Andalucía de Vicente. Los autores quieren agradecer su colaboración en este estudio a la empresa UTE-(VERINSUR, S.A.-SUFI, S.A.) "Las Calandrias".

Referencias

Adani, F., Gigliotti, G., Valentini, F., Laraia, R. (2003). Respiration index determination: A comparative study of different methods. Compost Science and Utilization 11 (2), 144-151.

Adani, F., Ubbiali, C., Generini, P.(2006).The determination of biological stability of composts using the Dynamic Respiration Index: The results of experience after two years. Waste 26 (1), 41-48.

Brinton, W.F., Evans, E., Droffner, M.L., Brinton, R.B. (2001). A standardised Dewar test for evaluation of compost self-heating. Biocycle Report. Woods End Research Laboratory, 16. Available from www.solvita.com.

Park, Ch., Lee, Ch., Kim, S., Chen, Y., Chase, H. (2005). Upgrading of anaerobic digestion by incorporating two different hydrolysis process. Journal of Bioscience and Bioengineering 100 (2), 164-167.

Evaluación capacidad de aportar nutrientes (N) a cebada y lechuga de 3 compost orgánicos

Availability of nutrients (N) of three organic compost to barley and lettuce

I. Irigoyen, I. Domeño, J. Muro, P. Aparicio y C. Lamsfus

Universidad Pública de Navarra, 31006. Pamplona.

E-mail: natxo.irigoien@unavarra.es

Resumen

El alza de los precios de los fertilizantes minerales junto con los beneficios medioambientales derivados de la incorporación de materia orgánica al suelo están favoreciendo el uso creciente de fertilizantes orgánicos. Estos fertilizantes orgánicos son mayoritariamente materiales residuales orgánicos sometidas a procesos de compostaje. La legislación vigente garantiza la inocuidad de estos productos fertilizantes (RD 824/2005). El empleo de fertilizantes orgánicos presenta una serie de problemas en comparación con los minerales. Por un lado el uso de estos fertilizantes precisa una adecuación de los equipos y medios para su distribución y reparto. Por otro lado es necesario conocer la disponibilidad para los cultivos de los nutrientes (N) que contienen para poder determinar las dosis y momento de aplicación. Este es el objetivo de esta comunicación. En este estudio se han comparado fertilizantes orgánicos a base de compost animal, compost vegetal, compost de EDAR, y un fertilizante mineral, KNO_3, en dosis de 0, 50, 300 y 900 kg de N/ha en lechuga y cebada en condiciones controladas. Se han determinado parámetros de crecimiento y calidad del cultivo y se ha calculado la cantidad de N absorbido por cada tratamiento. Los resultados muestran que el N contenido en el compost animal y vegetal es de disponibilidad a corto plazo mucho mas rápida que el del compost de lodo de EDAR que ha sido sometido a un doble ataque anaerobio-aerobio durante su fabricación. En el caso del fertilizante inorgánico la respuesta de ambos cultivos fue muy reducida probablemente debido a una carencia de P. Se puede concluir que los nutrientes contenidos en los fertilizantes orgánicos presentan disponibilidades muy variables por lo que a la hora de utilizar abonos organicos además del contenido total en nutrientes de los abonos se ha de tener en cuenta su disponibilidad.

Palabras clave

Nitrógeno, compost, *Hordeum vulgare*, *Lactuca sativa L.*

Abstract

The rise of mineral fertilizer price and the environmental profits inducted by incorporation of organic material to soils are increasing the use of organic fertilizers. Nevertheless the use of organic fertilizers presents several problems comparing to the use of mineral fertilizers. In one hand specific equipments are required to broadcast the organic fertilizers properly. On the other hand more information is required about the availability for plants of the nutrients contained in these organic fertilizers. This is the aim of this manuscript. Two pot trials, one with lettuce and the other with barley have been conducted in a greenhouse under controlled conditions. In each trial the effect on plant growth and N uptake of three compost (animal, vegetal and sewage sludge) supplied at four rates (0, 50, 300 and 900 kg N/ha) was evaluated. Mineral fertilizer (KNO_3) applied at the same rates was also included as control.

According to results, N presented in animal and vegetal compost is highly available at short time for barley and lettuce. Although N contained in the composted sewage sludge employed in these trials is clearly less available at short time. In these experiments sewage sludge has been subjected to a double anaerobian-aerobian digestion during its manufacturing process. In the case of inorganic fertilizer, the response of both crops was poor probably due to a lack of P. At least it can be concluded that the availability of the nutrients in different compost could vary largely. These differences in nutrient availability among fertilizers should be taken into account when fertilization is performed by mean of organic fertilizers.

Keywords

Nitrogen, compost, *Hordeum vulgare*, *Lactuca sativa L.*

1. Introducción

La actividad humana genera diversos residuos que contienen materia orgánica y elementos nutritivos para los cultivos. La materia orgánica en el suelo

puede proveer importantes efectos positivos sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo tanto a corto y largo plazo. Asimismo, el reciclaje de los materiales orgánicos en la fabricación de fertilizantes controlados permite un uso más eficiente de los recursos que tradicionalmente eran destinados a vertederos permitiendo ahorrar recursos naturales minerales, energéticos y económicos así como reducir la cantidad de N y C altamente reactivos en el ciclo elemental de la biosfera (Smil, 1999). La presión para incrementar el reciclado de subproductos orgánicos está creciendo y la legislación es cada vez mas exigente en este aspecto, la DIRECTIVA 1999/31/CE DEL CONSEJO de 26 de abril de 1999 relativa al vertido de residuos y el REAL DECRETO 824/2005, de 8 de julio, sobre productos fertilizantes, regulan estos aspectos.

Los fertilizantes orgánicos contienen los nutrientes mayoritariamente en forma orgánica y por lo tanto en forma no directamente disponible para la mayoría de los cultivos. Por lo tanto para ser absorbidos por las plantas deben transformarse a la forma inorgánica mediante la descomposición de la materia orgánica o mineralización llevada a cabo fundamentalmente por la actividad biológica del suelo. Así se produce una lenta liberación de nutrientes. Los fertilizantes orgánicos pueden ser de diversos orígenes: residuos vegetales provenientes de parques y jardines, residuos animales, residuos agroindustriales, Residuos Sólidos Urbanos (Bulluck *et al.*, 2002).

En el caso de fertilizantes orgánicos apenas existen referencias que estudien su actuación y permitan optimizar su aprovechamiento en comparación con la amplia gama de trabajos acerca de los fertilizantes inorgánicos. McLaurin Wayne (2006) trata de desarrollar una equivalencia entre fertilizantes orgánicos e inorgánicos pero debido a la gran diversidad y heterogeneidad de estos fertilizantes esta tarea debe adecuarse a cada fertilizante y cada agrosistema concreto.

El objetivo de este trabajo es comparar en condiciones controladas la disponibilidad a corto plazo del N presente en 3 compost orgánicos para cultivos de cebada y lechuga y compararlos con la disponibilidad del N de un fertilizante inorgánico.

2. Material y métodos

2.1. Descripción de los experimentos

Se evaluaron 4 fertilizantes (Compost Animal, Compost Vegetal, Compost de EDAR y Nitrato Potásico) aplicados a 4 dosis (0, 50, 300 y 900 kg N/ha en dos ensayos en macetas cultivadas en invernadero de cristal calefactado ubicado en las instalaciones de la Universidad Pública de Navarra. Se utilizó un diseño de bloques al azar con 4 repeticiones siendo la parcela elemental una maceta de 3,2 litros. Todos los abonos empleados cumplen el RD 824/2005. Debido a las diferentes riquezas NPK (4:5:1, 2:2:1y 2:3:1 respectivamente) y contenidos en materia seca de cada fertilizante las dosis necesarias de cada abono por hectárea para aplicar las dosis de N ensayadas (50, 300 y 900 Kg. /ha) son muy diferentes. Este aspecto es muy importante de cara a la logística de la aplicación de estos abonos.

En uno de los ensayos se cultivó cebada (*Hordeum vulgare,* cultivar Scarlet) sembrándose 5 semillas por maceta el 29 de septiembre y en el otro se cultivaron lechugas (*Lactuca sativa L,* cultivar Batavia) plantándose 2 plántulas (4 hojas) por maceta, el 4 de octubre. Las macetas contenían un sustrato de turba negra no fertilizada mezclada con perlita (50:50 v/v). Los abonos orgánicos se aplicaron en fondo una semana antes de la siembra o plantación y el fertilizante mineral se aplicó disuelto en agua tras la implantación del cultivo. El riego fue por microaspersión y la dosis de agua en cada riego se ajustó para evitar lixiviación.

2.2. Determinaciones y cálculos

Las plantas de cebada se cosecharon manualmente 62 días tras la siembra estado fenológico 37 (escala BBCH, Lancashire *et al*., 1991). La lechuga fue cosechada a los 55 días de la plantación en estado fenológico 45 (escala BBCH, Feller *et al*, 1995). En el momento de la recolección se determinó en los tratamientos abonados con 0 y 50 Kg N/ha la coloración con un colorímetro SPAD 502 haciendo 10 mediciones por maceta en las hojas jóvenes plenamente expandidas.

La parte aérea de las muestras se pesó y secó en estufa a 70ºC hasta peso constante. Se determinó el contenido en materia seca y la relación peso seco/ peso fresco. Las muestras secas fueron molidas y tamizadas a 2 mm. Para la determinación del N orgánico mediante el método de Kjendhal (Hilrich, 1990).

Multiplicando el peso seco aereo de cada maceta por su contenido en N se calculó el nitrógeno total absorbido por la parte aérea del material vegetal contenido en cada maceta.

Todas las variables medidas y calculadas fueron analizadas estadísticamente mediante un análisis de la varianza de un factor (ANOVA) siendo el factor principal los trece tratamientos resultantes de la combinación de los 4 abonos a 3 dosis más el testigo no fertilizado. Para ello se utilizó el paquete estadístico SPSS v. 13.

3. Resultados

3.1. Resultados de crecimiento

La dosis de 50 kg N/ha de todos los abonos no mejoró el crecimiento (peso fresco, peso seco o materia

seca) en comparación con los testigos, pero aumento la coloración (SPAD) respecto a los mismos.

El aumento de la dosis por encima de 50 Kg N/ha en los cultivos abonados con compost animal o vegetal, provocó que todos los parámetros de crecimiento aumentaran sensiblemente en ambos cultivos. Sin embargo en el caso de las plantas abonadas con fertilizante mineral o con el compost de EDAR no se manifestó un incremento significativo de la producción tal como se muestran en las Tablas 1 y 2.

Tabla 1. Peso Seco, Materia Seca, SPAD y contenido en N en lechugas fertilizadas con Compost Animal, Vegetal, EDAR y KNO_3.,aplicados a dosis de 0, 50, 300 y 900 Kg N/ha.

ABONOS	DOSIS (KgN/ha)	Peso Fresco (g/mac)	Peso Seco (g/pl)	Materia Seca (%)	SPAD	N (%)
Testigo	0	2,9a	0,3a	0,2b	17,0a	1,4ab
Compost Animal	50	6,3a	0,4a	0,1ab	22,5b	1,2a
	300	27,8b	1,5b	0,1ab	0	1,3a
	900	61,3d	2,1b	0,1a	0	2,5d
Compost Vegetal	50	5,5a	0,5a	0,1ab	27,3b	1,4ab
	300	16,5ab	1,0a	0,1ab	0	1,7abc
	900	49,8c	1,7b	0,1a	0	2,0cd
Compost de EDAR	50	4,2a	0,3a	0,2b	25,3b	1,2a
	300	4,4a	0,4a	0,2ab	0	1,4ab
	900	6,3a	0,5a	0,1ab	0	1,7abc
Fertilizante Mineral	50	11,7a	0,8a	0,2ab	24,7b	1,9bcd
	300	14,9a	0,8a	0,1ab	0,0	2,3d
	900	16,5ab	0,9a	0,1ab	0,0	2,3d

Tabla 2.Peso Seco, Materia Seca, SPAD y contenido en N en cebadas fertilizadas con Compost Animal, Vegetal, EDAR y KNO_3., aplicados a dosis de 0, 50, 300 y 900 Kg N/ha.

ABONOS	DOSIS (KgN/ha)	Peso Fresco (g/mac)	Peso Seco (g/pl)	Materia Seca (%)	SPAD	N (%)
Testigo	0	11,6a	1,5a	84,3f	17,0a	0,9a
Compost Animal	50	13,6a	1,7ab	74,9ef	22,5b	0,9a
	300	21,2b	1,9ab	53,4bc	0	1,2ab
	900	41,7d	2,5c	32,7a	0	2,1c
Compost Vegetal	50	12,4a	1,5a	80,0f	27,3b	1,1ab
	300	19,1ab	1,7ab	58,1cd	0	1,1a
	900	27,9c	2,2bc	44,9b	0	1,6b
Compost de EDAR	50	14,0a	1,5a	71,3def	25,3b	1,4ab
	300	13,0a	1,5a	77,0ef	0	1,3ab
	900	16,7ab	1,7ab	62,9cde	0	1,4ab
Fertilizante Mineral	50	14,2a	1,7ab	71,7def	24,7b	2,6d
	300	14,6a	1,6ab	68,4def	0	3,0d
	900	14,4a	1,7ab	69,1def	0	3,1d

3.2. Nitrógeno total absorbido

Las figuras 1 y 2 muestran el nitrógeno total absorbido por ambos cultivos para cada tratamiento. Se observa que el aumento de la dosis de compost animal y vegetal produce un aumento en la absorción de N por parte de ambos cultivos, especialmente en la dosis más alta. Este efecto no se observa sin embargo en el caso del Compost EDAR. Las plantas abonadas con N-KNO_3 fueron las que mas N absorbieron a la dosis de 50 kg N/ha. Las cebadas que recibieron dosis de N mas altas lo absorbieron pero no incrementaron la biomasa acumulada, mientras que las lechugas no desarrollaron su potencial de absorber N.

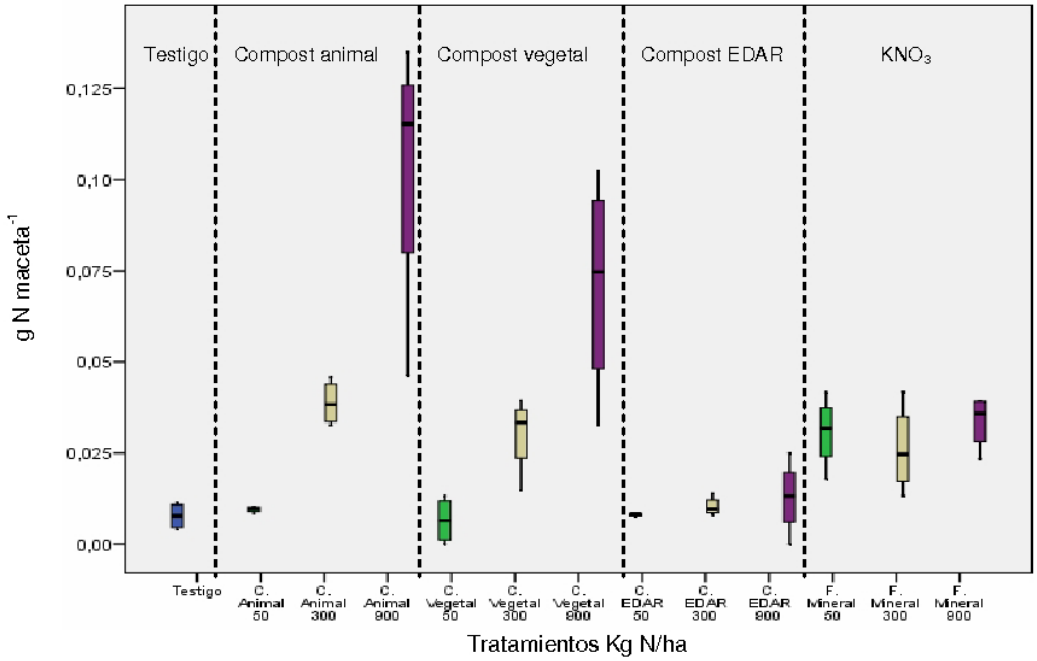


Figura 1. Nitrógeno total absorbido en lechuga a dosis crecientes de N procedente de Compost Animal, Compost Vegetal, Compost EDAR y KNO3

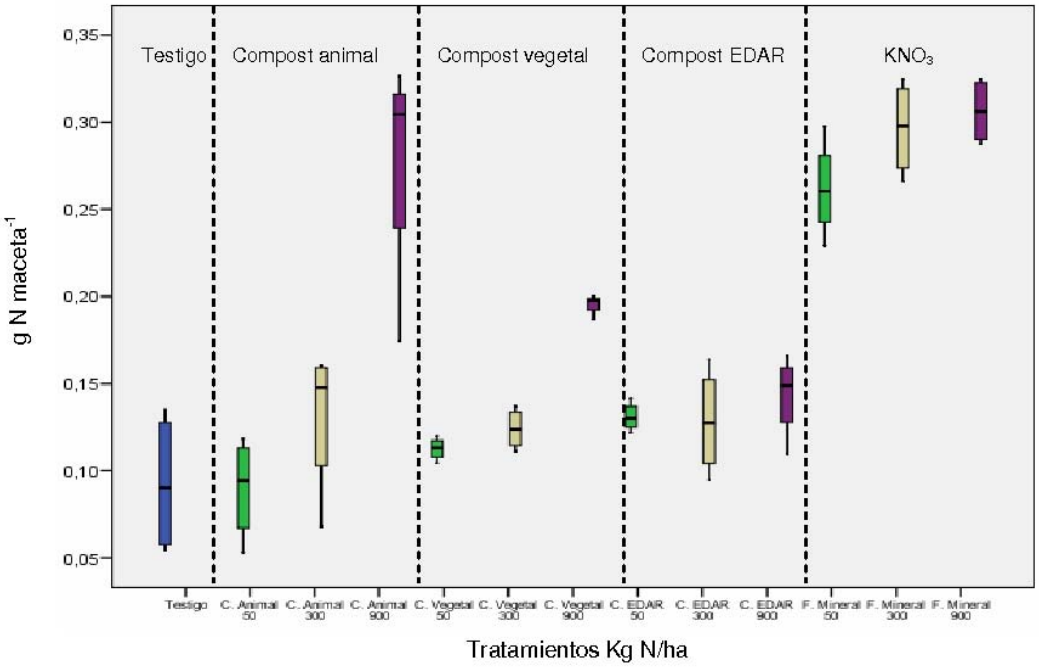


Fig. 2. Nitrógeno total absorbido en cebada a dosis crecientes de N procedentes de Compost Animal, Compost Vegetal, Compost EDAR y KNO_3

4. Discusión

Los resultados obtenidos muestran un importante efecto positivo en los cultivos derivados de la aplicación de compost orgánicos de origen animal y vegetal en comparación con compost de EDAR. Para explicar esta posible diferencia pueden considerarse distintas hipótesis.

Una hipótesis sería la diferente disponibilidad para los cultivos del N presente en cada abono. Esta explicación podría justificar el reducido crecimiento de los cultivos abonados con compost de EDAR. La menor disponibilidad a corto plazo del N del compost de EDAR puede deberse a que el N se encuentre en forma de materia organica estable, compuestos húmicos de mayor peso molecular que difícilmente son degradados a corto plazo por lo que los nutrientes que contienen difícilmente pasan a la solución del suelo y por tanto no son disponibles para los cultivos. Además este compost antes de ser comportado ha sufrido una digestión anaerobia (biometanización). Este doble ataque anaerobio-aerobio (biometanización/compostaje) probablemente ha eliminado las moléculas orgánicas fácilmente mineralizables, más lábiles, perdurando mayoritariamente moléculas nitrogenadas más recalcitrantes que para mineralizarse precisan más tiempo y suelos con mayor actividad biológica.

En el caso del fertilizante mineral a la dosis de 50 kg N/ha, como era esperable, la N ha sido mejor aprovechado que en el resto de tratamientos puesto que la totalidad del N pasa a la solucion del suelo directamente. A dosis superiores no ha habido un mayor aprovechamiento puesto que en el caso de la cebada ya habia absorbido todo el N potencialmente necesario. Sin embargo en el caso de la lechuga la reducción del crecimiento ha limitado la absorción de N. Esta reduccion del crecimiento en ambos cultivos ha podido ser motivada por una carencia de fósforo o por un estrés salino.

Por último indicar que si bien las respuestas de ambos cultivos son similares el efecto de los tratamientos es mas patente en cebada al tratarse de un cultivo más exigente que la lechuga.

5. Conclusión

La disponibilidad del N contenido en los compost animal y vegetal ensayados son a corto plazo similares a las del KNO_3, aunque ligeramente inferiores. La disponibilidad a corto plazo del N del compost de EDAR es muy inferior a las de los otros abonos ensayados.

Los fertilizantes orgánicos aún aplicados a una misma dosis de N presentan características muy dispares en función de su proceso de fabricación por lo que una simple analítica elemental de N no es suficiente para realizar recomendaciones de manejo.

Para aplicar una misma dosis de N en forma proveniente de abonos orgánicos es necesario aplicar cantidades de abonos muy superiores a las necesarias cuando se aplican fertilizantes minerales.

Esta investigación ha sido financiada por el proyecto MICyT AGL 2006-12792CO201. De igual forma a Fertilizantes Orgánicos IB por facilitar los compost animal y vegetal ensayados.

6. Referencias

Smil,V. 1999. Nitrogen in crop production: An account of global flows. Global Biogeochemical Cycles 13 (2): 647-662.

Bulluck, L.R., *et al.*, 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. Appl. Soil Ecol. 19:147-160.

Cerisola, C.I., Domínguez, E. 1989. *Lecciones de agricultura biológica.* Ed. Mundi-Prensa.

Feller *et al.*, 1995. Leaf vegetables. Phenological growth stage and BBCH-identification keys of leaf vegetables (forming heads). http://www.bba.de/veroeff/bbch/bbcheng.pdf

Hilrich, K. 1990. Official methods of analysis of the AOAC. Pp 127-129. AOAC. International. Washington. USA.

Lancashire *et a.*, 1991. The extended BBCH-scale, for specific crops. Cereals. http://www.bba.de/veroeff/bbch/bbcheng.pdf

McLaurin W. 2006. How to Convert an Inorganic Fertilizer Recommendation to an Organic One. The University of Georgia. USA. http://pubs.caes.uga.edu/caespubs/pubcd/C853.htm

Evaluación de la aptitud como sustrato de dos compost obtenidos a partir de restos de biomasa y otros materiales residuales

Study of two compost obtained from biomass remains and other waste material as suitable agricultural substrates

I. Estévez-Schwarz[1], S. Seoane[1], A. Núñez[1], M.E. López-Mosquera[2]

[1]Dep. Edafoloxía e Química Agrícola, [2]Dep. Produción Vexetal, Escola Politécnica Superior, Campus Universitario, 27002 Lugo. Univ. Santiago de Compostela.

Resumen

En este trabajo se plantea como objetivo obtener información que permita evaluar el grado de idoneidad como sustrato para el cultivo de planta ornamental de un compost de primavera y de otro de otoño, obtenidos a partir de restos verdes, lodo de depuradora urbana y cenizas de combustión de biomasa. En función de los resultados logrados se puede concluir que, en condiciones de invernadero, los compost de otoño y primavera constituyen un sustrato adecuado para las dos especies ensayadas (petunia y tagete), bien sea utilizados por si solos o bien con un 25% de turba rubia ácida.

Palabras clave
Residuos verdes, lodos de depuradora, cenizas madereras, digestión aerobia, plantas ornamentales

Abstract

The main objective of this work is to evaluate the goodness of using two kind of compost (spring and autumn compost) as substrate for ornamental plant growth. These compost come from the aerobic digestion of green waste, sewage sludge and wood ash mixtures. The results show that working in greenhouse conditions, both spring and autumn compost constitute a substrate good enough to promote the growth of the two plant species assayed, this been when mixed with 25% peat but also when any of each compost is used alone.

Keywords
Green waste, sewage sludge, wood ash, aerobic digestion, ornamental plant

1. Introducción

En los viveros de planta ornamental se utilizan sustratos que, básicamente, actúan como soporte físico, a la vez que suministran aire, agua y nutrientes a las plantas. Cuando un material se evalúa como posible sustrato se le exigen una serie de características físicas (baja densidad aparente, elevada porosidad, adecuada distribución de aire y de agua) y químicas (pH adecuado al cultivo, buena capacidad de intercambio catiónico, suficiente suministro de nutrientes, baja salinidad, ausencia de elementos y compuestos fitotóxicos), entre otras propiedades (Abad *et al*., 1993).

El material más comúnmente utilizado es la turba aunque, por razones de coste y de sostenibilidad, se buscan materiales alternativos (Hernández-Apaloaza *et al*., 2005). Estos son generalmente de tipo residual, corteza de pino, biosólidos diversos, cenizas de combustión de carbón (Stwart *et al*., 1998; Abad et. al 2002; Hernández-Apaloaza *et al*., 2005; Chen y Li, 2006; Salifu *et al*, 2006). En las labores de mantenimiento de los viveros, jardines y zonas verdes, se producen una cantidad importante de materiales residuales que una vez compostados podrían convertirse en uno de esos materiales alternativos para ser empleado como sustrato para el cultivo de planta ornamental (López *et al.*, 2001-2003).

En este trabajo se evalúa el comportamiento como sustrato para el cultivo de planta ornamental de un compost de primavera y otro de otoño obtenidos a partir de restos verdes, lodo de depuradora urbana y cenizas de combustión de biomasa.

2. Materiales y métodos

En un invernadero de vidrio se llevó a cabo un ensayo en macetas (0,5 L de capacidad) con un diseño de bloques al azar, con el fin de probar dos compost, uno de primavera (compost A) y otro de otoño (compost B), así como de mezclas de cada uno de ellos con turba rubia ácida en las proporciones que se indican en la Tabla 1. Como tratamiento control se empleó un sustrato universal comercial. La caracterización física y química de los compost y sus mezclas se presentaron en un trabajo previo (Estévez-Schwarz *et* al., 2008).

Se utilizaron dos tipos de plantas ornamentales, *Petunia hybrida* y *Tagetes erecta*, realizándose 5 bloques de 10 macetas para cada tratamiento, distri-

buidos aleatoriamente sobre la mesa de ensayo, preparándose finalmente un total de 900 macetas.

Previamente a la realización del mezclado y enmacetado se realizó un tamizado de los compost por una malla de 25 mm, labor innecesaria para la turba y el sustrato comercial, ya que la totalidad de dichos sustratos pasaban por dicha malla.

Una vez realizadas las mezclas, se introdujeron en las macetas y se sembraron con Tagete (una semilla en cada maceta) y con Petunia (3-4 semillas por maceta).

Tabla 1. Tratamientos ensayados

Tratamiento			**Tratamiento**		
Control	Petunia	Tagete	Control	Petunia	Tagete
CA+25% T	Petunia	Tagete	CB+25% T	Petunia	Tagete
CA+50% T	Petunia	Tagete	CB+50% T	Petunia	Tagete
CA+75% T	Petunia	Tagete	CB+75% T	Petunia	Tagete
Compost A	Petunia	Tagete	Compost B	Petunia	Tagete

Se aplicaron dos riegos diarios, uno por la mañana y otro por la tarde, que permitían mantener el sustrato a capacidad de campo.

Al cabo de 78 días, una vez alcanzada la floración, se procedió al procesado de las plantas, cuantificándose la altura de la planta, medida desde la base del tallo hasta el cáliz de la flor más lejana, y el peso seco a 105 º C.

La comparación de medias se realizó a través de un análisis de varianza de un solo factor, ANOVA I, comprobando previamente la normalidad de los datos (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y realizando la prueba de homogeneidad de la varianza de Levene. Para ello se empleó el paquete estadístico SPSS 14 (Norusis, 2007).

3. Resultados y discusión

Como se puede observar en la Figura 1, tanto para el cultivo de petunia como de tagete las mayores alturas se alcanzaron en los sustratos formados únicamente por compost A/B o por estos compost mezclados con un 25% de turba ácida, siendo estadísticamente diferentes a los demás tratamientos. En el caso del peso seco se observó el mismo comportamiento para ambos cultivos.

Los principales limitantes de los compost A y B eran los valores elevados de pH (7,3-6,7 respectivamente) y salinidad (4,6 y 2,6 dS m^{-1}), por lo que se mezclaron con turba ácida (Estévez Schwarz *et al.*, 2008). Los resultados obtenidos en los ensayos de invernadero demuestran que esos parámetros, finalmente, no afectaron a las dos especies ensayadas, ya que el riego aplicado produjo un efecto de lavado que sirvió para corregir el pH y la conductividad eléctrica.

En contra de lo esperado, los peores resultados se obtuvieron en el tratamiento control. En este tratamiento se utilizó un sustrato universal comercial que habitualmente emplea la empresa concesionaria del mantenimiento de los espacios verdes de la ciudad de Lugo. Estos resultados se justifican por el bajo pH de este material (4,1) que, indudablemente, limitó la absorción de nutrientes por parte de ambos cultivos, a pesar de reunir unas buenas condiciones físicas.

Al igual que lo encontrado por otros autores y para otras especies (Ingelmo *et al.*, 1998, López *et al.*, 2001-2003, Hernández-Apaloaza *et al.*, 2005), los compost obtenidos a partir de restos verdes y lodos de depuradora urbana reúnen las características necesarias para funcionar adecuadamente como sustratos.

Estos resultados apoyan la posibilidad de uso de los compost A y B como material sustitutivo al sustrato comercial habitual empleado hasta la actualidad. De este modo, los residuos recogidos en las áreas verdes se convierten en un nuevo recurso para la propia empresa que los genera: sustrato de planta ornamental.

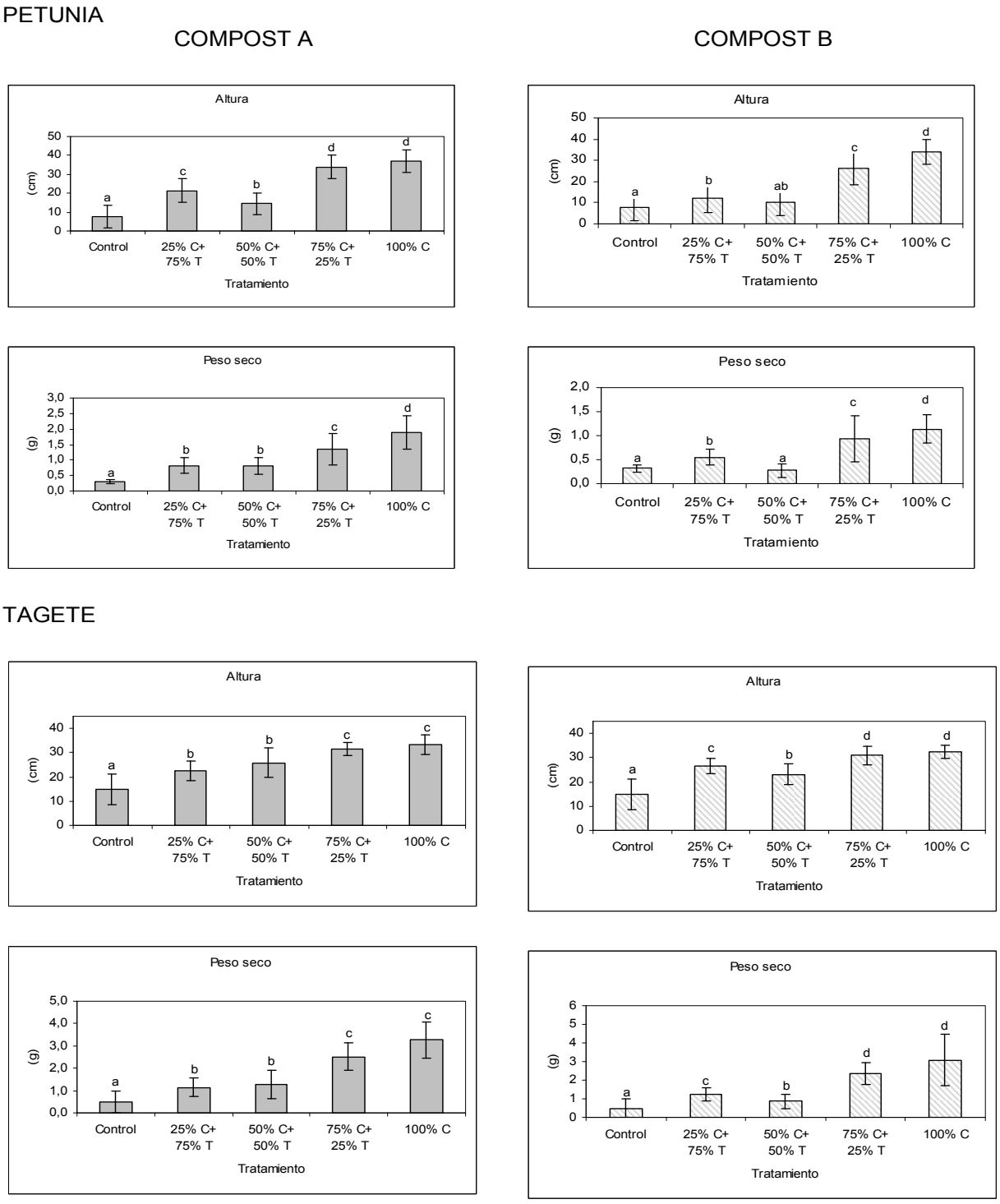


Fig. 1. Altura y peso seco de petunia y tagete según tratamientos en el compost A y el compost B. Barras encabezadas por distintas letras indican diferencias significativas entre tratamientos para $p<0,05$.

4. Conclusiones

Los compost de otoño y primavera por si solos, o con un 25% de turba rubia ácida, utilizados en condiciones de invernadero, constituyen un sustrato adecuado para petunia y tagete.

5. Referencias

Abad, M., Martínez, P.F., Martínez, M.D. y Martínez, J.1993. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. Actas de Horticultura 11, 141-154.

Abad, M., Noguera, P, Puchades, R, Maquieira, A y Noguera, V. 2002. Physico-chemical and chemical properties of some coconut coir dusts for use as a peat substitute for containerised ornamental plants. Bioresource Technology 82, 241-245.

Chen, J. y Li, Y. 2006. Cap. 19: Amendment of fly ash to container Substrates for ornamental plant production. En: Coal combustion byproducts and environmental issues. Eds.: Kenneth S. Sajwan, Irena Twardowska, Tracy Punshon y Ashok K. Alva. Springer. New York.

Estévez-Schwarz, I., Seoane, S., Núñez, A. y López-Mosquera, M.E. 2008. Estudio de las propiedades físicas y químicas de dos sustratos obtenidos mediante compostaje de restos de biomasa y otros materiales residuales. I Jornadas de la REC. Barcelona.

Hernández-Apaloaza, L., Gascó, A.M., Gascó, J.M. y Guerrero, F. 2005. Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants. Bioresource Tecnology 96 (1), 125-131.

Ingelmo, F., Canet, R., Ibáñez, M.A., Pomares, F. y García, J. 1998. Use of MSW compost, dried sewage sludge and other wastes as partial substitutes for peat and soil. Bioresource Technology 63, 123-129.

López, R., Álvarez, J.M., Sancho, F. y Madejón, E. 2001-2003. Uso de compost de residuos urbanos en reforestación. Proyecto LIFE00ENV/E/000543 "Procesos de co-compostaje y aplicación de sus productos en paisajismo, reforestación, cultivos forestales y agrícolas en Andalucía".

Norusis, M. 2007. Análisis estadístico con SPSS 14. McGraw-Hill, Madrid.

Salifu, K.F., Nicodemus, M.A., Douglas, F.J. y Davis, A.S. 2006. Evaluating chemical indices of growing media for nursery production of *Quercus rubra* seedlings. HortScience 41(5), 1342-1346.

Stewart, D.P.C., Cameron, K.C., Cornforth, I. S. y Sedcole, J.R. 1998. Effects of spent mushroom substrate on soil physical conditions and plant growth in an intensive horticultural system. Australian Journal of Soil Research 36,899-912.

Evaluación del sistema Rutgers para el compostaje de estiércol de cabra y conejo

Assessment of the Rutgers system for goat and rabbit manure composting

R. Moral, M.A. Bustamante, C. Paredes, J. Moreno-Caselles, E. Agulló y J.A. Cecilia

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández
EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

E-mail: c.paredes@umh.es

Resumen

El objetivo de este trabajo es estudiar la viabilidad del compostaje mediante aireación forzada y control de temperatura (sistema Rutgers) para la obtención de un material orgánico estabilizado y humificado a partir de estiércoles de cabra y conejo. Durante el proceso de compostaje se estudió la evolución de la temperatura, pH, conductividad eléctrica (CE), la relación C/N, el índice de geminación (IG) y los contenidos de carbono extraíble en NaOH-0,1M (C_{ex}), carbono de ácidos húmicos (C_{ah}) y carbono de ácidos fúlvicos (C_{af}). La temperatura de la pila alcanzó valores altos desde el comienzo del proceso de compostaje (T=65ºC), manteniéndose la fase termófila (T>40ºC) aproximadamente durante 90 días. La relación C/N disminuyó durante el proceso como consecuencia de la degradación más rápida del carbono orgánico con respecto al nitrógeno, alcanzándose al final del proceso valores de esta relación < 12, indicativos de un buen grado de madurez en composts. La mezcla inicial de residuos presentó un valor de pH alto (pH = 8,84), el cual aumentó durante el compostaje (pH = 9,41) debido a la degradación de compuestos con grupos funcionales de carácter ácido y la formación de amoníaco. La CE también aumento a lo largo del proceso por la mineralización de la materia orgánica y al incremento relativo de la concentración de los iones por la pérdida de peso de la pila, presentando el compost obtenido un elevadísimo nivel de salinidad (CE = 13,36 dS/m). Este elevado nivel de sales influyó de forma negativa en el IG, el cual al final del proceso presentó valores <50%, indicando la presencia de fitotoxicidad en el compost resultante. La concentración de C_{ah} aumentó durante el proceso de compostaje, mientras que el contenido de C_{af} disminuyó, lo cual indicó la formación de sustancias húmicas a lo largo del proceso.

Palabras claves

Estiércol de animales, compost, sistema de aireación forzada, evolución de la temperatura, estabilidad de la materia orgánica, proceso de humificación

Abstract

The aim of this work is to study the feasibility of composting by forced ventilation and temperature control (Rutgers system) to obtain a stable organic material containing humic-like substances from goat and rabbit manures. During the composting process, the evolution of different parameters, such as pH, electrical conductivity (EC), C/N ratio, germination index (GI) and the contents of 0.1M NaOH-extractable organic carbon (C_{ex}), humic acid-like carbon (C_{ha}) and fulvic acid-like carbon (C_{fa}) was studied. Since the beginning of the composting process, the temperature of the pile reached high values (T = 65ºC), maintaining the thermophilic phase (T > 40º C) for approximately 90 days. C/N ratio decreased throughout the process, as a result of the faster organic carbon degradation in comparison to nitrogen mineralisation. The final value of this ratio was < 12, the limit accepted for mature compost. The initial pH value of the mixture was high (pH = 8.84), which increased during the composting process (pH = 9,41) as a consequence of the degradation of acid-type compounds and the ammonia formation. Also, EC augmented throughout the process as a result of the organic matter mineralisation and the relative increase in the ionic concentration due to the loss of weight of the pile, showing the compost obtained a very high salinity level (EC = 13.36 dS/m). This high level of salts influenced negatively in the GI, whose final value was <50%, indicating the presence of phytotoxic compounds in the compost obtained. The C_{ha} content increased during the composting process, whereas the C_{fa} concentration decreased, which indicated the humic substance formation throughout the process.

Keywords

Animal manure, compost, forced-aeration system, temperature evolution, organic matter stability, humification process

1. Introducción

Las explotaciones ganaderas generan una gran cantidad de residuos orgánicos en forma de estiércoles o

purines. En el año 2003, la producción de estos residuos de origen ganadero en España fue de 91.654×10^3 toneladas. La contribución a esta generación de residuos por parte de la cabaña caprina y cunícula fue de 1.458×10^3 y 407×10^3 toneladas, respectivamente (MAPA, 2005). La gestión de este elevado volumen de residuos es uno de los problemas medioambientales a los que se enfrenta la ganadería intensiva sin base agrícola propia. Se han propuestos diferentes métodos para el tratamiento y aprovechamiento de los estiércoles y purines entre los que se encuentra la aplicación al suelo como fertilizantes orgánicos, empleo como sustrato para cultivos sin suelo, producción de biogas y de amoníaco, evaporación, separación de la fracción sólida, hidrólisis, compostaje, empleo de compuestos de interés para la alimentación de animales y síntesis de proteínas microbianas (Mikkelsen, 2000). De todas estas técnicas, el compostaje es una de las más efectivas para la gestión de residuos orgánicos (Hoitink, 2000), ya que el proceso mejora las características de manejo de los estiércoles al reducir su volumen y peso, eliminación de patógenos y estabilización y humificación de la materia orgánica (Tiquia et al.,1996 y 2000).

Sin embargo, dentro de los sistemas de compostaje que se dispone se debe de emplear aquel que consiga la obtención de un producto aceptable, que la eficiencia del sistema sea la máxima y sea respetuoso con el medio ambiente. Los estiércoles habitualmente se compostan mediante el sistema de compostaje de pila móvil y ventilación por volteos. Este sistema tiene un serie de inconvenientes, tales como disponibilidad de grandes espacios, falta de automatización del sistema y contaminación del aire (polvo, bioaerosoles y malos olores) (Tiquia y Tam, 2002). Por lo tanto, otras técnicas de compostaje deben de evaluarse para la gestion de los residuos de animales. El sistema de compostaje de pila estática con ventilación forzada y control de la temperatura (sistema Rutgers) desarrollado por Finstein et al. (1985) en la Universidad de Rutgers (New Jersey) puede considerarse como un método adecuado para el compostaje de residuos de animales, ya que minimiza los inconvenientes comentados con el sistema de volteos.

Por otro lado, también se han encontrado numerosos trabajos sobre compostaje de diferentes tipos de estiércoles tales como, estiércol de oveja con paja de cereal (Solano et al., 2001); gallinaza (Tiquia y Tam, 2002), fracción sólida de purín de cerdo (Tiquia et al., 1996 y 2000; Venglovsky et al., 2005); estiércol bovino (Larney y Hao, 2007). Sin embargo, poca información se ha encontrado sobre el compostaje de estiércol de cabra (Mupondi et al., 2006; Kulcu y Yaldiz, 2007) y ninguna sobre el compostaje de estiércol de conejo.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es estudiar la evolución de algunos parámetros que describen la estabilización y la humificación de la materia orgánica de los estiércoles de cabra y conejo, en relación a la evaluación de la viabilidad de su co-compostaje mediante el sistema Rutgers.

2. Material y métodos

Se preparó una mezcla con estiércol de cabra (ECA) y estiércol de conejo (ECO), procedentes de la Granja Experimental de la Escuela Politécnica Superior de Orihuela, Universidad Miguel Hernández. El ECA proviene de la mezcla de la cama de las cabras y sus deyecciones (sólidas y líquidas) y el ECO no presentan ningún tipo de cama, las deyecciones son recogidas mediante cinta trasportadora sin fin situada debajo de las jaulas (Tabla 1).

Tabla 1. Características de los materiales iniciales, estiércol de cabra (ECA) y estiércol de conejo (ECO) (valores referidos a materia seca)

Parámetro	ECA	ECO
Humedad (%)	62,8	70,0
pH	8,89	8,46
CE (dS/m)	8,51	10,09
MO (%)	62,8	73,5
C_{org} (%)	30,55	36,40
N_t (%)	2,06	2,88
C/N	14,8	12,6
P (g/kg)	5,0	16,4
Na (g/kg)	8,2	11,8
K (g/kg)	31,9	42,6

CE: conductividad eléctrica, MO: materia orgánica, C_{org}: carbono orgánico total, N_t: nitrógeno total

Estos residuos se mezclaron en las siguientes proporciones en peso fresco (% respecto a peso seco, entre paréntesis): Pila: 44 % ECA + 56 % ECO (50:50). Esta mezcla de aproximadamente 2.600 kg se compostó en una planta piloto, formando una pila trapezoidal (dimensiones aproximadas de 1,1 m de alto con 2,5 x 4,2 m de base), mediante el sistema Rutgers, pila estática con ventilación forzada y control de temperatura. El suministro de aire se realiza mediante un sistema mecánico de ventilación por tuberías perforadas que se encuentra en la base de la pila. El programa de ventilación se realizó dependiendo de la temperatura de la pila: T<50ºC ventilación 1 min/h; 50ºC<T<55ºC ventilación 2 min/h, 55ºC<T<60ºC ventilación 4 min/h y T>65ºC ventilación ininterrumpida. La humedad de la pila se mantuvo durante todo el proceso por encima del 40% mediante riegos con agua o con los propios lixiviados. La mezcla de estiércoles a compostar se volteó dos veces, a los 21 y 75 días de comienzo del proceso, para homogeneización del material. La pila se muestreó semanalmente al principio del proceso, quincenalmente en la mayor parte del resto de la fase bio-oxidativa y después de la etapa de madurez. El muestreo de la pila se realizó tomando siete submuestras de siete puntos diferentes, a lo largo del perfil de la pila, de modo que la muestra final tomada fuese representativa de la totalidad del material en el momento de la recogida (Directiva 87/566/CEE, 1998), sobre métodos de toma de muestras y de análisis de abonos cuando la pila a muestrear tiene un peso inferior a 2,5 toneladas. Cada muestra se dividió en dos submuestras, una de ellas se secó al aire y después se molió en un molino a través de una malla de 0,5 mm de luz y la otra se congeló inmediatamente para posterior análisis del nitrógeno amónico. En los materiales iniciales y en las muestras de compostaje, los contenidos de humedad, materia orgánica (MO), carbono orgánico total (Corg), nitrógeno total (Nt) (nitrógeno orgánico + $N\text{-}NH_4^+$ + $N\text{-}NO_3^-$), carbono extraíble en NaOH-0,1M (C_{ex}), carbono de ácidos húmicos (C_{ah}), carbono de ácidos fúlvicos (C_{af}), P, Na y K, pH, conductividad eléctrica (CE) e índice de germinación (GI) se determinaron de acuerdo a los métodos descritos por Paredes et al. (2002). En cada uno de los parámetros determinados se estudió si la evolución a lo largo del proceso de compostaje fue significativa mediante el test LSD (mínima diferencia significativa) a P<0,05.

3. Resultados y discusión

La temperatura aumentó rápidamente durante los primeros días del proceso hasta unos valores en torno a los 65ºC (Figura 1). Este rápido aumento inicial de la temperatura también ha sido observado por otros autores durante el compostaje de estiércoles de animales (Solano et al., 2001; Tiquia y Tam, 2002; Mupondi et al., 2006; Kulcu y Yaldiz, 2007) posiblemente debido a la naturaleza lábil del carbono de este tipo de residuos. La etapa termófila se mantuvo aproximadamente durante 90 días, a lo largo de este periodo se observaron dos caídas importantes de la temperatura (a los 21 y 75 días de compostaje). Después de cada una de estas caídas de temperatura, la pila se volteó para homogeneizar la masa de residuos a compostar. Tras cada uno de los volteos realizados la temperatura aumentó como consecuencia de la reactivación de los microorganismos que disponen de nuevos principios inmediatos para su metabolismo al homogeneizar la masa mediante el volteo, procedentes de la capa superficial y de la zona cercana a la ventilación de la pila y que prácticamente no han sido degradados a causa de la escasa humedad de los materiales en la zona periférica o por el enfriamiento de la masa al aplicar la ventilación (Stentiford et al., 1985). A partir de los 90 días de compostaje, la temperatura comenzó a disminuir de forma gradual hasta acercarse a la temperatura ambiente, considerándose acabada la etapa bio-oxidativa después de 100 días del comienzo del proceso. La temperatura se mantuvo por encima de 55ºC durante un periodo aproximado de 45 días, asegurando la inactivación de los patógenos presentes en los residuos iniciales (Venglovsky et al., 2005).

La mezcla inicial de residuos tuvo un valor de pH alto (pH = 8,84) (Tabla 2). Este parámetro aumentó a lo largo del proceso, debido principalmente a la degradación de compuestos de carácter ácido tales como, grupos fenólicos y carboxílicos, y a la mineralización de proteínas, aminoácidos y péptidos a amoníaco. De este modo, el pH del compost obtenido fue muy alto (pH = 9,41) y no estuvo dentro del intervalo de valores óptimo para el crecimiento vegetal (5,5-8,0) (Zucconi y de Bertoldi, 1987), lo cual podría causar deficiencias de nutrientes en las plantas. La CE también aumentó durante el compostaje, posiblemente como resultado de la producción de compuestos inorgánicos, debido a la degradación de la materia orgánica, y al incremento relativo de la concentración de iones por la pérdida de peso de la pila (Paredes et al., 2002). El compost final tuvo un elevado nivel de salinidad (CE = 13,36 dS/m), lo cual limitará su empleo como enmendante del suelo o como sustrato para cultivo sin suelo (Rynk, 1992).

La relación C/N disminuyó durante el proceso de compostaje, desde un valor inicial de 14,3 a un valor final de 9,9 (Tabla 2). Esta disminución se debió a la pérdida de carbono orgánico, como consecuencia de la mineralización de la materia orgánica, y al aumento de la concentración de nitrógeno debido a la pérdida de peso. Con relación al valor final de esta relación en el compost obtenido, se podría considerar que éste ha conseguido un nivel aceptable de madurez según Bernal et al. (1998) (C/N < 12).

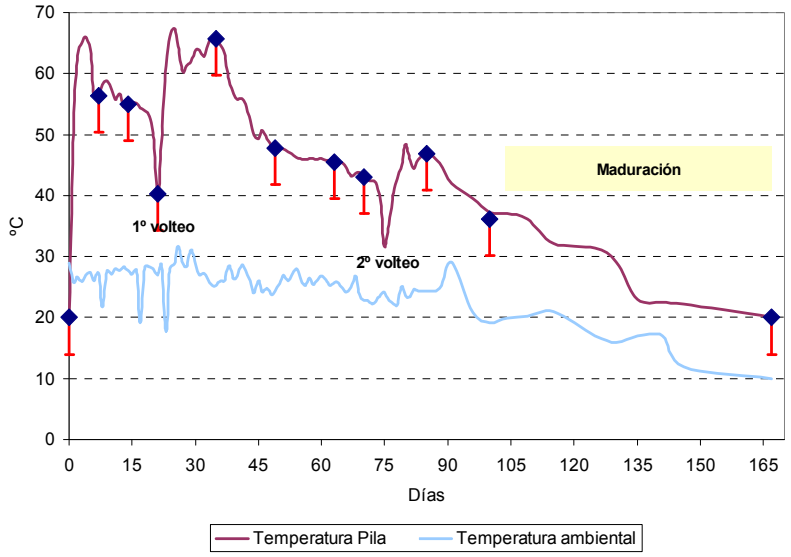


Figura 1. Evolución de la temperatura ambiental y de la mezcla a compostar en función del tiempo

El contenido de carbono extraíble en NaOH-0,1M disminuyó en función del tiempo de compostaje (Tabla 2). Esta evolución también fue observada por Tiquia et al. (2002) durante el compostaje de gallinaza, lo cual podría explicarse por la degradación del carbono de naturaleza lábil que se extrae. Por otro lado, la concentración del carbono de ácidos húmicos aumentó a lo largo del proceso, desde valores situados inicialmente en 1,75 % hasta valores finales de 2,55 %, observándose un descenso paralelo del carbono procedente de ácidos fúlvicos, de 3,60 a 1,10 %. El incremento de ácidos húmicos puede explicarse por la progresiva formación de estos compuestos a partir de sustancias policondensadas derivadas de la lignina de los materiales iniciales (cama del estiércol de cabra) y de los compuestos metabólicos de la biomasa microbiana y/o por una progresiva degradación o reorganización de las sustancias no húmicas presentes en la fracción de ácidos fúlvicos, lo que determina que ésta última fracción disminuya a lo largo del proceso (Iglesias Jiménez y Pérez García, 1992).

Tabla 2. Evolución de los principales parámetros durante el proceso de compostaje (valores referidos a materia seca)

Tiempo de compostaje (días)	pH	CE (dS/m)	C/N	C_{ex} (%)	C_{ah} (%)	C_{af} (%)	IG (%)
0	8,84	8,88	14,3	5,35	1,75	3,60	40,4
7	8,95	8,54	15,0	4,29	1,65	2,64	64,6
14	9,00	9,20	13,4	4,43	2,05	2,38	83,8
21	8,96	9,53	12,5	4,40	2,25	2,15	79,5
35	8,95	11,28	11,7	4,25	2,28	1,97	62,4
49	9,07	11,99	11,4	4,47	2,55	1,93	63,3
63	9,09	11,01	10,7	4,39	2,62	1,78	60,4
70	9,13	10,24	10,6	4,27	2,58	1,69	49,3
85	9,25	10,77	10,8	4,25	2,58	1,67	50,1
100	9,42	11,33	10,8	3,91	2,48	1,43	54,9
maduro	9,41	13,36	9,9	3,70	2,55	1,10	31,5
LSD	**0,05**	**0,32**	**0,40**	**0,55**	**0,56**	**0,45**	**5,9**

C_{ex}: carbono extraíble con NaOH-0,1M, C_{ah}: carbono de ácidos húmicos, C_{af}: carbono de ácidos fúlvicos, IG: índice de germinación; para otras abreviaturas ver Tabla 1

El IG aumentó al comienzo del proceso, desde un valor inicial de 40,4 % a un valor 83,8% después de dos semanas de compostaje. A partir del día 14, este parámetro empezó a disminuir hasta el final de la etapa de madurez, posiblemente debido al aumento de la conductividad eléctrica y del pH que se produjo durante este periodo. El valor del IG del compost obtenido fue < 50 %, indicando que la aplicación al suelo de este material producirá efectos fitotóxicos sobre las plantas (Zucconi et al., 1981).

4. Conclusiones

De los resultados obtenidos se puede concluir que el sistema de compostaje Rutgers se podría emplear para el reciclado de los estiércoles de conejo y de cabra, ya que al final se obtiene un material con una materia orgánica estabilizada y humificada. Sin embargo, se debería de optimizar la mezcla de estos residuos con otros que redujeran sus altos valores iniciales de pH y conductividad eléctrica, para que estos parámetros fueran menores al final del proceso y no limitarán el empleo agrícola del compost obtenido, como consecuencia de la presencia de fototoxicidad.

Referencias

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. Bioresource Technology 63, 91-99.

Finstein, M.S., Miller, F.C., MacGregor, S.T. y Psarianos, K.M. 1985. The Rutgers strategy for composting: process design and control. EPA Project Summary, EPA 600/S2-85/059, Cincinnati, Ohio.

Hoitink, H.A.J. 2000. Trends in treatment and utilization of solid wastes through composting in the United States. En: Proceedings of the International Composting Symposium. (Eds.) Warman, P.R., Taylor, B.R. Vol. I. CBA Press Inc., Nova Scotia, pp.1–13.

Iglesias Jiménez, E. y Pérez García, V. 1992. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. Resources, Conservation and Recycling 6, 243-257.

Kulcu, R. y Yaldiz, O. 2007. Composting of goat manure and wheat straw using pine cones as a bulking agent. Bioresource Technology 98, 2700-2704.

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

MAPA 2005. La agricultura, la pesca y la alimentación en España 2005. Subdirección General de Estadísticas Agroalimentarias, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Disponible en: http://www.mapa.es/es/ministerio/pags/anuario2005/anuario2005.htm

Métodos Oficiales de Análisis en la Unión Europea 1998. Secretaría General Técnica del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid

Mikkelsen, R.L., 2000. Beneficial use of swine by-products: Opportunities for the future. En: Land application of agricultural, industrial and municipal by-products. (Eds.) Power, J.F., Dick, W.A. Soil Science Society of America, Inc., Madison, pp.451-480.

Mupondi, L.T., Mnkeni, P.N.S. y Brutsch, M.O. 2006. The effects of goat manure, sewage sludge and effective microorganisms on the composting of pine bark. Compost Science and Utilization 14, 201-210.

Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J. y Roig, A. 2002. Biodegradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. Bioresource Technology 85, 1-8.

Rynk, R. 1992. On-farm composting handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Co-operative Extension Service, Ithaca, New York.

Solano, M.L., Iriarte, F., Ciria, P. y Negro, M.J. 2001. Performance characteristics of three aeration systems in the composting of sheep manure and straw. J Agric Engng Res 79, 317-329.

Stentiford, E.I., Mara, D.D. y Taylor, P.L. 1985. Forced aeration co-composting of domestic refuse and sewage sludge in static piles. En: Composting of Agricultural and Other Wastes. (Ed.) Gasser, J.K.R. Elsevier, Barking, pp. 42-54.

Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y. y Hodgkiss I.J. 1996. Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. Bioresource Technology 55, 201–206.

Tiquia, S.M., Richard, T.L. y Honeyman, M.S. 2000. Effects of windrow turning and seasonal temperatures on composting of hog manure from hoop structures. Environ Technol 21,1037–1046.

Tiquia, S.M. y Tam, N.F.Y. 2002. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. Process Biochemistry 37, 869-880.

Venglovsky, J., Sasakova, N., Vargova, M., Pacajova, Z., Placha, I., Petrovsky, M. y Harichova, D. 2005. Evolution of temperature and chemical parameters during composting of the pig slurry solid fraction amended with natural zeolite. Bioresource Technology 96, 181-189.

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

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M. y de Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. BioCycle 22, 54-57.

Evaluación en condiciones de campo de dos compost para la recuperación de escombreras

Use of two kinds of compost for dump-site restoration: a field study

I. Estevez-Schwarz[1], S. Seoane[1], A. Núñez[1]

[1]Dep. Edafoloxía e Química Agrícola, Escola Politécnica Superior, Campus Universitario s/n, 27002 Lugo. Universidade de Santiago de Compostela.

Resumen

En este trabajo de campo se plantea, como objetivo principal, obtener resultados que permitan comparar la respuesta de la utilización de dos tipos de compost frente a la técnica de hidrosiembra, que es la vía habitual de lograr la revegetación en la cantera en la que se llevó a cabo la experiencia. Los trabajos permitieron concluir que incorporar los compost estudiados constituyó un medio más eficaz que la hidrosiembra para la implantación de una cubierta vegetal en la escombrera. En el caso del compost, además del aporte de nutrientes, el suministro de materiales orgánicos lentamente degradables pudo contribuir al almacenamiento de agua y, al mismo tiempo, proporcionó un medio más adecuado que la hidrosiembra para la penetración y asentamiento de las raíces.

Palabras clave

Digestión aerobia, restos de poda, restos de siega, cenizas de combustión de madera, lodo de depuradora, pizarra.

Abstract

The main objective of this study is to obtain field results that allow making comparisons of the response of two types of compost versus hydro mulching as an effective way of achieving plant growth in a slate dumping site. The study allows to conclude that using the two kinds of compost constitute a more effective way than hydro mulching for implantation of a vegetable cover in the dumping site. In the case of using compost, in addition of providing nutrients, the supply of certain organic materials could contribute to enhance water storage and, at the same time, it makes feasible a more suitable environment for the penetration and establishment of roots.

Keywords

Aerobic digestion, pruning remains, harvest remains, wood ash, sewage sludge, slate.

1. Introducción

La explotación de la pizarra constituye un sector muy importante dentro de la minería de Galicia. La comercialización de este recurso coloca a España como primer productor mundial, obteniéndose en Galicia el 70% de la producción nacional. En el año 2005 se dedicaron a la exportación 637310 t, según la Asociación Gallega de Pizarristas (http://www.agp.es/es/AGP/). Del material extraído tan sólo el 2% o el 3% es utilizado, lo que da lugar a grandes superficies de escombreras y a importantes problemas ambientales. Las escombreras tienen graves limitaciones, tanto físicas como químicas, para la implantación de una cubierta vegetal estable, lo que dificulta y encarece notablemente su recuperación.

Las propiedades físicas de tales acúmulos de estériles son, en la mayoría de los casos, muy difícilmente modificables, si bien una adecuada gestión de ese material puede conducir a la formación de un medio de mejores características para la retención y movimiento de las fases fluidas. Además, resulta imprescindible el aporte exógeno de la práctica totalidad de los nutrientes necesarios para la instalación de la vegetación (Galán, 1995). Aún cuando este tipo de fertilización pueda ser viable, si se centra en el aporte de compuestos de síntesis no es totalmente efectiva, ya que la ausencia de materia orgánica limita la generación de un medio adecuado para la vegetación que es, indudablemente, la vía para la recuperación del entorno (Leirós *et.al.*,1996).

La aplicación de materiales orgánicos debe hacerse tras una cuidada evaluación tanto del producto como del medio. Los materiales a aplicar deben ser de calidad, ya que el hecho de aplicarlos en lugares que, en la mayor parte de los casos, presentan grandes pendientes, texturas desequilibradas, elevada compactación, están próximos a cursos de agua etc., hace que, en estos casos, los procesos de atenuación de la contaminación, por parte del medio, sean poco efectivos.

Algunas escombreras de pizarra se acondicionan mediante el acopio de suelo y, en las zonas con mayores pendientes, se suele efectuar el aporte de los diferentes materiales mediante hidrosiembra.

La necesidad de adquirir suelo y la utilización de hidrosiembra incrementa sustancialmente los costes de la recuperación.

El objetivo de este trabajo es comparar, en condiciones de campo, dos compost frente a la hidrosiembra, que es la técnica habitual de revegetación en la cantera en la que se llevó a cabo la experiencia de campo.

2. Materiales y métodos

La parcela de ensayo pertenece a PIQUISA S.A y está ubicada en Quiroga (Lugo). Se trata de una plataforma en una escombrera de pizarra en la que se encontraban apilados estériles de tamaños muy diferentes, desde piedras que superaban el metro de longitud, hasta fragmentos de tamaño arcilla. La superficie había sido fuertemente compactada para asegurar su estabilidad y no se había realizado ningún tipo de actuación en los últimos 12 años. Únicamente, se llevó a cabo una labor superficial para eliminar la escasa vegetación espontánea y, a continuación se incorporó una nueva capa de estériles, sobre los ya existentes, para conseguir unas condiciones iniciales homogéneas y adecuadas para la experiencia, es decir, se trató de anular cualquier proceso de recuperación previo al que se trataba de estudiar.

Una vez preparado el terreno se delimitaron las parcelas de ensayo de 2x2 m, con una separación entre parcelas de 0,5 m. En abril de 2006 se aplicaron los diferentes tratamientos, un total de seis, por cuadruplicado y distribuidos al azar. Los tratamientos fueron los siguientes: a) control b) dos dosis (40 y 60 t ha^{-1}) de cada uno de los compost 2116 y 3124 c) Simulación de la hidrosiembra, que la empresa CALFENSA PROYECTOS S.L. utiliza habitualmente en la recuperación de estos enclaves en dosis de 300 g m^{-2}.

Los compost fueron obtenidos a partir de combinaciones de restos verdes de jardinería, lodo de depuradora urbana y cenizas de combustión de biomasa, en diferentes proporciones. Se trata de productos estabilizados, con un pH próximo a la neutralidad, con contenidos importantes en carbono, nitrógeno, fósforo, calcio y magnesio. Por lo que se refiere a los elementos limitados por el R.D. 824/2005, el compost que denominamos 3124 se clasifica como clase A y el denominado 2116 es de clase B porque supera el nivel de cromo exigido para ser de clase A (Tabla 1).

Tabla 1. Composición de los compost ensayados. Valores de m.o, carbono y nitrógeno totales en % y los demás elementos en mg kg^{-1} sobre materia seca.

	Compost 2116	**Compost 3124**		**Compost 2116**	**Compost 3124**	**Clase A**	**Clase B**
pH	6,37	6,70	As	18,7	12,1		
M.O.	45,5	48,0	B	16,7	22,8		
C_t	23,6	22,6	Cd	0,4	0,2	0,7	2
N_t	1,42	1,31	Co	3,5	3,8		
C/N	16,6	17,3	Cr	76,0	67,0	70	250
P	3572	3100	Cu	45,2	35,0	70	300
K	8047	8683	Fe	9185,5	9277,2		
Ca	12432	13283	Mn	367,0	496,8		
Mg	2250	2661	Mo	2,1	2,2		
Na	410	572	Ni	18,2	18,0	25	90
S	3215	2812	Pb	19,0	15,0	45	150
Al	10590	12721	Zn	178,8	139,4	200	500

La hidrosiembra está, formada por una mezcla de caliza, fertilizante, mulch, y pegante.

Una vez preparadas las parcelas, se realizó la siembra, a voleo (80 g m^{-2}), con una mezcla de de gramíneas y leguminosas: *Lolium perenne* Tove, *Festuca arundinacea* Apache, *Dactilo amba*, *Fleo barniza*, *Agropyrum cristatum*, *Lolium multiflorum*, *Festuca rubra* Gondolin, *Festuca ovina* Ridu, *Trébol blanco* Barbian. A continuación se aplicó un ligero riego para asegurar el contacto entre el sustrato y las semillas.

Con el paso del tiempo, no todas las parcelas mantuvieron las condiciones de diseño inicial, ya que las parcelas situadas al borde de la superficie de ensayo y en la dirección del viento dominante, sufrieron el arrastre de las semillas. Por esta razón, en algunos casos se mantuvieron las cuatro repeticiones y en otros sólo quedaron dos parcelas por tratamiento. Los resultados que se muestran son valores medios de las parcelas que mantuvieron las condiciones iniciales. En diciembre de 2006, se realizó el corte de la biomasa en las parcelas que presentaban respuesta al tratamiento realizado. Debido a la heterogeneidad del

terreno, fue necesario realizar el corte de la vegetación de forma manual.

Una vez en el laboratorio se procesó la totalidad del material recogido. En primer lugar, se separó la vegetación sembrada de la vegetación autóctona, debida esta última a la aportación aérea de semillas desde zonas circundantes a las parcelas de ensayo. Las muestras se pesaron en fresco y secaron hasta peso constante a 105º C, para la determinación de humedad.

3. Resultados y discusión

La producción de biomasa fue mayor en las parcelas que recibieron algún tipo de tratamiento frente a las parcelas control (Figura 1). Además, fue superior en las que se aplicaron los compost que en las parcelas que recibieron la simulación de hidrosiembra (mas de 400 kg ha^{-1} y 320 kg ha^{-1} respectivamente). Sin embargo, estas cantidades son mucho menores que las encontradas por Vázquez (1991) en experiencias sobre estériles de mina de lignito, utilizando exclusivamente fertilización inorgánica y caliza; pero se aproximan a los encontrados, en ese mismo trabajo, una vez transcurridos siete años del inicio de la recuperación, es decir, una vez que se produce la implantación de la vegetación autóctona y retrocede la vegetación sembrada. La menor producción obtenida con la fertilización orgánica frente a la inorgánica también fue registrada por Leirós *et.al*. (1996) en la recuperación de minas de lignito.

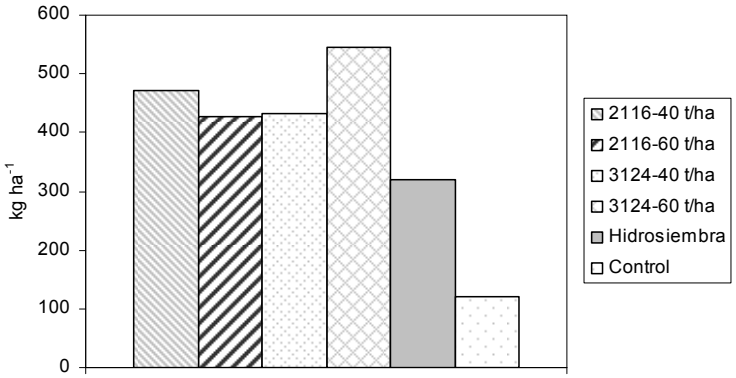


Figura 1. Producción de biomasa total correspondiente a los distintos tratamientos.

Tabla 2. Aporte de nutrientes con los tratamientos de compost en comparación con las necesidades de una pradera según Piñeiro et *al.* (1977)

kg ha^{-1}	**Compost 2116**		**Compost 3124**		**Necesidades pradera** (kg ha^{-1})
	40 t ha^{-1}	**60 t ha^{-1}**	**40 t ha^{-1}**	**60 t ha^{-1}**	
N	568	852	524	786	200
P_2O_5	258	387	224	336	120
K_2O	388	582	419	628	160

De las parcelas tratadas con compost, en las que recibieron el compost 2116 la producción fue más elevada con la dosis de 40 t ha^{-1} que con la de 60 t ha^{-1}. En cambio, en el caso del compost 3124, la producción fue mayor con la dosis de 60 t ha^{-1} que con la de 40 t ha^{-1}. La escasa diferencia en la producción atribuible a las distintas dosis, se debe a que, con cualquiera de los compost y en las dosis ensayadas, se aporta una cantidad suficiente de nutrientes para la implantación de una pradera (Tabla 2). Por lo tanto, las limitaciones para una mayor producción no fueron de tipo químico, ya que los nutrientes existentes fueron más que suficientes; todo parece indicar que los limitantes fueron de tipo físico y también climático.

El medio fuertemente compactado y carente de estructura debió provocar problemas en la aireación y suministro de agua a la vegetación así como para la penetración de las raíces. Esto, unido a la escasez de agua, temperaturas elevadas en verano y muy bajas en invierno, intensificaron el efecto de los limitantes físicos del medio.

Además, en el caso del compost 2116, estas diferencias entre las dosis también pudieron ser debidas a la influencia del efecto del viento, que, según la situación de las parcelas en el campo, sufrieron despla-

zamientos de unas zonas a otras, de semillas y, tal vez, de otros materiales. Si se diferencia la producción entre vegetación sembrada y autóctona (Figura 2) se observa un claro dominio de la vegetación sembrada, tal y como suele suceder cuando la recuperación se realiza con materiales orgánicos (Leirós *et al.*, 1996). La vegetación autóctona está formada principalmente por plantas como *Solanum nigrum* L., de mayor porte (aproximadamente 50 cm) que la vegetación sembrada, y esto podría explicar la diferencia entre las distintas dosis de aplicación de compost, siendo las de mayor producción -al tratarse de parcelas de pequeño tamaño (2x2 m)- las que tienen una mayor presencia de las plantas citadas.

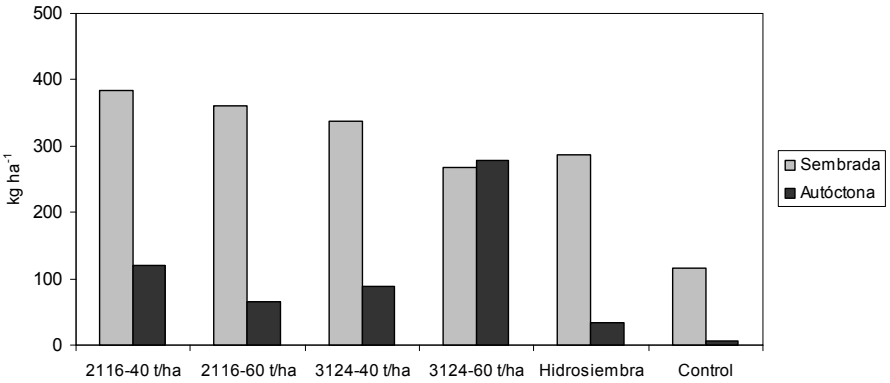


Figura 2. Producción de biomasa sembrada y autóctona en los distintos tratamientos.

En la revisión realizada por Kelly (2006) sobre el reciclaje de materiales orgánicos en espacios mineros se informa que las dosis de compost más utilizadas en este tipo de trabajos oscilan entre 70 y 150 t ha^{-1}, o bien entre 10 y 20 cm de profundidad, valores muy superiores a los aquí utilizados. La adición de grandes cantidades de compost podría haber dado mejores resultados, ya que se generaría una situación similar a la que se crea cuando se hace un aporte exógeno de suelo y, por tanto, se genera un medio más idóneo para el asentamiento de la vegetación. De todas formas, en este caso, y dadas las limitaciones experimentales (microparcelas), no parece viable la incorporación, al menos inicialmente, de esas cantidades tan elevadas, ya que al tratarse de un medio sin estructurar (no existe interacción con el sustrato mineral) daría lugar a una situación muy propicia a la erosión, en que un evento tormentoso (frecuente en la zona), podría ocasionar la pérdida del suelo, inicialmente desarrollado.

Después del corte, la vegetación se fue recuperando a un ritmo lento debido a la climatología característica de esa época, alcanzando una cubierta similar a la que tenía, en el mes de marzo, antes del corte.

4. Conclusiones

La incorporación de los compost estudiados fue una vía más eficaz que la hidrosiembra para la implantación de una cubierta vegetal en la escombrera. Además, del aporte de nutrientes, en el caso del compost el suministro de materiales orgánicos lentamente degradables pudo contribuir al almacenamiento de agua y, al mismo tiempo, se comportó como un medio más adecuado que la hidrosiembra para la penetración y asentamiento de las raíces.

5. Referencias

Asociación Gallega de Pizarristas (http://www.agp.es/es/AGP/).

Galán Regalado, P. 1995. Cap. 4. Las labores de recuperación de los estériles. En: Recuperación de las escombreras de la mina de lignitos de Meirama (A Coruña). Coedición: Universidad de Santiago de Compostela y Lignitos de Meirama S.A.

Nelly, G. 2006. Reclycled Organics in Mine Site Rehabilitation. A review of the scientific literature. Department of Environment and Conservation NSW, Parramatta, Australia.

Leirós, M.C., Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, M.C., Saá, A y Seoane, S. 1996. Soil recovery at the Meirama opencast lignite mine in northwest Spain: A comparison of the effectiveness of cattle slurry and inorganic fertilizer. Water, Air and Soil Pollution 91, 109-124.

Piñeiro, J., González, E. y Pérez, M. 1977. Acción del fósforo, potasio y cal en el establecimiento de praderas en terreno de monte, III Seminario INIA-SEA sobre Pastos Forrajes y Producción Animal, 53-83.

RD 824/2005. Real Decreto sobre productos fertilizantes. BOE nº 171 (25592-25669).

Vázquez Castro, C. 1991. Propiedades físicas y productividad de la mina de lignito de Meirama (A Coruña). Trabajo Fin de Carrera. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola. Universidad de Santiago de Compostela.

Evolución de poblaciones microbianas en procesos de compostaje realizados con distintas materias primas

Evolution of microbial populations in composting processes performed with different raw materials

M.J. López, M.C. Vargas-García, F. Suárez-Estrella y J. Moreno

Área de Microbiología. Dpto. Biología Aplicada. CITE II-B. Universidad de Almería. 04120 Almería.

E-mail: mllopez@ual.es

Resumen

La composición de las materias primas utilizadas en compostaje condiciona tanto su evolución como las características de los composts. La población microbiana asociada a cada material puede ocasionar en gran medida estas diferencias. En este trabajo se comparó la evolución de la microbiota en pilas de compostaje constituidas mayoritariamente por tres tipos de sustratos: residuos vegetales (RV), lodos de depuradora (LD) y residuos sólidos urbanos (RSU). Se investigó la microbiota general (bacterias, actinomicetos y hongos totales), microorganismos del ciclo del carbono (celulolíticos, hemicelulolíticos y ligninolíticos) y del ciclo del nitrógeno (fijadores de nitrógeno, amonificantes y nitrificantes). La población inicial de hongos, bacterias, fijadores de nitrógeno y celulolíticos fue similar en los tres sustratos, no así la de actinomicetos, que fue inferior en RSU. LD y RV tuvieron una carga inicial superior de hemicelulolíticos y amonificantes que RSU. En estos últimos no se detectaron microorganismos nitrificantes y en ninguno de los sustratos se encontraron ligninolíticos. Todos los grupos microbianos evaluados decrecieron significativamente durante la fase de maduración pero los recuentos finales fueron dependientes de la carga inicial de cada uno de los sustratos. En ningún caso se detectaron microorganismos ligninolíticos, y los nitrificantes estuvieron siempre ausentes en las pilas con RSU. Los resultados obtenidos indican que a pesar de que las poblaciones microbianas evolucionan de forma similar en cualquier proceso de compostaje con respecto a su tolerancia térmica, es preciso un conocimiento más profundo de los grupos microbianos por actividades, lo que permitirá un control mayor.

Palabras clave

Microbiota, residuos sólidos urbanos, residuos vegetales, lodos de depuradora

Abstract

Raw materials used for composting determine process evolution and compost quality. Microbial population associated to each material may contribute to these differences. In this work the evolution of microbiota in composting piles made mostly of vegetal wastes (VW), sewage sludge (SS) or urban solid wastes (RSW) was compared. Microorganisms analysed were total microbiota (bacteria, fungi and actinomycetes) and microorganisms involved in C-cycle (cellulolytics, hemicellulolytics and ligninolytics) and N-cycle (N_2-fixers, ammonifiers and nitrifiers). Initial population of fungi, bacteria, N_2 fixers and cellulolytics was similar in all three substrates, but the actinomycetes counts were lower in RSW. Initial amount of hemicellulolytic and ammonifier microorganisms was higher in SS and VW than in RSW. These latter substrates lacked nitrifier microorganisms. Ligninolytic microorganisms were not detected initially in any of the materials. All microbial groups analysed significantly decreased during maturation phase, but their final amount was independent of initial levels in each substrate. Ligninolytic were not detected in any composting phase and nitrifiers were always absent in RSW piles. Results obtained showed that in spite of microbial populations evolve similarly in any composting process with respect to their thermal tolerance; there is a need for a deeper knowledge about microbial groups with different activities. This would contribute to a better control of composting.

Keywords

Microbiota, urban solid wastes, vegetal wastes, sewage sludge

1. Introducción

El compostaje es un proceso de transformación biológica aeróbica de la materia orgánica sobre sustrato sólido y cuyo producto, el compost, tiene aplicaciones agronómicas como enmienda orgánica. En este proceso interviene una amplia gama de microorganismos, incluyendo bacterias y hongos, ligados en una sucesión de ambientes. La proporción y tipo predominante de microorganismo depende de las condiciones nutricionales y ambientales prevalentes. Entre las primeras el factor más influyente reside en las características y biodegradabilidad del material a

compostar, y entre las segundas el factor de mayor trascendencia es la temperatura. En presencia de condiciones óptimas ambientales y materiales idóneos, la microbiota indígena presente al inicio del proceso no suele ser un factor limitante para que éste se lleve a cabo de forma adecuada. La naturaleza y densidad de la población microbiana, junto con el desarrollo de su metabolismo, son factores que afectarán a la descomposición y transformación de los residuos en humus. Experimentalmente se ha comprobado que las bacterias se encargan de la descomposición de carbohidratos y proteínas, mientras que los hongos y actinomicetos actúan preferentemente sobre celulosa, hemicelulosa y lignina (Golueke, 1992). El conocimiento de la microbiota asociada al compostaje ofrece la posibilidad de desentrañar algunos aspectos del proceso, lo que permitirá un mayor control del mismo.

Dado que la calidad de la microbiota presente en cualquier muestra se encuentra directamente condicionada por las características ambientales y nutricionales del entorno en el que se localiza, es de esperar que exista cierta diversidad en lo que respecta a especies microbianas predominantes en residuos de distinta naturaleza. En este trabajo se investigó la población de bacterias, hongos y actinomicetos, así como de microorganismos implicados en el ciclo del carbono (celulolíticos, hemicelulolíticos y ligninolíticos) y el nitrógeno (fijadores de nitrógeno, amonificantes y nitrificantes) en distintas mezclas de materiales sometidos a compostaje.

2. Material y Métodos

2.1. Materiales y muestreos

Las muestras se recogieron de pilas de compostaje constituidas por tres mezclas de materiales diferentes (Tabla 1). A partir de cada una de las pilas se efectuaron 5 muestreos a tiempos diferentes: en las mezclas iniciales (1); en fase termófila, cuando el material alcanzó una temperatura alrededor de 50ºC (2); en la fase de enfriamiento, con temperaturas en torno a 35ºC (3); al inicio de la fase de maduración (4); y en los composts terminados (5). Estas condiciones se alcanzaron a distintos tiempos en los tres procesos efectuados, por lo que el período de muestreo se estableció de acuerdo con las condiciones térmicas imperantes en cada uno de ellos y la analítica que puso de manifiesto la consecución de las fases indicadas.

Tabla 1. Composición de las mezclas utilizadas para compostaje*

Mezcla	Composición	Proporción (%, v/v)
LD	Lodo de depuradora digerido anaeróbicamente	37,5
	Residuos de plantas de tomate	37,5
	Cáscara de almendra	25
RV	Residuos de plantas de tomate	75
	Cáscara de almendra	25
RSU	Residuos orgánicos urbanos	100

*Los compostajes de las mezclas LD y RV se efectuaron en pilas volteadas de 1,5 m^3 con aireación forzada inferior, en una planta piloto de la Universidad de Almería. El compostaje de la mezcla RSU se realizó en la planta de tratamiento de RSU del Ayuntamiento de Almería, que utiliza pilas volteadas.

En cada muestreo se recogió una muestra representativa mezclada de 1 a 5 Kg, para los materiales procedentes de pilas de LD o RV y RSU, respectivamente. En las muestras de RSU se eliminaron manualmente los inertes que presentaba el material, y se trituraron hasta obtener un tamaño de partícula de 1 a 4 cm. En las otras muestras no fue necesario efectuar estas operaciones de limpieza y triturado, ya que fueron llevados a cabo de forma previa a la constitución de las pilas. Todas las muestras, una vez recogidas, fueron inmediatamente procesadas.

2.2. Analítica

En las muestras descritas se determinó la carga microbiana total de bacterias hongos y actinomicetos (bacterias filamentosas), microorganismos celulolíticos, hemicelulolíticos y ligninolíticos, y microorganismos fijadores de nitrógeno mediante la técnica de dilución y siembra en placa en superficie en medios sólidos selectivos para cada grupo microbiano; y desnitrificantes y amonificantes mediante la técnica del número más probable (MNP).

Para estos análisis, las muestras (10g) se suspendieron en matraces de 250ml con 90 ml de solución salina estéril (NaCl 0,9%, p/v) y se mantuvieron en agitación (110rpm) durante 20 min a 30ºC. A partir de esta suspensión se realizaron diluciones decimales seriadas en solución salina estéril, las cuales se utilizaron para sembrar cada uno de los medios. Para la detección de bacterias, hongos y actinomicetos totales se sembraron placas con agar nutritivo (Cultimed), rosa de bengala (Oxoid) y agar caseinato sódico, respectivamente. Celulolíticos, hemicelulolíti-

cos, ligninolíticos y fijadores de nitrógeno fueron sembrados en medios sólidos con celulosa microcristalina (Karui y Kushner, 1988), xilano (He et al., 1993), poly R-478 (Feritag y Morell, 1992) y medio de Burk (Burk et al., 1930), respectivamente. Nitrificantes y amonificantes fueron cuantificados de acuerdo con la técnica descrita por Pochon y Tardieux (1962) en medio líquido de sales de Winogradsky, convenientemente modificado para la detección de nitritos y amonio, respectivamente.

Todos los medios fueron incubados a 30ºC durante distintos tiempos para cada grupo fisiológico. Las placas para bacterias se incubaron 24-48h; hongos, actinomicetos y fijadores de nitrógeno 72h; ligninolíticos, hemicelulolíticos y celulolíticos, 5-7 días; y amonificantes y nitrificantes durante 15 días.

La cuantificación de los microorganismos de cada grupo fisiológico se realizó mediante el recuento de las unidades formadoras de colonias (UFC) en medio sólido o mediante la lectura de tubos líquidos positivos y consulta de las tablas de NMP. Los resultados se expresaron como UFC por g (o NMP por g) de material.

2.3. Análisis estadístico

Todas las analíticas fueron realizadas por triplicado. Los resultados se expresan como la media de tres determinaciones y se representa la desviación estándar. Para el estudio de la influencia de los factores analizados (tipo de muestra y tiempo de compostaje) en la variabilidad de cada grupo microbiano se aplicó un análisis de la varianza (ANOVA). Para la comparación entre los distintos niveles de cada factor con influencia significativa se realizó un test de mínimas diferencias significativas. Se consideró siempre un nivel de significación de 95% ($p<0,05$). El análisis estadístico fue efectuado con el paquete estadístico Statgraphics Plus para Windows, versión 4.0.

3. Resultados y discusión

La carga de microorganismos inicial de todos los materiales fue similar, con valores en torno a $3x10^8$ (UFC g^{-1}), las bacterias y actinomicetos, y 10^7 (UFC g^{-1}), los hongos; excepto en el caso de actinomicetos, cuyos niveles fueron significativamente inferiores en los RSU, con un valor medio de 10^7 (UFC g^{-1}) (Figura 1).

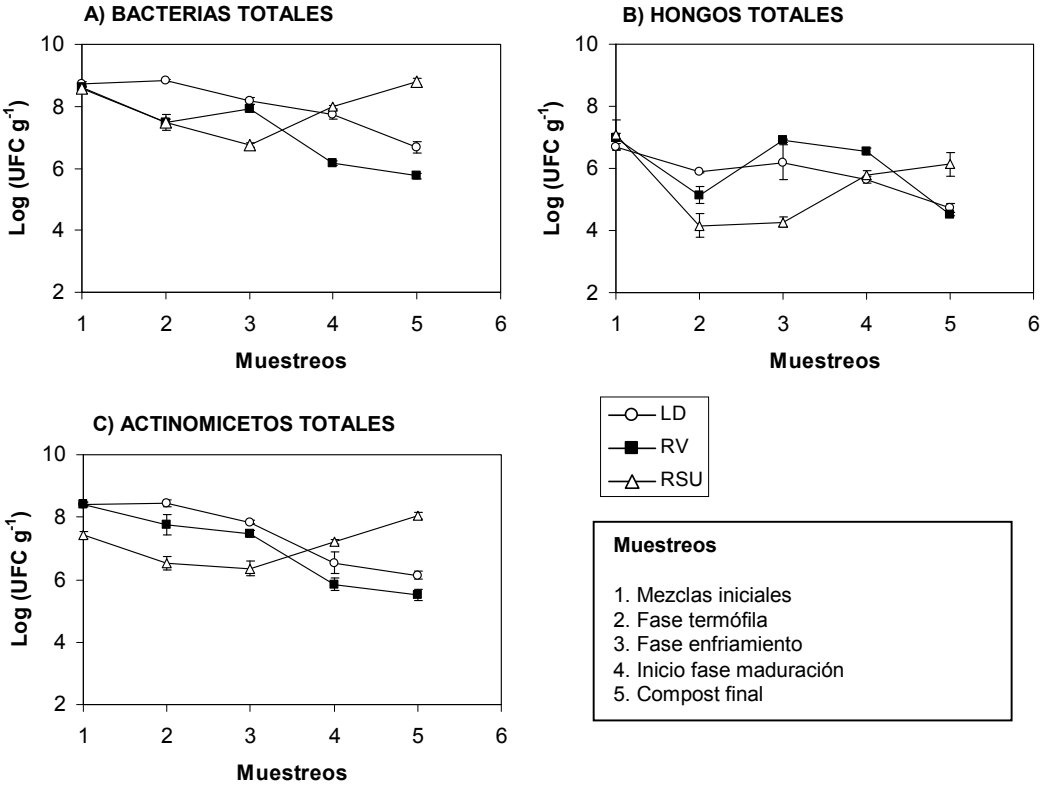


Fig. 1. Evolución de las poblaciones microbianas totales (bacterias, hongos y actinomicetos) durante el compostaje de distintos materiales (LD: Lodo de depuradora; RV: Residuo vegetal; RSU: Residuos sólidos urbanos). Las barras de error representan la desviación estándar (n=3).

Durante el compostaje, la población microbiana, en general, se espera que tienda a decrecer debido al agotamiento de nutrientes que ocurre durante el proceso (Ryckeboer et al., 2003). Este fue el comportamiento observado en las pilas constituidas por LD y RV, en las que el número de microorganismos se redujo entre una y dos unidades logarítmicas de forma global. Sin embargo, en las pilas de RSU el balance neto de bacterias (filamentosas y no filamentosas) experimentó un ligero incremento. La influencia de las variaciones térmicas del compostaje en la evolución de las poblaciones globales sólo se puso de manifiesto para todos los grupos considerados en los materiales procedentes de RSU, y en RV para el caso particular de hongos. Las poblaciones evaluadas fueron microorganismos mesófilos, por tanto, los recuentos de estos microorganismos suelen descender durante la etapa termófila, para luego incrementarse en la fase de enfriamiento, tal fue el perfil en los materiales indicados. Los recuentos obtenidos en los composts finales fueron diferentes en los tres materiales, alcanzando mayores valores en los procedentes de RSU, seguidos de los de RV y LD.

En la figura 2 se muestra la evolución de las poblaciones microbianas implicadas en el ciclo del nitrógeno. La carga inicial de estos microorganismos fue similar en los tres materiales, excepto en el caso de nitrificantes, que estuvieron ausentes en las pilas de RSU. Estos microorganismos tendieron a disminuir, de forma más acentuada a partir del inicio de la fase de enfriamiento (muestreo 3), lo que puede deberse al agotamiento de sustratos fácilmente metabolizables. Las pilas con LD fueron las que presentaron los mayores niveles de microorganismos de este tipo. Los fijadores de nitrógeno y amonificantes alcanzaron recuentos en torno a 10^8 UFC g^{-1} (NMP g^{-1}), mientras que los nitrificantes no superaron los 10^2 UFC g^{-1}.

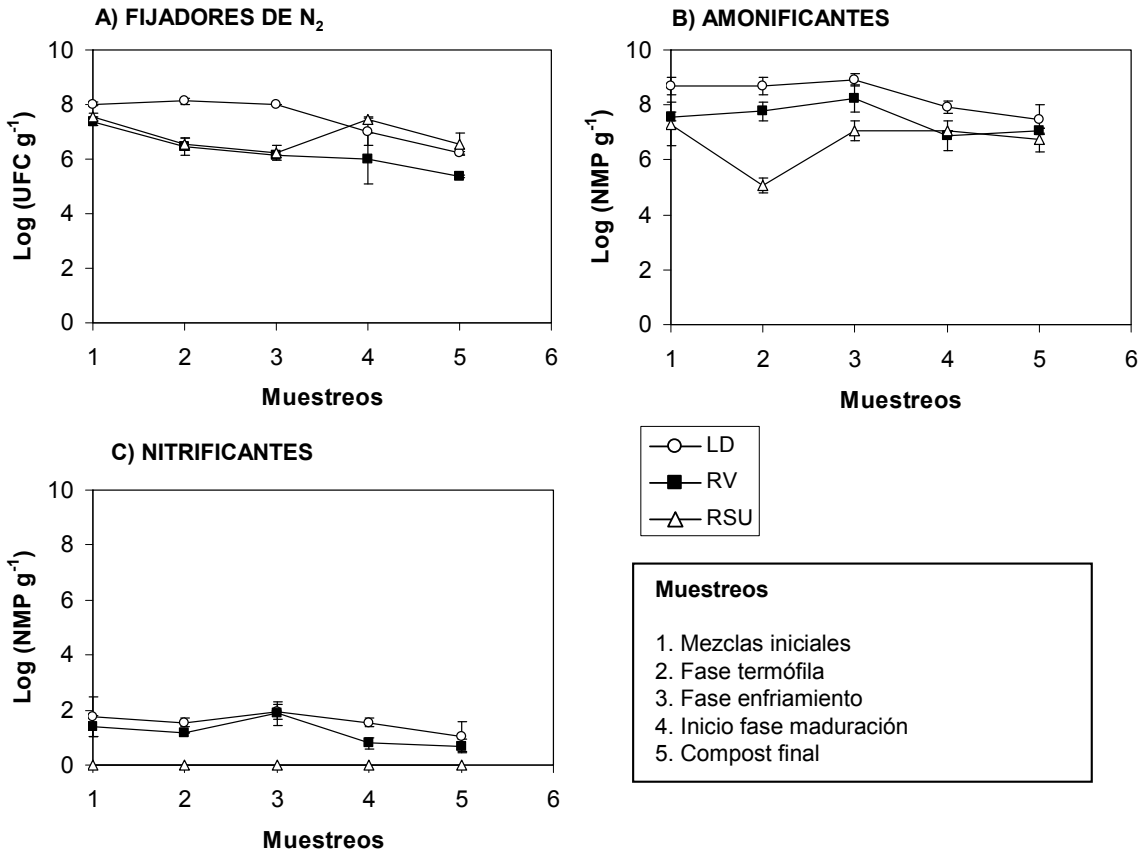


Fig. 2. Evolución de las poblaciones de microorganismos implicados en el ciclo del nitrógeno (fijadores de N2, amonificantes y nitrificantes) durante el compostaje de distintos materiales (LD: Lodo de depuradora; RV: Residuo vegetal; RSU: Residuos sólidos urbanos). Las barras de error representan la desviación estándar (n=3).

Los microorganismos ligninolíticos no fueron detectados en ninguna muestra. La cuantificación y detección de este grupo microbiano presenta cierta dificultad (Falcon et al., 1995) y actualmente no existen técnicas que, mediante cultivo tradicional, permitan ofrecer resultados fiables (Tuomela et al., 2000). Por ello, no se puede indicar categóricamente que estos microorganismos no estén presentes en los procesos llevados a cabo, dado su importante papel durante el compostaje (Tuomela et al., 2000). Los microorganismos hemicelulolíticos se encontraron en niveles superiores a los celulolíticos (Figura 3), lo que pone de manifiesto la mayor biodegradabilidad del primer polímero respecto al segundo. Los microorganismos hemicelulolíticos alcanzaron mayores niveles en materiales de LD y RV que en RSU, y tendieron a disminuir durante la maduración. Por el contrario, los microorganismos celulolíticos presentaron niveles iniciales similares en los tres materiales y se incrementaron principalmente a partir de la fase enfriamiento en todos los sustratos. En los compost finales la cantidad de ambos grupos microbianos fue similar en los tres materiales.

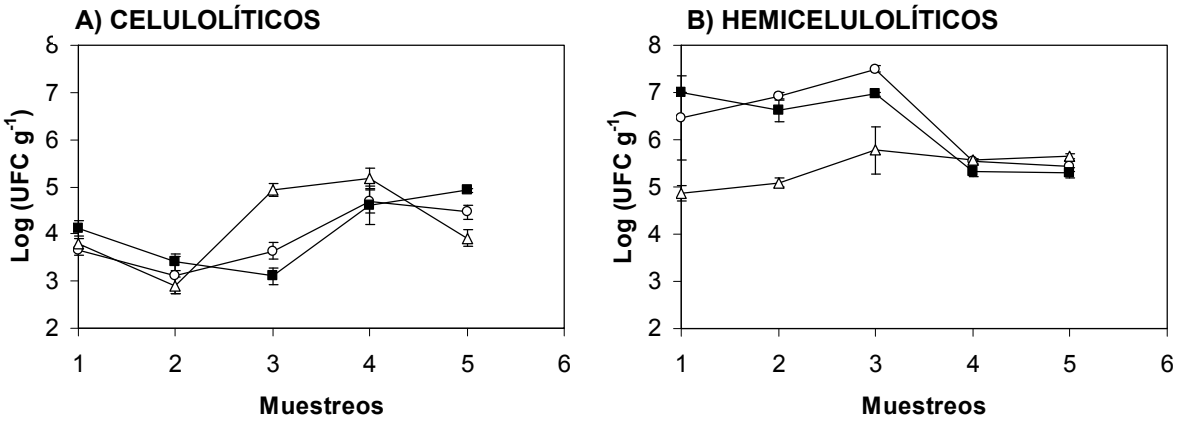


Fig. 3. Evolución de las poblaciones de microorganismos implicados en el ciclo del carbono (celulolíticos y hemicelulolíticos) durante el compostaje de distintos materiales (○-LD: Lodo de depuradora; ■-RV: Residuo vegetal; Δ-RSU: Residuos sólidos urbanos). Los muestreos se especifican en la leyenda de las Fig. 1 y 2. Las barras de error representan la desviación estándar (n=3).

5. Conclusiones

De acuerdo con los resultados obtenidos se puede considerar que la población microbiana inicial de sustratos de compostaje de diferente composición influye principalmente en la evolución de las poblaciones microbianas, y los productos finales presentan niveles microbianos globales diferentes, pero similares cantidades de microorganismos implicados en los ciclos del carbono y nitrógeno.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia a través del proyecto CTM2006-02149.

Referencias

Burk, D. 1930. The influence of nitrogen gas upon the catalysis of nitrogen fixation by *Azotobacter*. J. Biol. Chem. 34, 1174-1194.

Falcon, M.A., Rodríguez, A., Carnicero, A., Regalado, V., Perestelo, F., Milstein, O. y de la Fuente, G. 1995. Isolation of microorganisms with lignin transformation potential from soil of Tenerife island. Soil Biol. Biochem. 27, 121-126.

Feritag, M. y Morrell, J.J. 1992. Decolorization of the polymeric dye Poly R-478 by wood-inhabiting fungi. Can. J. Microbiol. 38, 811-822.

Gouleke, C.G. 1992. Bacteriology of composting. Biocycle 1, 55-57.

He, L., Bickerstaff, G.F., Paterson, A. y Buswell, J.A. 1993. Purification and partial characterization of two xylanases that differ in hydrolysis of soluble and insoluble xylan fractions. Enzyme Microb. Technol. 15, 13-18.

Karui, T. y Kushner, D.J. 1988. Detection of cellulolytic activity of bacteria and fungi growing on agar surfaces. Biotechnol. Tech. 2, 149-152.

Pochon, J. y Tardieux, P. 1962. Techniques d´Analyse en Microbiologie du sol. La Tourelle, St. Mandé (France).

Ryckeboer, J., Mergaert, J., Vaes, K., Klammer, S., De Clercq, D., Coosemans, J., Insam, H., Swings, J. 2003. A survey of bacteria and fungi occuring during composting and self-heating processes. Ann. Microbiol. 53, 349-410.

Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A. y Ita□vaara, M. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. Bioresour. Technol. 72, 169-183.

Extracción alcalina de materia orgánica de un compost de orujo de oliva de dos fases ("alperujo")

Alkaline extraction of organic matter from a compost made of two-phase olive mill husk ("alperujo")

G. Tortosa-Muñoz, J.A. Alburquerque-Méndez, J. Gonzálvez-Vicente, G. Ait-Badi y J. Cegarra*

Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura, CEBAS-CSIC. Apartado de Correos 164, 30100 Murcia, España.

*E-mail: jcegarra@cebas.csic.es, Tel: 968396313

Resumen

Los composts de orujo de oliva de dos fases ("alperujo", AL) poseen un alto contenido en materia orgánica, gran parte de ella de naturaleza ligno-celulósica, que puede usarse como sustrato para la preparación de abonos húmicos líquidos para uso agrícola.

En esta investigación se estudió el efecto de diferentes condiciones de extracción alcalina sobre la solubilidad de polifenoles y carbohidratos, cuantificando el contenido de estos compuestos en la materia orgánica extraída y en sus principales fracciones (ácidos húmicos, ácidos fúlvicos y componente no húmica asociada a éstos últimos).

Palabras Clave
Sustancias húmicas, carbohidratos, polifenoles, extracción alcalina, compostaje, residuo oleícola

Abstract

Composts from the two-phase olive mill husk ("alperujo", AL) have a high organic matter content, mainly with a ligno-cellulosic nature, which could be used as substrate to obtain liquid humic fertilizers for agricultural use.

In this research the effect of different conditions for alkaline extraction on the solubility of polyphenols and carbohydrates was studied as also the content of these compounds in the extracted organic matter and their main fractions (humic acids, fulvic acids and non humic component linked to the latter).

Keywords
Humic substances, carbohydrates, polyphenols, extraction, composting, alkaline extraction, olive mill waste

1. Introducción

La aplicación al suelo de la materia orgánica de los residuos agropecuarios y agroindustriales estabilizada e higienizada mediante compostaje, se considera generalmente como el uso más adecuado para éstos. En este sentido, el compost puede emplearse bien como enmienda orgánica, actuando principalmente sobre las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo, o como abono, aportando además elementos para la nutrición mineral de las plantas. Además, el compost puede usarse para la extracción de sustancias húmicas solubles con potencial para activar el crecimiento vegetal, siendo cada vez más frecuente encontrar preparados líquidos de estos compuestos en el amplio mercado de los agroquímicos comerciales. Tales sustancias se consideran de naturaleza similar a las que constituyen la fracción más activa de la materia orgánica del suelo (sustancias húmicas). Se suelen diferenciar tres grupos de sustancias húmicas en base a su solubilidad: *ácidos húmicos* (AH), extraíbles en medio alcalino y que precipitan en medio ácido; *ácidos fúlvicos* (AF), extraíbles en medio alcalino y solubles en medio ácido, y con estructura relativamente similar a los AH, pero menos polimerizados; y *huminas*, de estructura molecular mucho más compleja que los AH y AFy prácticamente insolubles.

España posee la mayor industria extractiva de aceite de oliva a nivel mundial y genera como principal subproducto, el orujo de oliva de dos fases o "alperujo" (AL). Este subproducto se caracteriza básicamente por su alta humedad y su elevado contenido en materia orgánica, predominantemente de naturaleza lígnocelulósica. Además, su contenido graso residual y su alto contenido en sustancias fitotóxicas tales como polifenoles y ácidos orgánicos de bajo peso molecular hacen recomendable su tratamiento previo a su empleo agrícola. Numerosos trabajos han demostrado la viabilidad del proceso de co-compostaje del alperujo con otros residuos agrícolas (Madejón y col., 1998; Filippi y col., 2002; Baeta-Hall y col., 2005; Cayuela y col., 2006; Cegarra y col., 2006).

Además, Gonzálvez (2005) estudió las características húmicas de los composts de AL, de evidente interés por tratarse de materiales con un alto contenido en materia orgánica, y demostró que los composts preparados a partir de AL muestran un predominio claro

de su contenido en AH sobre el de AF. Así mismo, ensayos recientes (Caravaca y col., 2006; Kohler y col. 2007) han demostrado la utilidad de los extractos solubles de composts de AL en el cultivo de leguminosas de alto interés, tanto forrajero como forestal.

Durante el proceso de compostaje de residuos lignocelulósicos como el AL, los compuestos polifenólicos derivados de la degradación de la lignina, tienen gran importancia debido a que, junto a compuestos nitrogenados u otros de naturaleza alifática intervienen en el proceso de humificación y experimentan complejas reacciones para formar macromoléculas mucho más difíciles de degradar y de naturaleza similar a la húmica. Además, tanto los carbohidratos como los polifenoles se han propuesto en la bibliografía como precursores en el proceso de humificación, aceptándose que el proceso de compostaje lleva asociado una elevada degradación de los principales componentes de la materia orgánica, tales como la lignina, celulosa, hemicelulosa y las proteínas.

El objetivo del presente trabajo ha sido caracterizar la materia orgánica soluble en medio alcalino (MOS) de un compost maduro de alperujo, obtenida bajo distintas condiciones de extracción, seguido de su posterior fraccionamiento en ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) y la fracción no humificada (NH) asociada a los AF, cuantificando en todos los casos el contenido en carbono polifenólico y de carbohidratos.

2. Material y métodos

Las características agroquímicas del compost de AL empleado para la extracción de la MOS, así como los detalles de su proceso de compostaje, están ampliamente descritos en Cegarra y col. (2006).

El rendimiento de MOS y algunas de sus características químicas, resultan generalmente afectadas por factores tales como la concentración del agente extractante, la relación sólido/líquido (P/V) utilizada en el proceso de extracción, la duración de éste y el calor aplicado durante el transcurso del mismo. Se estudió la influencia de estos factores tal y como se detalla a continuación:

- Se evaluó la efectividad de variar la relación de extracción peso/volumen, P/V (1/4, 1/5, 1/10, 1/20 y 1/40), durante el proceso extractivo (24 horas a 25ºC) utilizándose alternativamente NaOH 0,1 y 1M.
- Se ensayaron diferentes tiempos de extracción (2, 4, 8, 16, 24, 36 y 48 horas), trabajando con relación P/V 1/20 a 25ºC e igualmente con NaOH 0,1 y 1M.
- Se varió la temperatura desde 25º a 70ºC aplicando tiempos crecientes de calentamiento (0, 1, 2, 4, 8, 12, 16, 20 y 24 horas) durante un periodo total de extracción de 24 horas a P/V 1/20 y empleando los mismos citados extractantes.

La MOS obtenida se fraccionó mediante la precipitación de los AH con H_2SO_4 concentrado acidificando hasta pH 2, separándolos posteriormente mediante centrifugación del líquido sobrenadante (fracción fúlvica, FF). Esta última fracción se eluyó por una columna de gel de polivinilpirrolidona, reteniéndose los AF y eluyéndose la fracción NH.

Igualmente, se determinó el contenido de polifenoles (Maestro-Durán y col., 1991) y carbohidratos (Brink y col., 1959) como ácido cafeico y glucosa, respectivamente, expresando los resultados como carbono de estos compuestos respecto al carbono orgánico total de la muestra seca ($\%C_{ÁC.\ CAFEICO}/C_{OT}$ m.s. y $\%C_{GLUC}/C_{OT}$ m.s.). Para ambos tipos de sustancias, su contenido en los AH se calculó por diferencia entre MOS y FF, así como para los AF, que se obtuvieron por diferencia entre FF y NH.

3. Resultados y discusión

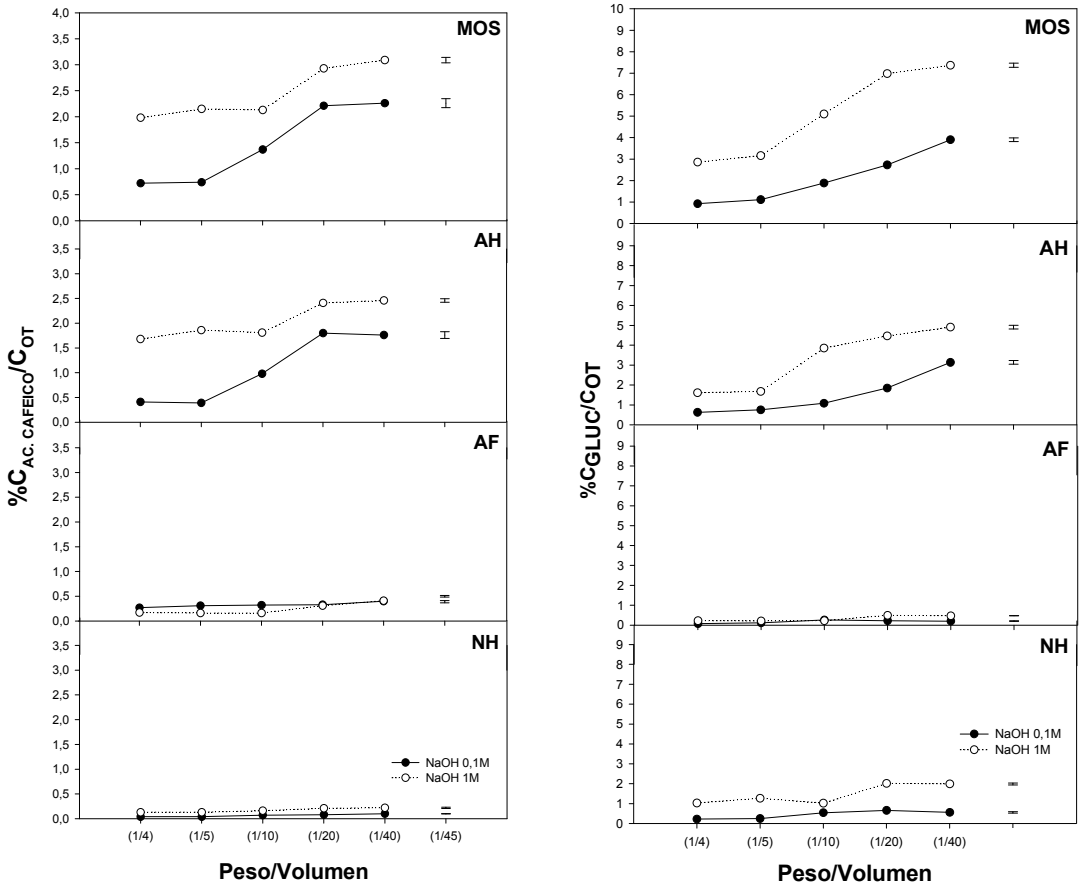
3.1 Influencia de la relación de extracción P/V sobre el contenido de polifenoles y carbohidratos en la materia orgánica soluble del compost de AL.

El contenido de polifenoles de la MOS se incrementó conforme disminuyó el valor de P/V, obteniéndose máximos de 2,3% con NaOH 0,1M y 3,1% con la concentración 1M a P/V 1/40 (Figura 1). Así mismo, la utilización del extractante más concentrado indujo una mayor solubilidad de los compuestos fenólicos en todos los casos, lo que fue más evidente a P/V 1/4 y 1/5.

La fracción AH evolucionó de forma similar a la MOS, con ambas concentraciones de extractante, mostrando siempre la mayor concentración de componentes fenólicos entre las tres fracciones analizadas, mientras que en los AF, tal concentración fue netamente menor (valor máximo 0,4%) y todavía fue más baja en la fracción NH. El contenido fenólico de las dos últimas fracciones apenas se incrementó a medida que disminuyó el valor de P/V con cualquiera de las dos concentraciones ensayadas.

El aumento observado en la MOS puede en parte explicarse por la degradación parcial de la importante matriz ligno-celulósica del compost de AL, pues sólo la lignina constituyó el 38,7% del contenido de materia orgánica del mismo (Cegarra y col., 2006) y es sabido que este biopolímero es degradado por agentes alcalinos (Billa y col., 1998; Xiao y col., 2001; Huang y col., 2007). El tratamiento alcalino de materiales ricos en lignina puede romper enlaces tipo éster entre los monómeros de esta y también entre la lignina y la hemicelulosa (Spencer y Akin, 1980; Xiao y col., 2001) dando lugar así a moléculas de naturaleza fenólica que pueden ser detectadas en disolución alcalina. Teniendo en cuenta esto, cabe imaginar en nuestro experimento un impor-

tante efecto hidrolítico durante el proceso de extracción alcalina, que liberaría abundantes compuestos fenólicos de elevado peso molecular (AH), a partir de la lignina. También al disminuir la relación P/V y mejorar así las condiciones de solubilidad, el contenido total de carbohidratos en la MOS mostró un incremento similar al experimentado por los polifenoles, obteniéndose los valores máximos (3,9 y 7,4%) a P/V 1/40 para NaOH 0,1M y 1M, respectivamente (Figura 2).



Figuras 1 y 2. Influencia de la relación P/V sobre el contenido de polifenoles y carbohidratos en la MOS y en sus fracciones AH, AF y NH (% CÁC.CAFEICO/COT m.s. y %CGLUC/COT m.s.), a tiempo y temperatura constantes, utilizando NaOH 0,1 y 1M como extractantes. Las barras corresponden a la mínima diferencia significativa (P > 0,05).

Con la concentración 1M, se consiguió solubilizar tres veces más carbohidratos que con la concentración 0,1M a valores de P/V 1/4 y 1/5, creciendo la diferencia conforme disminuía la relación P/V. El aumento de concentración alcalina e, igualmente, la disminución de P/V se tradujeron en incrementos de carbohidratos en las fracciones AH y NH más o menos parecidos a los observados en la MOS, pero fue en los AH donde esto se apreció de modo más evidente.

De igual modo que en el caso de los polifenoles, la abundancia de celulosa y hemicelulosa en el compost ensayado (Cegarra y col., 2006) explicaría el aumento observado de carbohidratos en nuestro experimento. Estos biopolímeros son degradados por los tratamientos alcalinos y generan carbohidratos más sencillos, (Sjöström, 1991; Cyran y col. 2004; Rajesh y col., 2000), pudiéndose cuantificar fácilmente como glucosa.

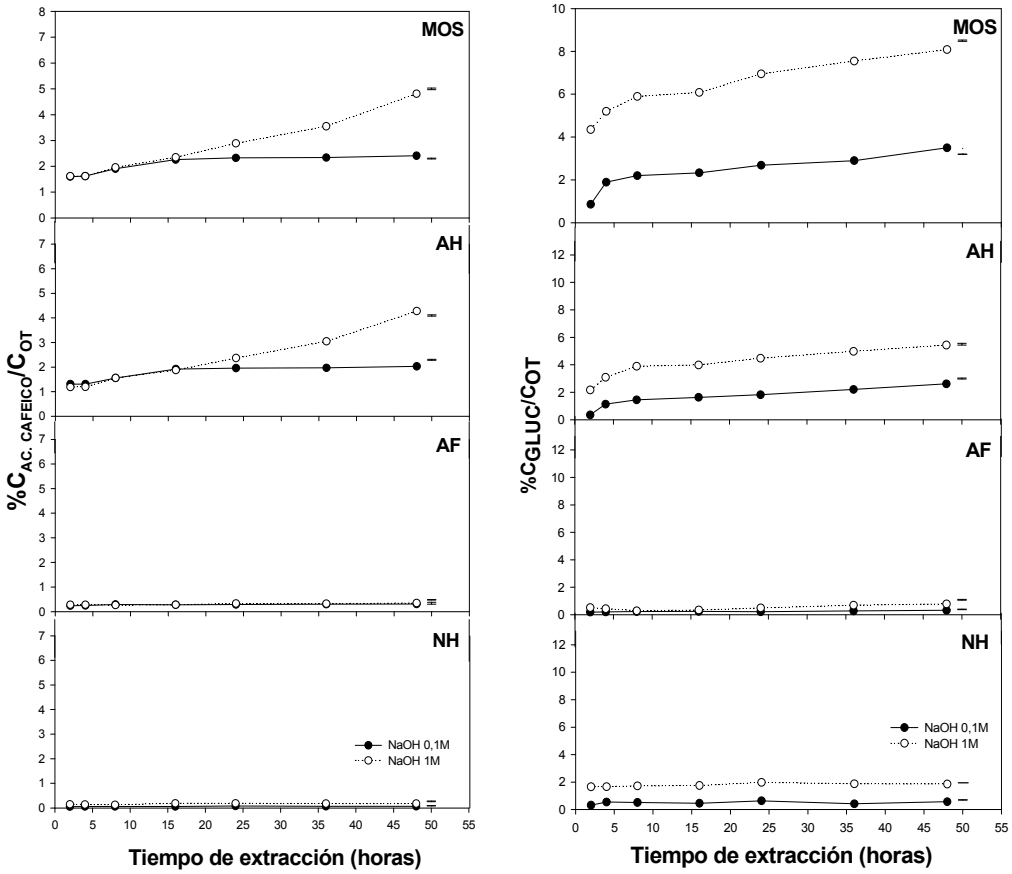
3.2 Influencia del tiempo de extracción sobre el contenido de polifenoles y carbohidratos en la materia orgánica soluble del compost de AL.

La MOS mostró un incremento moderado de su contenido fenólico con el tiempo de extracción, aproximadamente similar para ambas concentraciones de NaOH durante las primeras 16 horas de agitación (Figura 3). Sin embargo, prolongando el proceso extractivo hasta las 48 horas, el NaOH 0,1M apenas solubilizó más componentes fenólicos, mientras que a concentración 1M, el aumento continuó de forma prácticamente lineal durante todo el rango de tiempo estudiado.

Parecido comportamiento se observó en los AH, cuyo contenido fenólico se aproximó al total de la MOS, mientras que el escaso contenido de las fracciones AF y NH, apenas varió a lo largo del tiempo, si bien los valores correspondientes a AF fueron mayores que los de NH, como corresponde a la conocida naturaleza fenólica de los primeros (Sequi y col., 1986).

El contenido total de carbohidratos de la MOS aumentó con el tiempo de extracción, presentando máximos a las 48 horas de 3,5 y 8,1% para NaOH 0,1 y 1M, respectivamente (Figura 4). La concentración de extractante afectó principalmente al contenido de carbohidratos de las fracciones AH y NH, obteniéndose como valores medios 2,5 y 3,6 veces más contenido de carbohidratos en ambas fracciones respectivamente, al utilizar NaOH 1M.

Estos resultados se explicarían teniendo en cuenta los procesos degradativos antes comentados, los cuales debieron intensificarse al prolongar los periodos de extracción en nuestro experimento.



Figuras 3 y 4. Influencia del tiempo de extracción sobre el contenido de polifenoles y carbohidratos en la MOS y en sus fracciones AH, AF y NH (% CÁC.CAFEICO/COT m.s. y %CGLUC/COT m.s.), a P/V y temperatura constantes, utilizando NaOH 0,1 y 1M como extractantes. Las barras corresponden a la mínima diferencia significativa (P > 0,05).

3.3 Influencia del incremento de temperatura durante periodos de tiempo crecientes a lo largo de 24 horas de extracción sobre el contenido de polifenoles y carbohidratos en la materia orgánica soluble del compost de AL.

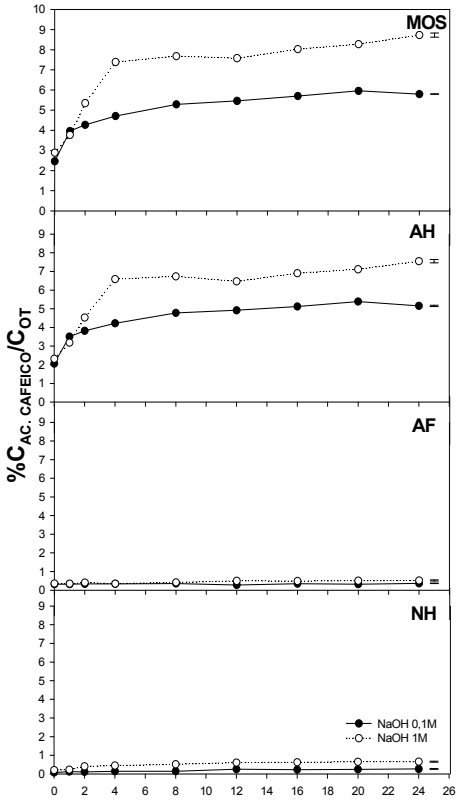
El contenido fenólico de la MOS, tanto con NaOH 0,1M como 1M, se incrementó al prolongar los periodos de calentamiento (Figura 5), observándose, los mayores aumentos durante las primeras 2 y 4 horas, y los rendimientos máximos (4,3 y 7,6%), después de 24 horas de tratamiento, respectivamente.

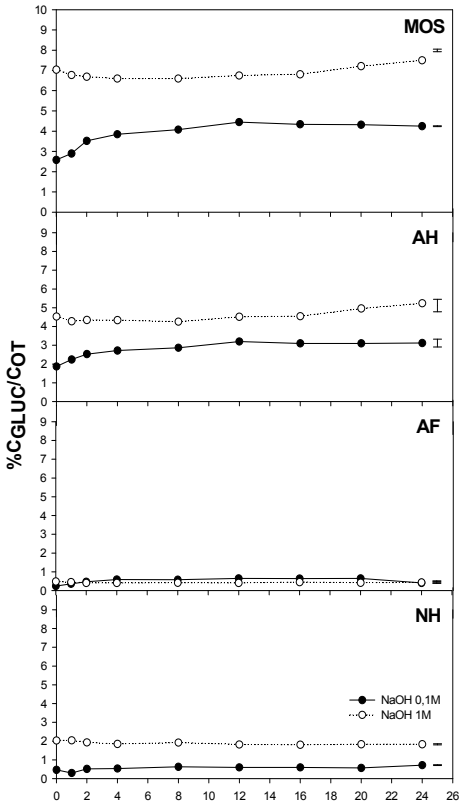
El mayor contenido de polifenoles de la MOS se concentró en la fracción AH, ya que tanto en AF y como en NH, la presencia de estos compuestos fue escasa y su concentración, prácticamente no varió con el tiempo de aplicación de calor durante las 24 horas que duraron las extracciones.

La degradación química producida por agentes alcalinos sobre biopolímeros vegetales como la lignina, así como el efecto de la temperatura, han sido recogidos ampliamente en la bibliografía (Sjöstrom, 1993). El uso de altas temperaturas se ha utilizado

como pre-tratamiento en los procesos de pulpeo para la elaboración de pastas celulósicas provenientes de la madera, consiguiendo disolver una elevada cantidad de lignina y haciendo que el material resultante incremente su biodegradabilidad al ataque enzimático (Fiala and Nardi, 1985; Hulton y col., 1997). Xu y col. (2005), observaron un aumento en el contenido de aldehídos y ácidos fenólicos, como el ácido ferúlico y p-coumarico, al tratar azúcar de remolacha con NaOH 1M a temperaturas crecientes. También Sun y col. (2001) constataron el efecto de la temperatura durante el tratamiento alcalino, utilizando paja de cereal, observando un incremento en la ruptura de enlaces éster entre el ácido ferúlico y p-cumárico y la pared celular, llegando a la conclusión de que el tiempo de cocción era determinante en relación con la temperatura usada en el proceso.

Cuando la extracción se efectuó con NaOH 1M, el contenido total de carbohidratos en la MOS apenas varió por la aplicación de calor (Figura 6), pero sí que el calor tuvo cierta efectividad cuando se efectuó con NaOH 0,1M, si bien el incremento de carbohidratos conseguido fue moderado. Con ambas concentraciones de extractante, los carbohidratos se concentraron mayoritariamente en los AH.





Figuras 5 y 6. Influencia de la aplicación de calor durante periodos crecientes de tiempo sobre el contenido de polifenoles y carbohidratos en la MOS y sus fracciones AH, AF y NH (% CÁC.CAFEICO/COT m.s. y %CGLUC/COT m.s.), extrayendo durante 24 horas a P/V constante y utilizando NaOH 0,1 y 1M como extractantes. Las barras corresponden a la mínima diferencia significativa (P > 0,05).

Diferentes estudios han evaluado el efecto de la temperatura sobre la solubilidad de los polisacáridos durante el tratamiento alcalino de materiales agrícolas lignocelulósicos. Así, Xu y col. (2006) trabajando con remolacha de azúcar, consiguieron disolver el 55,5%, 57,3%, 59,1%, 60,9% y 62,1% del contenido total de hemicelulosa mediante una extracción de 18 horas con NaOH 1M, trabajando a temperaturas de 20, 25, 30, 35 y 40º C, respectivamente. Además, usando el mismo residuo agrícola, Sun y col. (2004) observaron un aumento cuantitativo del contenido de hemicelulosa solubilizada con la concentración de NaOH, obteniéndose cerca de un 90,0% del contenido total mediante una extracción con NaOH 2 M durante 2 horas a 55º C y constatando una degradación de estos polisacáridos, que se vio reflejada en un descenso de su peso molecular promedio.

4. Conclusiones

Tomando como indicador el contenido de polifenoles y carbohidratos solubilizados, los resultados de la extracción alcalina de materia orgánica a partir de compost de AL resultaron claramente afectados por las condiciones en que se desarrolló el proceso extractivo (tiempo y temperatura de extracción, concentración del extractante y relación peso/volumen). Los citados compuestos, originados por la degradación parcial de la importante matriz ligno-celulósica del compost utilizado, aparecieron como componentes de las sustancias húmicas solubilizadas, en diferentes proporciones, y su presencia deberá ser cuantificada cuando se pretenda preparar abonos líquidos comerciales de naturaleza húmica, a partir del compost de AL.

Referencias

Baeta-Hall, L., Céu Sàágua, M., Lourdes Bartolomeu, M., Anselmo, A. y Fernanda Rosa, M. 2005. Biodegradation of olive oil husks in composting aerated piles. Bioresource Technology 96, 69-78.

Billa, E., Koukios, E.G. y Monties, B. 1998. Investigation of lignins structure in cereal crops by chemical degradation methods. Polymer Degradation and Stability Biodegradable Polymers and Macromolecules 59, 71-75.

Caravaca, F., Tortosa, G., Carrasco, L., Cegarra, J. y Roldán, A. 2006. Interaction between AM fungi and a liquid organic amendment with respect to enhancement of the performance of the leguminous shrub Retama sphaerocarpa. Biology and Fertility of Soils 43 (1), 30-38.

Cayuela, M.L., Sánchez-Monedero, M.A. y Roig, A. 2006. Evaluation of two different aeration systems for composting two-phase olive mill wastes. Process Biochemistry 41(3), 616-623.

Cegarra, J., Alburquerque, J.A., Gonzalvez, J., Tortosa, G. y Chaw, D. 2006. Effects of the forced ventilation on composting of a solid olive-mill by-product ("alperujo") managed by mechanical turning. Waste Management 26, 1377-1383.

Cyran, M., Courtin, C.M. y Delcour, J.A. 2004. Heterogeneity in the fine structure of alkali-extractable arabinoxylans isolated from two rye flours with high and low breadmaking quality and their coexistence with other cell wall components. Journal of Agricultural and Food Chemistry 52, 2671-2680.

Fiala, W. y Nardo, F. 1985. The NACO process. Paper Technology and Industry 3, 75-79.

Filippi, C., Bedini, S., Levi-Minzi, R., Cardelli, R. y Saviozzi, A. 2002. Co-composting of olive mill by-products: Chemical and microbiological evaluations. Compost Science & Utilization 10 (1), 63-71.

Gonzálvez Vicente, J. 2005. Estudio del compostaje de orujo de oliva de dos fases y de la materia orgánica soluble extraída durante el proceso. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología.

Huang, G., Shi, J.X. y Langrish, T.A.G. 2007. NH_4OH-KOH pulping mechanisms and kinetics of rice straw. Bioresource Technology 98, 1218-1223.

Hultom, T., Lonnberg, B., Laxen, T. y ElSakhawy, M. 1997. Alkaline pulping of cereal straw. Cellulose Chemistry and Technology 31, 65-75.

Kohler, J., Tortosa, G., Cegarra, J., Caravaca, F. y Roldán A. 2007. Influence of dissolved organic matter from composted "alperujo" on introduced single or mixed AM fungi with regard to plant growth and microbiological activity and structural stability in the rhizosphere of Medicago sativa. Waste Management In Press, Corrected Proof, Available online 10 July 2007

Madejón, E., Galli, E. y Tomati, U. 1998. Composting of wastes produced by low water consuming olive mill technology. Agrochimica 42 (3-4), 135-146.

Rajesh, J., Sjöstedt, M. y Glasser, W. 2000. Thermoplastic xylan derivatives with propylene oxide. Cellulose 7, 319 - 336.

Sequi, P., de Nobili, M., Leita, L. y Cercignani, G. 1986. A new index of humification. Agrochimica 30, 1-2.

Sjöstrom, E. 1991. Carbohydrate degradation products from alkaline treatment of biomass. Biomass and Bioenergy 1, 61-64.

Sjöstrom, E. 1993. Wood Chemistry: Fundamentals and Applications, Second Edition. Helsinki University of Technology, Espoo, Finland ISBN: 0-12-647481-8.

Spencer, R.R. y Akin, D.E. 1980. Rumen microbial-degradation of potassium hydroxide-treated coastal bermudagrass leaf blades examined by electron-microscopy. Journal of Aminal Science 51, 1189-1196.

Sun, R.C., Sun, X.F. y Zhang, S.H. 2001. Quantitative determination of hydroxycinnamic acids in wheat, rice, rye, and barley straws, maize stems, oil palm frond fiber, and fast-growing poplar wood. Journal of Agricultural and Food Chemistry 49, 5122-5129.

Sun, J.X., Sun, X.F., Sun, R.C. y Su, Y.Q. 2004. Fractional extraction and structural characterization of sugarcane bagasse hemicelluloses. Carbohydrate Polymers 56, 195-204.

Xiao, B., Sun, X.F. y Sun, R. 2001. Chemical, structural, and thermal characterizations of alkali-soluble lignins and hemicelluloses, and cellulose from maize stems, rye straw, and rice straw. Polymer Degradation and Stability 74, 307-319.

Xu, F., Sun, R.C, Sun, J.X., Liu, C.F., He, B.H. y Fan, J.S. 2005. Determination of cell wall ferulic and p-coumaric acids in sugarcane bagasse. Analytica Chimica Acta 552, 207-217.

Xu, F., Sun, J.X., Liu, C.F. y Sun, R.C. 2006. Comparative study of alkali- and acidic organic solvent-soluble hemicellulosic polysaccharides from sugarcane bagasse. Carbohydrate Research 341, 253-261.

Incidencia de la fertilización mediante compost autóctono en la calidad de la producción de siete variedades-población de viníferas cultivadas en las Islas Canarias

Incidence of the native fertilization by means of compost in the quality of the production of seven variety-populations of grape crops cultivated in the Canary Islands

C.D. Marrero Estévez[1], E. Corominas Roig[2], E. González Díaz[2] y J.F. Fariñas Álvarez[1]

[1]Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria de la Universidad de La Laguna
[2]Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (I.C.I.A.)

E-mail: ecroig@icia.es

Resumen

El cultivo del viñedo está haciendo rápidos progresos en toda la región canaria y el Valle de Güímar (Tenerife, Islas Canarias) aspira justamente adquirirlas necesarias innovaciones que la puedan rendir competitiva en el cada vez más difícil contexto de la vitivinicultura en Canarias.

El viñedo se extiende en esta zona desde la costa hasta 1.400 m. de altitud haciéndolo el más alto de España, junto con el de Vilaflor, perteneciente a la D.O. Abona en la misma Isla.

En estas zonas la demanda de agua por la industria y los núcleos urbanos, reduce los recursos hídricos disponibles para la agricultura y obliga a incrementar la eficiencia del riego y a buscar otras alternativas dado el aumento de plantaciones de superficie ocupada por el viñedo.

La influencia de las prácticas culturales en la productividad y calidad de los mostos de uva para vinificación ha sido objeto de numerosos estudios.

Los objetivos que se pretenden conseguir con el presente trabajo es evaluar el potencial enológico en siete variedades de uva blanca tradicionalmente cultivadas en las islas, en función de la aplicación de tres tratamientos distintos de compost.

Las variedades en estudio son las siguientes: Marmajuelo, Forastero Blanco, Sabro, Málaga, Torrontés, Baboso Blanco, Gomera.

El conocimiento de éstos datos ayudarán a establecer la "orientación varietal" para la uva blanca de vinificación y así facilitar a los vitivinicultores en sus obligadas elecciones, que resultan irreversibles, con la enorme consecuencia sobre la validez de la plantación en el decenio sucesivo.

Palabras claves
Vid, materia orgánica, prácticas culturales, potencial enológico, Canarias

Abstract

The culture of the vineyard is making fast progresses in the entire canary region and the Valley of Güímar (Tenerife) exactly aspires to acquire them necessary innovations that can more and more render it competitive in the difficult context of the viticulture and oenology in the Canary Islands.

The vineyard extends in this zone from the coast to 1,400 m.s of altitude doing it highest of Spain, along with the one of Vilaflor, belonging to the D.O. Abona in the same Island. In these areas the demand of water by the urban industry and nucleus, reduces the hydraulic resources available for agriculture and forces to increase the efficiency of the irrigation and to look for other alternatives given the increase of plantations of surface occupied by the vineyard. The influence of the management practices in the productivity and quality of grape composition and wine quality has been object of numerous studies. The objective that is tried to obtain with the present work is to evaluate the oenological potential in seven traditionally cultivated varieties of white grape in the islands, based on the application of three treatments different from compost. The varieties in study are the following ones: Marmajuelo, Forastero blanco, Sabro, Málaga, Torrontés, Baboso blanco y Gomera. The knowledge of these data will help to establish the "varietals direction" for the white grape for wine and thus to facilitate to the growers forced elections, that are irreversible, with the enormous consequence on the validity of the plantation in the successive decade.

Key words
Grape crop, organic matter, management practices, grape composition, oenological potential, Canary Islands

1. Introducción

La comarca vitivinícola del Valle de Güímar se encuentra en la vertiente sur de Tenerife y abarca los municipios de Arafo, Candelaria y Güímar. En 1995 la Consejería reconoce la Denominación de Origen para los vinos producido en esta zona y aprueba su reglamento.

El viñedo se extiende en esta zona desde la costa hasta 1.400 m. de altitud haciéndolo el más alto de España, junto con el de Vilaflor, perteneciente a la D.O. Abona en la misma Isla.

Según datos del censo vitivinícola realizado por el Excmo. Cabildo Insular de Tenerife, la superficie de viñedo es de 1.502 ha y aunque existe un 25,77 % de esta superficie no ocupada y un 13,43 % de viñedo abandonado, la superficie de viñedos productivos es de 913 ha que supone más del 10 % del total de las Islas Canarias.

En estas zonas la demanda de agua por la industria y los núcleos urbanos, reduce los recursos hídricos disponibles para la agricultura y obliga a incrementar la eficiencia del riego y a buscar otras alternativas dado el aumento de plantaciones de superficie ocupada por el viñedo.

La aplicación de compost como abono orgánico a diferentes cultivos hortícolas y frutales se ha venido realizando de forma continuada. El cultivo de la viña, cada vez más extendido en la Isla de Tenerife, es uno en el que no se ha realizado ensayos de este tipo.

La influencia de las prácticas culturales en la productividad y calidad de los mostos de uva para vinificación ha sido objeto de numerosos estudios (Carbonneau, 1980; Clingeleffer, 1984; Jackson y Lombard, 1993; Smart, 1982; Winkler et al. 1974).

Con el presente estudio se pretende evaluar la aplicación de compost como una alternativa en el cultivo de la viña en la zona sur de Tenerife y que pueda servir de referencia para dicha vertiente en el resto de las islas, comprobando la eficacia de este manejo de cultivo que puede ser de interés por el ahorro de fertilizantes y aporte de agua, así como mejorar la calidad de la producción.

2. Materiales y métodos

2.1 Parcela experimental

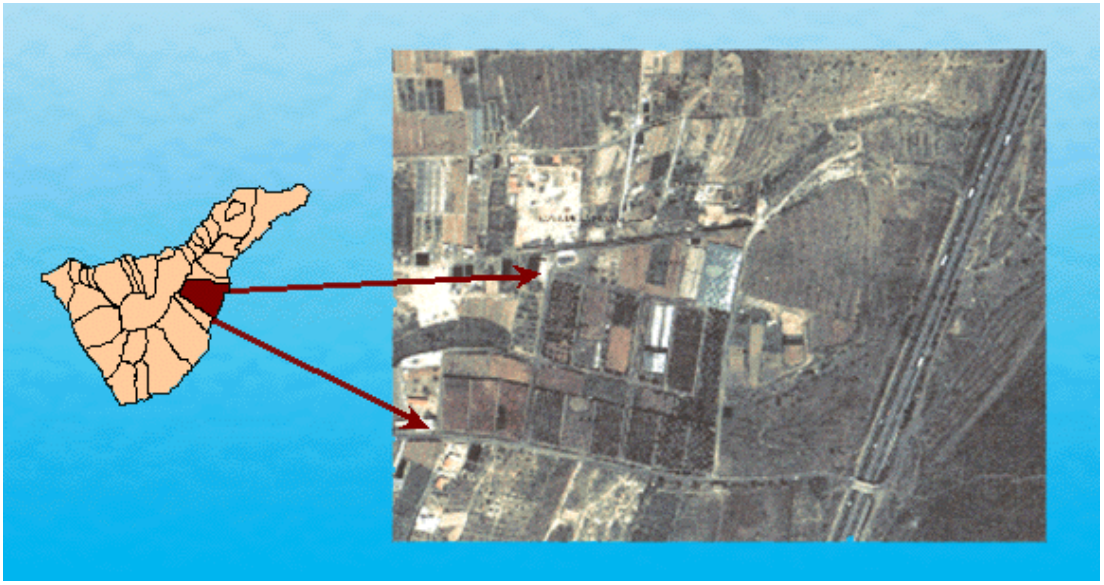
La parcela en que se ha desarrollado este estudio, se localiza en la finca "La Planta", en el término municipal de Güímar, en la zona de producción de la Comarca con la Denominación de Origen Valle de Güímar, en el sur de la isla de Tenerife.

Su localización geográfica es:

- Longitud : 16º 22' 59'' W
- Latitud : 28º 19' 11'' N.
- Altitud : 156 m.s.n.m

La finca se sitúa en la vertiente sureste de la isla y pertenece al Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (I.C.I.A), Organismo Autónomo de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación del Gobierno de Canarias.

En la parcela H-17 de 2304 m^2 se encuentran plantadas catorce variedades- población de uva blanca tradicional de las Islas Canarias, procedente de la selección clonal realizada por la Unidad de Fruticultura Templada del I.C.I.A. El suelo de la huerta procede de la zona y en una sistematización del terreno realizada en los años sesenta.



Las cepas están conducidas en parral bajo (table-top) con un marco de plantación de 2 * 2 m.

El plan de riego distingue cuatro períodos que son:

- Brotación – Floración.
- Cuajado – Envero.
- Vendimia – Caída de hoja.
- Caída de hoja – Poda.

La cantidad de agua es aportada por goteo en bandas húmedas, con tuberías de PE sujetas al sistema de conducción con goteros cada 40 cm. La programación del riego se hace en base a los datos del tanque evaporimétrico "clase A".

2.2 Material vegetal

La parcela en la que se ha realizado el estudio está plantada con cepas (González Díaz et al., 1996) procedentes de la selección clonal realizada en julio de 1999.

A continuación se describen las variedades objeto del ensayo

- Marmajuelo: Hoja adulta de tamaño mediano-pequeño, cuneiforme. Racimo compacto de tamaño medio. Baya elíptica- corta y color amarillo- verde. Acidez alta en la maduración.
- Forastero blanco: Hoja adulta grande orbicular. Racimo mediano-pequeño. Baya esférica de tamaño pequeño y color verde-amarillo. Buena acidez en la maduración.
- Sabro: Hoja adulta de tamaño medio, cuneiforme. Racimo de tamaño medio, suelto. Baya mediana de color verde-amarillenta y forma ovoide.
- Málaga:Hoja adulta de tamaño medio, orbicular. Racimo de tamaño medio, compacto. Baya esférica de color verde-amarillo.
- Torrontés: Hoja adulta de tamaño medio, pentagonal. Racimo medio-grande de compacidad media. Baya de tamaño medio-grande, acuminada, de epidermis verde- amarillo y carnosa.
- Baboso blanco: Hoja adulta de tamaño medio, pentagonal. Racimo de tamaño medio y compacto. Baya pequeña, esférica de color verde-amarillento.
- Gomera: Hoja adulta grande orbicular. Racimo mediano-pequeño. Baya esférica de tamaño pequeño y color verde-amarillo. Buena acidez en la maduración.

2.3 Metodología

2.3.1 Diseño experimental

El ensayo consiste en añadir compost elaborado con restos de poda, estiércol de pollo, estiércol de cabra y bagazo, de dos maneras diferentes, siendo los tratamientos:

1) Forma lineal, a lo largo de la línea de tratamiento en un surco de 50 cm a cada lado de la planta y a 50 cm de profundidad, en una cantidad de 0,5 Kg. por cepa.
2) Tratamiento testigo, donde no se aporta compost.
3) Forma lineal, a lo largo de la línea de tratamiento en un surco de 50 cm a cada lado de la planta y a 50 cm de profundidad, en una cantidad de 1 Kg. por cepa.

El diseño estadístico fue en bloques con tres tratamientos repartidos en 30 plantas por variedad

2.3.2 Análisis de compost

El análisis del compost utilizado en el ensayo es el siguiente:

Elementos	Riqueza
N (%)	1,93
P (%)	0,64
K (%)	2,01
Ca (%)	4,08
Mg (%)	1
Na (ppm)	0,6
Fe (ppm)	12,280
Mn (ppm)	422,1
Zn (ppm)	146,7
Cu (ppm)	59,6
C (%)	29,59
pH	7,50
CE (mS/cm)	1,8

2.3.3 Toma de datos

La evaluación de los resultados no deberá basarse exclusivamente en criterios productivos, sino que se tendrá en cuenta otros factores como por ejemplo:

- Peso medio de la baya.
- Índice de Fertilidad se define como la relación entre el número de yemas brotadas y la carga dejada en la cepa (carga se define como el número de yemas brotadas más el número de yemas no brotadas dejadas en la poda de la cepa).
- Índice de Calidad, que se define como la relación entre el posible grado glucométrico y el peso medio de la baya.

- Capacidad productiva definida como el número de racimos por yema dejada en la poda.
- Tamaño del racimo: el tamaño del racimo (código OIV 202, UPOV 56, IBPGR 4.2.1) es la suma de la longitud y la anchura del racimo sin el pedúnculo (OIV, 1983).
- Maduración de la uva.
- Producción de la viña.

3. Resultados y discusión

El análisis de varianza *(ANOVA)* de los resultados dio que estadísticamente (SPSS, 1997) existen diferencias significativas.

3.1. Índice de fertilidad

VARIEDAD-POBLACIÓN	TRATAMIENTO	I.F.
Gomera	2	-
Sabro	3	-
Forastero blanco	2	0,639 a*
Forastero blanco	1	0,662 a
Málaga	2	0,665 a
Málaga	1	0,667 a
Torrontés	1	0,691a
Baboso blanco	2	0,692a
Baboso blanco	3	0,698ab
Sabro	2	0,700ab
Gomera	1	0,707ab
Baboso blanco	1	0,711 ab
Torrontés	3	0,717ab
Forastero blanco	3	0,725ab
Sabro	1	0,725ab
Torrontés	2	0,749 ab
Málaga	3	0,764 b
Gomera	3	0,765 b
Marmajuelo	3	0,784 b
Marmajuelo	2	0,796 b
Marmajuelo	1	0,899 b

*****Los valores en la columna seguidos de la misma letra no son significativamente distintos a $p \leq 0,10$ aplicando la prueba HSD de Tukey.

3.2 Tamaño del racimo

VARIEDAD-POBLACIÓN	TRATAMIENTO	TAMAÑO DEL RACIMO
Sabro	3	-
Gomera	2	-
Baboso blanco	1	19,00 a*
Baboso blanco	2	20,60 b
Gomera	1	21,10 b
Sabro	2	21,26 b
Baboso blanco	3	22,80 b
Marmajuelo	2	23,38 b
Málaga	2	23,88 ab
Sabro	1	24,40 ab
Malaga	1	24,92 ab
Gomera	3	26,08 abc
Forastero blanco	1	26,60 abc
Torrontés	2	26,92 abc
Forastero blanco	3	27,44 c
Marmajuelo	3	28,28 c
Forastero blanco	2	28,86 c
Marmajuelo	1	30,20 cd
Torrontés	3	30,30 cd
Málaga	3	31,20 cd
Torrontés	1	33,14 d

*****Los valores en la columna seguidos de la misma letra no son significativamente distintos a $p \leq 0,10$ aplicando la prueba HSD de Tukey.

3.3. Peso medio de una baya

VARIEDAD-POBLACIÓN	TRATAMIENTO	Peso medio de la baya (g)
Sabro	3	-
Gomera	2	-
Sabro	1	1,52 a*
Sabro	2	1,59 a
Málaga	2	1,77 a
Málaga	1	1,80 ab
Málaga	3	1,81 ab
Gomera	1	1,89 b
Gomera	3	1,91 b
Marmajuelo	2	2,15 b
Marmajuelo	3	2,20 bc
Forastero blanco	3	2,23 bc
Marmajuelo	1	2,24 bc
Forastero blanco	1	2,26 bc
Forastero blanco	2	2,28 bc
Baboso blanco	2	2,50 c
Baboso blanco	1	2,52 c
Baboso blanco	3	2,55 c
Torrontés	2	3,76c cd
Torrontés	3	3,80 d
Torrontés	1	3,83 d

*****Los valores en la columna seguidos de la misma letra no son significativamente distintos a $p \leq 0,10$ aplicando la prueba HSD de Tukey.

3.4 Índice de calidad

VARIEDAD-POBLACIÓN	TRATAMIENTO	INDICE DE CALIDAD
Sabro	3	-
Gomera	2	-
Torrontés	1	2,85 a *
Torrontés	3	2,87 a
Torrontés	2	2,90 a
Baboso blanco	3	3,87 ab
Baboso blanco	1	3,91 ab
Baboso blanco	2	3,94 ab
Marmajuelo	1	5,64 b
Marmajuelo	2	5,74 b
Marmajuelo	3	5,87 b
Forastero blanco	2	6,17 bc
Forastero blanco	1	6,23 bc
Forastero blanco	3	6,31bc
Gomera	3	7,34 cd
Gomera	1	7,41 cd
Málaga	3	7,70 cd
Málaga	1	7,74 cd
Málaga	2	7,87 cd
Sabro	1	8,17 d
Sabro	2	8,28 d

*Los valores en la columna seguidos de la misma letra no son significativamente distintos a p ≤ 0,10 aplicando la prueba HSD de Tukey.

3.5 Capacidad productiva

VARIEDAD-POBLACIÓN	TRATAMIENTO	CAPACIDAD PRODUCTIVA
Sabro	3	0
Gomera	2	0
Málaga	3	0,0789
Gomera	1	0,0937
Gomera	3	0,1034
Málaga	1	0,1071
Maramajuelo	2	0,1143
Forastero blanco	1	0,1364
Málaga	2	0,1389
Forastero blanco	3	0,1538
Torrontés	2	0,1667
Sabro	1	0,1818
Sabro	2	0,2000
Torrontés	3	0,2058
Forastero blanco	2	0,2174
Torrontés	1	0,2292
Baboso blanco	1	0,2414
Baboso blanco	3	0,2564
Marmajuelo	3	0,2723
Marmajuelo	1	0,2750
Baboso blanco	2	0,2812

3.6 Análisis del mosto.

La fecha de vendimia se realizó el 22 de agosto del 2007 y a continuación se procedió, por la Sección de Productos Agrarios del I.C.I.A, al análisis de los mostos de los diferentes tratamientos.

Cultivar	Volumen de 100 bayas (ml.)	Rendimiento del mosto (ml/g)	pH	Acidez Total (g.Ac.Tartárico/l)	Grados Brix (% Sacarosa a 20ºC)	Masa Volúmica (g/cm³)	Grado Alcohólico Probable (%V)	Grados Baumé (20º)
Marmajuelo	218	0,9715	3,74	7,72	21,79	1,0897	12,63	12,10
Forastero banco	222	0,9750	3,98	5,34	23,89	1,0993	14,08	13,27
Sabro	144	0,9493	4,22	4,40	21,52	1,0884	12,42	11,95
Málaga	178	0,9866	3,90	6,78	23,73	1,0984	13,94	13,18
Torrontés	375	0,9801	3,82	5,62	19,26	1,0786	10,93	10,70
Baboso blanco	252	0,9874	3,69	8,83	17,69	1,0716	9,86	9,83
Gomera	186	0,9792	3,94	6,54	23,79	1,0988	14,01	13,22

4. Conclusiones

Para el índice de fertilidad calculado, existen diferencias en las variedades Málaga y Gomera, a favor del tratamiento con mayor cantidad de aporte de compost. En las variedades-población Marmajuelo, Sabro, y Torrontés no influyen los tratamientos del presente trabajo.

El mayor tamaño de racimos correspondió a la variedad Torrontés y los racimos más pequeños a la variedad Baboso banco. En el análisis estadístico existen diferencias significativas entre las variedades aunque no influye los tratamientos de aplicación de compost en cada variedad.

El tamaño de racimo es un carácter de influencia genética, inversamente relacionado con el número y peso de los racimos por cepa. En general, la calidad es mejor en las variedades con racimos pequeños.

El *peso* medio de la baya permite estimar tanto los aspectos de producción como los cualitativos. Considerando la influencia del rendimiento sobre la calidad, los resultados del aumento de producción son diferentes según se hayan conseguido con un incremento del número de bayas o con un aumento de su volumen. Este parámetro presentó diferencias significativas en los tres tratamientos para todas las variedades. No obstante no influyen los tres tratamientos considerados dentro de cada variedad- población.

Para el dato de índice de calidad definido como la relación entre el grado alcohólico probable y el peso medio de una baya, existen diferencias significativas entre variedades-población, resultando un índice de calidad bajo para las variedades Torrontés y Baboso blanco y muy bueno para la variedad- población Sabro.

En relación a la capacidad productiva de la cepa, definida como la relación entre el número de racimos en los sarmientos de la planta y la carga dejada en la poda, en todas las variedades-población estudiadas es menor a la unidad, lo que confirma la norma para este concepto en la mayoría de las explotaciones vitivinícolas. El vitivinicultor observa la cantidad de racimos que hay en una planta sin tener en cuenta la superficie que cubre ni la estructura o armazón de la misma.

En el análisis de los mostos de las uvas de las diferentes variedades-población, resultó similar el rendimiento en mosto de las distintas uvas. Para el volumen de 100 bayas, se pueden clasificar como uvas medianas (110-330 ml) según la OIV 6. La mayor graduación alcohólica probable correspondió a las variedades Gomera y Forastero blanco, ecoclones (Taganana, Tegueste) de la misma variedad-población.

Referencias

Carbonneau, A., 1980. Recherche sur les systêmes de conduite de la vigne: ensai de maîtrise du microclimat et de la plante entière pour produire économiquement du raisin de qualité. Thése Doct. Ing., Univ. Bordeaux.

Clingeleffer, P. R., 1984. Production and growth of minimal pruned Sultana vines. Vitis 23: 42-54.

González Díaz, E; Sotés Ruiz, V.; Guerra Abrante, J.M. Armas Benítez, R.; Hernández Cabrera, M.A.; Savoir Gutiérrez, J.L. y Martínez García,C. 1996. Encepamiento de las Islas Canarias. I Jornadas Técnicas Vitivinícolas Canarias. Casa del Vino. Cabildo Insular de Tenerife I: 73-80.

Jackson, D.I. y Lombard, P.B., 1993. Environmental and management practices affecting grape composition and wine quality-A review. Am. J. Enol. Vitic., 44 (4): 409-430.

O.I.V., 1983. Code des caractères descriptifs des variétés et espèces de vitis. Office International de la Vigne et du Vin (Ed.). Paris.

Smart, R.E., 1982. Vine manipulation to improve wine grape quality. En Grape and Wine Centennial. Symposium Proceedings, June 1980. Davis, CA. A.D. Webb (Ed). pp 362-375. University of California, Davis.

SPSS, Inc., 1997. Systat 7.01 for Windows. Users Guide. Chicago. USA.

Winkler, A. J., Cook, J. A., Kliewer, W. M. y Lider, L. A., 1974. General Viticulture. Univ. Calif. Press, Berkeley.

Modificación del pH de compost de residuos ganaderos y forestales en Castilla y León para la fabricación de sustratos y enmiendas

pH modification of livestock and forest compost from the region of Castile and Leon to produce substrates and soil amendments

A. Masaguer[1], M. de Gregorio[1], J. Pérez-Esteban[1], R. de Antonio[1], P. Domínguez[2]

[1] Departamento Edafología. E.T.S.I.Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid.
[2] PONS Agropecuaria. Apdo. nº 72 - 05200 Arévalo (Ávila)

Correo electrónico: alberto.masaguer@upm.es

Resumen

La Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León diseña la Estrategia Regional de Residuos, al objeto de definir la política general de la Junta de Castilla y León en materia de residuos. Para ello, se diagnostica la situación de partida y las necesidades de gestión a nivel regional de los diferentes tipos de residuos. Asimismo se plantea el apoyo a la iniciativa privada que se concreta en la participación de los productores en los sistemas integrados de la gestión de residuos, la autorización de nuevos gestores de residuos peligrosos y no peligrosos (Junta Castilla y León, 2002).

Por ello se define como objetivo del presente trabajo estudiar el proceso de compostaje de mezclas de residuos agrícolas y forestales (estiércoles: caballo, vaca y oveja, fibras de madera y cortezas de pino), generados en la mancomunidad de Tierras de La Moraña (Norte de Ávila), e investigar la calidad del compost final resultante con vistas a su aprovechamiento en agricultura como sustratos de cultivo o enmiendas orgánicas.

La evolución de los parámetros controlados ha mostrado una tendencia diferente en las mezclas de residuos estudiadas, situación relacionada con las distintas características y propiedades de los residuos orgánicos. De la comparación de las tres enmiendas constituidas por estiércol: estiércol de caballo + purín de vaca, estiércol de caballo + estiércol de oveja, y estiércol de oveja + fibra de madera; se deduce que todas se caracterizan por tener pH muy alcalinos y altos valores de conductividad eléctrica.

Se estima que la cantidad de 2g de S/kg de compost es la dosis óptima a aplicar para conseguir reducir el pH de la enmienda de estiércol de caballo + estiércol de oveja, sin elevar extremadamente su conductividad eléctrica.

En conclusión, el compostaje de las mezclas de residuos ha mejorado notablemente las propiedades de los residuos orgánicos originales. Estas características son muy favorables y altamente beneficiosas desde el punto de vista agrícola, facilitando el uso del compost como enmienda orgánica y como sustrato de cultivo.

Palabras clave
Residuos, estiércoles, enmienda orgánica, corrección pH

Abstract

Wastes regional strategy is designed by the Department of the Environment from the government of Castile and Leon. First of all, the initial situation and the need for management of the different types of wastes are determined. Moreover, support for private initiative is established that boils down into the participation of producers on integrated systems of waste management and authorization of new managers for dangerous and non dangerous residues.

With this in mind, the objective of this work is to study the composting process of mixtures made up from agricultural and forest wastes (manures: horse, cow, sheep; wood fiber and pine bark) generated in the mancommunity of Tierras de La Moraña (North of Avila), and to investigate the resulting quality to use them as substrates and as soil organic amendments.

Evolution of parameters under control has shown different trends in the various mixtures, what is related to the differing properties of the starting wastes. Comparing the three amendments made from manure: horse manure+ cow purine, horse manure + sheep manure, and sheep manure + wood fiber, it is concluded that they have markedly high pH and electrical conductivity.

It is estimated that 2g S/kg of compost is the optimal dose of sulphur to reduce the high pH reached in the mixture horse + sheep manure, without increasing electrical conductivity excessively.

In conclusion, composting these mixtures has improved considerably the properties of starting

wastes. Resulting characteristics are highly favorable for their application as substrates and organic soil amendments.

Keywords
Wastes, manure, soil amendments, modification of pH

1. Introducción

Se estima que la producción de residuos en la Comunidad Autónoma de Castilla y León es de más de 49 millones de toneladas anuales de las cuales 33 millones de toneladas son residuos ganaderos, 10 millones de toneladas corresponden a residuos agrícolas y forestales y 2,7 millones de toneladas proceden de residuos industriales no peligrosos.

La Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en el año 2001 comenzó a desarrollar una planificación adecuada y exhaustiva de la gestión de residuos. Se emprendió la definición de una Estrategia común y básica para todos los tipos de residuos: urbanos, industriales, ganaderos, sanitarios y lodos de depuradora. El eje central de esta Estrategia refleja la apuesta por la creación de una nueva cultura social que no identifique residuo con desecho y en la que se realice un aprovechamiento de los residuos con el mínimo impacto ambiental (Junta Castilla y León, 2002).

En este trabajo se plantea como objetivo global estudiar el proceso de compostaje de varias mezclas de residuos agrícolas y forestales, generados en la mancomunidad de Tierras de La Moraña (Norte de Ávila), e investigar la calidad del compost final resultante con vistas a su aprovechamiento en agricultura como sustratos de cultivo o enmiendas orgánicas.

De forma paralela se pretende preparar las diferentes mezclas de los residuos con objeto de estudiar el proceso de compostaje de estas mezclas, examinando en diversos momentos del proceso de maduración la evolución y variación de los parámetros físicos, químicos y biológicos más importantes con criterios agronómicos, así como corregir y equilibrar las posibles características y propiedades inadecuadas de los mismos.

2. Materiales y métodos

De entre los distintos tipos de residuos orgánicos generados por las diferentes actividades de producción y consumo localizadas en el área de influencia de Arévalo (Ávila), se seleccionaron: a) Residuos forestales: Procedentes de los aserraderos emplazados en la comarca, y b) Residuos ganaderos: Procedentes de explotaciones agropecuarias concretas y con las que se llega a un compromiso de gestión de residuos.

Se eligieron estos residuos en función de diversos criterios de selección. En primer lugar criterios agronómicos, seleccionando residuos que muestran uso potencial en agricultura, en virtud de cantidad generada, impacto ambiental, competencia con otros usos alternativos, interés local, aptitudes para uso hortícola. En segundo lugar considerando el punto de vista técnico, como compatibilidad con las operaciones del proceso de compostaje, biodegradabilidad, seguridad ambiental e influencia en la calidad del compost entre otros.

De acuerdo con lo anterior, se formularon las mezclas siguientes en volumen:

- **Mezcla 1:** Estiércol de caballo (50%) + Estiércol de oveja (50%).
- **Mezcla 2:** Estiércol de caballo (90%) + Purín de vaca (10%).
- **Mezcla 3:** Estiércol de oveja (50%) + Fibra de madera (50%).
- **Mezcla 4:** Madera triturada (85%) + Purín de vaca (15%).
- **Mezcla 5:** Madera triturada (50%) + Estiércol de vaca (50%).

Las mezclas preparadas se sometieron a un proceso de compostaje al aire libre utilizando un sistema dinámico, con volteo periódico de las pilas, durante un período de cinco meses. Finalizado el proceso se procedió al cribado de las muestras con tamiz de 25 mm. El muestro y análisis de las muestras finales se realizó mediante metodología CEN-AENOR (AENOR, 1999-2007).

Se realizaron análisis periódicos durante el proceso de compostaje donde se observó que tres enmiendas concretas (Estiércol de caballo + Estiércol de oveja, Estiércol de caballo + Purín de vaca y Estiércol de oveja + Fibra de madera)presentaban valores de pH bastante elevados, por encima de 9.

Dada esta situación, se consideró conveniente realizar un ensayo sobre las tres enmiendas. En cada muestra se efectuaron cuatro experimentos que consistían en añadir a las mismas: 2 y 5 gramos de azufre por cada kilogramo de muestra y, 15 y 30 gramos de sulfato de hierro por cada kilogramo de muestra, dejando en todos los casos un testigo al cual no se le añadió nada. Se realizaron las medidas de pH y conductividad eléctrica en un extracto acuoso 1/10 (P/V) para tener referencia de las cantidades más oportunas de azufre a añadir, tomando la conductividad eléctrica como limitante.

3. Resultados y discusión

En la tabla 1 se presentan las propiedades físicas y químicas de las mezclas compostadas. La humedad de las muestras fue en general correcta, considerando que una humedad excesiva repercute en los costes de transporte parasu comercialización. Tan sólo la mezcla 3, con estiércol de oveja y fibra de madera, presenta una humedad algo escasa provocada por la fibra. Esta misma mezcla es la de mayor densidad aparente, lo que también justifica mantener la

humedad tan baja, además la porosidad del material es reducida lo que no permite la adición de agua sin comprometer la aireación. El resto de las mezclas mantienen los valores adecuados de una enmienda orgánica.

En relación al contenido en materia orgánica y nitrógeno, las tres primeras mezclas, preparadas con estiércoles de caballo y oveja, presentan unos valores muy aceptables. Destaca sobre todo la mezcla 2 con los mejores valores de materia orgánica y nitrógeno. La mezcla 3 sin embargo presenta una reducción importante. Las mezclas con madera triturada (4 y 5) destacan por el bajo contenido en nitrógeno; ni el purín ni el estiércol de vaca han sido capaces de ajustar este parámetro, aunque los valores de pH y conductividad son muy adecuados.

Por lo que respecta al pH y conductividad de las mezclas 1 y 3, los valores son muy elevados. Esto puede suponer un factor limitante para su empleo como enmienda y afectar a las condiciones del suelo. Por ello se plantea el realizar una corrección de pH.

Tabla 1. Análisis físicos y químicos de las mezclas ensayadas

Mezclas	Humedad (%)	DACL ($kg \cdot m^{-3}$)*	Porosidad (%)*	MO (%)**	N org (%)**	pH	CE ($dS \cdot m^{-1}$)
Mezcla 1	37,7 c	580 c	82,2 b	35,35 b	1,47 c	9,45 d	5,13 c
Mezcla 2	43,0 d	350 a	89,0 d	57,85 d	1,47 c	9,43 d	2,40 b
Mezcla 3	24,9 a	650 d	77,6 a	25,61 a	1,19 b	9,18 c	5,38 c
Mezcla 4	30,3 b	420 b	84,7 c	47,74 c	0,39 a	6,56 a	0,22 a
Mezcla 5	37,0 c	620 d	82,2 b	24,20 a	0,36 a	7,02 b	0,57 a

En cada columna, letras diferentes a continuación de las medias indican diferencias significativas a P=0,05
*: Densidad aparente compactada de laboratorio. **: Resultados expresados sobre materia seca

Como ejemplo de la modificación de las propiedades de las mezclas ensayadas se presenta en las figuras 1 y 2 la evolución del pH de la mezcla 1 (caballo+oveja) tras adicionarle 2y 5 g/kg de S y 10 y 20 g/kg de $FeSO_4$, frente al tratamiento testigo. Se observa que el S es más efectivo a partir del día 20 y llega a reducir el pH en una unidad como mínimo. En la figura 2 se presenta la evolución de la CE, existen algunos matices importantes a tener en cuenta, uno de ellos es la diferencia que existe inicialmente en la aplicación de un producto químico o de otro. Añadir sulfato de hierro supone que desde el primer momento aumenta sustancialmente la conductividad eléctrica de la enmienda, este aumento se mantiene más o menos constante pero sin duda con tendencia al alza.

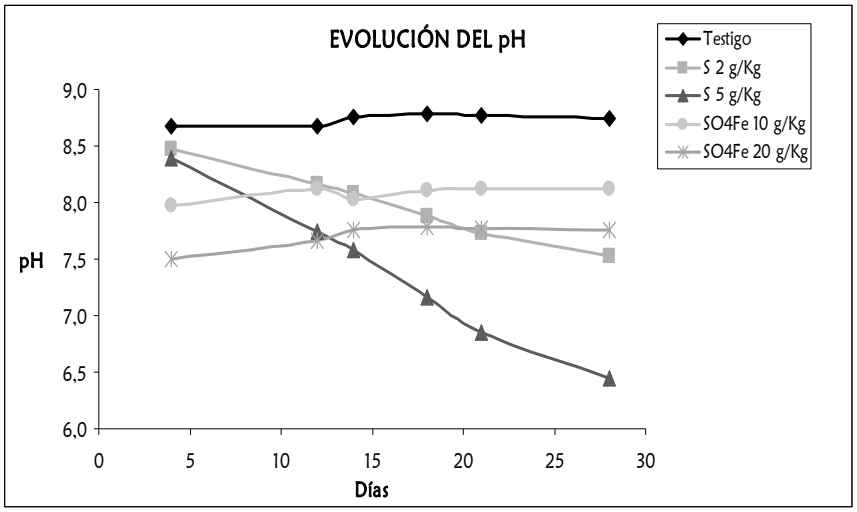


Figura 1. Evolución del pH de la mezcla 1tras la adición de diferentes dosis y formas de S.

Se desprende que las curvas correspondientes al testigo, 10 g SO_4Fe/Kg y 20 g SO_4Fe/Kg evolucionan de la misma forma aunque desfasadas en la coordenada Y. El sulfato de hierro actúa en el momento en el que se añade a la enmienda, es instantáneo, por esta razón desde el inicio del ensayo baja el pH y sube la conductividad, a continuación, a partir de estos valores obtenidos inicialmente su comportamiento es similar al del testigo.

En el caso de corregir el pH con azufre la conductividad no se eleva desde el primer momento, va creciendo progresivamente, siendo mayor esta subida en el caso de la aplicación de la dosis mayor. El azufre actúa de forma mucho menos súbita pero consiguiendo que la bajada del pH y el aumento de la conductividad, aunque progresivo, sea más significativo. Es como si se fuera desintegrando poco a poco, diseminando sus propiedades gradualmente, paulatinamente, consiguiendo un efecto en el producto que permanece a lo largo del tiempo.

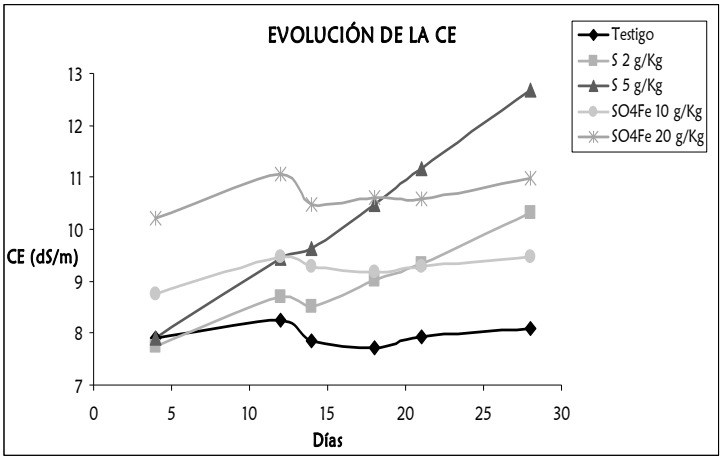


Figura 2. Evolución de la conductividad eléctrica de la mezcla 1 tras la adición de diferentes dosis y formas de S.

4. Conclusiones

Se ha realizado una propuesta de valoración correcta de cinco mezclas de residuos orgánicos que pueden tener una aplicación adecuada como enmienda de suelo o componente de sustratos de cultivo.

En la mejora de las propiedades químicas, concretamente para reducir el pH de las mezclas, se concluye que la aplicación de 2 g de S por kg de compost es el procedimiento adecuado para conseguir reducir el pH de la enmienda sin elevar extremadamente su conductividad eléctrica.

Por último, la adición de sulfato de hierro no resulta muy efectiva, puesto que no produce un descenso significativo en el pH de la enmienda.Tan solo en el caso de 20 g SO_4Fe/Kgdisminuye el pH de forma importante, aunque seeleva en exceso la conductividad eléctrica.

5. Referencias

AENOR, Asociación Española de Normalización y Certificación. Normas UNE-EN sobre Mejoradores del suelo y Sustratos de Cultivos. 1999-2007. http://www.aenor.es. (Fecha de consulta: 10/12/2007).

Junta de Castilla y León, 2002. DECRETO 74/2002, de 30 de mayo, por el que se aprueba la Estrategia Regional de Residuos de la Comunidad de Castilla y León 2001-2010. B.O.C. y L. Miércoles, 5 de junio de 2002. B.O.C. y L. nº 107.

Financiación: PONS Agropecuaria (CM 09/0059/2003) y Plan Nacional CTM2005-06258-C02-02TECNO.

Posibilidades de la lixiviación química de metales para mejorar la calidad del compost

Heavy metals chemical lixiviation possibilities to improve compost quality

A. Rosal [3], A. F. Chica [1], B. Busturia [2] y J. P. Pérez [1] *.

(1) Universidad de Córdoba. Área de Ingeniería Química. Campus de Rabanales. Ctra. N-IV, Km. 396. 14071. Córdoba. *
(2) Centro de Desarrollo Tecnológico Fundación LEIA. Parque Tecnológico de Álava.
(3) Universidad Pablo de Olavide . Área de Ingeniería Química. Sevilla

e-mail: a92pemuj@uco.es

Resumen

La presencia de metales pesados en concentraciones elevadas es uno de los principales problemas que dificultan la aplicación agronómica del Compost procedente de residuos municipales. Por ello, conseguir una reducción de estos niveles hasta cumplir los requisitos impuestos por la legislación (RD 824/2005) es vital para poder dar una salida comercial adecuada al producto. Sin embargo, esta reducción ha de hacerse empleando alguna técnica que no afecte al proceso ni altere la calidad del producto final, y que sea viable en su aplicación industrial. Se presenta aquí el resultado de las investigaciones realizadas a escala piloto con pilas constituidas con FORSU, de aproximadamente 100 kilogramos de peso cada una, a las que se ha añadido, en diferentes proporciones, ácido cítrico y ácido oxálico, como posibles agentes extractantes de metales. Los resultados indican que la adición de estos ácidos en las proporciones estudiadas es viable, no afecta significativamente al avance del proceso de compostaje de los residuos urbanos, y reduce claramente el contenido final de algunos metales en el Compost producido. Esta reducción se logra, no por extracción química, que es muy limitada, sino por afección del pH que, a su vez, afecta a las posibilidades de complejación de Cu y Zn, sobre todo, evitando su unión a la materia orgánica y su transferencia así al Compost final, con lo que el metal queda mayoritariamente en el rechazo. La reducción lograda del contenido de Cu y Zn en el Compost es del 65% sobre el total presente sin el ácido.

Palabras clave
Metales pesados, Compostaje, FORSU, Agente extractante, Calidad.

Abstract

The high heavy metals concentration is one of the main problems related to agronomic application of Compost from Municipal Solid Wastes. For this reason, it is crucial to reduce these levels in order to get maximum levels established in Spanish Legislation (Royal Decree 824/2005) with the aim of improve this product marketing. However, this reduction must be done by means of a technique which does not affect the process neither change final product quality nor impede its full-scale application. This work provide the results of a pilot scale research in which around 100 Kg of OFMSW were composted by windrow system and during that process different proportions of extracting reagents of heavy metals, citric acid and oxalic acid, were added. The results show that acid addition, in studied proportions, is viable, does not affect meanly the composting process evolution and reduce clearly final content of some heavy metals in the produced Compost. This reduction was not got by chemical extraction, because it was very limited, but by pH changes which, at the same time, affected over all Cu and Zn complexation, avoiding their association with organic matter and their transference to the final compost, so that the heavy metal remains mostly in the refuse. It was obtained a Cu and Zn content reduction in the compost around 65% over total content in experiments without acid.

Keywords
Heavy metals, Composting, OFMSW, Extracting reagent, Quality.

1. Introducción

Las fuentes tradicionales de materia orgánica para los suelos, tales como estiércoles y turbas, son cada vez más escasas y, no siempre, son las apropiadas para estos fines siendo necesaria la búsqueda de otros materiales orgánicos, de bajo costo, y que a ser posible se produzcan de modo sostenible. En este sentido, el reciclado de los residuos orgánicos municipales tales como lodos de aguas residuales urbanas

y la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (F.O.R.S.U.) puede resultar una alternativa interesante.

Su utilización con fines agrícolas y de regeneración de suelos permite paliar la escasez de materia orgánica antes señalada y sirve para dar salida a los mismos, evitando los problemas ambientales que su acumulación provoca. Sin embargo, la utilización directa de estos residuos no siempre está exenta de riesgos, ya que puede dar lugar a problemas derivados de la presencia de metales pesados, contaminantes orgánicos, microorganismos patógenos y materia orgánica poco estabilizada.

El problema de los metales pesados es uno de los que más preocupa, debido fundamentalmente a:

- Existencia de cultivos que acumulan metales (tomate, lechuga, maíz, champiñón, etc.)
- Efecto a largo plazo sobre la cadena alimentaria
- Dificultades que presenta la remediación de la contaminación que provocan
- Aparición de normativas, cada vez más restrictivas, que limitan la aplicación agrícola del compost en función de su contenido metálico

Básicamente la sistemática de trabajo llevada a cabo en los experimentos diseñados a escala piloto, se ha visto supeditada a la consecución de dos objetivos:

- Estudiar la lixiviación química de metales en pilas de FORSU
- Analizar la evolución, durante el compostaje, de las distintas especies metálicas presentes en el residuo

2. Materiales y métodos

Para el estudio de la lixiviación química como método para la extracción de metales, se han diseñado y construido dos equipos piloto con los que se ha llevado a cabo la experimentación con pilas de residuos a escala piloto.

Los equipos consisten básicamente en una plancha de acero inoxidable sobre la que se coloca el material a compostar, levantada a una altura del suelo para poder ser transportada y pesada, y con una ligera pendiente que facilita la recogida del lixiviado en una canaleta dotada de una llave manual que permite tomar muestra y medir el volumen de lixiviado generado.

Se han desarrollado cinco experimentos a escala piloto, todos ellos con parvas 100% de FORSU, compostadas durante 55 días bajo techado, evitando así la influencia meteorológica. Cada 10 días se ha tomado muestra, se han volteado y se han humectado las parvas hasta alcanzar un 40% de humedad.

Un primer experimento se ha utilizado como ensayo testigo en el que no se ha realizado la adición de extractante. En tres de los cinco experimentos, se ha adicionado ácido cítrico como extractante, en las proporciones 1:15, 1:20 y 1:40 respectivamente (Kg residuo seco: mL extractante). En el último experimento se ha comparado la capacidad de extracción del ácido cítrico con la del ácido oxálico, añadido éste en relación 1:40.

En los cuatro experimentos con extractante, la adición se ha producido en tres momentos puntuales del proceso, a los 10, 20 y 35 días de compostaje. El ácido empleado siempre se ha utilizado en una concentración de 0,25 M y se ha añadido después de humedecer la pila.

A todas las muestras se les han realizado las determinaciones de pH, VECO, nitrógeno, contenido en materia orgánica, concentración en metales pesados.

3. Resultados y discusión.

Se ha representado en cinco figuras (Fig.1 a 5), una por cada experimento, la evolución de las concentraciones medidas para cada metal desde el momento de constitución de las pilas hasta el final de los experimentos (55 días). Los valores de cada metal se han normalizado, dividiendo por el dato a tiempo cero, para unificar el eje de ordenadas. Finalmente, los datos del Cd no se han representado pues, al ser valores absolutos muy pequeños, y cerca de los límites de sensibilidad del método analítico, su variabilidad es elevada.

Se observa que, en el experimento Testigo Cu, Pb y Zn han ido aumentando significativamente su concentración en el material que se está compostando, alcanzando al final concentraciones de entre 7 y 10 veces superiores a la inicial. Para el resto de metales determinados, Cd, Ni y Cr, apenas ha incrementado su concentración durante el proceso.

Estos resultados coinciden con los reseñados, para este tipo de residuos, por otros autores (Iwegbue et al., 2007; Chica et al., 2005; Ciavatta et al., 1993).

En el resto de experimentos, todos aquellos en los que se ha añadido ácido, el aumento de concentración que se producía en los metales reseñados se ha visto truncado. Así, en los experimentos 1 y 2, con menores aportes de ácido, la concentración de Cu crece al principio, durante los primeros 20 días, pero a partir ese punto se mantiene más o menos estable. En los experimentos donde se ha añadido mayor cantidad de ácido (experimentos 3 y 4, relación 1:40), este aumento de concentración se limita aún más. El Zn aumenta su concentración a lo largo de todo el proceso de forma análoga en los cuatro experimentos, pero más suavemente que en el Testigo (tan sólo se multiplica por 3-4). El resto de los metales (Pb, Cr, Ni, y Cd) varían poco sus concentraciones en el proceso, salvo el Ni en los dos últimos experimentos, en los que aumenta algo más su concentración.

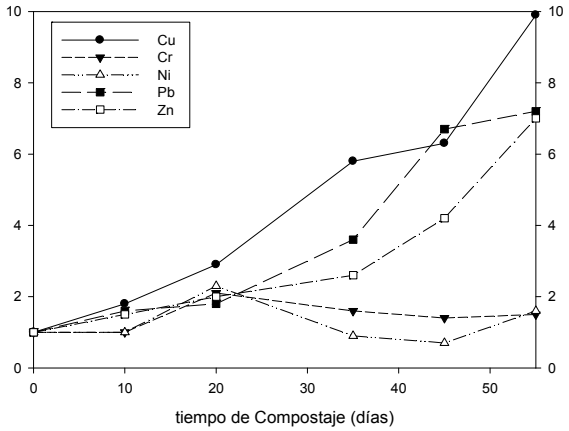


Figura 1. Evolución de los metales en la pila Testigo.

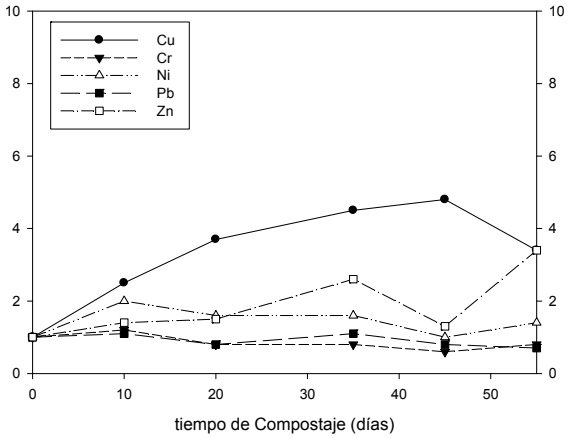


Figura 2. Evolución de los metales en la pila Experimento 1

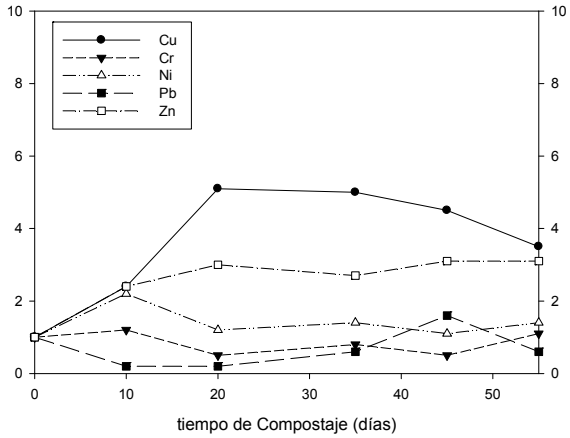


Figura 3. Evolución de los metales en la pila Experimento 2

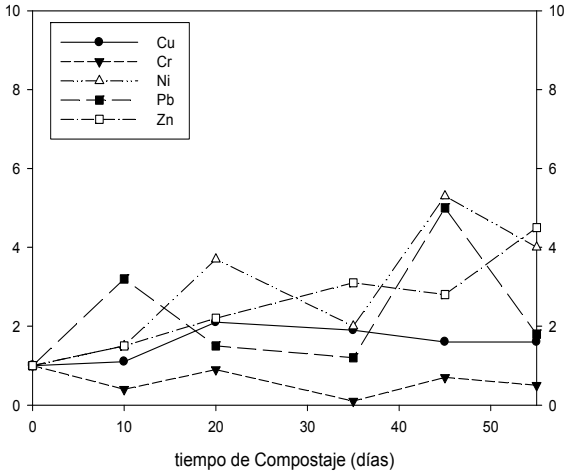


Figura 4. Evolución de los metales en la pila Experimento 3

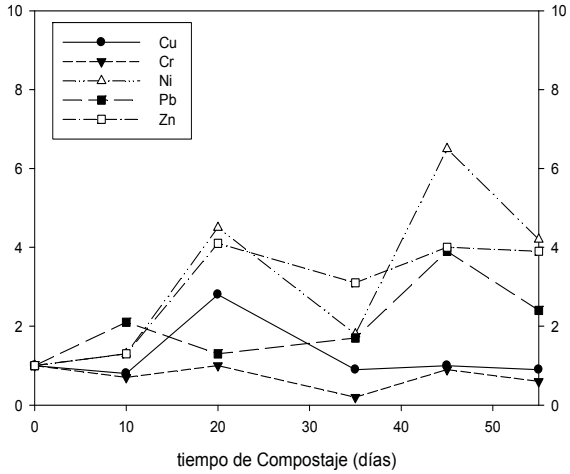


Figura 5. Evolución de los metales en la pila Experimento 4

En la tabla 1 se muestran los porcentajes de reducción metálica obtenidos a partir de la diferencia entre la concentración de Cu, Pb y Zn en el Compost de cada pila tratada y la concentración determinada, de dichos metales, en el Compost de la pila Testigo.

Tabla 1. Porcentaje de reducción obtenido al comparar concentraciones de metal en el Compost procedente de pilas tratadas con los valores de analizados en el Compost procedente de la pila Testigo

Compost Final	Cu (%)	Pb (%)	Zn (%)
Experimento 1	63	No ha existido reducción	66
Experimento 2	65	71	67
Experimento 3	68	72	69
Experimento 4	83	71	70

A medida que se desarrolla el proceso de Compostaje, las especies metálicas presentes (particularmente Cu, Zn y Pb) se enlazan a partir de interacciones covalentes o bien electrostáticas a los sitios activos (grupos carboxilos y fenólicos) que, en mayor densidad, se encuentran en los agregados organo-minerales de menor tamaño de partícula (Veeken, 1998). De tal manera que la cantidad de metal que se determina en esas partículas, una vez transcurrido el periodo de Compostaje, es mayor que la determinada al inicio. Cuando se produce la adición de extractante, el protón del ácido entra en competencia con el metal por los sitios activos. Esto tiene como consecuencia que el metal no llegue a unirse y, o bien queda adsorbido a fracciones inertes de mayor tamaño que terminan en el rechazo, o bien se lixivia a lo largo del Compostaje.

Además del contenido metálico de los experimentos realizados y de los productos refinados (Compost) obtenidos al final de los 55 días de tratamiento, se han analizado otros parámetros para evaluar la calidad del producto y la posible influencia de la adición de los extractantes en el mismo.

En las Tablas 2 y 3 se presentan algunos de estos datos.

Tabla 2. Algunos parámetros físico-químicos de los Compost obtenidos

Experimento	pH	C.E. (µS/cm)	% Humedad	MO (%)*	N-Total (%)*
Testigo	7,4	1609	15,8	32,2	1,5
Experimento 1	7,1	1183	20	29,9	1,9
Experimento 2	7,2	1181	13	34,3	1,9
Experimento 3	6,7	2125	32,5	33,3	2
Experimento 4	7,2	2015	29,4	35,9	1,9

MO= Materia Orgánica.
*: Resultados expresados sobre materia seca
C.E. = Conductividad Eléctrica

Tabla 3. Contenido metálico de los Compost para los distintos experimentos

Experimento	Cu*	Cd *	Cr*	Ni *	Pb*	Zn*
Testigo	315	ND	36	23	110	540
Experimento 1	117	2	43	28	117	182
Experimento 2	110	1,5	63	32	32	180
Experimento 3	109	2	32	26	31	109
Experimento 4	53	3	42	25	25	121

*= mg de metal/Kg materia seca

4. Conclusiones

La planta piloto diseñada ha permitido, eficazmente, el estudio del compostaje en condiciones análogas a las de un proceso industrial de pilas volteadas y regadas, con aireación natural; así como la realización de experimentos de extracción de metales con agentes ácidos a una escala semiindustrial.

En cuanto al contenido metálico en las pilas a escala piloto, en el experimento Testigo, sin aporte de ácido, Cu Pb y Zn han aumentado drásticamente su presencia en el material destinado a producir el Compost. Mientras tanto, Cr, Cd, y Ni, sólo se han concentrado en función de la disminución de materia en la pila. Los resultados para los tres experimentos con ácido cítrico añadido en diferentes proporciones, no se diferencian entre sí, lo que indica que aumentar la proporción de ácido añadido no ha mejorado la eficacia de extracción. Sin embargo, sí que se han producido diferencias significativas con el experimento Testigo; aparentemente, la presencia del ácido y consecuente bajada en el pH ha impedido el extraordinario aumento de concentración de Cu y Zn, y en menor medida Pb, tanto al final del proceso, como en el Compost final obtenido. Así, mientras que el Compost del Testigo es de Clase C, según el RD 824/2005, los de los Experimentos 1 a 3 son de Clase B. Finalmente, los resultados obtenidos con el ácido oxálico son análogos a los comentados para el ácido cítrico, sin más diferencia que una reducción algo mayor en el contenido final de Cu y Zn cuyos niveles son más bajos a los límites marcados por el RD 824/2005 para el Compost de Categoría A, aunque el producto final sea de Categoría B debido a los niveles de Cd (Ver tabla 3).

Salvo en el experimento con menor proporción de ácido cítrico, en todos los demás se han producido reducciones en el contenido de Cu, Zn, y Pb, en el Compost superiores al 65% y prácticamente análogas entre sí, sin importar el tipo de ácido ni su proporción.

La adición de los distintos extractantes no ha afectado de manera significativa a ninguno de los parámetros estudiados salvo al del contenido metálico, de lo que se deduce que esta práctica no ha influido en el desarrollo normal del proceso de compostaje.

5. Agradecimientos

Los autores agradecen a la Fundación LEIA CDT, la ayuda concedida para la realización de este trabajo, mediante la acción: PROFIT FIT-2006, y al MEC por la financiación del contrato PTA-2003-02-00899.

6. Referencias

Ciavatta, C., Govi, A., Simoni, A. y Sequi, P. 1993. Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes. Bioresource Technology. 43, 147-153.

Chica A., Dios M., Rosal A. y Arcos M. 2005. Compostaje de lodos de EDARs y de la fracción orgánica de los RSU. Infoenviro. 10, 54-59.

Iwegbue, C., Emuh, F., Isirimah, N. y Egun, A. 2007.Fractionation, characterizacionand speciation of heavy metals in composts and compost-amended soils. African Journalof Biotechnology. 6, 67-68.

Veeken, A. 1998. Removal of heavy metals from biowaste. Thesis Wageningen Agricultural University (Wageningen-Netherlands).

Proceso de compostaje de restos de poda, algas y fanerógamas marinas

The composting process of pruning waste, algae and marine phanerogams

T.R. Alcoverro Pedrola*; M.C. Jaizme-Vega*; J.A. Haroun Tabraue*; A.R. Socorro Monzón*; M.N. González Enríquez**; M.A. Viera Rodríguez**; I. Santana Ojeda**; E. Portillo Hahnefeld***; H. S. Mendoza Guzmán***;

* Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (ICIA)
Apartado 60 – E 38200 La Laguna – Tenerife – (Islas Canarias)
**Instituto Canario de Ciencias del Mar (ICCM)
Carretera de Taliarte s/n Apartado 56 CP 35200 Telde – Las Palmas (Islas Canarias)
***Instituto Tecnológico de Canarias (ITC)
Calle Cebrián 3 CP 35003 Las Palmas (Islas Canarias)

E-mail tpedrola@icia.es Teléfono 922 476349

Resumen

El presente estudio plantea la implantación a escala semi-industrial de técnicas de obtención de productos agro-ecológicos (compost y te de compost) basadas en el aprovechamiento de residuos vegetales, (arribazones de algas y fanerógamas y restos de poda), con el fin de transferir a las empresas del sector la obtención de productos ecológicos de alto valor añadido a partir de la reutilización de sus propios residuos.

Palabras clave
Compost, arribazones, fanerógamas, algas, residuos vegetales.

Abstract

The present study considers the implanting, on a semi-industrial scale, of agro-ecological product (compost and compost tea) generating techniques based on the use of vegetable residue (flotsam of algae and marine phanerogams and pruning waste) with the aim of making companies in the sector responsible for generating ecological produce of high added value by recycling their own waste material.

Keywords
Compost, flotsam, marine phanerogams, algae, vegetable residue

1. Introducción

En las Islas Canarias se dedica al cultivo intensivo la casi totalidad de la superficie agraria. Este tipo de agricultura ha llevado a un empobrecimiento de la materia orgánica del suelo. La industria local para la elaboración del compost no está totalmente desarrollada, y por el momento no se dispone de compost de buena calidad. Además el compost de importación tiene un precio demasiado elevado.

Por otra parte, es común la llegada a nuestras costas de gran cantidad de arribazones de algas y fanerógamas marinas, sin que por el momento tengan aplicaciones definidas.

La elaboración de compost a base de arribazones de algas y fanerógamas marinas, así como los restos vegetales procedentes de jardines de zonas urbanas y turísticas, constituye una materia orgánica de calidad que puede ser utilizada para aumentar y mantener la fertilidad de nuestros suelos.

Por todo ello, hemos puesto a punto un proceso mediante el cual evaluamos en nuestras condiciones las características de estas materias primas y su capacidad para obtener un compost de calidad. Dicho proceso, está soportado por un proyecto PETRI que se lleva a cabo a través de la colaboración de varios institutos de investigación canarios y algunas empresas del sector de recogida de residuos y agrarias.

2. Metodología

Los arribazones se recogen en las playas y son transportados a unas instalaciones específicas donde se aplican las técnicas de: volcado, transporte, desarenado, desalinizado-endulzado, secado, pretamizado, triturado, tamizado, pesado y almacenado. En la fase de desarenado se procede a sumergir el arribazón en un depósito lleno de agua salada, para la eliminación de la arena que se irá sedimentando en el fondo del tanque.

Desarenado

Desarenado

Secado

Humedecimiento

El proceso desalinizado-endulzado consiste en un lavado por aspersión ajustando el gasto de agua dulce para obtener un producto final bajo en salinidad. Finalmente después del secado, triturado, tamizado y pesado se procede al almacenamiento en bolsas en condiciones idóneas de humedad.Desde el punto de vista taxonómico, la casi totalidad de los arribazones está constituida por algas pardas (98%), siendo mayoritaria la presencia de *Cystoseira abies-marina.*

Los resultados de la caracterización física y química de los materiales a compostar se exponen en la Tabla 1.

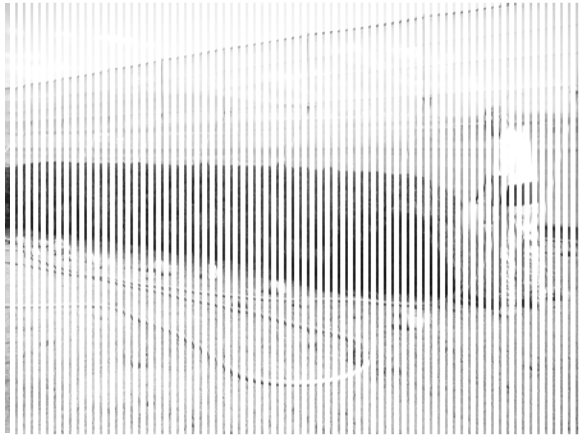
Finalizada la caracterización de las materias primas se procede a establecer las proporciones para establecer la mezcla óptima. A partir de los resultados analíticos de carbono y nitrógeno de los materiales, aplicando la ecuaciones descritas por Labrador (2001) y Negro *et al*. (2000) se obtiene una proporción 1:1:1 para mezclar los arribazones, restos de poda y el césped (compost de algas) y 3:1 para mezclar los restos de poda con el estiércol (compost control a base de estiércol). El proceso de compostaje de las dos pilas (compost de mezcla de algas y restos de poda y compost control a base de restos de poda y estiércol) se realiza con pilas en forma de camellones con una base de 2,5 m y una altura de 1,5 m. los camellones se conforman con la pala mecánica del tractor formando diferentes capas con la proporción anteriormente comentada (Alcoverro 2006). Seguidamente se pasa la volteadora y se humedecen los materiales hasta un porcentaje del 60 %. Las pilas se cubren con una manta Top Tex impermeable al agua y permeable a los gases. La temperatura se controla diariamente con cuatro sondeos en cada pila y la aireación se controla con un medidor de CO_2. Con los datos obtenidos de medición de CO_2 y temperatura se construyen las curvas adecuadas, que nos indican cuando deben humedercese las pilas y cuando hay que voltearlas.

Tabla1. Resultados analíticos físico-químicos de los materiales primarios para compostar

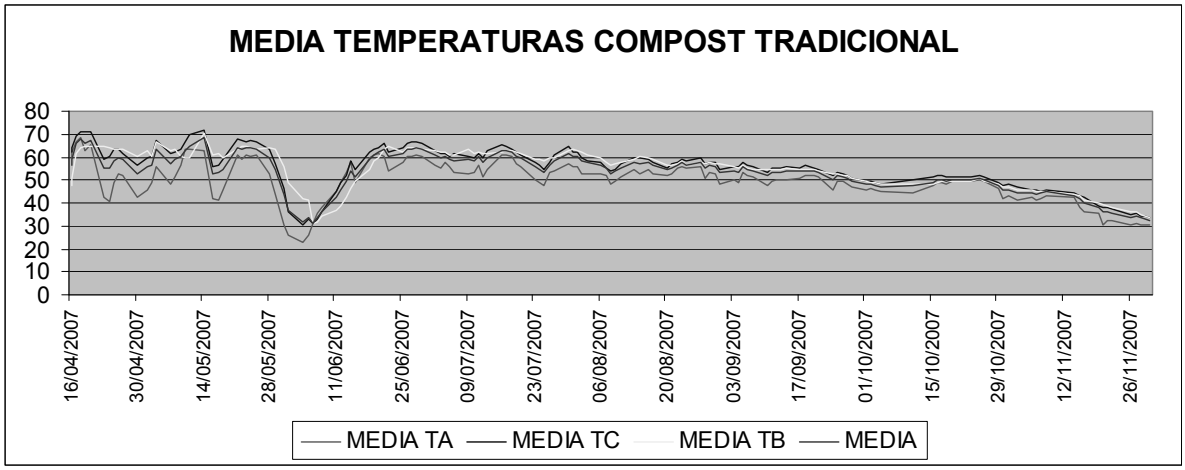
Parámetros analíticos	Humedad %	Materia seca %	pH 1:5	pH 1:10	CE 1:5 dS/m	CE 1:10 dS/m	C %	MO %	Cenizas %	N %	NNH4 ppm	NNO3 ppm	P %	K %	Ca %	Mg %	Na %
Hojas de palmeras secas	16	84	5		8,6		51,7	94,5	5,6	0,8	0,83	8,6	0,1	1,2	0,6	0,25	0,37
Hojas de palmeras verdes	58	42	5,9		15,2		46,5	90,3	9,7	0,75	0,24	19,9	0,1	1,8	0,9	0,24	0,19
Arboles verdes	80	53	7,6		5,1		43,1	89,8	12,2	1,02	6,46	17,5	0,1	1,0	2,9	0,26	0,18
Arboles secos	18	82	6,4		3,5		40,2	85	15	1,29	1,29	15,3	0,1	0,3	2,5	0,44	0,19
Resto de poda (mezcla)	3	97	7,3		3,6		45,7	89,8	10,1	0,76	0,76	1,2	0,1	0,7	2,5	0,24	0,11
Césped	8	20		7,9		5,9	39,0	77,4	22,6	2,2	0,95	23,1	0,4	2,27	1,9	0,44	0,52
Arribazón I-CR-DES	14	86		6,6		13,6	34,2	77,2	22,8	2,85	2,86	8,8	0,1	1,9	1,0	2,01	2,11
Arribazón II-CR-DES	13	87	6,7		25,5		35,8	75,5	24,5	2,90	2,90	25,9	0,2	1,8	2,1	1,38	2,76
Arribazón III-PI-DES	14	86		7,1		25,2	38,2	75,9	24,1	1,01	1,01	13,4	0,1	4,7	0,8	1,11	3,96
Arribazón IV- AR-DES	13	87	6,6		21,3		35,0	76,8	23,2	1,63	1,63	4,44	0,1	0,3	2,6	0,98	3,34
Arribazón V-PLC-DES	4	96	8		8,7		12,7	27,7	72,2	0,80	0,80	8,2	0,1	1,3	16,7	1,95	0,68
Arribazón VI-PLC-DES	10	90	6,9		21,4		35,4	65,1	34,9	1,33	1,33	9,0	0,2	3,8	5,1	1,09	1,52
Cytoseira-AR	16	84	6,3		29,5		34,4	74,2	25,3	1,47	1,47	0,2	0,1	4,2	2,1	0,95	1,64
Cymodocea-PI	22	70	6,9		39,9		30,3	77,4	22,6	1,04	1,04	3,2	0,1	1,2	1,5	1,31	2,29

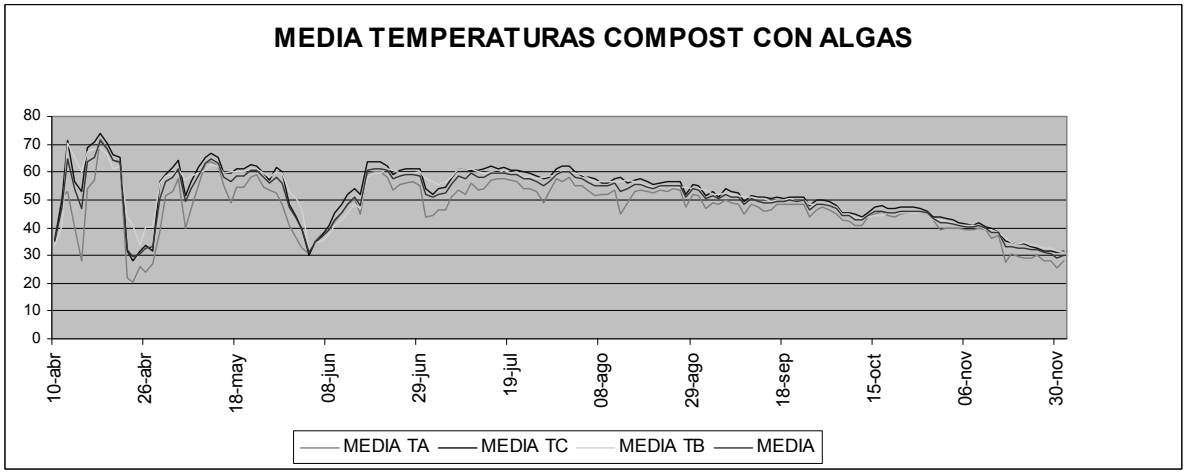
CR: Castillo Romeral
PI: Playa del Inglés
AR: Arinaga
PLC: Playa Canteras
DES: Desarenado, endulzado, secado

Elaboración y humedecimiento de las pilas



El compostaje se realiza según las normas del Reglamento (CEE) 2092/91.





Los resultados de la caracterización química y microbiológica de los compost obtenidos se exponen en la Tablas 2 y 3.

Tabla 2

Parámetros analíticos	**pH**	**CE**	**C**	**MO**	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**	**C/N**
Compost control estiércol	8,2	3,7	18,8	35,3	1,18	0,33	0,68	2,76	0,60	15,9
Compost restos de poda y algas	8,4	3,8	19,2	35,4	1,01	0,26	0,52	2,28	0,66	19,0

Tabla 3

Parámetros analíticos	µg / g				Protozoos (nº / g)			Nemátodos
	Bacterias activas	Total bacterias	Hongos activos	Total hongos	Flagelados	Amebas	Ciliados	
Compost tradicional	8,0	1179	2,02	70,5	8332	0	8332	0
Compost de algas	76,6	867	22,3	53,9	832	0	251	0

La calidad agronómica de los productos obtenidos: compost semi-maduro de tres meses, maduro de seis meses y té de compost, se valora mediante ensayos realizados en diferentes ubicaciones (Gran Canaria y Tenerife) sobre cultivos hortícolas con manejo ecológico, comparando los resultados con los obtenidos de la aplicación de un compost tradicional, para cuya elaboración se emplea estiércol y restos de poda.

El compost resultante se caracteriza por tener un buen aspecto general, sin impropios y con una humedad correcta. Contiene un alto porcentaje en fibras vegetales y su composición es homogénea. De los resultados analíticos cabe destacar un buen nivel de materia orgánica un bajo contenido en nitrógeno amoniacal soluble, un alto grado de estabilidad y una buena relación C/N. La fracción mineral destaca por sus niveles medios en potasio, fósforo, calcio y magnesio.

Referencias

Reglamento (UE) n.º 2092/91, del Consejo sobre la Producción Agrícola Ecológica, y su indicación en los productos agrarios y alimenticios. Anexo II sobre fertilizantes y acondicionadores de suelos.

Negro, M.J., Villa, F., Alarcón, R., Ciria, P., Cristóbal, M.V., De Benito, A., García Martín, A., García Murieras, G., Labrador, J., Lacasta, C., Lezaún, J.K., Meco R., Pardo G., Solano, M.N., Torner, C., y Zaragoza, C. (2000): Producción y gestión de compost. Informaciones Técnicas. Dirección General de Tecnología Agraria. Zaragoza.

Labrador, J., 2001. Cap 6: Gestión de la materia orgánica en los agrosistemas. En: La materia orgánica en los agrosistemas. Coedición Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación y Grupo Mundi-Prensa. Madrid.

Alcoverro T.R., 2006. Elaboración de una pila de compost con restos vegetales por el sistema tradicional. Rincones del Atlántico nº 3, 262-265.

Residuos vitivinícolas: reciclado mediante compostaje
Winery-distillery wastes: recycling by composting

M.A. Bustamante*, C. Paredes, M.D. Pérez-Murcia, B. Rufete, L. Gálvez-Sola y R. Moral

Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández
EPS-Orihuela, Ctra. Beniel Km 3,2, 03312-Orihuela (Alicante)

*marian.bustamante@umh.es

Resumen

El principal objetivo de este estudio fue el tratamiento de los residuos y subproductos vitivinícolas mediante compostaje, para el reciclado y posterior aprovechamiento agrícola de los mismos. Para ello se prepararon cuatro mezclas; dos pilas idénticas (Pilas 1 y 2) con orujo, raspón, orujo desalcoholizado y lodo de depuradora, diferenciadas en la adición o no de vinaza; y otras dos mezclas (Pilas 3 y 4) con orujo desalcoholizado y estiércol vacuno o gallinaza, respectivamente. Las mezclas se compostaron empleando el sistema de pila estática con ventilación forzada Rutgers. Algunas de las características de los residuos vitivinícolas, como el carácter ácido o el contenido en polifenoles, especialmente en el caso del raspón, provocaron una inhibición parcial del proceso de compostaje. En general, todos los composts obtenidos presentaron ausencia de fitotoxicidad, una materia orgánica estabilizada y humificada y bajo contenido en metales pesados, que los hacen adecuados para su uso como enmienda en suelo.

Palabras clave
Compost, subproductos y residuos vinícolas, residuos de alcoholera

Abstract

The aim of this work was to study the treatment of the winery and distillery by-products and wastes by composting in order to recycle them and use the composts obtained with an agricultural purpose. For this, four mixtures were prepared; two identical piles (Piles 1 and 2), with grape marc, grape stalk, exhausted grape marc and sewage sludge, differenced in the addition or not of vinasse; and other two mixtures (Piles 3 and 4), with exhausted grape marc and cattle manure and poultry manure, respectively. The mixtures were composted using the static pile composting system with forced aeration (Rutgers). Some of the characteristics of the winery and distillery wastes, such as the acid character and the polyphenol contents, especially in case of grape stalk, produced a partial inhibition of the composting process. In general, all the composts obtained showed absence of phytotoxicity, a humified and stabilised organic matter and low heavy metal contents, which make these composts suitable for their use as a soil amendment.

Keywords
Compost, winery by-products and wastes, distillery wastes

1. Introducción

Dentro del sector vinícola se distinguen dos actividades principales: la elaboración de vinos, realizada en las bodegas, y la obtención de alcohol vínico a partir de los subproductos procedentes de las bodegas, realizada en las alcoholeras. Como consecuencia se genera una gran cantidad de subproductos y residuos cuya gestión y tratamiento presenta ciertos problemas relacionados con el carácter estacional de la actividad vinícola y con unas características que dificultan su manejo (elevada humedad, olores, rápida descomposición, etc.). Los principales residuos generados en la bodega son sólidos o semi-sólidos, como el raspón, el orujo y las lías, y líquidos, como las aguas residuales de bodega. Según establece el Reglamento (CE) nº 1493/1999, los orujos y las lías deben ser enviados a la alcoholera para la obtención de alcohol y los tartratos, obteniendo de este proceso un residuo sólido, el orujo desalcoholizado y otro líquido, la vinaza. En general, los residuos y subproductos vitivinícolas se caracterizan por mostrar un pH ácido, contenidos altos de materia orgánica y potasio, notables en polifenoles y bajos de micronutrientes y metales pesados (Bustamante et al., 2005; Bustamante et al., 2008). Existen diferentes opciones de tratamiento y/o recuperación de estos residuos con el fin de minimizar el impacto de los mismos (Arvanitoyannis et al., 2006a,b), siendo el compostaje una alternativa viable para el tratamiento y aprovechamiento de estos residuos, ya que reduce el volumen de los mismos y se obtiene un producto, el compost, que puede utilizarse con fines agrícolas, recuperándose y aprovechándose así la materia orgánica y los nutrientes contenidos en dichos residuos. Por todo ello, el objetivo principal de este trabajo fue estudiar la viabilidad del compostaje para el tratamiento y posterior aprovechamiento de los residuos vitivinícolas, mediante el seguimiento de

parámetros del proceso como la temperatura y la posterior caracterización de los materiales obtenidos en base a criterios de madurez, estabilidad y nutrientes.

2. Materiales y métodos

Se elaboraron cuatro pilas de compostaje (Pila 1, Pila 2, Pila 3 y Pila 4) utilizando residuos procedentes de la industria vinícola y alcoholera asociada, mediante el sistema Rutgers de compostaje, de pila estática con aireación forzada. En las pilas 1 y 2 se utilizó raspón (R), orujo (O), orujo desalcoholizado (OD) y lodo de depuradora (L). Inicialmente, en ambas pilas se mezclaron el raspón, el orujo y el orujo desalcoholizado y la pila 1 fue regada con vinaza (V). Después de 17 días, se le adicionó el lodo de depuradora (L) a ambas pilas, como fuente de nitrógeno y microorganismos. Las pilas 3 y 4 fueron elaboradas con orujo desalcoholizado (OD) y estiércol vacuno (EV) (pila 3) y gallinaza (G) (pila 4). Las características de los residuos iniciales se muestran en la Tabla 1. Las mezclas fueron preparadas en las siguientes proporciones, respecto a peso fresco (respecto a peso seco entre paréntesis):

- Pila1: Inicialmente: 63%R + 25%OD + 12%O + 0,4L V/kg (54:27:16:3).

  Después de 17 días: 44%R + 18%OD + 9%O + 29%L + 0,8L V/kg (44:22:13:13:8).
- Pila 2: Inicialmente: 63%R + 25%OD + 12%O (56:28:16).

  Después de 17 días: 44%R +18%OD + 9%O + 29%L (51:25:15:9).
- Pila 3: 70%OD + 30% EV (80:20).
- Pila 4: 70%OD + 30%G (79:21).

Las mezclas (aprox. 1800 kg cada una) fueron compostadas en una planta piloto, en pilas trapezoidales (1,5m altura con una base de 2x3m), a las que se les suministraba aireación forzada a través de tres tubos de PVC situados en la base (3m longitud y 12 cm de diámetro). La humedad de las pilas fue controlada semanalmente, adicionando la cantidad de agua necesaria para evitar un contenido en humedad inferior al 40%. El exceso de agua lixiviado de las pilas era recogido y adicionado de nuevo a las pilas. En la pila 1, se adicionaron 0,4 L de vinaza/kg el primer día y el volumen remanente, hasta 0,95L de vinaza/kg, fue gradualmente adicionado durante los primeros 25 días de compostaje.

El muestreo de las pilas se realizó cada dos semanas aproximadamente, tomando siete submuestras de siete puntos diferentes, a lo largo del perfil de cada pila. La fase bio-oxidativa del compostaje se consideró acabada cuando la temperatura de la pila fue estable y cercana a la ambiental. A partir de entonces, se paró la ventilación y se dejó madurar las pilas durante dos meses. En los materiales iniciales y en las muestras de las distintas etapas del compostaje, todos los parámetros se determinaron según los métodos descritos por Bustamante et al. (2005, 2008).

Tabla 1. Principales características de los materiales iniciales utilizados (R: raspón; O: orujo; OD: orujo desalcoholizado; L: lodo; V: vinaza; EV: estiércol vacuno; G: gallinaza).

	Pilas 1 y 2					Pilas 3 y 4		
Parámetro	**R**	**O**	**OD**	**L**	**V**	**OD**	**EV**	**G**
pH	4,19	3,81	5,30	6,95	5,22	5,39	9,81	7,52
CE1 (dS/m)	4,28	2,94	2,48	1,06	11,64	1,54	7,44	6,75
Materia orgánica (%)	93,0	93,6	93,6	65,7	-	93,22	73,95	65,24
COT2 (%)	47,0	51,4	52,3	34,6	-	50,06	34,79	31,39
Nt3 (%)	0,97	1,83	1,98	6,29	-	1,81	3,77	4,57
C/N	48,6	28,1	26,4	5,5	-	27,66	9,23	6,87
Polifenoles (g/kg)	28,0	1,2	3,5	-	0,53*	1,30	3,79	8,36
P (mg/kg)	1011	1276	1766	27067	1,90**	988	11075	9597
K (g/kg)	29,6	17,5	14,4	3,1	0,33*	5,26	40,3	28,5

[1]Conductividad eléctrica. [2]Carbono orgánico total. [3]Nitrógeno total. -: No determinado.
* Expresado en g/L. ** Expresado en mg/L.

3. Resultados y discusión

En todas las pilas se produjo un aumento de la **temperatura** al inicio del proceso (Fig. 1), debido a la rápida proliferación de los microorganismos, pero la evolución posterior fue muy diferente, ya que las pilas 3 y 4 alcanzaron las temperaturas más altas y mostraron una etapa termofílica mucho más larga. La presencia de raspón en las pilas 1 y 2, material con un alto contenido en compuestos polifenólicos, pudo ser una de las posibles causas de la inhibición parcial de la fase termófila en estas pilas. Los compuestos polifenólicos, especialmente los taninos, podrían influir en el proceso de compostaje debido a su efecto antimicrobiano (Scalbert, 1991).

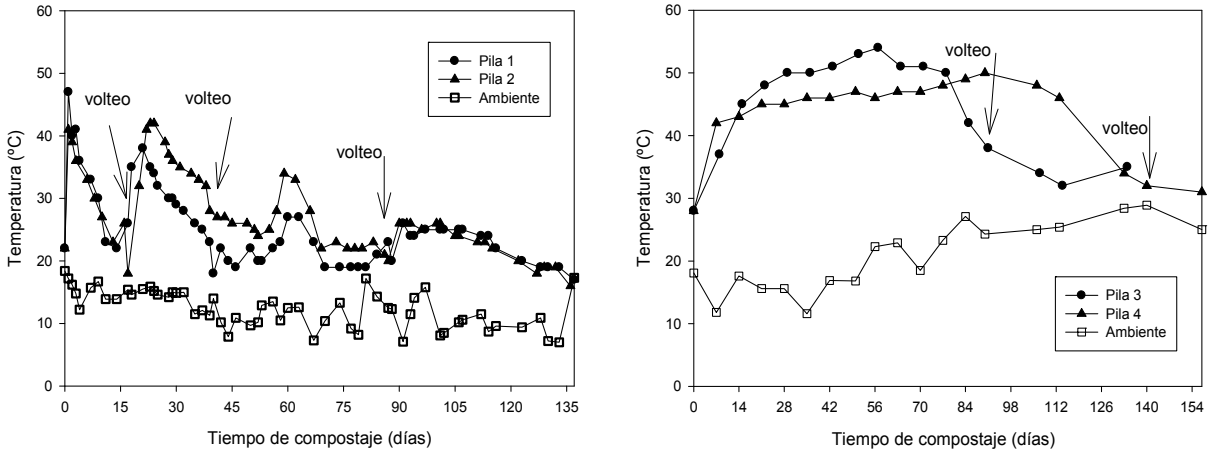


Figura 1. Evolución de la temperatura en las pilas 1 y 2 y en las pilas 3 y 4.

Por otra parte, el carácter más ácido de las mezclas 1 y 2, así como las condiciones climáticas en las cuales se desarrolló el proceso también pudieron influir en la evolución de la temperatura en estas pilas. Sundberg et al. (2004) también observaron en un experimento de compostaje de residuos domésticos una inhibición de los microorganismos termofílicos a valores de pH inferiores a 6. Con respecto a las condiciones climáticas, las pilas 1 y 2 fueron elaboradas en invierno, de modo que la diferencia de temperatura entre las pilas y el medio favorece un flujo energético de las mismas al entorno que las rodea, lo que dificulta alcanzar y mantener temperaturas altas (Tiquia et al., 1997). Sin embargo, durante los 20 primeros días, en las pilas 1 y 2 se produjo un rápido incremento de la temperatura, observado también por Bertrán et al. (2004) en un experimento de compostaje de raspón y lodo de depuradora, siendo este incremento más destacable en la pila regada con V (Pila 1), posiblemente debido a la presencia de compuestos lábiles.

Para la evaluación del proceso de compostaje se presentan las características de las mezclas iniciales y de los composts obtenidos (Tabla 2). Las **mezclas iniciales** de la pilas 1 y 2, previo a la adición del lodo, mostraron un pH inicial bajo y una salinidad mucho más elevada que las pilas 3 y 4. Este último hecho está asociado al uso de raspón y orujo, residuos con alto contenido en sales solubles y fundamentalmente, a la adición de vinaza en la pila 1. Por otra parte, también mostraron un mayor contenido en polifenoles, debido a la presencia de raspón. Estos factores pudieron actuar como limitantes del proceso, tal como ya se ha comentado (Sundberg et al., 2004; Scalbert, 1991). Todas las pilas mostraron un contenido en macro y micronutrientes significativo, asociado este contenido a la adición de la vinaza (Pila 1) y de residuos no vitivinícolas, como el lodo, el estiércol vacuno y la gallinaza.

Los **composts obtenidos** mostraron unos valores de pH próximos o en el intervalo de 5,5-8,0, sugerido por Zucconi y de Bertoldi (1987) como compatible para el crecimiento vegetal; así como una conductividad eléctrica moderada, con valores inferiores a 3 dS/m, excepto el compost regado con vinaza (Pila 1). Los contenidos en materia orgánica y C_{OT} de estos composts fueron superiores (Ranalli et al., 2001) o similares (Arvanitoyannis et al., 2006b) a los observados para otros composts vitivinícolas, así como superiores a los valores mínimos establecidos en la legislación española (MOT>35 %) (BOE, 2005) y europea (MOT>30%) (2º Borrador Europeo de Tratamiento Biológico de Bio-residuos, 2001). Por otra parte, los contenidos en $N\text{-}NH_4^+$ en todos los composts fueron bastante inferiores a 400 mg/kg, límite establecido para considerar a un compost maduro (Zucconi y de Bertoldi, 1987). Todos los composts mostraron una relación C/N<20 (C/N = 10,5-18,8), valor sugerido por diversos autores y por la legislación española como indicativo de madurez (Golueke, 1981; BOE, 2005).

Tabla 2 Principales características físico-químicas y químicas de las mezclas iniciales y de los composts maduros obtenidos. Pila 1 (raspón+orujo+orujo desalcoholizado+lodo+vinaza); pila 2 (raspón+orujo+orujo desalcoholizado+lodo); pila 3 (orujo desalcoholizado+estiércol vacuno); pila 4 (orujo desalcoholizado+gallinaza).

	Mezclas iniciales						Composts maduros			
Parámetro	**Pila 1**	**Pila 2**	**Pila 1***	**Pila 2***	**Pila 3**	**Pila 4**	**Pila 1**	**Pila 2**	**Pila 3**	**Pila 4**
pH	4,84	4,67	7,80	7,42	7,08	7,48	7,14	7,01	7,38	8,14
CE[1] (dS/m)	4,56	4,21	4,33	1,93	1,96	2,12	5,83	2,75	2,82	2,34
Materia orgánica (%)	91,9	91,7	87,8	89,0	88,5	82,3	79,2	84,3	82,0	73,9
C_{ot} [2](%)	49,4	48,5	46,0	47,6	49,8	43,6	42,2	44,9	46,7	42,8
N_t [3](%)	1,46	1,29	1,93	2,23	2,36	3,30	2,39	2,40	2,91	4,12
C/N	33,4	37,4	23,4	20,4	20,2	13,1	17,7	18,8	15,5	10,5
$N\text{-}NH_4^+$ (mg N/kg)	219	166	700	700	1886	4930	58	40	57	50
$N\text{-}NO_3^-$ (mg N/kg)	61	20	46	19	20	<5	184	87	94	186
$C_{hidrosoluble}$ (%)	5,12	4,76	2,86	2,97	1,69	1,63	2,62	2,28	1,38	1,24
CCC[4] (meq/100 g MO)	93	78	130	116	92	77	190	160	155	137
Polifenoles (mg/kg)	11863	10860	1761	2102	1243	1637	742	646	580	755
Cl^- (mg Cl^-/kg)	1047	1139	1495	786	2908	1208	1839	1157	4018	2149
SO_4^{-2} (mg SO_4^{-2}/kg)	6575	714	17448	2085	1246	2838	15630	3884	1691	2691
P (g/kg)	0,86	1,30	3,97	4,75	3,19	5,38	4,84	5,20	5,38	9,61
Na (g/kg)	0,40	0,51	0,79	0,83	3,2	2,3	1,15	1,47	5,03	3,18
K (g/kg)	32	29	41	29	13	15	46	27	19	20
Ca (g/kg)	10,4	10,1	18,7	15,3	22,4	53	30	24	32	64
Mg (g/kg)	2,6	2,7	3,0	3,2	3,0	2,4	5,35	5,45	5,25	5,14
Fe (mg/kg)	802	837	3875	5619	867	508	7248	9486	1355	1028
Mn (mg/kg)	9	9	33	37	75	96	56	63	129	150
Cu (mg/kg)	13	18	35	48	22	27	61	78	36	45
Zn (mg/kg)	21	29	75	104	89	142	128	182	140	171
IG[5] (%)	3,4	0,0	56,6	77,3	71,0	85,5	66,4	84,4	85,4	79,8

[1]Conductividad eléctrica. [2]Carbono orgánico total. [3]Nitrógeno total. [4]Capacidad de cambio catiónico. [5]Índice de germinación.
*Caracterización tras la adición del lodo de depuradora.

El contenido en polifenoles hidrosolubles fue inferior a 1000 mg/kg para todos los composts, así como todos mostraron ausencia de fitotoxicidad, IG<50% (Zucconi et al., 1981). El contenido de metales pesados, en general, fue menor que los límites propuestos en la legislación española y europea (BOE, 2005; 2º Borrador Europeo de Tratamiento Biológico de Bioresiduos, 2001).

La **estabilidad y la madurez** de un compost son aspectos fundamentales para evaluar su calidad. La Tabla 3 muestra los valores de los parámetros considerados para estimar la madurez y estabilidad de los composts obtenidos, así como los valores límites fijados por diversos autores. Los composts elaborados con orujo desalcoholizado y estiércol de vaca y gallinaza (Pilas 3 y 4, respectivamente) verificaron un mayor número de criterios de madurez, frente a los

composts 1 y 2. Sin embargo, también cabe destacar que todos los composts cumplieron los dos criterios asociados a la fitotoxicidad, como son el contenido en amonio y el índice de germinación. Por otra parte, también verificaron otros parámetros importantes desde el punto de vista de su aplicación en suelos agrícolas, como la relación C/N, la relación CCC/C_{OT} o la capacidad de cambio catiónica (CCC).

Tabla 3. Evaluación de la estabilidad-madurez de los composts obtenidos.

Parámetro	Valor límite	Fuente	Pila 1	Pila 2	Pila 3	Pila 4
Chidrosoluble (%)	< 1,7	Bernal et al. (1998)	2,62	2,28	1,38	1,24
Cot/Nt[1]	< 20	Golueke (1981)	17,7	18,8	15,5	10,5
Ch/Norg[2]	< 0,55	Bernal et al. (1998)	1,11	1,00	0,46	0,30
NH_4^+ (%)	< 0,04	Zucconi y de Bertoldi (1987)	0,007	0,005	0,007	0,006
N-NH_4^+/N-NO_3^-	< 1,0	Pare et al. (1998)	0,31	0,46	0,60	0,27
RH[3] (%)	> 7	Roletto et al. (1985)	9,3	8,9	8,65	7,77
IH[4] (%)	> 3,5	Roletto et al. (1985)	2,6	2,9	5,73	4,94
Pah[5] (%)	> 62%[a] factor incremento (1,27)	Iglesias Jiménez y Pérez García (1992)	-34,7	-27,3	0,84	0,82
Cah/Caf[6]	> 1	Roletto et al. (1985)	0,37	0,48	1,96	1,74
I.G.[7] (%)	> 50	Zucconi et al. (1981a)	66,4	84,4	85,4	79,8
CCC[8] (meq/100 g MO)	> 60	Harada e Inoko (1980)	190	160	155	137
CCC/Cot (meq/g C_{OT})	> 3,5	García et al. (1992)	3,57	3,00	2,72	2,36

[1]Relación carbono orgánico total/nitrógeno total. [2]Relación carbono hidrosoluble/nitrógeno orgánico. [3]Relación de humificación. [4]Índice de humificación; [5]Porcentaje de humificación. [6]Relación de polimerización. [7]Índice de germinación. [7]Capacidad de cambio catiónico. [a]Los valores referidos en esa fila son incrementos (valor final – valor inicial).

4. Conclusiones

El proceso de compostaje de los residuos vitivinícolas estuvo influenciado por algunas de las características de estos residuos, como el pH ácido o el contenido en polifenoles, especialmente en el caso del raspón. El uso de residuos urbanos (lodo de depuradora) y ganaderos (estiércol de vaca y gallinaza) proporcionó elementos de interés, como algunos macro y micronutrientes, así como contribuyó al ajuste de los valores de pH de la mezcla inicial. El uso de la vinaza provocó una mayor persistencia de la fitotoxicidad y una mayor salinidad en el compost, pero también incrementó la capacidad de intercambio catiónico y los contenidos en K del mismo. En general, todos los composts obtenidos presentaron ausencia de fitotoxicidad, una materia orgánica estabilizada y humificada y un bajo contenido en metales pesados, características que los hacen adecuados para su uso agrícola.

5. Referencias

Arvanitoyannis, I.S.; Ladas, D. y Mavromatis, A. (2006a). Wine waste treatment methodology. Int. J. Food Sci. Technol. 41: 1117-1151.

Arvanitoyannis, I.S.; Ladas, D. y Mavromatis, A. (2006b). Potential uses and applications of treated wine waste: a review. Int. J. Food Sci. Technol. 41: 475-487.

B.O.E. 2005. Real Decreto 824/2005, de 8 de julio sobre fertilizantes y afines. B.O.E. núm. 171, pp. 25592-25669.

Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A. y Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic wastes. Bioresource Technol. 63, 91-99.

Bertrán, E., Sort, X., Soliva, M. y Trillas, I. 2004. Composting winery waste: sludges and grape stalks. Bioresource Technol. 95, 203-208.

Borrador Europeo sobre Tratamiento Biológico de Bioresiduos, 2nd. 2001. Disponible en:

http://europa.eu.int/comm/environment/waste/facts_en.htm.

Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Pérez-Murcia, M.D. 2008. Agro-chemical characterisation of the solid by-products and residues from the winery and distillery industry. Waste Manage. 28, 372-380.

Bustamante, M.A., Paredes, C., Moral, R., Moreno-Caselles, J., Pérez-Espinosa, A. y Pérez-Murcia, M.D. 2005. Uses of winery and distillery effluents in agriculture: characterisation of nutrient and hazardous components. Water Sci. Technol. 51, 145-151.

García, C., Hernández, T., Costa, C. y Ayuso, M. 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 23, 1501-1502.

Golueke, C.G. 1981. Principles of biological resource recovery. Biocycle 22, 36-40.

Harada, Y. e Inoko, A. 1980. The measurement of the cation-exchange capacity of composts for estimation of degree of maturity. Soil Sci. Plant Nutr. 26, 127-134.

Iglesias Jiménez, E. y Pérez García, V. 1992. Determination of maturity indexes for city refuse composts. Agr. Ecosyst. Environ. 38, 331-343.

OIV (2006). Organización Internacional de la Viña y el Vino. Disponible en http://www.oiv.int/es/accueil/index.php.

Pare, T., Dinel, H., Schnitzer, M. y Dumontet, S. 1998. Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. Biol. Fertil. Soils 26(3), 173-178.

Ranalli, G., Bottura, G., Taddei, P., Garavani, M., Marchetti, R. y Sorlini, C. 2001. Composting of solid and sludge residues from agricultural and food industries. Bioindicators of monitoring and compost maturity. J. Environ. Sci. Health 36(4), 415-436.

Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M. y Jodice, R. 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. BioCycle 26(2), 46-47.

Scalbert, A. 1991. Antimicrobial properties of tannins. Phytochemistry 30, 3875-3883.

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

Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y. y Hodgkiss, I.J. 1997. Composting of spent pig litter at different seasonal temperatures in subtropical climate. Environ. Pollut. 98, 97-104.

Zucconi F. y de Bertoldi M. 1987. Compost specifications for the production and characterizacion of compost from municipal solid waste. En: Compost: Production, Quality and Use. Ed. M., de Bertoldi; M.P., Ferranti; P., L'Hermite y F., Zucconi. Elsevier. Barking, pp. 30-50.

Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A. y de Bertoldi, M. 1981. Biological evaluation of compost maturity. Biocycle 22, 27-29.

Respuesta de test de germinación a la fitotoxicidad de sustancias orgánicas

Response of germination tests to the phytotoxicity of organic substances

R. Paradelo [1], A.B. Moldes [1,2], D. González [1], M.T. Barral [1]

[1] Departamento de Edafoloxía e Química Agrícola, Facultade de Farmacia, Universidade de Santiago, 15782 Santiago de Compostela, España

[2] Departamento de Enxeñería Química, Facultade de Ciencias, Campus As Lagoas, 32004 Ourense, España

E-mail: edbarral@usc.es

Resumen

Los test de fitotoxicidad basados en la germinación y elongación de semillas en extractos acuosos de compost han sido ampliamente utilizados durante las últimas décadas, si bien de modo empírico porque los resultados son difíciles de relacionar con factores fitotóxicos concretos. Con el fin de conocer exactamente como responden las semillas a distintas sustancias orgánicas fitotóxicas presentes habitualmente en compost inmaduro (ácidos acético, propiónico y butírico, y etanol), se realizaron dos modalidades de test de fitotoxicidad con disoluciones acuosas de compuestos orgánicos. Las concentraciones utilizadas fueron: 50-300 mg L^{-1} para los ácidos acético y propiónico, 5-50 mg L^{-1} para ácido butírico, y 1-10 g L^{-1} para etanol. Se emplearon semillas de tres especies: berro (*Lepidium sativum* L.), raygrás italiano (*Lolium multiflorum* Lam.), y cebada (*Hordeum vulgare* L.), incubando las semillas en placas Petri con la correspondiente disolución durante cinco días a 25ºC. En uno de los dos métodos se realizó una inmersión previa de las semillas en la disolución evaluada para ver el efecto producido en los resultados por un mejor contacto con la sustancia fitotóxica. El berro resultó ser la especie más sensible a estos compuestos orgánicos. Las concentraciones fitotóxicas para cada sustancia fueron las siguientes: 100 mg L^{-1} para ácido acético, 100 mg L^{-1} para ácido propiónico, 50 mg L^{-1} para ácido butírico y 2 g L^{-1} para etanol. La imbibición aumentó la sensibilidad del test en algunos casos.

Palabras clave

Ácido acético, ácido propiónico, ácido butírico, etanol, compost.

Abstract

Phytotoxicity tests based on the germination of seeds have been widely used during the last decades for evaluating the phytotoxicity of compost extracts. Nevertheless, the results of these tests are difficult to attribute to a specific property of the evaluated material, so if a phytotoxic effect of a certain material is observed, further investigations must be carried out to identify the specific cause. In this work, the phytotoxic properties of organic substances commonly present in immature compost, have been tested. A germination-elongation phytotoxicity test was carried out with aqueous solutions of acetic, propanoic and butyric acids, and ethanol, and the results were compared to those of a second test in which a previous step of soaking of the seeds in the tested solutions was introduced. The concentrations tested were 50-300 mg L^{-1} for acetic and propanoic acids, 5-50 mg L^{-1} for butyric acid, and 1-10 g L^{-1} for ethanol. Three species were used: *Hordeum vulgare* L (spring barley), *Lolium multiflorum* Lam. (Italian ryegrass) and *Lepidium sativum* L. (garden cress), and the seeds moistened with the tested solution were incubated in Petri dishes during five days at 25ºC in the dark. Cress was the most sensitive species to all the substances used, and the phytotoxic concentrations were found to be near 100 mg L^{-1} for acetic acid, 200 mg L^{-1} for propanoic acid, 50 mg L^{-1} for butyric acid, and 2 g L^{-1} for ethanol. The soaking step had a positive effect on the sensitivity of the test in some cases.

Keywords

Acetic acid, propanoic acid, butyric acid, ethanol, compost.

1. Introducción

La mayoría de los usos a los que se destina el compost implican su contacto con plantas, por lo que conocer sus posibles efectos negativos sobre el desarrollo vegetal es fundamental. Aunque la presencia de sustancias potencialmente inhibidoras del crecimiento vegetal se puede evaluar mediante determinaciones químicas, la evaluación directa mediante pruebas de germinación y/o crecimiento de plantas tiene una serie de ventajas que hacen que este tipo de ensayos esté muy extendido. La principal es que pueden medir el efecto combinado de las propieda-

des físicas, químicas y bioquímicas del compost sobre el desarrollo vegetal, teniendo en cuenta los posibles efectos sinérgicos. Frente a las pruebas de crecimiento de plantas, los test de germinación con extractos presentan la ventaja adicional de la rapidez de la determinación, aunque presentan algunos problemas de repetibilidad. Por ejemplo, Wierzbick y Obidzinska (1998) observaron que, en test de fitotoxicidad realizados en placas Petri, el patrón de penetración del Pb en las semillas era muy irregular, afectando significativamente a los resultados del test, y que la inmersión previa de las semillas en la disolución incrementaba la permeabilidad de la membrana mejorando los resultados. Siguiendo estas observaciones, en un trabajo previo observamos que la imbibición previa en la disolución evaluada mejoraba la respuesta del test de germinación a los metales pesados, debido a un mejor contacto con la sustancia fitotóxica y a la mayor cantidad de ésta (Villada et al., 2007).

Las causas de la fitotoxicidad que presentan algunos composts son diversas, y entre ellas están la existencia de sustancias orgánicas de bajo peso molecular, además de un exceso de salinidad o metales pesados. Durante la descomposición de la materia orgánica fresca se producen ácidos orgánicos de bajo peso molecular, que han sido encontrados en composts de diversos orígenes y a los que se atribuyen efectos fitotóxicos (Pascual et al., 1997; Himanen et al., 2006). En el suelo otros ácidos orgánicos son producidos de manera natural por las raíces, especialmente en situaciones de falta de nutrientes o toxicidad por Al, principalmente ácido cítrico, málico y oxálico (Jones, 1998). Sin embargo, ha sido demostrado que los de más bajo peso molecular, acético, propiónico y butírico, inhiben el crecimiento de las raíces y afectan a la nutrición de las plantas, reduciendo la absorción de P, K, Si, Mg, Ca y NH_4-N. Estos ácidos orgánicos dañan a las raíces produciendo una lignificación anormal de la pared celular, entre otros efectos, lo que impide la absorción de nutrientes y dificulta la difusión de oxígeno (Armstrong y Armstrong, 1999). La fitotoxicidad de estos tres compuestos ha sido evaluada en este trabajo, así como la del etanol, por ser muy común su presencia en residuos orgánicos de origen agrícola, como por ejemplo el orujo de uva.

Dada la importancia de algunos compuestos orgánicos como indicadores de la madurez del compost, los objetivos de este trabajo fueron: (1) observar el efecto fitotóxico de varias sustancias orgánicas mediante test de germinación; y (2) comprobar si la imbibición previa de las semillas da lugar a un aumento de la sensibilidad del test.

2. Materiales y métodos

Se utilizaron dos tests de germinación para determinar la fitotoxicidad de las disoluciones correspondientes de sustancias orgánicas, usando tres especies: berro *(Lepidium sativum* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.) y raygras italiano (*Lolium multiflorum* Lam.). Se prepararon disoluciones de los compuestos orgánicos correspondientes, con las siguientes concentraciones: 5, 10, 25 y 50 mg L^{-1} de ácido butírico; 50, 100, 200 y 300 mg L^{-1} de ácido acético y propiónico; y 1, 2, 5 y 10 g L^{-1} de etanol, teniendo en cuenta los rangos de concentración que pueden encontrarse en residuos orgánicos compostados que no han alcanzado una madurez completa. En el primer test se dispusieron veinte semillas de cada especie en placas Petri de 9 cm, sobre un papel de filtro, por triplicado, y se les añadieron 3 mL de la disolución correspondiente. En el segundo, se introdujo un paso previo de imbibición: las semillas fueron sumergidas en 50 mL de cada disolución durante 24 h, y a continuación se realizó el test de germinación del modo descrito. Las placas Petri se cubrieron para evitar la evaporación y se incubaron en la oscuridad a 25ºC durante cinco días. Se anotó el número de semillas germinadas y la longitud de las raíces, para calcular el índice de germinación (GI) como sigue:

$$GI = 100 x \frac{G}{G_C} x \frac{L}{L_C}$$

donde G y L son el número de semillas germinadas y la longitud de la raíz para cada disolución testada, y G_C y L_C el número de semillas germinadas y la longitud de la raíz en el control (agua destilada).

3. Resultados y discusión

Los resultados de los test de germinación se muestran en las figuras 1 a 3. Con escasas excepciones, los valores de GI se redujeron con concentraciones crecientes de la sustancia fitotóxica, para todos los compuestos y especies. La posibilidad de que el efecto fitotóxico observado se deba al pH y no a los ácidos en sí se descartó germinando semillas en agua acidificada con HCl a pH 4 (las diferentes disoluciones de ácidos presentaron un pH en torno a este valor), obteniéndose los mismos resultados que en los controles germinados en agua destilada.

El berro fue claramente más sensible que las otras especies a todas las sustancias evaluadas. Las semillas de esta especie fueron más sensibles a los ácidos acético y propiónico tras la imbibición, mientras que ésta no tuvo efecto en los resultados de ácido butírico y etanol. El raygrás italiano fue algo menos sensible que el berro, y la imbibición sólo produjo un incremento de la sensibilidad en el caso del ácido propiónico. La sensibilidad al ácido butírico fue menor que la de las otras especies. La cebada fue la especie más resistente, lo cual contradice la opinión general de que esta especie es un buen indicador de inmadurez por ser sensible a este tipo de compuestos orgánicos.

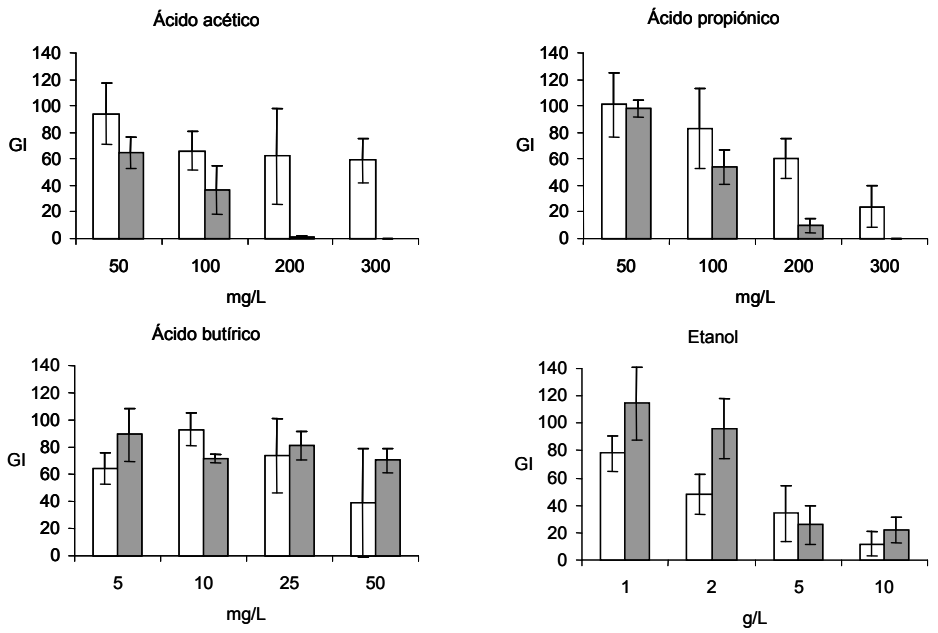


Figura 1. Resultados de los test de germinación con berro. Las columnas oscuras representan los resultados del test con imbibición. Las barras de error representan dos veces la desviación estándar.

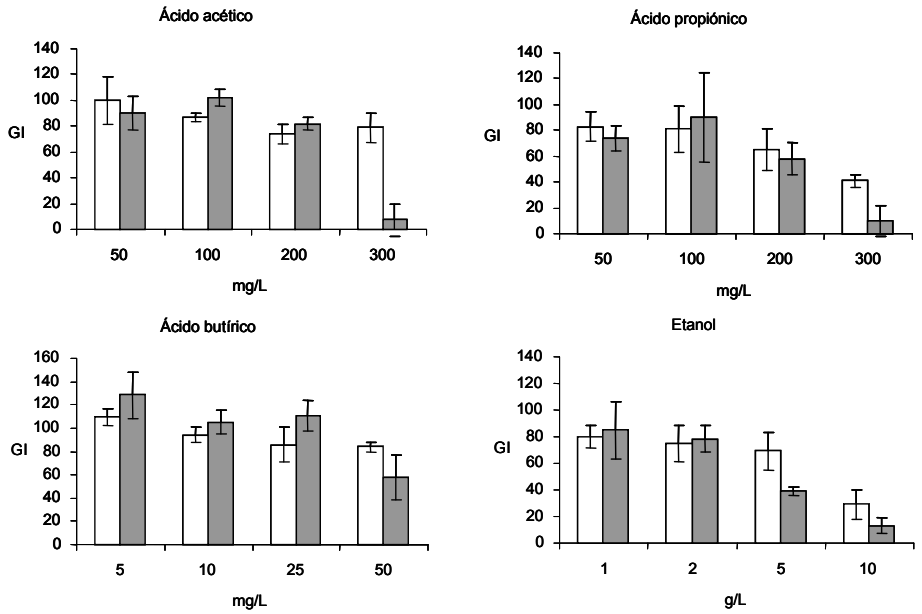


Figura 2 Resultados de los test de germinación con cebada. Las columnas oscuras representan los resultados del test con imbibición. Las barras de error representan dos veces la desviación estándar.

La evaluación de los niveles de fitotoxicidad se realizó tomando como referencia un valor de GI inferior a 80, indicativo de fitotoxicidad moderada según Zucconi et al. (1981). De acuerdo con este límite, las concentraciones a partir de las cuales se observaron efectos fitotóxicos fueron 50 mg L^{-1} para ácido acético (test con imbibición en berro y raygrás, aunque el efecto fue más claro en berro), 100 mg L^{-1} para ácido propiónico (test con imbibición en berro y raygrás, también con efecto más pronunciado en el primero), 5 mg L^{-1} para ácido butírico (test con imbibición en berro), y 1 g L^{-1} para etanol (test sin imbibición con berro). En cambio, si tomamos como valor indicativo de fitotoxicidad un GI de 50 (Emino y Warman,

2004), los resultados serían los siguientes: 100 mg L^{-1} para ácido acético (test con imbibición con berro), 200 mg L^{-1} para ácido propiónico (test con imbibición en berro y raygrás), 50 mg L^{-1} para ácido butírico (test sin imbibición con berro), y 2 g L^{-1} para etanol (test sin imbibición con berro).

Armstrong y Armstrong (1999) indicaron que la fitotoxicidad de varios ácidos (entre ellos los estudiados en este trabajo) se puede situar en concentraciones torno a 1-1,5 mM de la forma sin disociar, siendo el ácido propiónico el más fitotóxico para estos autores. Esto significaría para todos los ácidos concentraciones en torno a 100 mg L^{-1}, lo que coincidiría con nuestras observaciones si tomamos como umbral de fitotoxicidad un valor de GI inferior a 50. Esto, unido a la menor variabilidad, en general, de los resultados correspondientes a valores bajos de GI, nos lleva a recomendar este valor como un indicador más fiable de la fitotoxicidad.

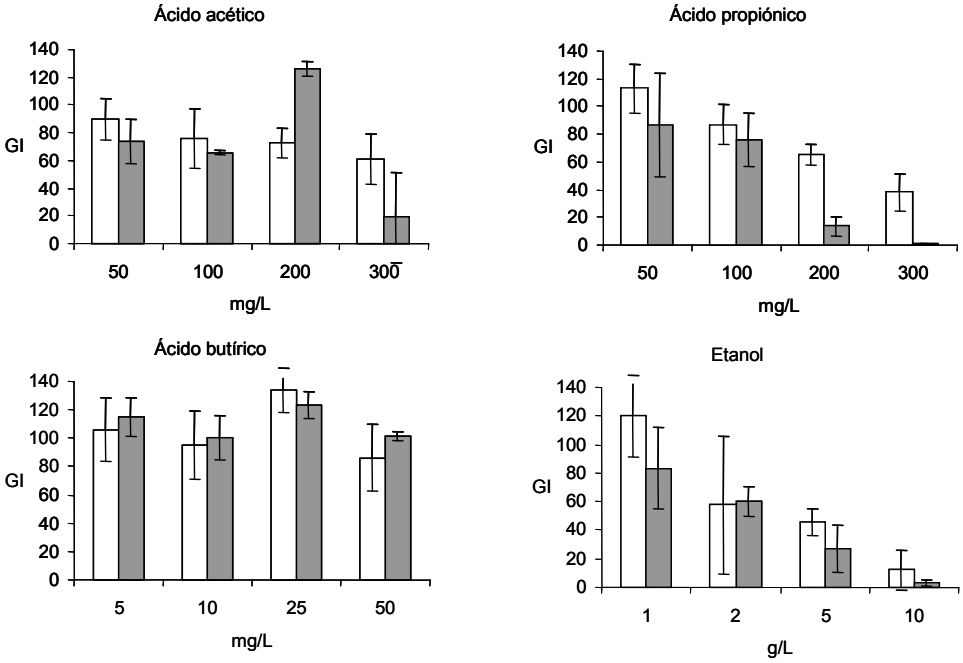


Figura 3 Resultados de los test de germinación con raygrás italiano. Las columnas oscuras representan los resultados del test con imbibición. Las barras de error representan dos veces la desviación estándar.

Himanen et al. (2006) obtuvieron las siguientes concentraciones de ácidos carboxílicos en compost inmaduro de lodos: 5 mg kg^{-1} de ácido butírico, 15 mg kg^{-1} de ácido propiónico y 1000 mg kg^{-1} para ácido acético. Teniendo en cuenta que para la evaluación de la fitotoxicidad se usa una relación sólido:líquido 1:10, los extractos de estos compost darían concentraciones en disolución de 0,5 mg L^{-1} para ácido butírico, 1,5 mg L^{-1} para ácido propiónico y unos 100 mg L^{-1} para ácido acético. De acuerdo con los resultados de nuestro estudio, las cantidades de ácido propiónico y butírico serían demasiado bajas para dar una respuesta fitotóxica, mientras que las de ácido acético podrían ser consideradas fitotóxicas. Pascual et al. (1997) publicaron valores considerablemente menores para estos mismos ácidos en compost inmaduros de RSU y lodos, que presentarían 150-200 mg kg^{-1} de ácidos acético y butírico, y 50 mg kg^{-1} de ácido propiónico, valores que no podrían dar lugar a fitotoxicidad. También observaron que las concentraciones son mucho más bajas en compost maduros (< 10 mg kg^{-1}),. Aunque estas concentraciones no son suficientes para producir fitotoxicidad en los test de germinación, habría que tener también en cuenta el efecto aditivo de todos los ácidos presentes, que no ha sido considerado en este trabajo.

4. Conclusiones

Se demostró la respuesta fitotóxica de etanol y tres ácidos orgánicos de cadena corta en ensayos de germinación con tres especies vegetales (berro, cebada y raygrás), de los cuales el más sensible fue el berro (*Lepidium sativum* L.). Entre las sustancias testadas, el ácido butírico parece ser la más tóxica. La sensibilidad del test de germinación mejoró en algunos casos mediante un paso de imbibición previa. Las semillas parecen ser más sensibles al contacto previo con las moléculas más pequeñas y ácidas

(acético y propiónico), mientras que la imbibición no produjo efectos sobre la respuesta a etanol y ácido butírico.

Referencias

Armstrong, J. y Armstrong, W. 1999. *Phragmites* die-back: toxic effects of propionic, butyric and caproic acids in relation to pH. New Phytol. 142, 201-217.

Emino, E.R. y Warman P.R. 2004. Biological assay for compost quality. Compost Sci. Util. 12, 342-348.

Himanen, M., Latva-Kala, K., Itävaara, M. y Hänninen, K. 2006. A method for determining low-weight carboxylic acids from biosolid compost. J. Environ. Qual. 35, 516-521.

Jones, D.L. 1998. Organic acids in the rizosphere - a critical review. Plant Soil 205, 25-44.

Pascual, J.A., Ayuso, M., García, C. y Hernández, T. 1997. Characterization of urban wastes according to fertility and phytotoxicity parameters. Waste Manage. Res. 15, 103-112.

Villada, A., Paradelo, R., Moldes, A.B. y Barral, M.T. 2007. Effect of seed imbibition in the response of a germination-elongation test to heavy metals. Proceedings of the International Meeting "Soil and Wetland Ecotoxicology". Barcelona 26-27 de noviembre de 2007.

Wierzbicka, M.J. y Obidzinska, J. 1998. The effect of lead on seed imbibition and germination in different plant species. Plant Sci. 137, 155-171.

Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A. y De Bertoldi, M. 1981. Biological evaluation of compost maturity. BioCycle 22, 27-29.

Respuesta vegetativa de siete variedades-población de viníferas cultivadas en las Islas Canarias con aportes de compost autóctono en el sur de la isla de Tenerife

Seven vegetative answer of variety-populations of grape crops cultivated in the Canary Islands with contributions of compost native in the south of the island of Tenerife

C.D. Marrero Estévez[1], E. Corominas Roig,[2] E. González Díaz[2] y J.F. Fariñas Álvarez[1]

[1]Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agraria de la Universidad de La Laguna
[2]Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (I.C.I.A.)

E-mail: ecroig@icia.es

Resumen

La comarca vitivinícola del Valle de Güímar se encuentra en la vertiente sur de Tenerife y abarca los municipios de Arafo, Candelaria y Güímar.

El viñedo se extiende en esta zona desde la costa hasta 1.400 m. de altitud haciéndolo el más alto de España, junto con el de Vilaflor, perteneciente a la D.O. Abona en la misma Isla.

En estas zonas la demanda de agua por la industria y los núcleos urbanos, reduce los recursos hídricos disponibles para la agricultura y obliga a incrementar la eficiencia del riego y a buscar otras alternativas dado el aumento de plantaciones de superficie ocupada por el viñedo.

La aplicación de compost como abono orgánico a diferentes cultivos hortícolas y frutales se ha venido realizando de forma continuada. El cultivo de la viña, cada vez más extendido en la Isla de Tenerife, es uno en el que no se ha realizado ensayos de este tipo.

Con el presente estudio se pretende evaluar la aplicación de compost como una alternativa en el cultivo de la viña en la zona sur de Tenerife y que pueda servir de referencia para dicha vertiente en el resto de las islas, comprobando la eficacia de este manejo de cultivo que puede ser de interés por el ahorro de fertilizantes y aporte de agua, así como mejorar la calidad de la producción.

Los objetivos que se pretenden conseguir con el presente trabajo, es estudiar el desarrollo y la dinámica de crecimiento de siete variedades de uva blanca tradicionalmente cultivadas en las islas, en función de la aplicación de tres tratamientos distintos de compost.

Las variedades en estudio son las siguientes: Marmajuelo, Forastero Blanco, Sabro, Málaga, Torrontés, Baboso Blanco, Gomera.

El trabajo realizado se basa principalmente en conocer lo siguiente:

- Desarrollo de los pámpanos a lo largo del periodo vegetativo en las diferentes variedades.
- Evolución de las curvas de regresión (diámetro basal, diámetro medio y longitud) durante el periodo vegetativo de las citadas variedades.

Palabras clave
Vid, materia orgánica, crecimiento vegetativo, desarrollo de pámpanos, Islas Canarias.

Abstract

The viticultural zone of the Valley of Güímar is in the South slope of Tenerife and includes the municipalities of Arafo, Candelaria and Güímar. The vineyard extends in this zone from the coast to 1,400 m.s of altitude doing it highest of Spain, along with the one of Vilaflor, pertaining to the D.O. Abona in the same Island. In these zones the demand of water by the urban industry and nucleus, reduces the hydro resources available for agriculture and forces to increase the efficiency of the irrigation and to look for other alternatives given the increase of plantations of surface occupied by the vineyard. The application of compost as organic manure to different horticultural and fruit crops cultures has come making from continued form. The culture of the vine, more and more extended in the Island of Tenerife, is one in which it has not been made tests of this type. With the present study it is tried to evaluate the application of compost as an alternative in the culture of the vine in the South zone of Tenerife and that can serve as reference for this slope in the rest of the islands, verifying the effectiveness of this handling of culture that can be of interest by the saving of fertilizers and water contribution, as well as to improve the quality of the production. The objectives that are tried to obtain with the present work are to study the devel-

opment and the dynamics of growth of seven traditionally cultivated varieties of white grape in the islands, based on the application of three treatments different from compost. The varieties in study are the following ones: Marmajuelo, Forastero blanco, Sabro, Malaga, Torrontés, Baboso blanco, Gomera. The made work is based mainly on knowing the following things: Development of the young vine-branch throughout the vegetative period in the different varieties and evolution of the curves of regression (length, basal and diameter in the middle of the shoots) during the vegetative period of the mentioned varieties.

Key words
Grape crop, organic matter, vegetative growth, development of young vine-branch, Canary Islands

1. Introducción

El crecimiento es definido como un incremento irreversible en el tamaño de la planta, teniendo esta respuesta vegetativa dos componentes, un incremento en el tamaño de las células ya presentes y otro en el número de células de los meristemos (Mullins et al., 1992) y puede ser evaluado por medidas de masa, longitud, altura, área superficial o volumen (Salisbury y Ross, 1994).

Los pámpanos de la estación de crecimiento están formados por una combinación de crecimiento fijo y crecimiento libre (Bouard, 1966). Este crecimiento fijo se refiere a la elongación de los entrenudos y la expansión de las hojas, las cuáles están preformadas en la yema dormida. El crecimiento libre se refiere a la elongación de los pámpanos con una producción de nuevas hojas del primordio, desde el meristemo apical.

El índice de elongación es mayor en las primeras etapas del crecimiento y luego disminuye a velocidad constante (Van Zyl, 1984). El incremento en la longitud de los pámpanos presenta la modalidad de una curva sigmoidal cuando lo expresamos en función de los días naturales (de la Harpe y visor, 1985; Winkler et al., 1974) o con la integral térmica (13). El alargamiento de las pámpanos depende en gran medida del régimen hídrico. Fournioux (3) propuso que el crecimiento del entrenudo está estimulado por sustancias semejantes a las giberelinas y probablemente derivan de zonas adyacentes a las hojas.

En este trabajo se estudia la respuesta vegetativa del pámpano con la aplicación de compost autóctono en las variedades Marmajuelo, Forastero Blanco, Sabro, Málaga, Torrontés, Baboso Blanco, Gomera, resultando las curvas de regresión del crecimiento del pámpano en los diferentes tratamientos de aplicación de compost se ajustan a modelos polinomiales cuadráticos. Por otro lado, la curva de desarrollo del diámetro de los entrenudos en la base y en la mitad del pámpano también se ajustan a este modelo polinomial cuadrático.

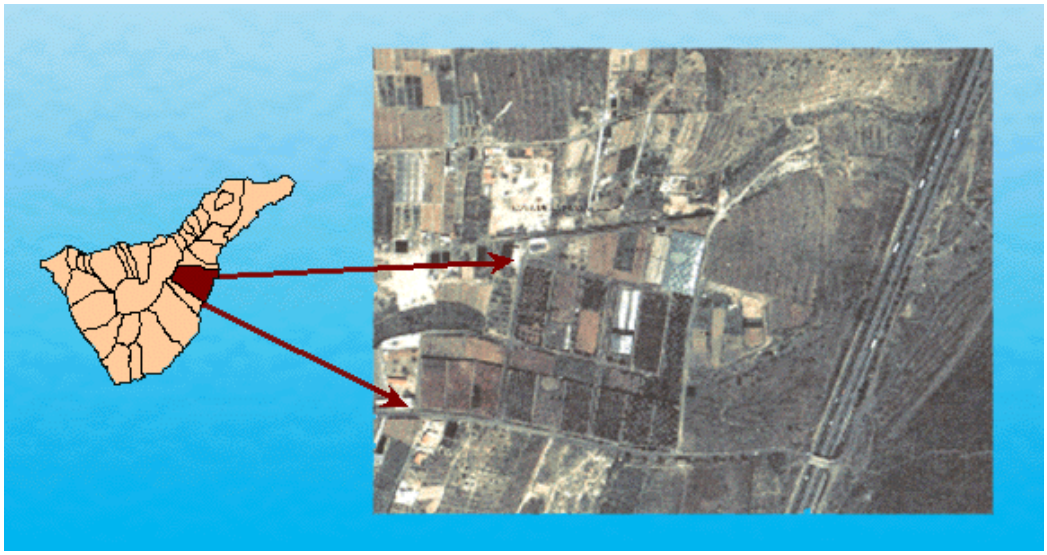
2. Materiales y métodos

2.1 Parcela experimental

La parcela en que se ha desarrollado este estudio, se localiza en la finca "La Planta", en el término municipal de Güímar, en la zona de producción de la Comarca con la Denominación de Origen Valle de Güímar, en el sur de la isla de Tenerife.

Su localización geográfica es:

- Longitud : 16º 22' 59'' W
- Latitud : 28º 19' 11'' N.
- Altitud : 156 m.s.n.m



La finca se sitúa en la vertiente sureste de la isla y pertenece al Instituto Canario de Investigaciones Agrarias (I.C.I.A), Organismo Autónomo de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación del Gobierno de Canarias.

En la parcela H-17 de 2304 m^2 se encuentran plantadas catorce variedades- población de uva blanca tradicional de las Islas Canarias, procedente de la selección clonal realizada por la Unidad de Fruticultura Templada del I.C.I.A. El suelo de la huerta procede de la zona y en una sistematización del terreno realizada en los años sesenta.

Las cepas están conducidas en parral bajo (table-top) con un marco de plantación de 2 * 2 m.

El plan de riego distingue cuatro períodos que son:

- Brotación – Floración.
- Cuajado – Envero.
- Vendimia – Caída de hoja.
- Caída de hoja – Poda.

La cantidad de agua es aportada por goteo en bandas húmedas, con tuberías de PE sujetas a la espalderas con goteros cada 40 cm. La programación del riego se hace en base a los datos del tanque evaporimétrico "clase A".

2.2 Material vegetal

La parcela en la que se ha realizado el estudio está plantada con cepas (González Díaz et al., 1996) procedentes de la selección clonal realizada en julio de 1999

A continuación se describen las variedades objeto del ensayo

- Marmajuelo: Hoja adulta de tamaño mediano-pequeño, cuneiforme. Racimo compacto de tamaño medio. Baya elíptica- corta y color amarillo- verde. Acidez alta en la maduración.
- Forastero blanco:Hoja adulta grande orbicular. Racimo mediano-pequeño. Baya esférica de tamaño pequeño y color verde-amarillo. Buena acidez en la maduración.
- Sabro: Hoja adulta de tamaño medio, cuneiforme. Racimo de tamaño medio, suelto. Baya mediana de color verde-amarillenta y forma ovoide.
- Málaga:Hoja adulta de tamaño medio, orbicular. Racimo de tamaño medio, compacto. Baya esférica de color verde-amarillo.
- Torrontés:Hoja adulta de tamaño medio, pentagonal. Racimo medio-grande de compacidad media. Baya de tamaño medio-grande, acuminada, de epidermis verde- amarillo y carnosa.
- Baboso blanco:Hoja adulta de tamaño medio, pentagonal. Racimo de tamaño medio y compacto. Baya pequeña, esférica de color verde- amarillento.
- Gomera:Hoja adulta grande orbicular. Racimo mediano-pequeño. Baya esférica de tamaño pequeño y color verde-amarillo. Buena acidez en la maduración.

2.3 Metodología

2.3.1 Diseño experimental

El ensayo consiste en añadir compost elaborado con restos de poda, estiércol de pollo, estiércol de cabra y bagazo, de dos maneras diferentes, siendo los tratamientos:

1) Forma lineal**,** ,a lo largo de la línea de tratamiento en un surco de 50 cm a cada lado de la planta y a 50 cm de profundidad, en una cantidades 0,5 Kg. por cepa.

2) Tratamiento testigo**,** donde no se aporta compost.

3) Forma lineal, a lo largo de la línea de tratamiento en un surco de 50 cm a cada lado de la planta y a 50 cm de profundidad, en una cantidad de 1 Kg. por cepa.

El diseño estadístico fue en bloques con tres tratamientos repartidos en 30 plantas por variedad

El análisis del compost utilizado en el ensayo es el siguiente:

N (%)	1,93
P (%)	0,64
K (%)	2,01
Ca (%)	4,08
Mg (%)	1
Na (ppm)	0,6
Fe (ppm)	12,280
Mn (ppm)	422,1
Zn (ppm)	146,7
Cu (ppm)	59,6
C (%)	29,59
pH	7,50
CE (mS/cm)	1,8

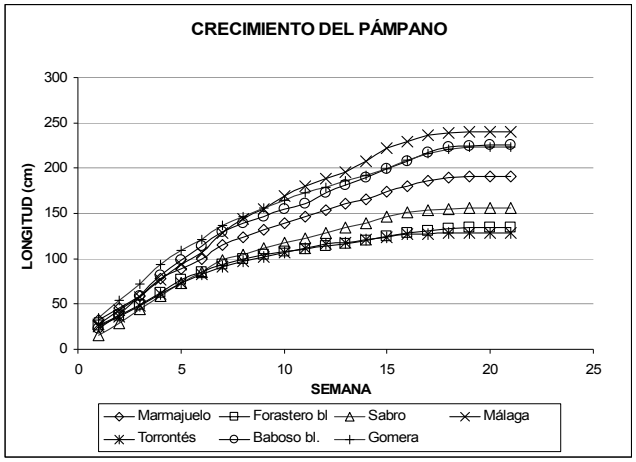
3. Resultados y discusión

Se presentan a continuación los resultados obtenidos en el presente trabajo evaluándose los datos de campo y al mismo tiempo contrastando los distintos parámetros estudiados.

3.1 Dinámica de crecimiento del pámpano

3.1.1 Longitud

Para evaluar la dinámica de crecimiento diario medio (CDM) del pámpano se realizó un análisis de varianza (ANOVA), existiendo diferencia real entre las medias de las variedades y para establecer las diferencias significativas se aplicó la prueba HSD de Tukey:



Cultivar	Crecimiento diario medio (mm)
Torrontés	7,2 a*
Forastero blanco	7,6 a
Sabro	9,9 b
Marmajuelo	11,2 c
Gomera	13,3 d
Baboso blanco	14,3 d
Málaga	14,9 d

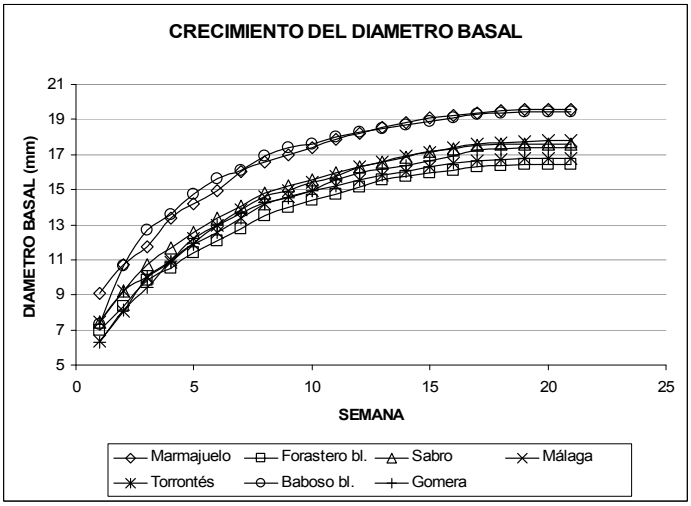
*Los valores en la columna seguidos de la misma letra no son significativamente distintos a p ≤ 0,10 aplicando la prueba HSD de Tukey.

3.1.2. Evolución de la curva de regresión.

El estudio de la dinámica del crecimiento nos muestra la evolución de las curvas de desarrollo a lo largo del ciclo vegetativo de las 7 variedades blancas de viníferas. Todas las variedades estudiadas se ajustan a modelos polinomiales:

VARIEDAD	REGRESIÓN CURVILÍNEA DE CRECIMIENTO DEL PÁMPANO		
	Modelo	Grado	Coef. de Regresión (R^2)
Marmajuelo	Polinomial	Cuadrática	0,9981
Forastero blanco	Polinomial	Cuadrática	0,9872
Sabro	Polinomial	Cuadrática	0,9959
Málaga	Polinomial	Cuadrática	0,9974
Torrontés	Polinomial	Cuadrática	0,9949
Baboso blanco	Polinomial	Cuadrática	0,9948
Gomera	Polinomial	Cuadrática	0,9948

3.2 Desarrollo del diámetro de los entrenudos en la base del pámpano.
3.2.1 Diámetro basal.

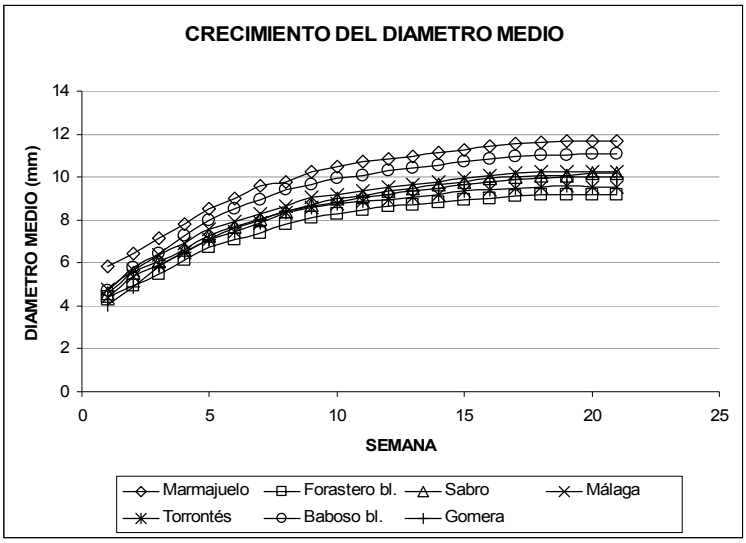


3.2.2 Evolución de la curva de regresión.

Se ajustan también a modelos polinomiales.

VARIEDAD	REGRESIÓN CURVILÍNEA DEL DESARROLLO DEL DIÁMETRO DE ENTRENUDO EN LA BASE DEL PÁMPANO		
	Modelo	Grado	Coef. de Regresión (R^2)
Marmajuelo	Polinomial	Cuadrática	0,992
Forastero blanco	Polinomial	Cuadrática	0,995
Sabro	Polinomial	Cuadrática	0,9898
Málaga	Polinomial	Cuadrática	0,987
Torrontés	Polinomial	Cuadrática	0,9931
Baboso blanco	Polinomial	Cuadrática	0,9578
Gomera	Polinomial	Cuadrática	0,986

3.3 Desarrollo del diámetro de los entrenudos en la mitad del pámpano
3.3.1 Diámetro medio



3.3.2 Evolución de la curva de regresión

Se ajusta también a modelos polinomiales.

VARIEDAD	REGRESIÓN CURVILÍNEA DEL DESARROLLO DEL DIÁMETRO DE ENTRENUDO EN LA MITAD DEL PÁMPANO		
	Modelo	Grado	Coef. de Regresión (R^2)
Marmajuelo	Polinomial	Cuadrática	0,993
Forastero blanco	Polinomial	Cuadrática	0,9924
Sabro	Polinomial	Cuadrática	0,9927
Málaga	Polinomial	Cuadrática	0,99
Torrontés	Polinomial	Cuadrática	0,9871
Baboso blanco	Polinomial	Cuadrática	0,9874
Gomera	Polinomial	Cuadrática	0,9855

4. Conclusiones

El mayor *índice de crecimiento* de lo pámpanos corresponde a la variedad Málaga seguida de la variedad Baboso blanco y menores a las variedades Torrontés y Forastero blanco. No obstante, los datos obtenidos para las variedades estudiadas son de 7 a 15 mm/día, distan de los referidos por Hardie y Martin (2000) para la variedad Sultanina (53 mm/día).

Con referencia al crecimiento diario medio (CDM) de los pámpanos de las 7 variedades estudiadas, se podrían agrupar en 4 tipos:

- Muy poco: Forastero blanco, Torrontés.
- Poco: Sabro.
- Medio: Marmajuelo, Gomera.
- Normal: Málaga, Baboso blanco.

Las *curvas de regresión* del crecimiento del pámpano en los diferentes tratamientos de aplicación de compost se ajustan a modelos polinomiales cuadráticos. Por otro lado, la curva de desarrollo del diámetro de los entrenudos en la base y en la mitad del pámpano también se ajustan a este modelo polinomial cuadrático.

5. Bibliografia

Bouard, J. (1966). Recherches physiologiques sur la vigne et en particulier sur l'aoûment des sarments. Thése Dr. Sci. Nat.,Bourdeaux.

de la Harpe, A. C. y Vissor, J. H. (1985). Growth characteristics of *vitis vinifera* L., cv. "Cape riesling". African Journal of Enology and Viticulture 6: 1-6

Fournioux, J. C. (1996). L'elongation internodale chez la vigne (*vitis vinifera L.*): influences foliares et fole de l'apex. Journal International des Sciences de la Vigne et du Vin 30:171-186

González Díaz, E; Sotés Ruiz, V.; Guerra Abrante, J.M. Armas Benítez, R.; Hernández Cabrera, M.A.; Savoir Gutiérrez, J.L. y Martínez García,C. 1996. Encepamiento de las Islas Canarias. I Jornadas Técnicas Vitivinícolas Canarias. Casa del Vino. Cabildo Insular de Tenerife I: 73-80.

Hardie, W. J. y Martin, S. R. (2000). Shoot growth of de-fruit grapevines: a physiological indicator for irrigation scheduling. Australian Journal of Grape and Wine Research 6:52-58

Mullins, M. G.; Boquet, A. y Williams, L. E. (1992). Biology of the grapevine. Cambridge University Press .

Salisbury, F. B. y Ross, C. W. (1994). Fisiología Vegetal. Grupo Editorial Iberoamérica.

Van Zyl, J. L. (1984). Response of Colombard grapevines to irrigation as regards quality aspects and growth. South African Journal of Enology and Viticulture 5**:**19-28.

Williams, L. E. (1987). Growth of "Thomson seedless" grapevines. I. Leaf area development and dry weight distribution". Journal American Soc. Hort. Sci. 112**:** 325-330

Winkler, A., Cook, J., Kliewer, N. y Lider, A. (1974). General Viticulture. Univ. Calif. Press.

Retención de amonio y metales en el compostaje de lodos municipales con distintas zeolitas naturales

Ammonium and metals retention during composting of domestic sludge amended with natural zeolites

V. Sánchez [(1)], J. López [(2)], F.J. Fernández [(1)], L. Rodríguez [(1)] y J.Villaseñor[(1)]

(1) Departamento de Ingeniería Química, Instituto de Tecnología Química y Medioambiental, Universidad de Castilla La Mancha. 13071 Ciudad Real.

(2) Grupo de Investigación en Zeolitas de la Universidad de Cádiz, Centro Andaluz de Estudios Marinos, Campus Rio San Pedro, 11510 Puerto Real, Cádiz

Jose.villasenor@uclm.es

Resumen

El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto de la adición de diferentes zeolitas naturales sobre la retención de amonio y metales en el compostaje de lodos de depuradoras urbanas. Se realizó un estudio a escala de laboratorio en el que se realizaron cuatro experimentos simultáneos de compostaje. Todos ellos contenían lodos urbanos digeridos y deshidratados, mezclados con paja de cereal molida en proporción 2/1 en peso. A tres de ellos se añadió una zeolita natural al comienzo, hasta alcanzar 20% en peso. Las zeolitas utilizadas fueron dos Clinoptilolitas (*Klinolith* y *Zeocat*) y Mordenita 4/20, todas con un tamaño medio de partícula entre 0,5 y 1mm. Se controlaron las variables más importantes durante los experimentos (humedad, aireación). Las muestras de compost final (antes de separar la zeolitas) resultaron contener mayor contenido de amonio que el compost obtenido sin adición de zeolita. Se observó una relación directa entre la acidez de las zeolitas y la retención de amonio conseguida. Una medición posterior de la acidez de las zeolitas tras el proceso mostró el descenso de acidez de las mismas. Por otro lado, las zeolitas retuvieron casi la totalidad del Cd, Ni, Pb y Cr con respecto al compost obtenido sin el uso de éstas, mientras que las retenciones de Cu, Zn y Hg fueron menos efectivas. El método experimental utilizado, con pequeños reactores de laboratorio, no permitió observar otros efectos que las zeolitas pudieran provocar, como por ejemplo las velocidades de mineralización del carbono, lo que habría de estudiarse en el futuro a mayor escala.

Palabras clave

Lodos urbanos, clinoptilolita, mordenita, adsorción, intercambio iónico.

Abstract

The aim of this work is to study the effect of natural zeolite addition on the ammonium and metals retention during the domestic sludge composting process. The research was done through four simultaneous lab-scale batch experiments. All experiments consisted of composting of a straw/sludge mixture (2/1 w/w) and different types of natural zeolite were added (20%) to three of them. Zeolites used were two kinds of Clinoptilolite and Mordenite 4/20, using average particle size of 0.5-1 mm. The most important factors (moisture, T) were controlled during the experiments. Final compost, before zeolites removal, contained higher ammonium concentrations than the control experiment (composted without zeolite). A direct relationship between zeolite acidity decrease and the ammonia uptake was detected. Zeolites also retained nearly all the Cd, Ni, Pb and Cr content, compared with the compost obtained without zeolites, and retention of Cu, Zn and Hg was less effective. The experimental method used did not allow to observe other kinds of effects, as carbon mineralization rates, thus higher-scale studies have been recommended.

Keywords

Domestic sludge, clinoptilolite, mordenite, adsorption, ion exchange.

1. Introducción

El compostaje de lodos de depuradora, debido a las particulariddes de este biorresiduo, se suele llevar a cabo usando materiales estructurantes, en muchas ocasiones de origen vegetal, que a veces además equilibran la relación C/N hacia niveles más bajos. El uso de las zeolitas como agente estructurante está muchos menos extendido. Las zeolitas son aluminosilicatos, especialmente sódicos y cálcicos, con multitud de aplicaciones (deshidratantes, soporte de catalizadores, sustitutos de fosfatos en detergentes, cambiadores catiónicos, adsorbentes, soportes biológicos, etc). Recientemente se viene estudiando el posible beneficio que se deriva de añadir zeolitas

durante el compostaje de lodos. Como principales efectos se ha constatado la utilidad de estos materiales para la eliminación de olores (NH_3, COVs) por sus características adsorbentes, como intercambiador catiónico que permite la retención de amonio en el compost, o para la captación irreversible de metales pesados (Nissen et al., 2000; Zorpas et al., 2001; Zorpas et al., 2003). Otros efectos, menos estudiados, podrían ser su efecto sobre la porosidad de la mezcla lodo/zeolita y su consecuencia sobre los perfiles térmicos, el mantenimiento de la humedad o de la oxigenación durante el proceso de compostaje. En este trabajo se ha realizado compostaje de lodos con zeolitas a escala de laboratorio a fin de comparar el posible efecto de tres tipos diferentes de zeolitas naturales, principalmente sobre la retención de amonio y metales en el compost.

2. Materiales y Método

Los experimentos se realizaron en recipientes de 2 litros, cerrados y revestidos de aislamiento térmico y provistos de un sistema de aireación con un difusor de aire en su base, y un indicador de temperatura. Se utilizó lodo digerido y deshidratado de una depuradora urbana. El lodo se mezcló con paja de cebada en la proporción 2/1 en peso, de forma que las características finales del residuo a compostar eran: humedad 55%, C_{total} 33%, N_{total} 4.1%, SV 71%. En tres de los cuatro experimentos se adicionó además una cantidad de zeolita natural, distinta en cada caso, de forma que la proporción final de zeolita fue de 20% en peso sobre el total. El tamaño medio de partícula de las zeolitas fue de 0.5-1 mm. Las zeolitas utilizadas se indican en la tabla 1.

Tabla 1. Zeolitas utilizadas en los experimentos

Experimento	Tipo de Zeolita	Acidez (mmol NH_3/g)	Capacidad de intercambio (meq NH_4^+/g)
Control	-		
1	Klinolith (Clinoptilolita)	0.976	$50.8 \cdot 10^{-3}$
2	Zeocat (Clinoptilolita)	0.933	$51.6 \cdot 10^{-3}$
3	Mordenita 4/20	0.588	$45 \cdot 10^{-3}$

La composición mayoritaria de las dos zeolitas del tipo Clinoptilolita era de 65% de SiO_2 y 11% de Al_2O_3, mientras que la Mordenita 4/20 contenía 71% de SiO_2 y 11% de Al_2O_3, siendo esta última de origen nacional. Tras realizar las mezclas correspondientes se comenzaron los experimentos. Periódicamente se tomaron muestras para medir humedad, pH, SV y N-NH_4^+. Al final de los experimentos se separó la zeolita del compost mediante tamizado y se analizó el contenido en metales del compost, mediante espectrometría-ICP, y la acidez de las zeolitas, mediante un analizador TPD/TPR.

3. Resultados y Discusión

La humedad de la mezcla se controló siempre entre el 55 y 60% en todos los casos, añadiendo agua en caso que fuera necesario. No se controló el pH, pero los valores obtenidos a lo largo de los experimentos fueron bastante estables, con valores algo superiores a 8,0 y un ligero descenso durante la etapa de maduración. No se observaron diferencias apreciables entre los experimentos y en ningún momento se observó una posible acidificación de las mezclas por lo que se consideró que se mantuvieron buenas condiciones aerobias.

La capacidad de autocalentamiento de las mezclas fue muy limitada, posiblemente debido al pequeño tamaño de los reactores y a las pérdidas de calor por un insuficiente revestimiento aislante, a pesar de que la adición de aire era la mínima necesaria, para no enfriar la masa de reacción. Por ello, los reactores se introdujeron en un frigotermostato en el que se modificó la temperatura ambiente para ayudar a que los reactores pasaran a través de un perfil térmico típico. El resultado (figura 1a) fue que se consiguieron alcanzar las temperaturas deseadas, pero los perfiles térmicos fueron idénticos entre ellos, y dependían en todo momento de la temperatura fijada en el termostato. Por ello, se considera que este procedimiento experimental con pequeños reactores no permite observar el posible efecto de las zeolitas como estructurantes de la mezcla. Se supone que la presencia de diferentes estructurantes podría afectar a la porosidad, la evolución de la humedad y a la evolución de la temperatura, pero estas posible diferencias se anulan al tener que forzar artificialmente la curva de temperatura. Se considera necesario por tanto estudiar estos aspectos a una mayor escala, que permita el suficiente autocalentamiento de la reacción.

Por otro lado, se observaron perfiles de descenso de SV muy parecidos en todos los casos (figura 1b) aunque parece que la adición de zeolita aceleró ligeramente la disminución de SV. Este comportamiento se relaciona nuevamente con lo explicado en el párrafo anterior, que impide establecer diferencias apreciables de la velocidad de degradación de la materia orgánica.

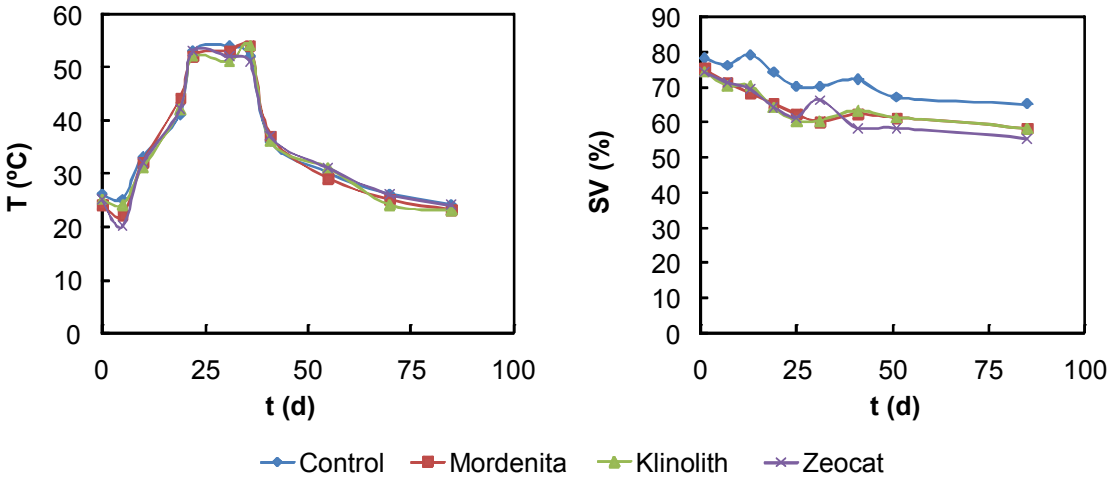


Fig. 1. (a) Evolución de la temperatura y (b) evolución de la concentración de SV (% sobre base seca).

La figura 2 muestra el contenido de N-NH_4^+ en base seca en la mezcla de reacción a lo largo del tiempo. Los valores finales tras 85 días se han considerado como los del compost final, sin realizar separación de las zeolitas. Se observa una primera etapa durante los primeros 40 días en la que la mayor actividad biológica genera importantes variaciones en el contenido de N-NH_4^+, ya que por un lado, la amonificación del lodo tendería a aumentar su concentración, pero por otro lado su transformación en NH_3 y la volatilización de éste tenderían a disminuirla. Además, la presencia de zeolitas se supone que actuaría sobre el equilibrio entre amonio y amoniaco, ya que en principio aquellas tienen capacidad para retener ambos compuestos. En la segunda etapa, la estabilización entre los 40 y 85 días, disminuye de forma importante la actividad biológica y se tiende a unas características finales constantes en el compost obtenido. Este comportamiento se ha observado en algunas investigaciones anteriores (Zorpas et al., 2003). Tras los 85 días se pueden distinguir diferentes contenidos de N-NH_4^+ en el compost final. El compost obtenido sin zeolitas es el que menos contenido de amonio contiene, mientras que los demás contienen una concentración mayor, dependiendo del tipo de zeolita. Se piensa que el aumento neto de concentración de amonio con respecto al blanco se debe a la captación por la zeolita, lo que evita emisiones de amoniaco y enriquece el compost final.

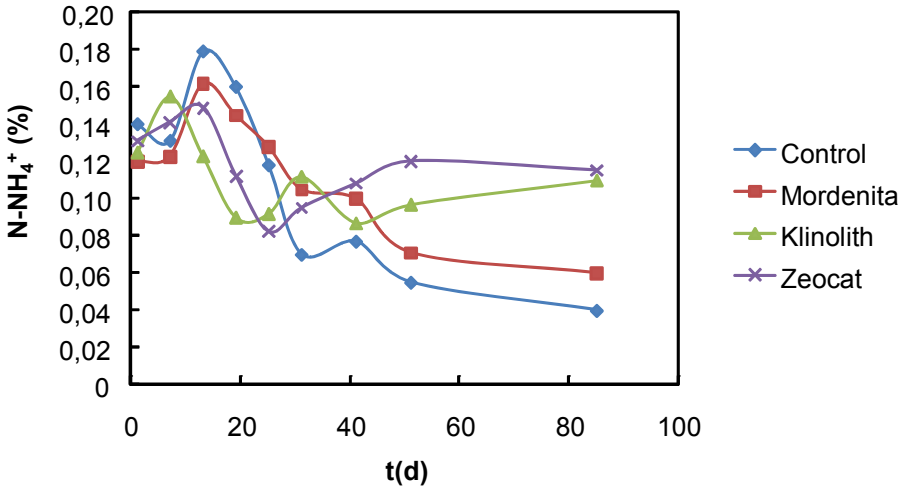


Fig. 2. Contenido de N-NH_4^+ en base seca, en las mezcla de residuos y en el compost final.

Tabla 2. Relación entre el descenso de acidez y retención de amonio

Experimento	Tipo de Zeolita	Descenso de acidez (%)	Incremento neto de $N\text{-}NH_4^+$ (% en base seca)
1	Klinolith (Clinoptilolita)	27	0,07
2	Zeocat (Clinoptilolita)	33	0,075
3	Mordenita 4/20	5	0,02

La tabla 2 relaciona el porcentaje de acidez que han perdido las zeolitas con el aumento neto de concentración de amonio en el compost con respecto al blanco. Se observa una tendencia positiva entre ambas medidas, lo que indica que las zeolitas mayor acidez serían más efectivas.

La tabla 3 muestra las concentraciones de metales en el residuo inicial, y en los cuatro compost finales, medido tras la separación de las zeolitas. Se observa una buena eficacia en la retención de Cd, Ni, Pb y Cr. Se considera especialmente importante el caso de los dos primeros por ser más restrictiva la actual normativa con dichos metales.

Tabla 3. Concentraciones de metales (mg/Kg de materia seca).

Metal	Contenido inicial	Compost sin Zeolitas	Compost usando *Klinolith*	Compost usando *Zeocat*	Compost usando *Mordenita*
Cd	0,308	0,524	nd (100)	nd (100)	nd (100)
Cu	216,2	331	298 (10)	99,3 (70)	232 (30)
Ni	65,6	99,8	nd (100)	nd (100)	nd (100)
Pb	51,7	81,6	nd (100)	nd (100)	nd (100)
Zn	355,6	541	514 (5)	373 (31)	384 (29)
Hg	1,23	1,87	1,8 (10)	1,21 (35)	1,5 (20)
Cr	54,4	84,7	nd (100)	15,2 (82)	nd (100)

Los datos entre paréntesis indican el porcentaje de metal retenido por cada zeolita con respecto al experimento en blanco o control. nd: no detectable.

4. Conclusiones

Se ha constatado la capacidad de dichas zeolitas para retener amonio y metales, y en el primer caso, se ha relacionado con la acidez de aquellas. La acumulación de los metales plantearía la necesidad de separar las zeolitas del compost final antes de su aplicación, en contra de lo que sería recomendable desde el punto de vista del amonio. El carácter reversible o irreversible de la captación del metal decidiría la necesidad o no de separar la zeolita.

5. Agradecimientos

Se agradece la financiación del Ministerio de Medio Ambiente, Proyecto "Compostaje de Lodos de depuradora con la intervención de otro residuos y productos zeolíticos", expedientes 071/**2004**/3 y 4.3-087/**2005**/2-B

6. Referencias

Nissen, L., Lepp, N. y Edwards, R. 2000. Synthetic zeolites as amendments for sewage sludge -based compost. Chemosphere. 41, 265-269.

Zorpas, A., Constantinides, T., Vlyssides, A., Haralambous, I. y Loizidou, M. 2001. Heavy metal uptake by natural zeolite and metals partitioning in sewage sludge compost. Biores. Tech. 72, 113-119.

Zorpas, A., Dimitris, A. y Panagiotios, K. 2003. Waste paper and clinoptilolite as a bulking material with dewatered anaerobically stabilized primary sewage sludge (DASPSS) for compost production. Waste Management. 23, 27–35

Uso de composts de alta estabilidad en áreas recreativas: ensayo en céspedes de clima subtropical

Use of high-stability composts in recreational areas: assays on warm season turfgrasses

D. Gómez de Barreda-Ferraz[1], Mª. R. Albiach[2], F. Pomares[2], F. Ingelmo[3] y R. Canet[2]

[1]ETS Medio Rural y Enología. UPV. Av. Blasco Ibáñez, 21. 46010-Valencia. [2]Centro para el Desarrollo de la Agricultura Sostenible. IVIA. Apartado oficial. 46113-Moncada. [3]Centro de Investigaciones sobre Desertificación, CIDE. Av. de la Marjal s/n. 46470-Albal.

E-mail: rcanet@ivia.es

Resumen

Las áreas recreativas y deportivas presentan un gran interés como grandes consumidores de productos orgánicos debido a su constante expansión y extensas superficies ocupadas, pudiéndose emplear en ellas composts de alta calidad para mejorar las propiedades del suelo, aumentando la capacidad de éste para retener agua y reduciendo las dosis de fertilizantes sintéticos necesarias para el mantenimiento de la cubierta vegetal. En un ensayo de diez meses de duración en macetas al aire libre se ha comprobado el efecto sobre la germinación y desarrollo de seis variedades de césped de clima subtropical (*Cynodon dactylon* var. *Princess*, *Riviera*, *Común* y *Sultán*, *Pennisetum clandestinum* var. *Whittet* y *Paspalum notatum* var. *Común)* de cuatro dosis (5, 10, 20 y 40 t de materia seca/ha) de dos productos orgánicos diferentes: compost de restos verdes y compost de RSU estabilizados aeróbicamente durante un año. Todos los tratamientos se ensayaron por triplicado, y se evaluaron mediante técnicas estandarizadas tanto el color del césped como el grado de cubrición y su aspecto general en primavera, así como la materia seca generada tras las siegas efectuadas durante los diez meses transcurridos desde su siembra. No se ha detectado ningún efecto significativo de las aplicaciones de compost sobre las cespitosas de clima subtropical ensayadas, indicando la ausencia de cualquier tipo de fitotoxicidad incluso a dosis tan altas como 40 t/ha, abriéndose así la puerta a posteriores ensayos con riego y fertilización mineral reducida.

Palabras clave
Enmienda, orgánica, *Cynodon*, *Paspalum*, *Pennisetum*

Abstract

Recreational and sport areas, steadily increasing on number and occupied surface, show great interest as consumers of large amounts of organic products. High-quality composts could be used to improve soil properties, increasing its water-hold capacity and reducing the amounts of synthetic fertilizers needed to support the vegetal cover. In a 10-month assay using triplicated uncovered pots, the effects of four rates (5, 10, 20 and 40 t dry matter/ha) of two different organic products (green waste compost, and MSW compost aerobically-stabilized during one year) on germination and growth of six varieties of warm season turfgrasses (*Cynodon dactylon* var. *Princess*, *Riviera*, *Común* y *Sultán*, *Pennisetum clandestinum* var. *Whittet* and *Paspalum notatum* var. *Común*) have been studied. Colour, ground cover, and general aspect during spring were assessed by means of standard procedures, and the vegetal mass generated during ten months after sowing was weighted. Even with rates as high as 40 t/ha, no effects of the compost applications were found to suggest any kind of phytotoxicity on the warm season turfgrasses assayed, showing the interest of starting new trials using reduced irrigation and mineral fertilization.

Keywords:
Amendment, organic, *Cynodon*, *Paspalum*, *Pennisetum*

1. Introducción

A los problemas presentados por la gestión de los residuos urbanos se han añadido los derivados del incesante incremento de restos verdes como consecuencia de la creciente urbanización horizontal de nuestro país. Dado que generalmente se recogen mezclados junto al resto de residuos municipales no es sencillo dar cifras concretas de generación, aunque datos de la administración indican que tan sólo los derivados de jardines y áreas públicas ya suponen unos 7 kg anuales por habitante. Es necesario encontrar una salida a estas enormes cantidades de material que resulte económica y medioambientalmente viable, y la elaboración de productos para usos definidos es probablemente una de las mejores opciones.

Las áreas deportivas y recreativas presentan en este contexto un gran interés debido a su constante ex-

pansión a las extensas superficies ocupadas, que garantizan la necesidad de cantidades importantes de producto para su mantenimiento. Dentro de estas áreas, los campos de golf tienen una especial relevancia por sus requerimientos de alta calidad a nivel agronómico y medioambiental. Sin contar los rurales, en nuestro país existen ya más de 200 campos de golf en activo, así como un gran número de nuevos proyectos, ocupando aproximadamente unas 7.000 ha. Todos ellos vienen acompañados, además, de grandes zonas urbanizadas con extensas áreas recreativas y ajardinadas, lo que aumenta el área con necesidades de enmienda, riego y fertilización.

La utilización de composts de calidad en estas zonas tendría múltiples beneficios. Por un lado se facilitaría la salida comercial de grandes cantidades anuales de material. Por otro, se reducirían las necesidades de fertilización mineral tanto por el propio contenido nutritivo de los productos orgánicos como por el conocido efecto positivo de éstos en la retención de los nutrientes. Además, la mejora de las propiedades hídricas del suelo debería permitir la reducción de las dosis de riego necesarias en una actividad particularmente exigente en necesidades hídricas. Finalmente, la extensión del uso de productos orgánicos en áreas tan extensas y repartidas favorecería la fijación de carbono en el suelo y la reducción del efecto invernadero.

Por ello, el objetivo de este trabajo es comprobar el efecto de la aplicación de dos productos orgánicos potencialmente interesantes, el compost estabilizado de RSU y el de restos verdes, sobre las propiedades del suelo relacionadas con la retención de agua y sobre el crecimiento de los céspedes de clima subtropical típicamente utilizadas en nuestros campos de golf y áreas verdes.

2. Materiales y métodos

Para el cumplimiento de los objetivos se realizó, en una parcela experimental de la UPV, una serie de ensayos al aire libre con seis variedades de césped de clima subtropical (*Cynodon dactylon* var. *Princess*, *Riviera*, *Común* y *Sultán*, *Pennisetum clandestinum* var. *Whittet* y *Paspalum notatum* var. *Común*). En macetas de 5 L de capacidad, y junto a controles sin enmendar, se ensayaron por triplicado en un suelo arenoso con pH 7,84 cuatro dosis (5, 10, 20 y 40 t materia seca/ha) de dos productos orgánicos diferentes: un compost de RSU estabilizado aeróbicamente durante un año (ver Canet et al., 2004), con una relación C/N de 14,2, y un compost de restos verdes proveniente de la planta de tratamiento de Denia (Alicante), con una relación C/N de 29,5. La siembra y el último corte se realizaron en los meses de julio y mayo, respectivamente, tras lo cual los suelos se dejaron secar y se recogieron para el análisis de sus propiedades hídricas. Se evaluaron mediante técnicas estandarizadas NTEP (National Turf Evaluation Programme) tanto el color del césped como su aspecto general en primavera, así como el grado de cubrición y la materia seca generada tras las siegas efectuadas durante todo el periodo de ensayo. Las propiedades hídricas (humedades volumétricas a 10, 20 y 1500 kPa, humedad a capacidad de campo, y contenido de agua utilizable) de tanto las mezclas iniciales de suelo y compost como de los suelos de las macetas tras el final de ensayo con *C. dactylon* var. *Princess* se analizaron mediante las técnicas indicadas en Ingelmo et al., 2006.

3. Resultados y discusión

En la Tabla 1 se recogen los principales datos relacionados con las propiedades hídricas de los suelos tratados, antes de la siembra y al final del ensayo.

Debido a los cambios estructurales provocados a largo plazo por la adición de enmiendas se obtiene una redistribución de la porosidad, con poros más largos y de mayor diámetro, con o sin interconexión que ocasiona un aumento de la capacidad de almacenamiento de agua en el suelo a potenciales hídricos bajos (desde saturación hasta capacidad de campo), con menores repercusiones a potenciales hídricos cercanos al punto de marchitamiento permanente, de mayor dependencia textural y de la materia orgánica persistente del suelo.

En las tablas de la 2 a la 7 se recogen los resultados obtenidos en los ensayos con las diferentes variedades de cespitosas. En general el desarrollo de los cultivos fue muy satisfactorio en todos los casos, tal y como puede observarse en el grado de cubrición total de las macetas. Con la variabilidad propia de un ensayo en campo y de los efectos de los diferentes tratamientos, los valores obtenidos para el color y el aspecto de los céspedes fueron también buenos, encontrándose dentro de los valores habituales.

El efecto de los diferentes tratamientos sobre *Cynodon dactylon* var. *Princesa* fue escaso y no significativo, aunque la aplicación de compost de RSU parece aumentar ligeramente su crecimiento.

En el caso de *Cynodon dactylon* var. *Riviera* no se observaron, de nuevo, efectos significativos sobre el color o el aspecto del césped, aunque en este caso sí pudo observarse un claro aumento del crecimiento tras la aplicación de productos orgánicos, especialmente compost de RSU. Esto parece indicar el potencial de estas aplicaciones para reducir las dosis de fertilizantes necesarias en un área verde.

Tabla 1. Principales propiedades de los suelos al principio y al final de los ensayos

Trat	MO (%)	HV10 (%)	DA10 (kg/m^3)	HV20 (%)	DA20 (kg/m^3)	HV1500 (%)	HV1500 (kg/m^3)	CC (%)	IAU (%)
Inicio									
T	1,75	18,5	1241	15,7	1271	7,80	1272	17,9	0
C5	1,76	20,4	1228	17,4	1306	7,87	1324	19,8	17,4
C10	1,80	19,7	1248	16,7	1343	8,03	1329	19,2	10,1
C20	1,84	19,5	1226	15,8	1254	7,89	1309	18,7	8,4
C40	2,07	19,4	1251	15,1	1233	7,44	1273	18,5	8,8
V5	1,73	18,4	1259	15,0	1294	7,20	1290	17,6	2,5
V10	1,76	19,3	1248	17,0	1288	7,46	1293	18,7	11,3
V20	1,83	19,6	1185	16,1	1268	7,55	1280	18,7	9,6
V40	1,98	20,0	1240	16,5	1222	7,53	1248	19,1	14,2
Final									
T	1,80	21,7	1268	16,7	1264	8,33	1344	20,7	21,9
C5	2,04	21,5	1250	17,1	1294	8,03	1293	20,5	23,2
C10	1,96	22,1	1254	16,9	1251	8,17	1287	21,0	26,5
C20	2,03	19,2	1182	18,9	1266	8,21	1288	19,1	7,6
C40	2,26	20,0	1214	19,9	1287	8,64	1303	20,0	11,9
V5	1,93	19,5	1204	18,0	1263	7,81	1271	19,1	11,6
V10	1,97	23,6	1291	18,7	1225	7,84	1282	22,4	43,8
V20	2,04	21,3	1234	19,3	1260	7,72	1248	20,8	29,3
V40	2,33	22,3	1243	19,2	1249	7,87	1291	21,4	33,3

MO: materia orgánica, HV10, 20 y 1500: humedad volumétrica a 10, 20 y 1500 kPa, DA10, 20 y 1500: densidad aparente a 10, 20 y 1500 kPa, CC: humedad a capacidad de campo (V/V), IAU: incremento de agua útil, en referencia al testigo al inicio del ensayo)

Tabla 2. Efecto de los tratamientos sobre *Cynodon dactylon* var. *Princess*

Tratamiento	Aspecto	Color	Cubrición (%)	Peso total (g m. s.)
T	7,50	7,00	100	8,88
C5	7,42	6,67	100	10,9
C10	7,08	6,83	100	8,91
C20	7,33	6,83	100	10,7
C40	7,75	7,17	100	11,5
V5	7,08	7,00	100	5,65
V10	7,67	7,50	100	9,65
V20	7,42	7,17	100	7,14
V40	7,33	6,33	100	7,52
LSD 5%	Ns	ns	ns	ns

LSD: minima diferencia significativa; ns: significación inferior al 95%

Tabla 3. Efecto de los tratamientos sobre *Cynodon dactylon* var. *Riviera*

Tratamiento	Aspecto	Color	Cubrición (%)	Peso total (g m. s.)
T	6,33	6,42	100	6,32
C5	6,17	6,58	100	10,4
C10	6,58	6,83	100	10,9
C20	6,50	7,17	100	12,3
C40	6,17	6,75	100	9,88
V5	6,08	7,00	100	7,15
V10	6,08	7,17	100	8,32
V20	6,58	6,67	100	6,34
V40	6,50	7,33	100	9,58
LSD 5%	Ns	ns	ns	3,81

LSD: minima diferencia significativa; ns: significación inferior al 95%

Los resultados sobre *Cynodon dactylon* var. *Común* fueron muy similares a los obtenidos en la variedad *Princess*, en cuanto a la falta de significación estadística y a cierto efecto positivo en el crecimiento de la aplicación de compost de RSU.

Los resultados del ensayo sobre *Cynodon dactylon* var. *Sultán*, en cambio, son similares a los encontrados sobre la variedad *Riviera*: valores homogéneos en cuanto a color y aspecto, pero un aumento del crecimiento tras la aplicación de productos orgánicos, muy particularmente con la dosis más elevada de compost de RSU.

En el ensayo con *Pennisetum clandestinum* var. *Whittet* no se obtuvieron de nuevo resultados estadísticamente significativos, aunque sí parece observarse una mejora del aspecto general tras la aplicación de ambos composts, especialmente a dosis intermedias. Del mismo modo, la aplicación de dosis medias de ambos productos parece aumentar el crecimiento de este césped.

Por último, la aplicación de compost parece mejorar ligeramente el aspecto general y el color de *Paspalum notatum* var. *Común*, aunque sin alcanzarse diferencias significativas. Sí se observaron éstas en el peso total de biomasa generada durante el ensayo, aunque sin un patrón claro para este efecto.

Los resultados de los ensayos, en los que no se encontraron efectos claramente negativos de los productos orgánicos sobre los céspedes, parecen así confirmar el interés de realizar trabajos a mayor escala, en los cuales se ensayen tratamientos de riego y fertilización deficitaria.

Tabla 4. Efecto de los tratamientos sobre *Cynodon dactylon* var. *Común*

Tratamiento	Aspecto	Color	Cubrición (%)	Peso total (g m. s.)
T	5,83	6,00	100	15,4
C5	6,00	5,83	100	17,1
C10	5,75	5,83	100	16,1
C20	6,08	6,42	100	16,4
C40	5,67	5,92	100	17,9
V5	5,58	5,67	100	16,9
V10	5,75	6,25	100	14,8
V20	6,08	6,92	100	14,6
V40	5,92	6,17	100	14,0
LSD 5%	Ns	ns	ns	ns

LSD: minima diferencia significativa; ns: significación inferior al 95%

Tabla 5. Efecto de los tratamientos sobre *Cynodon dactylon* var. *Sultán*

Tratamiento	Aspecto	Color	Cubrición (%)	Peso total (g m. s.)
T	6,25	5,67	100	10,2
C5	5,25	5,92	100	13,5
C10	6,00	5,83	100	12,7
C20	6,08	5,67	100	11,7
C40	5,92	6,08	100	18,2
V5	6,17	5,83	100	13,7
V10	6,00	6,58	100	14,0
V20	5,83	5,83	100	12,1
V40	6,33	6,42	100	12,7
LSD 5%	ns	ns	ns	2,47

LSD: minima diferencia significativa; ns: significación inferior al 95%

Tabla 6. Efecto de los tratamientos sobre *Pennisetum clandestinum* var. *Whittet*

Tratamiento	Aspecto	Color	Cubrición (%)	Peso total (g m. s.)
T	4,33	6,08	100	9,19
C5	5,42	6,58	100	10,2
C10	5,92	6,25	100	10,9
C20	5,67	6,00	100	13,0
C40	4,42	5,92	100	11,7
V5	5,83	6,50	100	8,96
V10	5,17	6,25	100	12,5
V20	6,83	6,92	100	10,6
V40	5,00	6,33	100	8,00
LSD 5%	ns	ns	ns	ns

LSD: minima diferencia significativa; ns: significación inferior al 95%

Tabla 7. Efecto de los tratamientos sobre *Paspalum notatum* var. *Común*

Tratamiento	Aspecto	Color	Cubrición (%)	Peso total (g m. s.)
T	5,92	5,92	100	3,47
C5	6,75	6,08	100	2,26
C10	6,67	6,25	100	3,38
C20	5,67	6,42	100	4,35
C40	6,92	6,50	100	2,60
V5	6,08	6,08	100	8,15
V10	6,58	6,17	100	4,30
V20	6,50	6,17	100	4,89
V40	6,42	6,42	100	3,31
LSD 5%	0,75	ns	ns	2,32

LSD: minima diferencia significativa; ns: significación inferior al 95%

Referencias

Canet, R., Albiach, R., Ferrer, E., Flores, P., Pomares, F. 2004. Evolution of chemical and physicochemical properties of MSW compost during three long-term maturing treatments. Proceedings of the 11th International Conference of the FAO ESCORENA Network on the Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture. Murcia, España, 6 -9 octubre 2004. p. 171-174.

Ingelmo, F., Martínez, J., F., Roger, S. 2006. Utilización de lodos comportados como técnica sostenible para la mejora de las características hídricas de un suelo degradado. Residuos, 95:78-82.

Pósteres Sesión II

Análisis del flujo de materia del mercado Alfredo Lazo, Estelí (Nicaragua). Propuestas para la valorización agronómica de la fracción orgánica de los residuos

Substance Flow Analysis of the municipal market Alfredo Lazo, Estelí (Nicaragua). Options to reuse the organic fraction of solid wastes

M. Aulinas[1] y A. Bonmatí[1]

[1]Laboratorio de Ingeniería Química y Ambiental, Universidad de Girona, Campus Montilivi s/n E-17071 Girona

aulinas@lequia.udg.es; august.bonmati@udg.es

Resumen

Se realizó un estudio piloto con el objetivo de evaluar alternativas de gestión de los residuos sólidos del Mercado Municipal de Estelí, en Nicaragua. En este municipio los residuos del mercado suponen el segundo mayor flujo de residuos municipales (7.71 % del total de Residuos Sólidos Municipales), con una alta carga orgánica (90.90 %). Actualmente, estos son llevados directamente al vertedero, sin contar con ningún tipo de separación y/o tratamiento. Las opciones estudiadas fueron: compostaje en hileras, compostaje en hileras con restos de poda, bokashi y lombricompostaje. Los resultados muestran que compostar la fracción orgánica de los residuos del mercado es viable, lo cual supone reducciones importantes del volumen inicial del residuo, al mismo tiempo que se obtiene un producto con valor agronómico.

Palabras clave
Análisis del Flujo de Materiales, residuos de Mercado, compostaje en hilera, bokashi, lombricompostaje

Abstract

A pilot-scale study was undertaken to evaluate alternatives to the solid waste management of a Central American municipal market located in Estelí, Nicaragua, a region characterized by reduced economical and research resources. The municipal solid waste from the local market is the second largest contributor to the total Municipal Solid Wastes (MSW) with a high organic fraction (90.90 %). Waste from the market is presently directly disposed of in a landfill without any previous sorting or treatment. The options evaluated in this study were windrow composting, windrow composting with yard waste, bokashi and vermicompost. Significant differences between the properties of composts produced were found; however, all of them significantly reduce the initial waste volume and are potential useful agronomic products for a survival agrarian milieu.

Keywords
Substance flow analysis, market wastes, windrow composting, bokashi, vermicompost.

1. Introducción

La población de Nicaragua se ha quintuplicado durante los últimos 50 años, contando además con una gran emigración del campo a las ciudades. El rápido y desordenado crecimiento urbano, junto con un incremento en la generación de RSM, ha agudizado muchos problemas ambientales que no han tenido respuesta debido a la falta de recursos económicos y técnicos.

Estelí es la capital de un departamento al norte de Nicaragua, con una población de 84,811 habitantes urbanos (78.92 % del total de la población). La gestión de los RSM es competencia de las autoridades locales. Actualmente estos son depositados en un relleno sanitario situado a 7 km al norte de la ciudad. En la práctica, el relleno sanitario es un vertedero a cielo abierto ya que no se llevan a cabo medidas de gestión. Incidiendo en la gestión de los residuos de los grandes productores, como es el mercado municipal, la alcaldía podría mejorar en gran medida la gestión global de los residuos. Así mismo, considerando que el porcentaje de materia orgánica en los flujos de residuos de los mercados suele ser alto, el tratamiento a través del compostaje puede ser una alternativa para mejorar la gestión.

El objetivo del presente estudio es identificar y cuantificar los flujos del mercado municipal de Estelí llamado Alfredo Lazo, caracterizar la composición de los residuos sólidos producidos en él, y evaluar 4 técnicas para compostar la fracción orgánica de dichos residuos: compostaje en hilera, compostaje en hilera con restos de poda, bokashi y lombricompostaje.

2. Materiales y métodos

2.1. Análisis de flujos del Mercado

Se aplicó la metodología del Análisis del Flujo de Materiales (Sokka *et al.* 2004) al mercado municipal con el objetivo de cuantificar las principales flujos de entrada y salida, y de diagnosticar los principales problemas causados por los residuos sólidos. Los flujos fueron estimados mediante entrevistas con el intendente del mercado, encuestas con los vendedores y mediante cuantificación y caracterización de una muestra semanal de residuos del mercado. Así mismo, se calculó el flujo de nitrógeno equivalente aplicando el contenido de nitrógeno de cada producto fresco (Bartrolí, 2003; Moreiras, 1996).

Los residuos sólidos fueron cuantificados mediante una muestra de 7 camiones provinentes de la recogida de residuos del mercado durante 7 días consecutivos. Las muestras fueron clasificadas y pesadas a fin de encontrar el porcentaje de cada fracción (residuos orgánicos, plásticos, metales, papel y cartón, vidrios y textil).

2.2. Diseño de los ensayos

La Tabla 1 muestra las principales características de las 4 técnicas utilizadas. El lombricompostaje, el bokashi y el compostaje en hilera son técnicas frecuentemente usadas en el país, mientras que el uso de restos de poda es poco común.

Tabla 1. Características de los ensayos

	Repe	Materiales	Control del proceso	Tiempo (días)
Compostaje en hileras (CO)	3	Residuos orgánicos del mercado (ROM), estiércol, tierra, cenizas	Volteo, riego, separación impurezas. Medida de la temperatura, humedad y tamaño	79
Compostaje en hileras con poda (PO)	4	ROM, restos de poda	Volteo, riego, separación impurezas, incorporación poda. Medida de la temperatura, humedad y tamaño	68
Bokashi (B)	3	ROM, estiércol, carbón vegetal, cenizas, cascarilla de arroz, levadura, dulce	Volteos frecuentes. Medida de la temperatura, humedad y tamaño	13
Lombricompostaje (LH)	2	ROM, estiércol, lombrices (*E. foetida*)	Riego, incorporación material nuevo. Medida de la humedad y control de las lombrices	30

Se efectuó una caracterización química y pruebas de germinación al producto final obtenido de cada proceso. El nitrógeno de Kjeldhal (NTK), los sólidos totales (ST) y sólidos volátiles (SV) fueron analizados mediante métodos estándares (APHA, 1995). El pH del extracto acuoso (1:5) se analizó utilizando un pHímetro, y los nitratos, el nitrógeno amoniacal, el fósforo disponible (P_2O_5), el fósforo total (P) y el potasio (K_2O) fueron medidos de acuerdo a las normas austriacas (ONÖRM 292, 2001).

Al final del proceso se analizaron 4 elementos potencialmente tóxicos (plomo, manganeso, zinc y mercurio) utilizando absorción atómica.

Se calculó la ratio C:N a través de la relación ecuación 1 (ONÖRM, 292, 2001).

$$\frac{C}{N} = \frac{(SV * 0{,}58)\ \ \%\ ms}{(Kjeldhal - N)\ \%\ ms} \qquad (1)$$

Las pruebas de germinación se llevaron a cabo con semillas de *Nasturtium officinale*, *Phaseolus vulgaris* y *Zea mays* utilizando algodón para el blanco. Helfrich *et al.* (1998), identifica el Índice de Germinación (IG) como el parámetro más significativo en la determinación de la fitotoxicidad del compost.

3. Resultados y discusión

3.1. Cuantificación de los flujos del Mercado

La Figura 1 muestra los flujos del mercado considerados y su cuantificación. El flujo más importante es el proveniente del sector agrícola (6,688.04 t/año), mientras que sólo 58.1 t/año provienen del sector ganadero. El total de residuos sólidos producidos es de 1,003.5 t/año, lo cual supone una cantidad de 2.75 t/día.

Los residuos sólidos del mercado tienen una cantidad de nitrógeno equivalente al 2.8 % de su peso. Como se muestra en la Figura 1, cada año 27.24 t de N entran al sistema a través del sector agrícola y 3.92 t de N salen del sistema a través de los residuo sólidos.

En referencia a su composición, la fracción orgánica es la más importante (90.90 %) con una densidad promedio de 366.02 kg/m^3. El resto de los residuos están compuestos por plásticos

(5.38%), papel y cartón (3.00%), vidrio (0.42%), textil (0.26%) y metales (0.05%).

Actualmente los residuos producidos en el mercado son transportados y depositados en el vertedero municipal (ruta *a* mostrada en la Figura 1).

La caracterización de los residuos muestra que la mayoría de los residuos sólidos producidos en el mercado son orgánicos (912.17 t/año), hecho que indica que podrían seguir la ruta *b*: el reciclaje a través del compostaje.

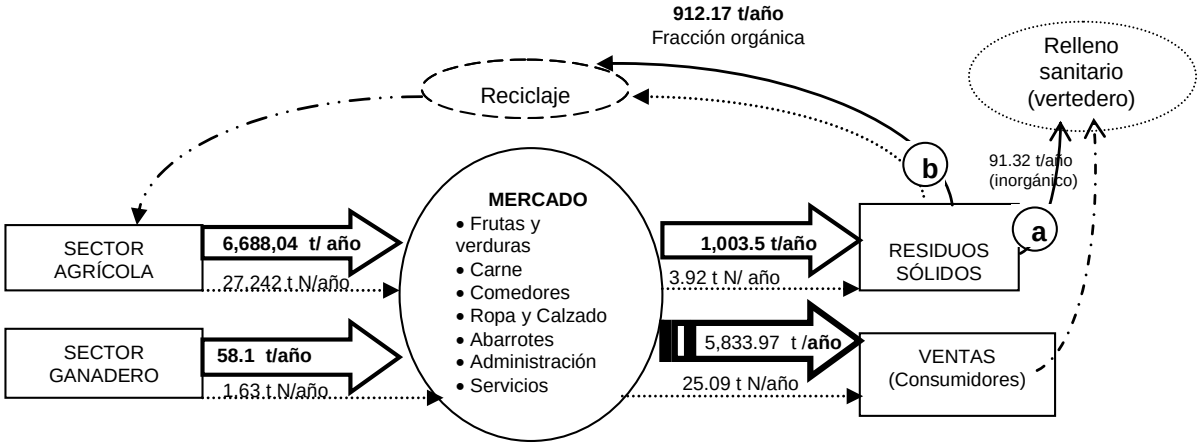


Figura 1. Composición física de los residuos sólidos del Mercado Alfredo Lazo de Estelí (2005)

3.2. Monitoreo del proceso

3.2.1. Perfil de temperaturas

La Figura 2 muestra el perfil de temperaturas promedio para el compost con y sin poda (CO y PO respectivamente) y el bokashi (B) (la temperatura del lomobrihumus permanece constante). En todos estos procesos se observa una buena activación, alcanzando temperaturas por encima de los 55 ºC al segundo día del proceso. Entre el 5º y 10º día se puede observar una fase termofílica, muy clara para la PO y B.

Después de esta fase el comportamiento de los diferentes procesos cambia. El B disminuye rápidamente la temperatura, alcanzando temperaturas ambientales en 13 días; el ensayo PO disminuye progresivamente de temperatura, y la temperatura del CO oscila y alcanza la fase de maduración más tarde que el proceso de PO. La falta de material estructurante como los restos de poda puede ser la razón del comportamiento más heterogéneo que experimenta el proceso de CO (Soliva 2001; Haug, 1993).

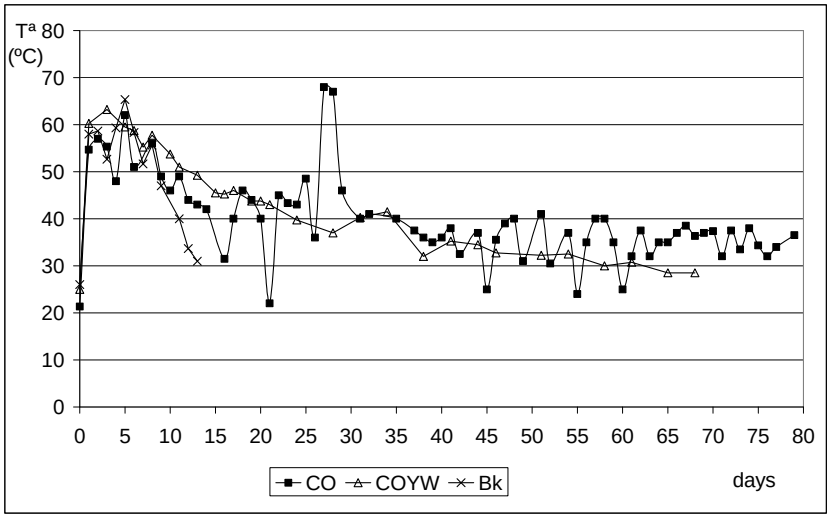


Figura 2. Evolución de la Temperatura para el CO, PO y B

3.2.2. Reducción del volumen

La masa inicial se redujo considerablemente en todos los casos. El CO tuvo la mayor reducción (67.28 %), seguido del compost con restos de poda. Es importante resaltar la reducción experimentada en los ensayos de bokashi (54.35 %) en solo 15 días de proceso.

3.2.3. Características del compost

Humedad y pH

Las normas revisadas (RD 824/2005, ONÖRM 292, CEC 2001) establecen humedades entre 30-40 % en composts maduros. Según los experimentos realizados, el lombrihumus es el producto con una humedad mayor (62.95 %), indicando que es necesario secarlo antes de su venta. El compost con restos de poda fue la muestra con una humedad más ajustada a las normas. Todas las muestras estuvieron en un rango satisfactorio de pH, entre 7-8.5, aunque el PO experimentó una alta variabilidad.

Nutrientes: N, P, K

El lombrihumus (LH) fue la muestra con un contenido más alto de macronutrientes (Figura 3).

Según Röben (2002), los nutrientes contenidos en el LH son fácilmente asimilados gracias a la actividad de las lombrices, que son capaces de transformar los minerales de los residuos orgánicos y estiércol en fosfatos y nitratos directamente asimilables por las plantas.

La relación C:N al final del proceso es un indicador del buen funcionamiento del proceso (Soliva, 2001). Las muestras de compost con restos de poda (PO) obtuvieron el valor más bajo (C:N de 13,67) indicando un buen desarrollo del proceso. Los perfiles de temperatura verifican que hubo una buena fase termofílica y mesofílica y, en consecuencia, una buena biodegradación (ver Figura 2).

Elementos Potencialmente Tóxicos

Los valores de plomo (Pb) y mercurio (Hg) estuvieron por debajo de los niveles de detección. En referencia a los valores de Zn y de acuerdo con las normas austriacas, españolas y europeas, todas las muestras son aptas y se pueden aplicar en agricultura. No obstante, es importante destacar que los valores de Mn exceden ampliamente los valores establecidos por las normas austriacas. Durante la separación y clasificación de los residuos sólidos del mercado se encontraron varias baterías de manganeso, lo cual podría justificar estos altos niveles de Mn encontrados. Esta hipótesis es avalada ampliamente en la literatura (Soliva, 2001; Mashmanian *et al.*, 1993; Redó *et al.*, 2003).

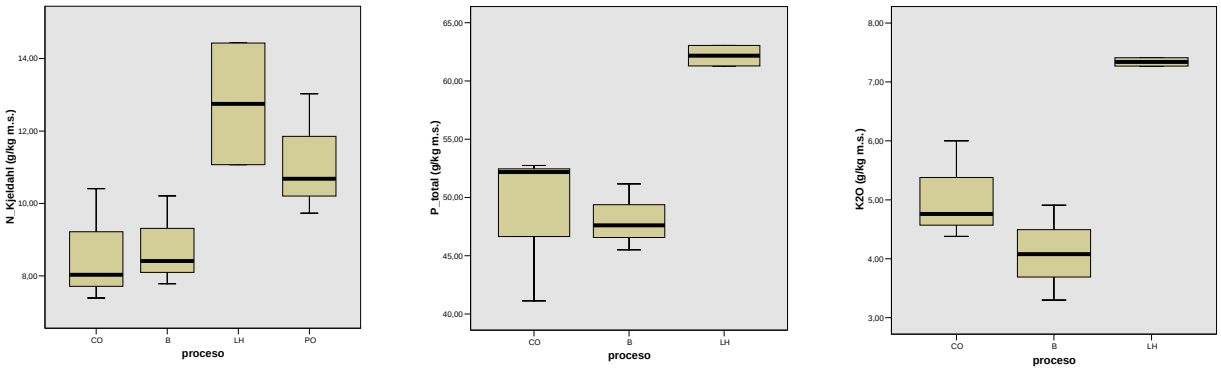


Figura 3. Macronutrientes: nitrógeno de Kjeldhal, fósforo total y potasio (K_2O).

3.2.4. Pruebas de germinación

Los datos de la Tabla 2 muestran los resultados del IG. En general hubo una buena germinación para todas las muestras excluyendo las de *Phaseolus vulgaris* sembradas en sustrato de B y CO.

Los resultados demuestran que el sustrato de bokashi y compostaje en hilera sin poda fueron "muy tóxico" y "tóxico", respectivamente, para las semillas de *Phaseolus vulgaris.* Es necesario realizar otras pruebas como las realizadas por Eghball *et al*. (2000) y Helfrich *et al.* (1998) para explicar la causa y origen de esta fitotoxicidad.

Tabla 2. Índice de germinación (IG)

TIPO DE SUSTRATO	*Phaseolus vulgaris*	*Zea mays*
CO	60,00	136,36
PO	98,46	95,45
B	4,62	131,82
LH	83,08	146,59
Blanco	100,00	100,00

4. Conclusiones

El Mercado Municipal Alfredo Lazo produce considerables cantidades de residuos: 1,003.5 t/año. La mayoría de los residuos producidos son orgánicos (90.90 %) con un contenido importante de nitrógeno (2.8 % de su peso).

Las técnicas utilizadas para producir compost requieren tiempo pero bajos insumos, lo cual hace que sean fácilmente utilizadas en otras municipalidades de América Central. Los resultados muestran que todas son aptas para producir un producto fertilizante de calidad, aunque, y según nuestra opinión basada en los resultados, recomendaríamos producir compost en hileras y con restos de poda (poco usual en la región).

Considerando la poca existencia de datos científicos y las múltiples dificultades para su generación, creemos que el trabajo descrito respaldará más objetivamente las decisiones de la municipalidad hacía una gestión municipal de los residuos más sustentable.

Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por el Programa Europeo Alfa (II-0334-FA) y llevada a cabo entre agosto de 2004 y diciembre de 2005 mediante el "Master en Evaluación y Prevención de Riesgos Ambientales en un entorno Centroamericano". Los autores quieren agradecer el gran esfuerzo realizado por todos los miembros de la red CentralRisk así como la ayuda incondicional mostrada por los habitantes de Estelí.

Referencias

APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), WEF (Water Environmental Federation), 1998. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 20ª ed., APHA, Washington DC: American Public Health Association.

Bartrolí J. 2003. Avaluació ambiental del cicle del nitrogen a Catalunya: aplicació de l'anàlisi del flux de substàncies. Tesis doctoral, Universidad de Girona (UdG)

CEC 2001. Decisión de la Comisión de 28 de agosto de 2001 por la que se establecen los criterios ecológicos para la concesión de la etiqueta ecológica comunitaria a las enmiendas del suelo y los sustratos de cultivo (2001/688/CE). Notificada con el núm. C(2001) 2597.

Eghball B. y Lesoing G.W. 2000. Viability of weed seeds following manure windrow composting. Compost Science & Utilization, Vol. 8, Nº.1, 46-53.

Haug T.R. 1993. The Practical Handbook of Compost Engineering. Lewis Publishers, Boca Raton (Florida-USA).

Helfrich P., Chefetz B., Hadar Y., Chen Y., Schnabl H., 1998. A novel method for determining phytotoxicity in composts. Compost Science & Utilization, Vol. 6, Nº. 3, 6-13.

Mashmanian R.M., Spencer R.L., 1993. Cost considerations of municipal solid waste compost: production versus market price. Compost Science & Utilization, Premier Issue.

ONÖRM 292, 2001. Ministerio de Agricultura, Silvicultura, Medio Ambiente e Hidrología. *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung).* "Reglamento del Ministerio de Agricultura, silvicultura, medio ambiente e hidrología sobre los requerimientos de calidad del compost obtenido de residuos".

RD 824/2005 (Ministerio de la Presidencia) 2005. Real Decreto 824/2005 de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. BOE núm. 171

Moreiras O., Carbajal M.M. y Cabrera L. 1996. Tablas de composición de alimentos. Ed. Pirámide, Madrid.

Redó J. y Soliva M. 2003. Origen dels metals pesants en el compost dels residus municipals. Escuela Superior de Agricultura de Barcelona (ESAB).

Röben E. 2002. Manual de compostaje para municipios. Loja, Ecuador.

Soliva, M. 2001. Compostatge i gestió de residus orgànics. Estudis i monografies 21. Diputación de Barcelona, Área de Medio Ambiente.

Sokka L., Antikainen R. y Kauppi P. 2004. Flows of nitrogen and phosphorous in municipal waste: a substance flow analysis in Finland. Progress in Industrial Ecology, Vol.1, Nos. 1/2/3.

Compostaje doméstico: Resultados y conclusiones de cinco años de experiencia

Composting domestic: Findings and conclusion of five years of experience

M. Rodríguez[1], R. Pérez[1] y M. Soto[2]

[1]Asociación para a Defensa Ecolóxica de Galiza (ADEGA). Travesa de Basquiños Nº 9 Bajo. 15704-Santiago de Compostela.
[2]Con la colaboración del Dept. de Química Física e Enxeñeria Química I da Universidade da Coruña,

marialafuente@adega.info

Resumen

El grupo ecologista ADEGA (Asociación para la Defensa Ecológica de Galiza) defiende desde hace años el compostaje como forma prioritaria de tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbános. Así mismo, ha venido analizando y estudiando la viabilidad del mismo, junto con otras entidades, como ayuntamientos y universidades. La experiencia de Adega en este campo se plasmó en el diseño de una línea de trabajo que comenzó con un programa piloto de tratamiento de la basura en el 2002, basada en la separación en origen y compostaje de la fracción orgánica. El proyecto que continua en la actualidad ha desarrollado 15 programas de compostaje doméstico que suman mil viviendas en colaboración con diferentes ayuntamientos (9), asociaciones de vecinos, universidades (USC y UDC), SOGAMA y la consellería de Medio Ambiente. El programa se basa en un sistema tecnológico y educativo de bajo coste, que pretende retomar soluciones propias de la cultura popular gallega, al tiempo que se presenta como exportable a cualquiera otra sociedad. Cuenta por tanto con dos lineas de actuación, la tecnológica y la educativa.

Palabras clave:
Educadores, desarrollo, ecologismo, mediambiente, residuo

Abstract

The ecological group ADEGA (Association for the Ecological Defence of Galiza) has been promoting for years composting as a priority treatment of the organic fraction of solid urban waste. Likewise,ADEGA and other entities (such as municipalities and universities) have been analyzing and studying its feasibility. Adega's experience in this field is reflected in the design of a line of work that began with a pilot program for treatment of waste in 2002,that was based on source separation and composting of the organic fraction. The project, which nowadays is being continued, has developed 15 home composting programs.In total thousand houses are been participating in partnership with several municipalities (9), neighborhood associations, universities (USC and UDC), SOGAMA and the regional enviroment ministry. The programme is based on a system of educational and low cost technology, which tries to resume their own solutions of the popular Galician culture. It is presented as exportable to any other society. So, it has two lines of action, technology and education.

Keywords
Educators, development, ecological, environmental, waste

1. Introducción

La problemática de los residuos en el mundo contemporáneo es muy reciente y afecta a buena parte del planeta, en la actualidad la solución se basa en una gestión demasiado tecnificada donde las campañas de comunicación y educación ambiental suelen ser subsidiarias, centradas en la separación de fracciones, y donde pocas veces gestión y E.A. tiene el mismo peso en el diseño de los programas.

La entidad ecologista ADEGA (Asociación para a Defensa Ecológica de Galiza), asociación decana del ecologismo en el estado español, ha desarrollado diversos programas de compostaje casera, que trabajan en esta línea y que se plantean en su diseño como programas que unen gestión y educación. Presentamos un programa de E.A. comunitaria de compostaje domiciliario que lleva desarrollándose ya cinco años dirigido a toda la ciudadanía, donde el factor humano es fundamental por dos razones; por una parte, el proyecto hace hincapié en el educador como pieza básica del proyecto y por otra el participante es el sujeto de la acción educativa y no un mero objeto o receptor. Haremos igualmente referencia a otra peculiaridad del programa, lejos de proponer una tecnología avanzada y puntera pretende recuperar una práctica tradicional para dar solu-

ción a un problema del siglo XXI. En este artículo se presentará la experiencia ganada en este período y se expondrán los primeros resultados, indicando la idoneidad de este sistema.

1.2. La gestión de los residuos en Galicia

Cuando la estrategia de gestión de los residuos en la Unión Europea es la de las tres erres y el compostaje, en Galicia, prevalece un sistema basado en la incineración de residuos, con una pequeña concesión al reciclaje, sin poner límite a la generación de residuos en origen.

En Galicia, además del abono animal, resultado de la mezcla de tojo, retama, paja, etc, con excrementos animales, los campesinos empleaban otro abono que obtenían con el método de la "esterqueira"; práctica consistente en la acumulación de los restos de la huerta y del jardín junto con restos de la cocina. La descomposición de estos residuos producía una enmienda que se devolvía a la tierra de cultivo, imitando y favoreciendo el reciclaje de la naturaleza. Esta práctica tradicional presente todavía en muchos hogares rurales gallegos está siendo abandonada como otros tantos saberes, relegados por unas prácticas llegadas del mundo urbano moderno, tan asépticas como ineficientes, anti ecológicas y despilfarradoras de los recursos de la comunidad.

La producción de compost a nivel doméstico, se presenta como la solución más sostenible para los residuos orgánicos del hogar que representan la mitad de los residuos producidos. Unas 300.000 familias gallegas de zonas rurales y de determinadas zonas urbanas podrían dar solución al problema de la fracción orgánica de la basura mediante el compostaje a pequeña escala. Los restos de las podas, las hojas del jardín junto a los restos orgánicos de la cocina podrían convertirse en compost, con el que cerrar el ciclo natural de la materia orgánica y de los nutrientes, devolviéndolos a la tierra.

Un programa de este tipo fue aplicado en Galicia en el año 1997 en la Illa de Arousa, se instalaron más de 400 composteros en una actuación promovida por el ayuntamiento que contó con fondos europeos para su implantación. Desde el ámbito ecologista esta iniciativa se valoró de manera muy positiva como modelo de gestión de los residuos en un momento en que Galicia se debatía entre la incineración y el compostaje y reciclaje de residuos.

Posteriormente, Adega decidió proponer una iniciativa semejante a diversos ayuntamientos del país al entender que era la manera mas sostenible de gestionar los residuos orgánicos. El primer ayuntamiento que se hizo eco de esta llamada fue el de ayuntamiento de Ferrol que comenzó con una pequeña experiencia piloto. A este le siguieron otras propuestas como la de Santiago de Compostela, donde en la actualidad hay 456 viviendas participando en el programa y a la que acompañaron los ayuntamientos de Mugardos, Arzua, Ames y Mos o una comunidad de vecinos de Serra de Outes. En la actualidad son ya casi 1000 viviendas las que participaron en el programa y otras 375 comenzarán próximamente.

2. Objetivos

El objetivo general de estos proyectos es divulgar y demostrar que el compostaje continua siendo una solución viable en viviendas del rural gallego para los residuos orgánicos domésticos, así como conocer el grado de aceptación de esta alternativa por sus destinatarios potenciales. Se pretende igualmente recuperar una práctica tradicional que a su vez incida en la autonomía de los participantes en la gestión de los residuos domésticos.

Como **objetivos específicos**, destacamos los siguientes:

- Superar el desconocimiento y la desconfianza que cargos políticos y técnicos administrativos tienen hacia el compostaje.
- Dar a conocer a los destinatarios el proceso de fermentación aerobia de los desechos orgánicos y su control, resolviendo durante el período de seguimiento las dificultades y dudas que se presenten.
- Localizar y definir los posibles problemas derivados de una separación incorrecta de los restos orgánicos del hogar.
- Fomentar y mantener el contacto de las personas con la tierra como sistema vivo, a través de la participación directa en su ciclo de producción y recuperación.
- Recuperar las prácticas tradicionales de la "esterqueira o lixeira" en la huerta para tratar los residuos orgánicos, y mejorarla con la incorporación de nuevos diseños y de los avances en el conocimiento del proceso.

3. Metodología

La iniciativa se plantea en ámbitos locales ayuntamientos, barrios, aldeas y pretende dar solución a un problema ambiental global y local, haciendo uso de los recursos de la comunidad, recuperando su saber ambiental, promoviendo su autonomía y haciendo del participante el sujeto de la acción educativa. Por otra parte el programa tiene un fuerte contenido social al proponer una acción que suma iniciativas y esfuerzos de diferentes agentes sociales, vecinos, grupos ecologistas, ayuntamientos, concejalías varias, periodistas, etc.

El programa que se propone no es ajeno a los participantes, y como ya indicamos, parte de un respeto

por la identidad cultural gallega en un aspecto, el tratamiento de los residuos, que se ha ido depurando y mejorando durante siglos. La práctica que se promueve desde el programa de compostaje se construye desde la experiencia y las costumbres comunes al campo gallego y se explicita como tal. El programa no se plantea como un programa novedoso y puntero en lo que a tecnología se refiere, sino que se presenta como la recuperación y continuidad de una costumbre ancestral, que nos puede servir de mucha ayuda en pleno siglo XXI. Esta manera de plantear el programa tiene dos finalidades, por una parte da validez y actualidad a un sistema que como patrimonio cultural pertenece a todos y por otra parte es un seguro del funcionamiento del proceso de compostaje.

En el proceso educativo, se emplea una metodología activa y participativa, tomando como base una concepción constructivista y permanente de la educación. Partiendo de los conocimientos previos (sobre los residuos y compostaje) que tienen los vecinos, se van aportando otras experiencias que amplían estos conocimientos, intentando incidir en sus actitudes y prácticas en relación a la obtención de compost. La participación del educador consiste en un trabajo de guía, orientación y dinamización.

En la totalidad de las experiencias, los destinatarios/as son seleccionados/as por su interés y decisión voluntaria de participar. Los ayuntamientos adquieren los composteros, que ceden a los interesados bajo la condición de emplearlos para la finalidad prevista. Las personas que participan pueden contar, según el caso, con reducciones significativas en la tasa municipal del servicio de basura (hasta el 50%). Este aspecto nos parece fundamental a la hora de poner en marcha nuevos proyectos, si consideramos que en Galicia la mitad de los residuos generados son orgánicos (en las zonas rurales mas de la mitad) y la gestión de esta fracción la realizan las familias, es obvio pensar que el ahorro que el ayuntamiento experimenta en el tratamiento de los residuos, repercuta en los participantes de la experiencia.

La Asociación ADEGA diseñó el programa, gestionó la instalación de los composteros, la explicación de su funcionamiento, el seguimiento de su uso y evaluación. El programa es una alternativa al tratamiento de residuos convencional, basada en un sistema tecnológico y educativo de bajo coste, que se presenta como exportable a cualquier otra sociedad. Cuenta por tanto con dos vectores paralelos, el tecnológico y el educativo.

El proyecto tecnológico consiste en la instalación de un aparato, el compostero, como novedad frente a la "esterqueira" tradicional (pila de residuos), lo que permite proteger la masa de residuo de los agentes externos no deseados, y acelerar su descomposición. Otro elemento del proyecto tecnológico es el dominio en profundidad del proceso de compostaje por parte de las personas encargadas de su aplicación.

El proyecto educativo consiste en la explicación asequible a los usuarios tanto del proceso de compostaje como de la gestión de los residuos en general, y de los aspectos ecológicos y ambientales relacionados.

La evaluación técnica incluye la inspección visual para determinar aspectos como la estructura y el tipo de residuos incorporados al compostero, la determinación de humedad y temperatura, y el análisis de metales pesados con la colaboración de Manolo Soto Castiñeira, profesor titular de Ingeniería Química de la UDC (En resultados se adjunta una tabla con los análisis de los metales pesados). Los resultados deben retroalimentar la acción educativa, razón por la cual se da prioridad a la inspección *in situ*, lo que permite tomar decisiones en el momento de la visita. Las otras determinaciones (metales pesados, etc.) permiten evaluar otros aspectos y resolver las posibles dudas sobre el balance ambiental.

La evaluación educativa tiene por objetivo analizar la capacidad de los participantes para responsabilizarse de la autogestión de los residuos orgánicos (participación en el programa), así como identificar y analizar las variables sociales, educativas y culturales que favorecen o entorpecen el desarrollo de la estrategia educativa y del conjunto del programa. La evaluación final se resume en una encuesta sobre los aspectos socias y comunicativos de la campaña. Esta última tarea se llevó a cabo con la colaboración del Profesor Titular Pablo Meira Cartea de la Universidad de Santiago de Compostela.

Desarrollo

El proceso técnico y educativo (instalación, explicación y seguimiento) se realiza a lo largo de 6-8 meses, comenzando con la instalación del compostero y la entrega de un pequeño manual de compostaje casera. Durante este período, cada participante es visitado tres o cuatro veces, con más frecuencia al principio, con el objetivo de dar respuesta a las cuestiones que puedan formular. Preferentemente al inicio, se pueden organizar charlas formativas a nivel colectivo, cuando los participantes corresponden a un ámbito geográfico próximo (parroquia, aldea, urbanización...). Una ficha de seguimiento permite anotar las incidencias que tienen lugar, y registrar la calidad visual del compost, con especial atención a la presencia de materiales no deseados. Además se determina la temperatura en la masa de residuos, ocasionalmente, la humedad y en casos puntuales el contenido en metales pesados. La evaluación aborda tanto el resultado del tratamiento (parte técnica) como del propio proceso educativo, pensando además en favorecer futuras actuaciones.

Se recomienda e incide en estos programas destinar al compostero todo tipo de residuos orgánicos proce-

dentes de la cocina que no tengan otro destino preferente, incluidos restos de pescado y carne que no vayan para la alimentación animal, limitando los residuos de papel y eliminando aquellos contaminados con substancias tóxicas y no reciclables.

4. Resultados

Los resultados que destacaríamos de este programa que fue evolucionando y retroalimentándose a lo largo de estos cinco años son:

- Se comprobó que el compostaje doméstico es una alternativa viable, económica y ecológica sin problemas prácticos que la contraindiquen.
- La recuperación de tradiciones culturales propias de las comunidades rurales para solucionar problemáticas típicas del siglo XXI demuestra la importancia de conservar no sólo nuestro patrimonio material sino el inmaterial aplicado a cuestiones ambientales.
- El resultado experimental es satisfactorio, los participantes consideran que el compostaje es una manera adecuada de tratar los residuos, y contribuyen a su difusión. Considerándolo en muchos casos como una alternativa más cómoda al colector municipal.
- La viabilidad y facilidad del proceso se demostró con la participación en el proyecto de gente de todas las edades, así como su aplicación en viviendas con huerta o con jardín de distintas dimensiones, con o sin animales domésticos.
- La confianza en el producto obtenido es absoluta, siendo otro valor a tener en cuenta.
- Se obtuvo un manifiesto interés por esta alternativa, numerosas persoas contactaron con los ayuntamientos participantes y con ADEGA para solicitar información sobre el compostaje y la posibilidad de participar en próximas ediciones o ampliaciones de los proyectos.

Metales pesados

El análisis de los contenidos en nitrógeno (N) y carbono (C) se realizó en el Laboratorio de Análisis Elemental de los Servicios de Apoyo a la Investigación (SAI, UDC), previo secado y molido de las muestras. El análisis cuantitativo de metales en las muestras de compost se realizó en el laboratorio de ICP-MS (SAI, UDC). Las muestras fueron preparadas pesando 0,5 g de muestra (previamente secada y molida para homogeneización), añadiendo 10 ml HNO3 cc destilado y calentando hasta 175ºC durante 10 m, segundo el método US EPA3051. La tabla 1 muestra los datos más relevantes que se obtuvieron de las muestras de compost que se cogieron en el Ayuntamiento de Ames. La temperatura varía entre 16 y 35ºC, situándose siempre tirando por lo alto de la temperatura ambiente. La densidad, la humedad y el contenido en sólidos volátiles son muy variables. Los valores medios de estos parámetros indican una densidad y humedad relativamente elevadas y un porcentaje en volátiles relativamente baja. Esta última sería el resultado de un proceso de estabilización relativamente avanzado. La obtención de muestras a comienzo del otoño indica que la masa en compostaje acaba de pasar la estación de temperaturas elevadas que han favorecido su conversión y estabilización.

Tabla 1. Características generales de las muestras de compost doméstico (ayuntamiento de Ames)

	T (ºC)	Densidad kg L^{-1}	Humedad %	SV %MS	Impropios %MS	N %MS	C %MS	C/N	MP mg kg^{-1}
Media	24,0	0,72	66,9	44,2	0,24	1,80	22,3	12,8	181,3
Des. estándar	4,5	0,14	7,6	15,5	0,38	0,75	8,0	1,8	36,1
Mínimo	16,0	0,40	52,7	20,1	0,00	0,67	9,4	10,6	107,0
Máximo	35,0	0,95	78,0	72,0	1,29	3,03	35,9	18,0	221,9

Número de muestras: 18; MS: Masa seca; MP: Metales pesados, se indica la suma de Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Pb, Cd y Hg

En la figura 1 se observa que en todos los casos los valores medios de metales pesados obtenidos en las muestras de compost casero están por debajo del límite exigido para agricultura ecológica, que es la normativa más estricta en este sentido. En el ayuntamiento de Ames cumplirían esta normativa todas las muestras, mientras que en Compostela y en A Illa, algunas muestras superan los límites en plomo y zinc (Compostela) y en cadmio (A Illa). Las causas de esta mayor concentración relativa no fueron analizadas. en general, las concentraciones son menores en A Illa y mayores en Santiago de Compostela. Los valores medios se sitúan entre un 25 y un 90% por debajo de los límites marcados en la normativa sobre agricultura ecológica.

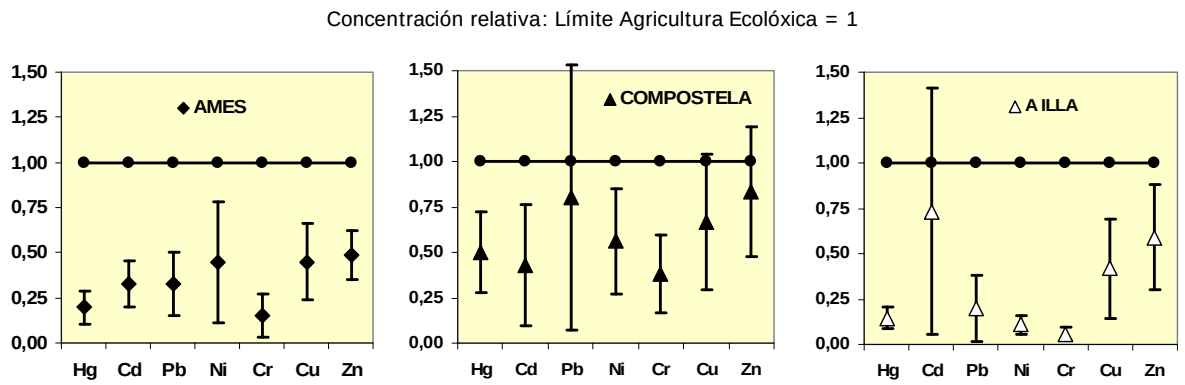


Figura 1. Metales pesados en muestras de compost doméstico en los concellos de Ames (n = 18 mostras), Santiago de Compostela (n =15) y A Illa de Arousa (n=15)

5. Conclusiones y recomendaciones

ADEGA concluye que el compostaje doméstico es la alternativa mas adecuada para tratar los residuos orgánicos del hogar tanto en viviendas de zonas rurales como de zonas semiurbanas así como aquellas zonas urbanas que tengan huertas o jardines.

La recuperación de prácticas tradicionales propias de comunidades rurales pueden aportar soluciones a problemas del siglo XXI lo que viene a demostrar la importancia de conservar nuestro patrimonio material e inmaterial aplicado a cuestiones ambientales. Aplicar este patrimonio a iniciativas de gestión ambiental mediante programas piloto que adapten el saber popular acumulado durante siglos a situaciones contemporaneas puede ser un seguro de éxito.

Adega recomienda la implementación de estos programas en áreas mayores así como la realización de experiencias en núcleos de aldeas o ayuntamientos donde la totalidad tenga que realizar esta práctica. La asunción de esta propuesta es todo un reto tanto para los ayuntamientos como para los programas de compostaje, ya que no es lo mismo desarrollar un programa de EA con personas voluntarias que con población obligada a gestionar sus residuos orgánicos (los ayuntamientos tienen la competencia de elegir el modelo de gestión).

Igualmente, en urbanizaciones de viviendas verticales consideramos que se deberían comenzar experiencias piloto con el objetivo de conocer los posibles problemas y abordar soluciones necesarias en escalas facilmente manejables. En estos casos la alternativa del compostaje a pequeña escala (barrio o urbanización) debe ser considerada como una opción estudiar.

Los resultados obtenidos permiten concluir que el proceso de compostaje se está realizando correctamente, con una relación C/N equilibrada, muy baja presencia de elementos impropios, mas con humedades relativamente elevadas. El estudio de las concentraciones en metales pesados indica que en todos los casos las enmiendas obtenidas cumplen con los exigentes requisitos de la normativa sobre agricultura ecológica de la IU, con valores entre un 25% y un 90% inferiores.

Bibliografia

ADEGA. Manual de compostaxe caseira. ADEGA. Santiago de Compostela. 2003, p 3-4

Caride, J.A. y Meira, P.A. (2001): "Educación Ambiental y desarrollo humano". Ariel. Barcelona.

Comisión Europea (2000):Ejemplos de buenas prácticas de compostaje y recogida selectiva de residuos. Dirección General de Medio Ambiente. Bruselas.

Díaz Fierros, F., A matéria orgánica nos solos de Galicia. ADEGA-Cadernos, 6, 51-57, 1999.

DOMINGUEZ, M. O uso do compost nos solos de cultivo de Galiza. Cerna, 40, 13-15. 2004.

Favoino, E. Drivers, trends, strategies and experiences for proper management of biowaste in the EU. 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. 2003

Heras, H. F. y Sintes. M. Z. (Coord) (2004): "Evaluación de actuaciones de educación. Comunicación y sensibilización en materia de residuos". Ministerio de Medio Ambiente.

Pérez, R. Compostaxe caseira. Solución para os residuos orgánicos do fogar. Cerna. Santiago de Compostela. N. 44, p 24-25, primavera 2005.

Pérez, R. e Soto, M. Programas de autocompostagem em duas freguesias rurais do Concelho de Ferrol. First World envoronmental educación congres. Abstract book. Espinho Portugal p. 162. 2003

Soto, Castiñeira Manuel, Pereiras López Xesus e VARELA Diaz Ramón. Os resíduos na Galiza. Impacto ambiental e alternativas de tratamento. Bahia. P 13-16. 1994.

XUNTA DE GALICIA. Estratexía Galega de Educación Ambiental.. Santiago de Compostela.p. 41, 66-60. 2000.

Compostaje en las escuelas: instrumento para la sensibilización de la sociedad sobre la problemática de los residuos orgánicos

Composting in schools: tool for society sensitizing about organic wastes

López, M.[1], Huerta,O.[1], Huguet, E.[1], Lumbreras, F.[2]

[1] Escola Superior d'Agricultura de Barcelona, Avda. Canal Olimpic s/n. Campus del Baix Llobregat. 08860 Castelldefels
[2] Servei de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona. C/ Urgell 187. 08036 Barcelona

marga.lopez@upc.edu 93 5521098

Resumen

Las escuelas, como centro donde coinciden alumnos, profesores y personal de servicios, están vinculadas con las familias y las administraciones locales y pueden favorecer la divulgación y la búsqueda de soluciones a problemas de la comunidad, tales como la selección, recogida y gestión de los residuos.

A su vez, las que disponen de comedor escolar o incluso de zona ajardinada o de huerto, generan residuos de distintas características que tienen que ser minimizados y gestionados correctamente; fomentar la participación de la comunidad escolar en esta gestión favorece la extensión del conocimiento de la problemática provocada por el tipo y cantidad de residuos generados en los domicilios.

En esta comunicación se presentan experiencias de implantación de compostadores comunitarios en escuelas y se realizan propuestas sobre como iniciar y desarrollar otras experiencias para implicar a toda la comunidad escolar, favoreciendo tanto la educación ambiental como talleres comunes a distintas asignaturas e interrelaciones entre diferentes grupos de edad.

Palabras clave

Compostaje doméstico, recogida selectiva, sensibilización

Abstract

Schools are the places where pupils, teachers and school workers coincide, and are linked with families and local administrations. In that way, they can help to spread and searching of solutions to community problems, such as selection, collection and management of wastes.

At the same time, those that have eating room, garden area or kitchen garden, generate different kind of wastes, that may be correctly managed; to encourage scholar community participation can promote the knowledge about problems due to kind and quantity of wastes generated at residences.

This paper shows different experiences of community composters set up in schools and proposals to inciate and to develop more experiences to involve full scholar community, beeing favourable to environmental education, common workshops to different subjects and relation between different ages.

Keywords

Community composting, separate collection, sensitizing

1. Introducción

Promocionar el compostaje doméstico y comunitario no es únicamente importante para intentar reducir la cantidad de FORM generada en los pequeños municipios gracias al tratamiento directo en los hogares sino como herramienta formativa y de participación de toda la familia. El compostaje doméstico en las escuelas puede servir para motivar a toda la comunidad escolar, facilitando la realización de trabajos conjuntos entre diferentes áreas de conocimiento y extendiendo y divulgando estos temas entre la sociedad gracias a la participación de los niños.

Esta actividad permite gestionar los residuos orgánicos de la escuela, principalmente en aquellas que disponen de comedor, a través de un compostador doméstico, de manufactura propia o comercial. El ámbito de las escuelas facilita que los alumnos, bajo la tutela de los profesores, gestionen los residuos que entran en el compostador y controlen el proceso.

Trabajar este tema en los centros docentes permite concienciar a los niños de la cantidad y tipos de residuos que generan en casa o en la escuela, responsabilizarlos e implicarlos en la divulgación de la necesidad de su reducción y separación.

Desde el año 2003, la Escuela Superior de Agricultura de Barcelona (ESAB) colabora con el Servei de Medi

Ambient de la Diputació de Barcelona (SMADB) en diversas actividades con municipios y centros de enseñanza con el objetivo de aproximar a la sociedad la problemática de los residuos domésticos. Se ha procurado que ellos mismos (alumnos o ciudadanos), determinen la cantidad de residuos generados en su casa, escuela o municipio se ha facilitado información de las vías de gestión y tratamiento, adecuando las presentaciones o los documentos a las edades o situaciones particulares. En todos los casos se ha insistido en la necesidad e importancia de la recogida selectiva de la fracción orgánica de los residuos domésticos para llegar a producir compost.

El SMADB suministra los compostadores a las escuelas que quieren participar en esta actividad, aunque se fomenta que, una vez implantada, sean ellos los que elaboren sus propios compostadores según sus necesidades. A las escuelas se les dota del material necesario para llevar a cabo la experiencia: compostadores, regadora, cubo, pala, horca y sonda de temperatura. Los compostadores que se reparten son de plástico, redondos o cuadrados.

Paralelamente a las experiencias con el SMADB se ha realizado un Trabajo Final de Carrera (TFC) con estudiantes de la ESAB en una escuela de primaria, en la que el compostador se elaboró manualmente a partir de palés de madera.

Compostador iglú

Compostador cuadrado

Compostador casero

2. Centros de enseñanza visitados

Desde el año 2003 se han realizado las actividades en 6 centros de enseñanza de la provincia de Barcelona, de diversas características con alumnos de todas las edades, desde pre-escolar a bachillerato y adecuando tanto la información suministrada como las actividades a cada uno de los rangos de edad. En algunos centros se realizaron actividades que implicaron a más de un grupo.

Tabla 1. Centros en los que se ha realizado la experiencia

Centro	Enseñanza	Población	Organización
CEIP Segimon Comas	Primaria	Sant Quirze de Besora	ESAB+SMADB
CEIP Josep Maria Xandri	Primaria	Sant Pere de Torelló	ESAB+SMADB
CEIP Guillem	Primaria	Balsareny	ESAB+SMADB
IES Bisaura	Secundaria y Bachillerato	Sant Quirze de Besora	ESAB+SMADB
IES del Voltreganès	Secundaria y Bachillerato	Les Masies de Voltregà	ESAB+SMADB
IES Olorda	Secundaria y Bachillerato	Sant Feliu de Llobregat	ESAB+SMADB
Centre d'Oficis Collserola	Escuela Taller	Sant Feliu de Llobregat	ESAB+SMADB
Bon Soleil	Primaria, Secundaria y Bachillerato	Gavà	ESAB (TFC)

3. Desarrollo de la experiencia

3.1 Estudio del centro

Antes de iniciar la actuación, se visita el centro en el cual se quiere implantar la experiencia para valorar si se puede llevar a cabo y conocer los rangos de edad con los que se va a realizar la experiencia.

Es deseable que el centro disponga de cocina y comedor donde se generen residuos orgánicos para que puedan ser, en cierta manera, caracterizados y contabilizados antes de ser compostados; es necesario que dispongan de restos vegetales (tiernos y leñosos) triturados para co-compostar los restos de comedor, con objetivo de equilibrar la mezcla y reducir problemas de proceso.

Si el centro dispone de jardín o huerto puede ser también muy demostrativo caracterizar, cuantificar y aprovechar los desechos generados, en caso contra-

rio, deberían ponerse en contacto con el servicio de jardinería del ayuntamiento. Por otra parte, se busca la ubicación más adecuada para el compostador teniendo en cuenta el espacio y la climatología de la zona. Este último aspecto responde a que hay poblaciones donde el frío en invierno puede ser intenso, con heladas y otras que en verano puede hacer mucho calor, provocando un exceso de evaporación en el interior del compostador.

Figura 1. Ubicación del compostador en CEIP Segimon Comas

La ubicación general más adecuada suele ser un lugar semi-sombreado, de manera que no reciba exceso de sol en verano pero tampoco quede a la sombra en invierno. Por otra parte, no se debe instalar en un lugar apartado, dando la sensación de que se trata de algo molesto, ya que el objetivo de la experiencia consiste en dar a conocer los residuos, y qué se puede hacer con ellos de manera cercana y no como un problema a cubrir.

3.2 Actuación previa de sensibilización

Después del primer contacto con la escuela y sus responsables para caracterizar el centro, se programan charlas de sensibilización sobre el tema, a distintos niveles, dependiendo del tipo de centro y la receptividad a la participación del mismo; se agrupan los alumnos por edades y si es posible se lleva a cabo también con ladres i profesores. Previamente a la realización de la charla, se distribuye un cuestionario al centro para que los alumnos puedan traerlo completado el mismo día. En el se pregunta los tipos y cantidades de residuos que han producido el día anterior, donde las han depositado y si separan el material, etc.; también se les pide que definan algunos términos usuales, todo ello con el objetivo de conocer la idea que tienen sobre el tema.

Los encuentros programados tienen una duración aproximada de una hora que incluye una presentación que intenta convertir la problemática de los residuos en algo cercano, que atañe a todos los ciudadanos, incluso a los más jóvenes. Son éstos los que pueden resultar más sensibles a la motivación y transferirla.

La charla se estructura en dos partes, una primera donde se ponen sobre la mesa ideas muy básicas sobre la generación y gestión de residuos, introduciendo los diferentes sistemas de tratamiento, destacando las características e importancia de la fracción orgánica y su relación con la materia orgánica del suelo. En esta parte siempre aparece la sorpresa de los asistentes sobre las cantidades generadas en su municipio y el desconocimiento sobre el destino que reciben, así como la necesidad de aclarar ciertas ideas preconcebidas y erróneas.

La segunda parte se centra en el proceso de compostaje, donde se explican los fundamentos básicos, los materiales que son compostables y los que no lo son, los requisitos que precisa para llevarse a cabo y las medidas de control.

Debe destacarse que en el caso de los alumnos de corta edad, con un planteamiento totalmente distinto y preparando juegos que les permitan escoger donde depositar los residuos, se han conseguido también sesiones participativas y divertidas.

3.3 Actuaciones de implantación y seguimiento

Debe evitarse que la actividad sea puntual y pronto olvidada. Aunque los responsables del centro sean sensibles a estos temas, es difícil mantener el interés e incrementar el tipo de actividades a lo largo del curso ; así que es aconsejable establecer modos de mantener o mejor, crear nuevos puntos de interés en la comunidad escolar. Pueden ser:

3.3.1 Preparación de material didáctico y de actividades que permitan fijar conceptos básicos y practicar con ellos

Con el tiempo se intenta ir mejorando y adecuando, adaptándolo a cada centro y población y enriqueciéndolo con el bagaje de las diferentes experiencias realizadas. En situaciones en que la participación escolar se incremente puede conducir a que se prepare material y actividades conjuntas entre asignaturas. En la figura 2 se muestran ejemplo de hojas para colorear con las que practican los más pequeños.

3.3.2. Visitas recordatorias Es importante para la continuidad y éxito del proyecto mantener contacto periódico, comentando los posibles problemas, las soluciones adoptadas o a adoptar, así como nuevas ideas. Estos contactos, favorecen al centro en particular pero sobre todo a la actividad de promoción del compostaje en su conjunto.

3.3.3. Control del proceso. Se trata de conseguir que sean autónomos y capaces de manejar solos el compostador, por lo que el seguimiento de su llenado y funcionamiento se suele encargar a un grupo de alumnos, que bajo la supervisión del profesor responsable, contribuye a que sea una actividad más de la

escuela y a tomar responsabilidades para la consecución del objetivo final. Los componentes del grupo son los que introducen en material dentro del compostador, hacen la mezcla, registran la temperatura, riegan, etc; en resumen, se cuidan de que el proceso se realice adecuadamente.

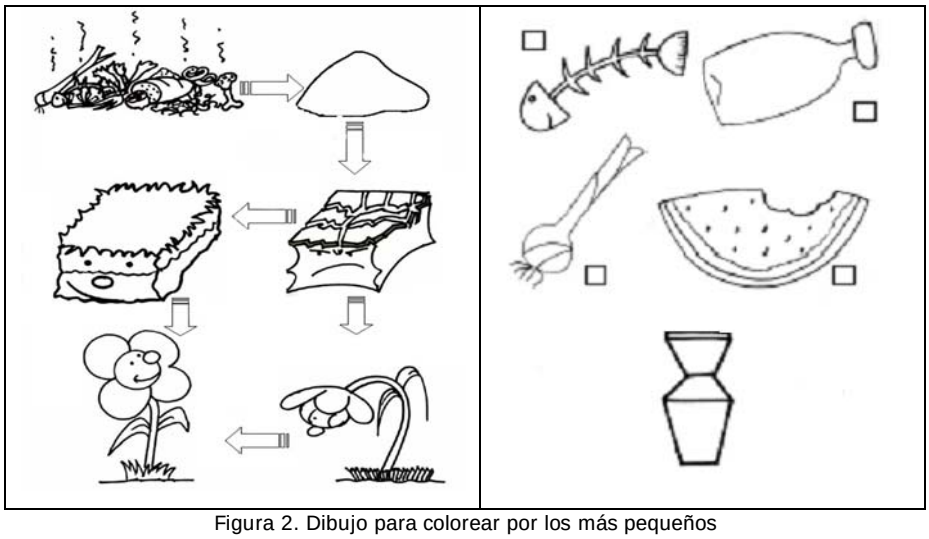


Figura 2. Dibujo para colorear por los más pequeños

Para controlar el proceso, se les suministra una sonda de temperatura que permita ver su evolución y se les muestra como valorar los cambios de volumen, aspecto y olor de las mezclas. A partir de los datos recogidos, pueden dibujar gráficas de temperatura-tiempo, compararlas con gráficas teóricas e ir añadiendo comentarios sobre las razones porque consideran que ha cambiado o no el aspecto, olor o incluso la presencia de determinados insectos. En este sentido, se debe destacar que en la mayoría de los casos la temperatura registrada no suele alcanzar valores demasiado elevados debido al poco volumen de material tratado y a la lenta incorporación.

Una vez se ha iniciado el llenado del compostador, se aprovechan las visitas para comentar el funcionamiento del proceso y los resultados anotados.

3.3.4. Otras actividades. Según el tipo de centro y la implicación pueden aparecer actividades nuevas complementarias como se muestra en los siguientes ejemplos:

- Realizar concursos de dibujos o de “aucas” para ilustrar con fotos de la experiencia o dibujos (Figura 3).
- Aprovechar el fin de curso para introducir actividades relacionadas con el medio ambiente. En el caso concreto de Sant Quirze de Besora durante la fiesta de final de curso, que se dedicó al Medio Ambiente, se realizaron diversos talleres, entre los que había la exposición y concurso de las aucas realizadas por los alumnos, un circuito medioambiental, donde los más mayores que habían realizado la experiencia la explicaron a los pequeños y por último, la descubierta de la placa *Escoles Verdes*, otorgada por la Generalitat de Catalunya.
- En dos de las escuelas, Sant Quirze de Besora y Sant Pere de Torelló, con la colaboración del Servei de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona se creó, respectivamente, una zona de jardín y un huerto dentro de los patios escolares, que les permitía aprovechar el compost obtenido. De esta manera fue posible estudiar el ciclo completo de la materia orgánica.

Figura 4. Alumnos responsables de la actividad explicándola a los más pequeños

Figura 3. Alumnos mirando el “auca” ganadora del concurso

4. Conclusiones

La predisposición de maestros es muy buena, implicándose y con voluntad para llegar a los alumnos y de mantener la actividad en el tiempo.

Se han detectado importantes diferencias en la respuesta de los alumnos dependiendo de los grupos de edad; en rasgos generales, en primaria la predisposición es mayor que en el caso de alumnos de secundaria y de bachillerato.

Fruto de las experiencias realizadas, se está elaborando un manual de compostaje doméstico con el SMADB, para distribuirlo en los centros y en los municipios donde se realice la actividad, en los que se recoge los requerimientos mínimos, conceptos básicos a tener en cuenta, los cuidados y la solución de problemas más frecuentes. Con él se pretende tanto ayudar a aquellas personas que ya lo han puesto en marcha como para motivar a las que se lo estás planteando.

Compostaje para agricultura ecológica en la C.A. de Andalucía
Organic farming composting in Andalusia

J. Álvarez, J. Jáuregui, M. León y J.J. Soriano

RACAE, Dirección General de Agricultura Ecológica, Tabladilla s/n, 41071 SEVILLA

E-mail:japsmp@yahoo.es Tel.: 607 888 782

Resumen

Se originó esta iniciativa por la paradoja detectada en el olivar ecológico. Por un lado se necesitaban productos adecuados para fertilizar y enmendar orgánicamente los suelos; por otro los molinos debían asumir los costes de transportar los alperujos a orujeras o plantas de valorización energética. Con los resultados obtenidos y difundidos por grupos de investigación, algunas almazaras iniciaron experiencias previas de compostaje de alperujos y solicitaron apoyo a la Administración para implementarlas. Desde 2002 se viene dando asistencia técnica en Andalucía, con un número creciente de almazaras que compostan. Son generalmente pequeñas plantas de compostaje para autoconsumo, casi siempre con sistema abierto de pilas volteadas y mezclando alpeorujo con hoja y estiércol. Se construyen en terreno propio cercano a la almazara. Paralelamente se crea una Red de intercambio de experiencias (RACAE). Sus objetivos son:

- Dar asistencia técnica para experiencias previas de compostaje y su seguimiento.
- Realizar actuaciones de demostración.
- Asesorar a los usuarios de los compost finales.
- Hacer llegar a los interesados la información existente y la que se sigue generando en este sector.
- Apoyar actividades de investigación, transferencia de tecnología y formación.

La publicación de la Orden de 10 de julio de 2007 de la Junta de Andalucía, por la que se establecen las bases reguladoras para la concesión de subvenciones para la mejora de la gestión de los residuos de la molturación de aceituna, ha iniciado en 2007 la convocatoria anual de ayudas hasta 2013, para apoyar financieramente las obras de infraestructura y equipamientos precisos para esta tarea. En una fase posterior se pretende ampliar esta experiencia a otros subsectores de la producción ecológica en Andalucía.

Palabras clave

Compost, alperujo, enmienda, orgánica, suelos.

Abstract

This composting initiative took place because a paradox was happening in the Andalusian olive organic farming sector. In one hand they needed appropiated products to fertilize and improve the organic matter level in their soils. In the other hand olive oil mills had to assume transportation costs to manage olive mil pomace in energy plants. Some olive oil mills begun to compost olive mill pomace using the information disseminated by some research groups. Then they asked for composting plants implementation support to the regional Governement of Andalusia. Since 2002 tecnichal assitance has been delivered to olive oil mills in Andalusia. They ussualy are small composting plants with a selfconsumtion target, an open “windrows” composting system and co-composting olive mill pomace, olive leaves and manure. They have been normally built in their own grounds surrondering the olive oil mill. An experiences exchange network has been created with the following objectives:

- To offer technical support and to monitore initial composting trials.
- To carry dissemination activities out.
- To give advise about the compost end products use.
- To transfer the existing information and the new generated one to the interested groups.
- To support research, dissemination and training activities in this field.

On july 2007 the Regional Agriculture Ministry begun a funding call to finantially assists composting plants infraestructure works and equipment purchase. It was published on July 10th 2007 and will be yearly done again until 2013.

In a second stage this experience on olive mill pomace composting will be expanded to some other Andalusia sectors in organic farming.

Keywords

Compost, olive mill pomace, soils, organic matter, improver.

1. Introducción

La protección y mejora del medio ambiente se encuentra entre los objetivos principales de la Unión Europea, que persigue una estrategia de desarrollo económico y social continuo que no vaya en detrimento del medio ambiente y de la conservación de los recursos naturales. Dicha conservación es fundamental para garantizar la continuidad de las actividades humanas y la mejora de la calidad de los ciudadanos. Uno de los aspectos mas importantes en la conservación de los recursos naturales lo constituye la adecuada gestión de los residuos generados en las actividades antrópicas. Entre los principios que animan el espíritu comunitario en este aspecto se encuentra el aprovechamiento de los residuos generados, siendo una de las prioridades de las políticas de residuos de la Unión Europea.

Estos principios ambientales son acordes con los promulgados por la Agricultura Ecológica, que se define como un sistema de producción agrícola y ganadero cuyo fin principal es la producción de alimentos de la máxima calidad, conservando y mejorando la fertilidad del suelo sin el empleo de productos químicos de síntesis ni en la producción ni en las posteriores transformaciones de los productos y garantizando un respeto por el medio ambiente.

En los últimos años el fomento de la Agricultura Ecológica ha sido una constante en la política seguida por la Consejería de Agricultura y Pesca a través de la Dirección General de Agricultura Ecológica. El Plan Andaluz de Agricultura Ecológica para el periodo 2002-2006 citaba como objetivo general "promover el desarrollo del sector de la agricultura ecológica en Andalucía", concretándose el mismo en una serie de objetivos específicos entre los que se encontraba "ordenar y mejorar la disponibilidad y adecuación de los medios específicos de producción para la agricultura y ganadería ecológicas". En él se recogía que "dados los problemas que presenta el uso de los insumos específicos para las producciones ecológicas y que están perturbando o frenando su crecimiento, parece necesario que la actuación pública facilite estos procesos para agilizar la desaparición de dichos problemas".

La molturación de la aceituna en el proceso de extracción del aceite genera un residuo pastoso, el alperujo, con una alta capacidad contaminante de los suelos y de las aguas subterráneas y superficiales. Actualmente su tratamiento más frecuente es la valorización energética en plantas especializadas. Una alternativa de gestión más acorde con la conservación de los recursos naturales es el compostaje, un proceso que estabiliza el residuo, haciéndolo apto para su uso como enmienda orgánica, lo que contribuye especialmente al secuestro de carbono en los suelos.

Así pues, la Dirección General de Agricultura Ecológica pretende fomentar el compostaje como gestión preferente de los alperujos, para lo cual se pretende incentivar la instalación de plantas de compostaje en las propias almazaras mediante el apoyo financiero a los proyectos de implantación y mejora de dichas plantas, teniendo como fin último la protección y mejora del medio ambiente. Para la coordinación e impulso de estas iniciativas se crea la Red Andaluza de Compostaje para Agricultura Ecológica (RACAE), la cual servirá como punto de encuentro, intercambio de experiencias, apoyo técnico y promoción de las distintas acciones que en materia de compostaje de restos vegetales se desarrollen en la Comunidad Autónoma.

1.1. La relevancia de los subproductos de la industria de molturación de la aceituna en Andalucía

En un estudio de mercado del compost elaborado por el Ministerio de Medio Ambiente (Estudios e iniciativas S.A.. 2003), se dan las siguientes cifras globales de producción de residuos agrícolas y ganaderos en el estado español. La producción de alpeorujos representa solo el 5,1 % a nivel estatal. Sin embargo, aunque el volumen de residuos agrícolas y ganaderos andaluces solo representa el 15 % del total nacional la generación de alperujos supone el 84% de la producción total de este subproducto de la industria del aceite de oliva.

Tabla 1.-Residuos agrícolas y ganaderos en España y Andalucia

	ESPAÑA		ANDALUCIA	
	Miles Tm		**Miles Tm**	
Orujo de uva	690	0,9%	40	0,4%
Alpeorujos	**3.897**	**5,1%**	**3.266**	**29,3%**
Purines porcinos	12.310	16,2%	1.246	11,2%
Otros estiercoles	58.650	77,0%	6.458	57,9%
Restos horticolas y otros	586	0,8%	150	1,3%
TOTAL	76.133		11.160	

1.2 Problemática en olivar de producción ecológica

Se originó la iniciativa de compostaje de alperujos en almazaras de producción ecológica por la paradoja existente en ese sector. Por un lado se necesitaban productos adecuados para fertilizar y enmendar orgánicamente los suelos que suponían una inversión considerable debido a los precios de estos insumos y por otro lado los molinos, cuando se encontraban lejanos a las orujeras o plantas de valorización energética debían asumir los costes de transportar los alperujos a las mismas.

Por otra parte, un numero creciente de estas plantas de valorización energética se encontraban cuestionadas, desde el punto de vista medio ambiental, por la emisión de partículas a la atmósfera y el malestar por ello reinante en las localidades en la que estas plantas se hallan.

2. La iniciativa del sector y el apoyo de la Administración

Con los resultados obtenidos en las experiencias de compostaje de alperujos emprendidas y posteriormente difundidas por diversos grupos de investigación, algunas almazaras iniciaron experiencias previas de compostaje de alperujos y solicitaron apoyo a la Administración para implementarlas.

Desde 2002 se viene dando asistencia técnica en Andalucía, a un número creciente de almazaras que compostan. Se trata generalmente de almazaras situadas en comarcas alejadas de plantas extractoras u orujeras o de valorización energética. Se encuentran con la existencia de una notable demanda de enmiendas orgánicas de calidad para la olivicultura de producción ecológica asociada a la almazara. El tipo de sistema de compostaje que utilizan ha venido condicionado por el volumen de materia prima a compostar. De entre ellos el más sencillo es el sistema abierto con aireación por volteos con pala cargadora que ha sido el mas frecuentemente utilizado ya que permite el uso de equipos (tractor con pala y remolques) e infraestructura existentes en la propia fabrica de aceite.

Con este sistema de compostaje la duración del proceso se alarga hasta 6-10 meses que se adapta muy bien al ciclo de cultivo ya que la aplicación de los productos finales en el olivar se realiza durante la campaña siguiente a la de la molturación de la aceituna.

Las almazaras que se han incorporado a esta iniciativa, han construido pequeñas plantas de compostaje para autoconsumo, casi siempre con sistema abierto de pilas volteadas y mezclando alpeorujo con la hoja de limpia y con estiércol si se encuentra disponible en las cercanías. Se han instalado las plantas de compostaje en terrenos propios cercanos a la almazara.

3. La Red Andaluza de Compostaje para la Agricultura Ecológica R.A.C.A.E.

Para incentivar el intercambio de experiencias, la Dirección General de Agricultura Ecológica de la Consejería de Agricultura está dando un apoyo a este tipo de iniciativas mediante la creación de una Red de intercambio de experiencias cuyo objetivo genérico es el hacer llegar a los interesados la recopilación de la información existente y la que se siga generando para continuar mejorando esta técnica en este sector específico.

Sus objetivos específicos son:

- Dar asistencia técnica para experiencias previas de compostaje y su seguimiento.
- Realizar actuaciones de demostración.
- Asesorar a los usuarios de los compost finales.
- Hacer llegar a los interesados la información existente y la que se sigue generando en este sector.
- Informar sobre ayudas.
- Apoyar actividades de investigación, transferencia de tecnología y formación.

4. Ayudas a la creación de plantas de compostaje de alperujos

Se realizó una primera convocatoria de ayudas para el apoyo a la construcción de este tipo de plantas de compostaje por parte del Servicio de Actuaciones integradas de la Consejería de Medio Ambiente en el año 2002 (Orden de concesión subvenciones para la mejora del control ambiental en empresas de transformacion de productos agroalimentarios. -hasta 50 % inversión subvencionable-. Orden22/10/02 (BOJA nº 131 9-11-02)).

Como resultado de la misma cuatro almazaras fueron beneficiarias de esta ayuda por los importes seguidamente detallados.

Tabla 2.- Tipo de experiencias. (t/año alperujo tratado)

	EMPRESA/COOPERATIVA	POBLACION	Planta	Constr.	Proyecto	Pruebas
1	ALCANOVA	ALCAUDETE	**1.062,5**			
2	ALCUBILLA	CASTRO DEL RIO			**2.250,0**	
3	BIOFALCO	CASTRIL	**1.250,0**			
4	GUADALENTIN	POZOALCON				
5	HERMEJOR	ANDUJAR	**1.875,0**			
6	N.S. LOS REMEDIOS	OLVERA			**15.000,0**	
7	NUÑEZ DE PRADO	BAENA			**-**	
8	OLIPE	POZOBLANCO			**12.500,0**	
9	OLIVAR DE LUNA	POZOBLANCO	**100,0**			
10	REPLA	LOS CORRALES			**5.000,0**	
11	RONDA	RONDA				
12	SAN SEBASTIAN	BENALUA				
13	SIERRA GENAVE	GENAVE				
14	SIERRA MORENA	VILLAVICIOSA CO	**162,5**			
15	SILES	SILES				**125,0**
17	VERDE MAGINA	BELMEZ DE LA MORALEDA				
1	ARBEQUISUR	AGUADULCE				
2	COTOBAJO	GUADALCAZAR		**9.375,0**		
3	LAS VALDESAS	PUENTEGENIL	**537,5**			
5	OLIVAR DE HUELVA	NIEBLA	**1.875,0**			
6	OROBAENA	BAENA	**3.750,0**		**7.812,5**	
7	SAN ISIDRO	POZOALCON				
1	GARCIA MORON	ARJONILLA				**1.750,0**
2	TORREDONJIMENO	TORREDONJIMENO			**11.875,0**	
3	VADOLIVO	CAZORLA		**3.125,0**		
	TOTAL		**10.612,5**	**12.500,0**	**54.437,5**	**1.875,0**

tipo de produccion
ecologica
integrada
convencional

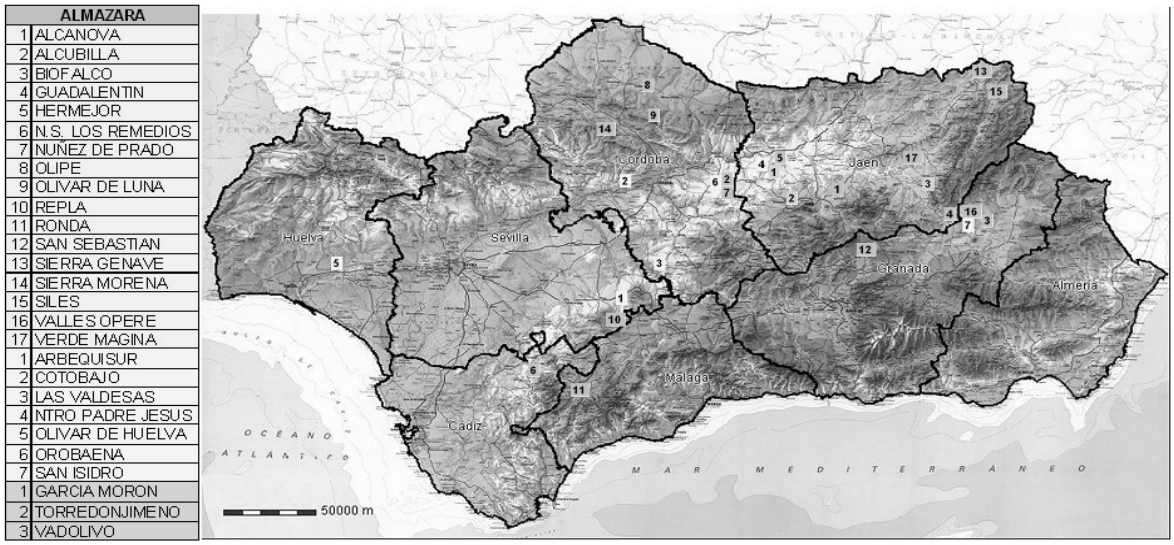


Ilustración 1.- Localización de las experiencias de compostaje

Tabla 3.- Beneficiarios Orden ayudas 2002

ALMAZARA	PROV.	IMPORTE €
ARBEQUISUR SCA	SE	118.000,00
LAS VALDESAS	CO	74.838,31
OROBAENA SAT	CO	45.308,39
TRISASUR	HU	139.600,00
TOTAL		377.746,70

Tabla 4.- Beneficiarios Orden de ayudas 2007

AYUDAS 2007	**mill €**
Inversión total	2,450
Ayuda solicitada	0,900
Ayuda subvencionable	0,600
Presupuesto para las subvenciones en 2007	0,525

Posteriormente, y como apoyo al sector, la Dirección General de Agricultura Ecológica de la Consejería de Agricultura procedió a la publicación de la Orden de 10 de julio de 2007 de la Junta de Andalucía, por la que se establecen las bases reguladoras para la concesión de subvenciones para la mejora de la gestión de los residuos de la molturación de aceituna. Esta Orden ha iniciado en 2007 la convocatoria anual de ayudas hasta 2013, para apoyar financieramente las obras de infraestructura y equipamientos precisos para esta tarea.

Se trata de subvenciones a la inversión con una cuantía máxima del 50% de la inversión subvencionable realizada por los beneficiarios y con una limitación de 100.000 euros por beneficiario. Se considera una concurrencia competitiva para la selección de las solicitudes en el que los criterios de valoración objetivos se basan en el porcentaje que supone la molturación de aceituna de agricultura ecológica sobre el total de la aceituna molturada por el solicitante, ser entidad asociativa, ubicación en un espacio natural protegido, creación de empleo y el compromiso de contratación de mujeres superior al 50 por ciento para los puestos de trabajo de nueva creación. En la primera convocatoria, la de 2007, se han emitido resoluciones de subvención para 9 proyectos que suman una inversión pública total de 525.000 €.

Se prevé la publicación en el primer trimestre de 2008 de la segunda convocatoria, dándose un plazo para la presentación de solicitudes de 30 días naturales, contados desde el día siguiente al de la publicación de la Orden en el Boletín Oficial de la Junta de Andalucía.

Ilustración 2.- Localización de solicitantes Orden Ayudas 2007

5. Conclusiones

Se constata un creciente interés en la Agricultura Ecológica en Andalucía por incorporar como una de sus técnicas de mejora de fertilidad de sus tierras la realización de compost con los subproductos de su producción para posteriormente enmendar orgánicamente sus suelos.

El impulso del sector de la olivicultura ecológica al compostar los alperujos ha generado el apoyo de la Administración y la creación de una Red Andaluza de Compostaje para la Agricultura Ecológica (R.A.C.A.E.) con el objetivo de transferir la información existente y la que se siga generando sobre esta técnica a los interesados, así como la de proporcionar ayuda financieras en base a subvenciones hasta 2013 para la construcción de estas plantas en la Comunidad Autónoma.

Referencias

Consejería de Agricultura y Pesca. 2002. Plan Andaluz de Agricultura Ecológica 2002-2006. Servicio de Publicaciones y Divulgación, Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla.

Dirección General de Agricultura Ecológica Junta de Andalucía. 2006.Compostaje de residuos vegetales agroindustriales. De problema medio ambiental a recurso para los sistemas ecológicos de producción. Comunicación presentada al VII Congreso Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE)-III Congreso Iberoamericano de Agroecología."Agricultura Ecológica: gestión sostenible del agua y calidad agroalimentaria". Zaragoza, 20-22 septiembre 2006.

Estudios e iniciativas S.A..2003. Estudio de los mercados de compost. Dirección general de calidad y evaluación ambiental. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Experiencias en la promoción e implantación de proyectos de compostaje doméstico

M. López, J. Melero[2], L. Muñoz[3] y G. Pocoví[4]. (Compostadores.com)

Ingeniera Agrónoma, [2] Biólogo, [3] Bióloga, [4] Antropólogo

E-mail: educamb@compostadores.com Tel.: 93 665 01 60

Resumen

Compostadores.com, empresa especializada en el compostaje doméstico, realiza desde el año 2002 diversos proyectos de promoción e implantación de vermicompostaje y compostaje de jardín. Ha llevado a cabo más de 100 campañas, formando y asesorando a más de 15.000 participantes en más de 60 Administraciones Públicas de todo el Estado.

La metodología empleada para el desarrollo y la gestión de las campañas se puede resumir en:

- Diagnóstico de necesidades y prioridades de la Administración Pública.
- Diseño y planificación de las actuaciones a realizar.
- Se informa y convoca a grupos de 20 participantes.
- Se imparte un taller de formación en el cual se entrega el compostador más adecuado a las necesidades de cada participante.
- Se hacen tres visitas i/o entrevistas de seguimiento durante el primer año. Se efectúa un asesoramiento in situ y se documenta el funcionamiento, el mantenimiento y la valoración de los participantes.
- En las visitas se presta un servicio de trituración / suministro de material estructurante.
- Se ofrece un asesoramiento permanente vía telefónica o correo-e.
- Se valoran los resultados obtenidos mediante un informe final que contempla tanto las valoraciones de los participantes como de los técnicos.

Como técnicos especializados, queremos compartir las experiencias vividas y los resultados obtenidos en los más de 6 años de trabajo. Nuestro objetivo principal es poner en común las problemáticas de la implantación del compostaje doméstico en cada una de sus fases: comunicación, formación, seguimiento y valoración de resultados.

Palabras clave
Compostaje doméstico – vermicompostaje doméstico

Abstract

Compostadores.com, a company specialized in home composting, is developing since the year 2002 different promotion and implementation projects of urban vermicomposting and garden composting. The company has run more than 100 campaigns, teaching and advising approximately to 15.000 participants above 60 Public Administrations from all over the State.

The methodology used in the development and management of the campaigns can be described in the following points:

- Diagnosis of the needs and priorities of the Public Administration.
- Design and planning of the new actualizations.
- Information and meeting with a group of 20 participants.
- A training workshop in which we deliver the most suitable composter for each participant's needs.
- Three monitoring visits and/or interviews during the first year. We give advice *in situ* and get information of how the compost bin is working, its maintenance and the participants' value judgement.
- During the follow-up visits we provide a shredding service / structural material supply service.
- We offer permanent advice by telephone and/or e-mail.
- We evaluate the registered results in a final report that includes the technicians' evaluations and the participants' opinions.

As specialized technicians, we would like to share our lived experiences and the results obtained in these six years of work. Our main objective is to put in common the problematics of home composting im-

plantation in each of its stages: communication, training, follow-up and results evaluation.

Keywords
Home composting – home vermicomposting

1. Introducción

El objeto del presente artículo es exponer la metodología utilizada en la implantación de proyectos de compostaje doméstico, básicamente en campañas municipales. Dicha metodología es fruto de la experiencia acumulada durante varios años de trabajo. Como conclusión comentaremos las problemáticas que comportan las distintas fases de un proyecto.

Por compostaje doméstico entendemos el que se lleva a cabo en el propio lugar de producción y en compostadores de pequeñas dimensiones, de hasta 2000 litros. En general se tratará de viviendas, comunidades de vecinos, centros educativos, pequeñas empresas, etc.

Trabajamos con dos tipologías de compostadores:

- Los de jardín, que son contenedores de plástico de 300 hasta 2000 litros de capacidad, con agujeros de ventilación y sistemas de fácil extracción de compost, sin compartimentación y en los que los organismos descomponedores llegan por sus propios medios.
- El vermicompostador que consta de 3 bandejas para depositar restos y una bandeja inferior de recogida de lixiviados. La especie de lombriz utilizada es *Eisenia foetida*.

Los beneficios socioambientales de la implantación de un sistema de compostaje doméstico son muy diversos y afectan a diferentes actores.

Ventajas para la administración:

- No es necesario transportar ni tratar miles de toneladas de retos orgánicos.
- Las calles no se ensucian con la poda porque se recicla en el mismo jardín.
- No se desbordan los contenedores de materia orgánica o de rechazo.
- Se reduce la contaminación ambiental al disminuir el tránsito de camiones de recogida y los problemas de tránsito relacionados.
- Se minimiza el impacto sobre el territorio que producen las grandes instalaciones de tratamiento de residuos.
- Mejora la educación ambiental y el porcentaje de recuperación de otros residuos.

Ventajas para los participantes:

- Resulta cómodo no tener que tirar los restos orgánicos fuera de casa y evita la compra de bolsas.
- Simplifica la recogida selectiva de la cocina y la gestión del jardín.
- Autoabastece de compost de calidad, ahorrando en la compra de abonos químicos.
- Resulta muy gratificante en todos los sentidos.

2. Metodología y actuaciones previstas

Los principales ámbitos de actuación de los proyectos de compostaje doméstico son las diferentes tipologías de viviendas y centros educativos de cada municipio, aunque también se consideran otros casos. Las actuaciones previstas en cada lugar pueden incluir:

Actuaciones	Compostaje Jardín	Vermicompostaje
Cámpings y turismo rurales	X	X
Centros educativos	X	X
Dependencias municipales	X	X
Comunidades de vecinos	X	
Empresas	X	X
Viviendas con jardín	X	X
Huertos urbanos	X	
Hoteles y restaurantes	X	
Oficinas Municipales		X
Parques urbanos	X	
Viviendas sin jardín		X
Residencias	X	X
Zonas de ocio	X	

Como norma general de las campañas, se aconseja trabajar con grupos de 20/25 participantes por cada actuación. Se imparte un taller general de formación, se suministran los compostadores adecuados a las necesidades de los participantes y se hace un seguimiento de un año de duración. El seguimiento puede constar de visitas y/o entrevistas telefónicas. En cualquier caso se recomiendan tres intervenciones de asesoramiento personalizado (a los quince días o un mes, a los seis meses y al año). Pasado este período de tiempo se ofrecen cursos de formación avanzados a los participantes que quieran profundizar los conocimientos sobre el tema. Los centros educativos de cada territorio son objeto de actuaciones específicas como se explica en el apartado correspondiente. Todos los participantes del proyecto disponen de un servicio de asesoramiento permanente vía telefónica o web al cual se podrán dirigir para resolver cualquier duda.

En la mayoría de los proyectos se realiza la siguiente secuencia de actuaciones:

2.1 Entrevistas con los técnicos de la administración promotora

Un coordinador de Compostadores.com se pone en contacto con cada uno de los representantes de las administraciones que participarán en las campañas. Pacta una reunión de trabajo con el objetivo de asesorarlos tanto en compostaje doméstico como en la promoción y comunicación de los proyectos en cada territorio. Se ofrece a los representantes de las administraciones el material divulgativo necesario.

2.2 Convocatoria y formación de los participantes

La convocatoria y selección de los participantes es responsabilidad del representante de la administración promotora. Para convocarlos, el representante de la administración cuenta con el asesoramiento de la empresa, el cual pone a su alcance todo el material comunicativo necesario para llevar a cabo una campaña de divulgación. El equipo de Compostadores.com se encarga (a petición de la administración) del diseño y maquetación de un tríptico, notas de prensa, cuñas de radio y atender a los medios de comunicación con cita previa; todas las actuaciones que sean necesarias para garantizar una buena convocatoria.
Con los datos suministrados por los participantes el departamento de biología asigna los modelos de compostadores más adecuados, de acuerdo con las características de cada vivienda. Cuando es necesario, se pone en contacto con los futuros participantes para garantizar la correcta asignación.

En cada territorio se imparte un taller de formación básico al final del cual se hace entrega de los compostadores. Cada participante debe firmar una cesión de uso y un reglamento para la participación en la campaña.

Cursos de formación

En las sesiones informativas y formativas se usan proyecciones en formato digital como recurso pedagógico y tecnológico. Durante las mismas se enseñan muestras de material triturado y muestras de compost acabado para que los participantes puedan observar y palpar los resultados que obtendrán. También se hace la demostración y montaje de un compostador y, si es el caso, se lleva un compostador urbano en funcionamiento con lombrices rojas (*Eisenda foetida*) para que los participantes se familiaricen con ellas.

2.3 Seguimiento a los participantes

Alrededor de quince días/ un mes después del curso se realiza la primera visita o entrevista telefónica de seguimiento personalizado. Su objetivo principal es el asesoramiento en la puesta en funcionamiento del compostador, resolver las dudas y reforzar las técnicas generales para la gestión del compostador. La segunda y tercera visita o entrevista se realizan a intervalos de 6 meses. En cada caso se lleva a cabo un asesoramiento personalizado de acuerdo con las características de cada vivienda/participante (tipología del jardín, tipos de vegetación, organización de los componentes de la vivienda, mantenimiento habitual, herramientas utilizadas, etc.).

Visitas de seguimiento:

Además de hacer un seguimiento del desarrollo de la campaña, las visitas son planteadas como sesiones de formación y asesoramiento personalizadas. En este sentido los técnicos pueden precisar las recomendaciones en función de la tipología de participante/vivienda. Además, nos permite conocer las opiniones y valoraciones de los participantes: cuáles son los principales inconvenientes que manifiestan, cómo se resuelven y cuál es su valoración.

La estructura básica de las visitas es la siguiente:

1. Observación: Se hace una descripción del entorno donde está ubicado el compostador, del tipo de restos que se han depositado, del grado de trituración y de mezcla y, en general, de todos los parámetros descriptivos del compostador.

2. Diagnosis: Se valora el funcionamiento del compostador. Para llevar a cabo esta valoración se usan diferentes indicadores.
3. Recomendaciones: Se proporcionan al participante las indicaciones oportunas para mejorar el funcionamiento del compostador.
4. Valoración: Los participantes valoran el grado de satisfacción por el hecho de compostar, del taller y visitas y de la campaña en general.

En el transcurso de la visita se toman una serie de fotografías que permiten documentar la situación del compostador: ubicación, superficie y lateral del compostador abierto, y opcionalmente algún detalle. Al finalizar se rellena un formulario con las observaciones, el diagnóstico del funcionamiento del compostador y las recomendaciones que se hacen al participante. Este formulario se hace por duplicado, una copia se entrega al participante para que pueda seguir las indicaciones, y la otra se usa para llevar un registro en una base de datos y redactar el informe posterior.

Entrevistas telefónicas

En los casos en que no sea posible concertar la visita de seguimiento o se haya pactado este sistema como tal, se prevé realizar el seguimiento vía telefónica. Las entrevistas también son planteadas como sesiones de formación y asesoramiento personalizadas. Su objetivo es igualmente precisar las recomendaciones en función de la tipología de participante/vivienda y recoger las opiniones y valoraciones de los participantes. La estructura básica de la entrevista sigue el patrón de las visitas – observación, diagnosis, recomendaciones y valoración-, intentando reconstruir "la observación" mediante las preguntas del entrevistador.

Las entrevistas telefónicas son también una herramienta muy eficiente para realizar el seguimiento de participantes que llevan largo tiempo haciendo compostaje. Permiten evaluar el funcionamiento de un grupo y valorar los casos en que es necesario realizar visitas de asesoramiento presencial. Han sido probadas en grupos que llevan más de dos años, y nos ha permitido evaluar la evolución en el tiempo y analizar las posibles acciones en realizar en un futuro.

2.4 Sistema de suministro de material estructurante

Se recomienda la utilización de material estructurante para optimizar el funcionamiento del compostador de jardín. Para garantizar su suministro, se sugiere la implantación de tres sistemas complementarios. Con estos sistemas todos los participantes, tanto los que dispongan de un jardín arbolado como los que no, podrán disponer de material estructurante:

- En cada una de las visitas, los técnicos llevan una biotrituradora para gestionar *in situ* los restos de poda y autoproveer a los participantes de restos ricos en carbono.
- En los casos que el participante no disponga de restos de poda, entregará sacos con material estructurante, virutas o fracción vegetal triturada.
- Por otra parte se sugerirá y asesorará a los técnicos de la Administración en la creación de un servicio de préstamo de biotrituradoras. Se recomienda emplazar los sistemas de préstamo en las instalaciones de los puntos verdes municipales. Como alternativa también se pueden usar las instalaciones y recursos de las asociaciones de vecinos que quieran participar. Cada territorio participante es el responsable de su implantación.

La implantación de estos sistemas de suministro de material estructurante comporta tres ventajas socioambientales: en primer lugar promueve el uso de los puntos verdes municipales; en segundo lugar, favorece la gestión de todos los restos del jardín, sobre todo la poda; y por último, con los sacos, se garantiza la distribución a todos los participantes durante todo el año de un producto estacional que mejora tanto la calidad como la cantidad del compost.

2.5 Compostaje en los centros educativos

La convocatoria a los centros educativos del territorio es responsabilidad del técnico de la administración. El coordinador de Compostadores.com planifica una reunión previa al taller de formación. En función de las características de cada centro educativo se asigna el modelo de compostador más adecuado. En cada centro educativo se realizan tres talleres teórico-prácticos durante el año lectivo, de manera que los estudiantes puedan vivir el ciclo de la materia orgánica hasta que se transforma en compost. En relación con el currículum escolar de cada curso, se personalizan las diversas actividades prácticas del taller. Además, Compostadores.com pone al alcance de cada centro escolar participante un dossier de actividades pedagógicas relacionadas con el compostaje.

3. Discusión y conclusiones

La correcta comunicación y difusión de las campañas de compostaje es el primer paso para poder implementar un proyecto de compostaje doméstico. Con nuestra experiencia consideramos que en ocasiones se infravalora.

La formación de los participantes es fundamental. Los contenidos a comunicar tienen que estar expresamente adaptados a un público diana y además, deben ser concisos y muy claros. Una información y formación adecuada debe salvar los prejuicios existentes y dar la visión del compostaje como algo sencillo y sin inconvenientes.

Con respecto al seguimiento, consideramos que tiene que permitir recabar toda la información sobre cómo los diversos usuarios gestionan el compostador y qué tipo de inconvenientes encuentran. Es decir, qué hacen y cómo lo hacen. Además, tiene que informarnos de los resultados obtenidos.

El resultado del seguimiento nos adentra en cómo valorar y expresar los resultados. Los diferentes agentes implicados presentan diferentes intereses y puntos de vista, que influye en su valoración.

Pósteres Sesión III

Empresa, investigación y docencia: como aprovechar las sinergias en un caso concreto

Company, research and teaching: using synergies in a case-study

López, M.[1], Huerta, O.[1], Almansa, M.[2]; Soliva, M.[1]; Martínez, F.X.[1]

[1]Escola Superior d'Agricultura de Barcelona, Avda. Canal Olimpic s/n. Campus del Baix Llobregat. 08860 Castelldefels

[2]Cespa, G.R.

marga.lopez@upc.edu 93 5521098

Resumen

En los centros universitarios debe innovarse en docencia a la vez que realizar una investigación más interdisciplinaria. Desarrollar temas de investigación relacionados con la docencia impartida permite rentabilizar tiempo y esfuerzos. En una escuela de Ingeniería Técnica Agrícola tiene gran interés el estudio de los residuos orgánicos en el ámbito de la sostenibilidad: importancia de la materia orgánica en los suelos, problemas derivados de aplicaciones excesivas de nitrógeno, consumo de energía en la fabricación de fertilizantes, etc. En base a un trabajo realizado en colaboración con la Asociación de Curtidores de Igualada se desarrolla un ejemplo que, teniendo muy presente la sostenibilidad económica y ambiental que las empresas deben incluir en la revisión de sus procesos, valora su utilización para la mejora de la docencia y plantea la cuestión de si en la práctica existe *feed back* entre la investigación realizada y la resolución del problema y si se acepta siempre la mejor opción.

Palabras clave
Residuos orgánicos, industria curtido, nitrógeno, compostaje

Abstract

At university it is important to innovate in teaching while more interdisciplinary research is done. Developing research subjects related with teaching allows optimising time and effort. In an Agriculture Technical Engineering school it must be considered organic wastes from the point of view of sustainability: importance of organic matter in soil, problems related with high dose of nitrogen, energy consumption in fertilisers production, etc. In collaboration with Asociación de Curtidores de Igualada (Tanning Association of Igualada) an example is developed assessing its utilization to improve teaching considering economical and environmental sustainability that must be undertake in processes. In other hand, it raises the question if there is a feed-back between research and resolution of problems and if the better solution is always chosen.

Keywords
Organic waste, tannery, nitrogen, composting

1. Introducción

La industria de curtidos es uno de los sectores importantes de la economía catalana, pero a su vez es una de las que más volumen de agua consume y más problemas presentan con los residuos generados. Ha necesitado desarrollar una dinámica productiva compatible con la economía y la necesidad de proteger el entorno.

El Gremi de Curtidors d'Igualada ha mostrado interés y preocupación por los residuos producidos y por la posibilidad de que algunos de ellos pudiesen ser valorizados correctamente (Adzet, 1991; Vidal, 1994 i 1995; Estrada, 1995; Boix, 1995; Alcón, 1998) participando en proyectos Craft y Life (CEE). Para reducir el consumo y la contaminación del agua, además de otras intervenciones, han modificado el proceso de tratamiento de las pieles (pelambre) para su depilado, consiguiendo reducir un 50% la DQO de las aguas residuales y en un 40% los MES. No obstante esta reducción comportó la aparición de un nuevo residuo: "pelo semitransformado" (RP). En este marco se estableció un convenio con la ESAB, que ya disponía de cierta experiencia en temas semejantes (Garau, 1990; García y Meya, 1993), para caracterizarlo y buscar posibles aplicaciones o destinos.

2. Estudio del residuo y de su posible destino

Se caracterizó el material con los métodos tradicionalmente utilizados en el laboratorio de análisis de la ESAB, destacando: contenido muy elevado de materia orgánica (MO) y nitrógeno (N), muy pobre en

fósforo (P) y potasio (K) y sin problema con los niveles de metales; el RP obtenido directamente del proceso no tenía un aspecto muy agradable y por su características podía sufrir rápidamente procesos de putrefacción. Su composición no hacia pensar en problemas en una posible aplicación agrícola, pero su aspecto y fermentabilidad, así como su elevado contenido en nitrógeno exigían precaución al decidir su destino. Se planteó si era aconsejable compostarlo o no y en qué condiciones; paralelamente, la empresa estudiaba la mejora de su manejo y presentación, lavándolo y aplicándole un tratamiento de secado y triturado posterior.

En la tabla 1 se muestran algunas de las características del residuo tratado o no. Destaca la CE elevada y el contenido en MO, MOR (materia orgánica resistente) y N del RP procedente de la piel sin tratar, así como la elevada degradabilidad (bajo contenido en MOR y NnH, nitrógeno no hidrolizable) que presentan el RP y RP (lavado y secados); los resultados ponen en evidencia que el compostaje de este nuevo residuo puede presentar problemas importantes: necesidad de disponer de elevadas cantidades de materiales con características complementarias y evidente peligro de emisiones de amoniaco, sin olvidar las dificultades de almacenamiento y manejo de las mezclas del RP. Por estos motivos y por pruebas previas realizadas en la empresa Metrocompost, se decidió que el compostaje no era el destino más adecuado pero sí que podía ser interesante ensayar el RP (ls) en pruebas de mejoras de sustratos de cultivo que, si tenían éxito, permitirían recuperar parte del coste económico del secado y triturado.

Tabla 1. Características destacables de muestras de RP con distintos tratamientos: RP, residuo proceso tratamiento pieles; RP (ls), el mismo pero lavado y secado; RP (o), pelo procedente de la piel sin tratar

Material	Humedad (%)	pH	CE (dS m^{-1})	MO (%)	MOR (%)	N_{org} (%)	N_{nH} (%)	C/N
RP	70,9	7,3	4,35	86,9	26,3	12,3	3,5	3,5
RP(l s)	15,5	6,6	10,4	84,1	32,3	12,2	3,8	3,0
RP (o)	29,7	6,0	41,7	83,3	52,5	9,3	6,7	4,0

Residuo

Parcelas experimentales

Aspecto del tratamiento C+RP

Figura 1. Diversos aspectos de la experiencia

3. Experiencias realizadas

Se tomó como material base para el estudio de la mejora de sustratos el compost producido en la empresa Metrocompost (preparado a partir de lodos de depuradora y restos vegetales) ampliamente usado en jardinería (Molina y Soliva, 1995); éste presentaba un contenido en nitrógeno orgánico alrededor del 2%; se trató de incrementar este valor mezclándolo con un 15% de RP (ls) que a su vez mejoraba ligeramente las características físicas. Se realizó paralelamente un estudio respirométrico en el laboratorio y un ensayo de campo en microparcelas (4 m^2). Los materiales ensayados en ambos caso fueron el compost maduro (C) y el que sólo había sufrido la fase de descomposición en túnel (MM), con la finalidad de observar el comportamiento del N según la estabilidad alcanzada por el compost.

En la figura 2 se muestran los resultados de la respirometría que evidencian la superior degradabilidad del compost MM respecto al compost maduro y el incremento de la actividad biológica al añadir el RP a los dos tipos de compost (Soliva et al, 1995; Almansa, 1996 y 2000).

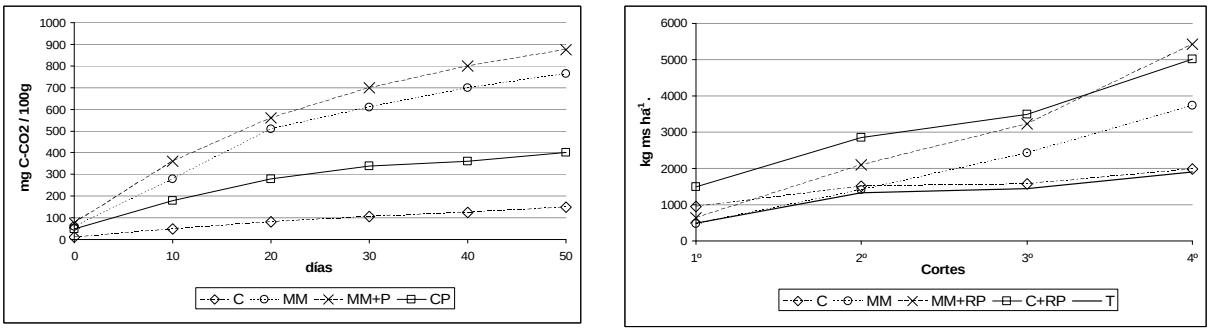


Figura 2. Desprendimiento acumulado de C-CO_2 en la respirometría y producción acumulada de los diversos cortes y tratamientos expresados en kg ms ha^{-1}

En las pruebas de campo (figura 1) efectuadas en microparcelas con riego y recogida de lixiviados, se sembró *Lolium perenne* (39 gr m^{-2}) y se utilizó como testimonio un sustrato comercial. En todos los tratamientos se hicieron tres repeticiones que se distribuyeron al azar; sólo se fertilizó el testimonio (30 gr m^{-2} de nitrofoska suprem) a partir del primer corte debido a los malos resultados iniciales. Se controló la producción de cada parcela y se analizó el tejido vegetal de los diferentes cortes así como la generación y características de los lixiviados.

En la figura 2 y en la tabla 2 se resumen algunos de los resultados obtenidos que pusieron claramente de manifiesto:

En las respirometrías

- Baja actividad biológica del compost C frente al MM debido a las diferencias de estabilidad
- Incremento de la actividad biológica por la adición de RP a los composts

En las pruebas de campo

- Comportamiento del compost C acorde con su estabilidad: liberación lenta del N provocando un menor crecimiento del cultivo; presentó a lo largo de la experiencia un crecimiento semejante al testimonio a pesar de que este último recibió fertilización mineral
- Las miniparcelas con compost MM mostraron inicialmente inmovilización del N debido a la falta de estabilidad, pero en las últimas fases de la experiencia lo liberaron rápidamente
- La adición del RP tuvo una mejor respuesta inicial con el compost C
- Los contenidos de N orgánico y mineral del tejido vegetal de las muestras fueron buenos indicadores de las distintas dinámicas de liberación de N de los tratamientos ensayados

Se consideró acertada la decisión de secar y triturar el RP y utilizarlo como mejorador del poder fertilizante nitrogenado de sustratos basados en compost muy maduros y se desaconsejó a la empresa que se compostase.

Tabla 1. Contenido en N (orgánico y mineral) de las muestras de tejido vegetal

	Corte 1		Corte 2		Corte 3		Corte 4	
	Norg (%)	N-NO_3 (mg kg^{-1})	Norg (%)	N-NO_3 (mg kg^{-1})	Norg %	N-NO_3 (mg kg^{-1})	Norg %	N-NO^3 (mg kg^{-1})
C	2,45 def	59 d	2,40 ef	50 d	2,05 f	39 d	3,0 de	90 d
C+P	4,70 b3	311 d	3,60 cd	63 d	3,70 cd	67 d	3,6 de	282 c
MM	4,07 bc	47 d	4,13 bc	62 d	4,93 b	2.483 c	4,3 bc	6.167 a
MM+P	5,87 a	18 d	4,93 b	49 d	5,70 a	1.283 d	4,1 cd	5.173 a
T	3,07 de	24 d	3,70 cd	47 d	3,43 cd	27 d	3,0 de	55 d

El compostaje es un tratamiento adecuado para estabilizar e higienizar residuos orgánicos pero siempre que decida aplicarse debe asegurarse la disponibilidad de los materiales complementarios, la realización del proceso con la conservación al máximo de los nutrientes y evitar trasladar a otros ámbitos los problemas que se tratan de evitar al buscar el destino adecuado al residuo generado en una determinada actividad.

En este caso y después de las diversas pruebas realizadas, los resultados no fueron totalmente incorporados a solucionar el destino del producto debido a los costes asociados al secado del RP.

4. Uso de los resultados obtenidos para la mejora de la docencia impartida

Los resultados se aprovecharon a distintos niveles: en una asignatura básica de análisis químico agrícola (muestreo y análisis de aguas residuales, suelos, residuos y tejido vegetal; aplicación y comparación de parámetros básicos según tipo de muestra) y en asignaturas de master y doctorado en las que se estudiaba la caracterización y diagnosis de residuos orgánicos.

En el primer caso permitió la comparación de técnicas y problemáticas de muestreo y de análisis según tipo de muestras, así como practicar con las distintas expresiones e interpretación de resultados en cada situación.

En el segundo, al ser otro nivel, permitió trabajar y discutir el significado de los resultados analíticos y su utilidad para decidir el destino del residuo, así como la elección de parámetros de control y de seguimiento.

Se les facilitaba información sobre el proceso de obtención del residuo, los costes económicos y las experiencias realizadas, motivándoles a que buscasen información complementaria que les permitiese plantear y responder cuestiones tales como:

¿Cuales pueden ser los destinos del residuo y porqué? ¿Es aconsejable la aplicación agrícola directa o después de compostar o de aplicar algún otro tratamiento? ¿Abono, enmienda o sustrato? ¿Cómo valorar las diferencias entre aplicación como enmienda o como abono? ¿Qué ventajas tiene su uso en mezclas con sustratos?

En caso de escoger el compostaje como vía de estabilización del residuos: ¿Qué mezclas deben usarse o desestimarse y por qué? ¿En qué condiciones? ¿Qué aspectos deben controlarse y tenerse en cuenta?

¿Es siempre el compostaje la mejor opción para cualquier residuo orgánico? ¿Qué alternativas existen? ¿Qué parámetros deben usarse para facilitar la selección de una de ellas?

En ambos casos, se plantearon discusiones enriquecedoras que facilitaron estructurar la integración de los conceptos en distintas asignaturas y la organización y planificación de los materiales de soporte.

Además, teniendo en cuenta que los estudiantes deberán afrontar situaciones semejantes en su futura vida profesional resultó una manera práctica y efectiva de facilitarles conocimientos e información ambiental útil para la toma de decisiones.

Referencias

Adzet, J.M. 1991. Las aguas residuales de Igualada y su estación depuradora. Mecanipel, Septiembre 1991. 190-194.

Alcón, R. 1998. Dejarse la piel para curtir limpiamente. Subproductos, 30. 8-13.

Almansa, M. 1996. Diferències de comportament d'un compost madur i mig madur a l'afegir-hi un material ric en N orgànic. TFC. ESAB. Barcelona.

Almansa, M.; Martínez, X.; Sabaté, J.; Pujol, M.; Soliva, M.; Vila, M. 2000. Aprofitament del residu dels banys de pelatge de pell de vacum com adob nitrogenat en un conreu d'ordi. Tarragona: IV Congrés de la ICEA.

Almansa,M., Pujol,M., Soliva, M., Molina,N. i Vila,M. 2000. Aprofitament del residu dels banys de pelatge de pell de vacum barrejat amb composts com a substrat. Tarragona: IV Congrés de la ICEA

Anònim. Modificació de procés. Recuperació de pèl de pell de vacum dels banys de pelatge. Fitxa nº12. Producció + neta. Exemples d'actuacions en minimització de residus i emissions. Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient.

Boix, P. 1995. Influència de l'aplicació de diferents dosis de fangs de depuradora urbana en la composició de l'ordi a la Comarca de l'Anoia. TFC. ESAB. Barcelona.

Estrada, F. 1995. Mineralització del carboni orgànic dels fangs procedents de la depuració d'aigües residuals urbanes: efecetes del tipus de sòl i del contingut en crom del fang. TFC. ESAB. Barcelona.

Garau, R. 1990. Reutilización agrícola de los residuos de una industria del peinaje de lana. TFC. ESAB. Barcelona.

García, M.; Meya, D. 1993. Possible ús de la llana de rasar com adob nitrogenat d'alliberament lent. TFC. ESAB. Barcelona.

Molina, N.; Soliva, M. 1995. Obtención de un nuevo sustrato a partir del compostaje conjunto de lodos de depuradora y restos de poda. Horticultura, núm. 103, p 4-7.

Soliva, M.; Almansa, M.; Molina, N. 1995. Aplicació de residus de pèl per la millora d'un compost utilitzat com a substrat. Barcelona: Informe Escola Superior d'Agricultura de Barcelona.

Vidal, M.; Gutiérrez, A.; Soliva, M. 1994. Pla d'aprofitament agrari del nou fang produït a l'estació depuradora d'aigües residuals de Vilanova del Camí. Barcelona: ESAB

Vidal, M. 1995. Mineralització del nitrogen orgànic dels fangs procedents de la depuració d'aigües residuals urbanes i efectes del tipus de sòl i del contingut en Cr del fang. Projecte final de Carrera. Lleida

Estudio de las propiedades físicas y químicas de dos sustratos obtenidos mediante compostaje de restos de biomasa y otros materiales residuales

Study of the physical and chemical properties of two substrates obtained by composting of mixtures consisting in biomass remains and other waste materials

I. Estévez-Schwarz[1], S. Seoane[1], A. Núñez[1], M.E. López-Mosquera[2]

[1]Dep. Edafoloxía e Química Agrícola, [2]Dep. Produción Vexetal, Escola Politécnica Superior, Campus Universitario, 27002 Lugo. Univ. Santiago de Compostela.

E-mail: seoane@lugo.usc.es

Resumen

Partiendo de una experiencia de compostaje de restos de jardinería mezclados con lodos de depuradora urbana y cenizas maderas, en proporciones que permiten obtener productos de calidad, se prepararon dos compost representativos de dos épocas del año: un compost primavera, generado a partir de restos de siega, restos de poda, ceniza y lodo de depuradora, y otro compost, tipo otoño, derivado de hojarasca, restos de poda, ceniza y lodo de depuradora. El objetivo del trabajo es la caracterización física y química de ambos tipos de compost de cara a su utilización como sustrato para el cultivo de planta ornamental. Las conclusiones del estudio indican que las características de ambos compost permiten catalogarlos como materiales adecuados para usos agronómicos. En el caso de plantear su uso como sustrato para planta ornamental, pH y conductividad eléctrica deben ser corregidos. La mezcla de cada uno de los compost con una turba rubia ácida mejora sus cualidades y los hace aptos para el fin propuesto inicialmente.

Palabras clave

Residuos verdes, lodos de depuradora, cenizas de combustión de madera, digestión aerobia, reciclaje.

Abstract

We have performed the aerobic digestion of mixtures containing gardening remains, sewage sludge and wood ash, reaching at the end good quality composting materials. One of these digested mixtures is a spring compost, generated from harvest remains, pruning wastes, wood ash and sewage sludge. The other one is an autumn compost derived from leaves, remains of pruning, wood ash and sewage sludge. The main objective of this work is physically and chemically characterizing both types of compost, this aimed at finally using them as substratum for the culture of ornamental plant. The conclusions of the study indicate that both compost have characteristics allowing agronomic use. When using them as a substrate for ornamental plant it would be noted to be aware of correcting pH and electrical conductivity. Mixing each compost with complementary materials, as could be certain acidic peat, would greatly improve the quality of the final product, making it more suitable for the proposed aim.

Keywords

Green remains, sewage sludge, wood ash, aerobic digestion, recycling.

1. Introducción

En las labores de mantenimiento de los espacios verdes urbanos se produce una cantidad importante de residuos. La mayor parte de las empresas del sector de jardinería lleva estos desechos a vertederos, siendo ésta la opción menos favorable según la Ley de Residuos (1998). Este tipo de residuos está formado por restos de poda, hojarasca y restos de siega. Aún teniendo en cuenta la variabilidad en su composición (Benito et al. 2006), todos ellos se caracterizan por su alto contenido en carbono así como de nutrientes como nitrógeno, calcio, magnesio y potasio. Teniendo en cuenta la naturaleza de estos materiales, la opción de tratamiento, más beneficiosa y viable, es su valorización mediante técnicas de compostaje (Abad et al., 2001). Para conseguir unas condiciones adecuadas para dicho proceso (C/N, pH, aireación, humedad), además de los residuos antes mencionados, suelen hacerse mezclas con otros materiales (Ingelmo et al., 1998). En un trabajo previo (no publicado) se llevó a cabo una experiencia de compostaje, por el método windrow, de restos de jardinería mezclados con lodos de depuradora urbana y cenizas de combustión de madera, todos ellos

generados en el entorno urbano de la ciudad de Lugo. Una vez conseguidas las proporciones que condujeron a la obtención de productos de mejor calidad, se procedió a la preparación de dos compost representativos de dos épocas distintas del año. Un compost, tipo primavera, generado a partir de restos de siega, restos de poda, ceniza y lodo de depuradora y otro, compost tipo otoño, conseguido a partir de hojarasca, restos de poda, ceniza y lodo de depuradora. El objetivo de este trabajo es la caracterización física y química de ambos tipos de compost de cara a su utilización como sustrato para el cultivo de planta ornamental.

2. Materiales y métodos

Además de los compost de primavera (Compost A) y de otoño (Compost B) se utilizó como control un sustrato universal comercial y una turba rubia para la realización de mezclas. Estos materiales se caracterizaron de forma individual, así como mezclados en distintas proporciones (compost A/B con 0, 25, 50, 75% de turba) siguiendo los procedimientos que se mencionan a continuación.

2.1. Propiedades físicas

Las muestras de compost y sus mezclas se secaron al aire y se pasaron por una batería de tamices de 16, 8, 5, 2, 0,5, 0,125 mm de malla, pesando las fracciones retenidas en cada una de ellas. La curva de retención de humedad se determinó sometiendo las distintas muestras a tensiones crecientes en una caja de arena (De Boodt et al., 1974). Las medidas se realizaron para succiones de 10, 30, 50, 75 y 100 cm c.a. A partir de estas determinaciones se caracterizó la porosidad de los distintos materiales, obteniendo la distribución de aire y las distintas fracciones de agua. Con estas muestras también se determinó la densidad aparente relacionando el peso del material seco con el volumen interior del anillo. La densidad real se determinó mediante una variante del método del picnómetro para suelos (Terés et al., 1994). La porosidad total se calculó a partir de los valores de densidad aparente y densidad real.

2.2. Propiedades químicas

Una muestra representativa de cada compost se secó en la estufa a 45º C y se molió hasta obtener un tamaño de partícula inferior a 0,5 mm. Sobre una muestra así tratada, se determinó la humedad hasta peso constante a 105º C, el contenido en materia orgánica por calcinación a 450º C (Donkin, 1991), el carbono orgánico total según el método de Sauerlandt, modificado por Guitián y Carballas (1976) y el nitrógeno total Kjeldahl (Guitián y Carballas,1976). Los contenidos totales de los nutrientes y metales más habituales se cuantificaron después de llevar a cabo un ataque en microondas (Microwave Labstation ETHOS 900) con ácido nítrico bajo en mercurio. En el extracto obtenido se determinaron P, Ca, Mg, Na, K, S, Fe, Al, Zn, Mn, Ni, Cu, Co, Cd, Cr, Pb, B, As y Mo utilizando la técnica ICP-OES. Se obtuvieron los extractos en pasta saturada (Richards, 1985) tanto de los materiales por separado (compost A, compost B, turba, sustrato comercial) como de las mezclas realizadas. En dichos extractos se determinaron pH y conductividad eléctrica; calcio magnesio, sodio y potasio mediante ICP-OES; además de nitratos y cloruros con electrodos selectivos. Se calcularon las desviaciones estándar de las medias siempre que fue pertinente.

3. Resultados y discusión

3.1. Propiedades físicas

El tamaño de partícula dominante en ambos compost (>50%) fue el comprendido entre 0,5 y 5mm, que son las fracciones más influyentes sobre la retención de agua (Handreck, 1983). El compost A presentó un 14% de partículas mayores de 8 mm y el compost B un 22%. Todos los materiales atravesaron el tamiz de 16 mm en porcentajes superiores al 92%.Como puede apreciarse en la Tabla 1, tanto el sustrato control como los compost estudiados presentan valores de porosidad total inferiores a los recomendados para su uso como sustrato (Abad *et al,*1993). Estos valores son similares a los de otros compost obtenidos a base de restos de poda y/o lodo de EDAR (Benito et al., 2005; Hernández-Apaloaza, 2005). En los compost los poros dominantes son los de pequeño tamaño, es decir los que contienen el agua más difícilmente disponible. Cuando estos compost se mezclan con un 50% o un 75% de turba la porosidad aumenta y se refleja en un aumento del agua de reserva. El valor de R, salvo en las mezclas del compost A, en las que el valor de R es muy elevado, el resto de los materiales y mezclas estudiadas presentan un valor de R adecuado para contenedores de altura media (10-20 cm). Cuando R está comprendido entre 10 y 30, las raíces tendrán suficiente aire y agua fácilmente disponible (Martínez Farré, 1993).

3.2. Propiedades químicas

Los compost A y B presentan un contenido importante de materia orgánica (Tabla 2), pero inferior al considerado óptimo (>80%) por Abad *et al*. (1993). La relación C/N en el caso del compost A es menor de la considerada ideal por los citados autores para su utilización como sustrato (20-40) y, sin embargo, es adecuada en el compost B. Tanto el contenido en materia orgánica como la relación C/N cumple los requisitos exigidos por el R.D. 824/2005 para la utilización de estos compost como enmienda orgánica. Ambos compost son especialmente ricos en Ca, N, K, P y Mg, por este orden. Para garantizar la calidad de los compost A y B se determinaron los metales regulados por el R.D. 824/2005. Según la legisla-

ción, ambos compost se catalogan como de clase B (Tabla 2), ya que los niveles de cromo, plomo y zinc rebasan los niveles exigidos para ser considerados clase A. El valor de pH en los dos compost está en torno a la neutralidad (Tabla 3), es decir un poco más alto de lo deseable para una óptima disponibilidad de nutrientes (Abad *et al.*, 1993). Por el contrario el pH del sustrato control es fuertemente ácido (4,1), valor que lo hace poco adecuado como sustrato, salvo en caso de especies fuertemente acidófilas (Krewer y Ruter, 2005). El material utilizado para la preparación de este sustrato es una corteza de pino compostada junto con turba de *Sphagnum* y perlita, a los que se le incorporan nutrientes en forma de fertilizantes de liberación controlada.

Tabla 1. Características físicas de los compost (CA. Compost A; CB: Compost B) y sus mezclas con turba

Trata-miento	Dr (g cm^{-3})	Da (g cm^{-3})	PT (% v/v)	Aire (% v/v)	AFD (% v/v)	AR (%v/v)	ADD (%v/v)	R (cm)
Control	1,39	0,24	82,71	25,51	25,87	6,59	24,75	27,40
Compost A	1,97	0,43	78,17	32,32	9,18	2,35	34,33	28,80
CA+25% T	1,89	0,37	80,46	17,68	16,43	6,52	39,84	97,00
CA+50% T	2,28	0,31	86,64	31,44	14,20	4,13	36,87	37,00
CA+75% T	1,68	0,15	90,96	46,52	12,80	4,65	27,00	9,76
Compost B	2,00	0,36	82,13	35,94	7,96	1,95	36,28	25,70
CB+25% T	1,90	0,30	84,44	36,23	8,01	2,97	37,24	30,0
CB+50% T	1,69	0,22	86,97	35,32	13,51	4,26	33,89	26,80
CB+75%T	1,46	0,18	87,35	40,13	13,56	4,36	29,30	17,30
Óptimo	**1,45-2,65**	**<0,4**	**>85**	**20-30**	**20-30**	**4-10**	**25-31**	**10-30**

Dr: Densidad real;Da:Densidad aparente;PT: Porosidad total; AFD: Agua facilmente disponible:AR: Agua de reserva;ADD: Agua dificilmente disponible; R: Parámetro R (succión cm c.a. a la que Hv = Va)

Tabla 2. Caracterización química de los compost y su comparación con la clasificación del RD 824/2005 (cuatro replicas)

	Compost A	Compost B		Compost A	Compost B	Clase A	Clase B
M.O. (%)	35,96±0,41	41,03±0,23		**En mg kg^{-1}:**			
C_T (%)	22,08±1,67	23,88±1,81	**Na**	618,96±39,11	534,24±23,38		
N_TI (%)	1,33±0,07	1,22±0,03	**As**	19,46±3,57	14,78±1,89		
C/N	16,65±1,73	19,55±1,34	**B**	21,65±0,99	25,39±1,34		
	En %:		**Cd**	0,44±0,03	0,39±0,04	**0,7**	**2,0**
P	0,42±0,03	0,37±0,01	**Co**	5,57±0,15	5,64±0,32		
K	1,05±0,07	0,80±0,03	**Cr**	79,14±8,76	77,54±11,09	**70**	**250**
Ca	1,70±0,09	1,9±0,04	**Cu**	55,12±6,97	48,46±1,87	**70**	**300**
Mg	0,32±0,01	0,33±0,01	**Mn**	542,36±31,81	660,05±28,19		
S	0,29±0,02	0,24±0,007	**Mo**	2,08±0,30	1,80±0,49		
Al	1,73±0,08	1,73±0,08	**Ni**	24,03±3,95	26,13±4,93	**25**	**90**
Fe	0,14±0,02	0,14±0,04	**Pb**	54,69±44,10	43,20±28,46	**45**	**150**
			Zn	253,15±19,10	262,91±11,88	**200**	**500**

Tabla 3. Composición del extracto de saturación de los compost y sus mezclas.

Tratamiento	pH	C.E. dS m^{-1}	Ca^{2+} mg L^{-1}	Mg^{2+} mg L^{-1}	Na^{+} mg L^{-1}	K^{+} mg L^{-1}	Cl^{-} mg L^{-1}	NO_3^{-} mg L^{-1}
Control	4,09	2,78	190,38	92,23	38,04	291,42	60,85	923,72
Turba	3,37	0,24	6,68	4,66	12,27	4,48	333,92	18,78
Compost A	7,29	4,59	138,06	51,22	100,68	1289,83	891,61	1016,36
CA+25% T	6,23	3,20	110,82	36,05	71,46	826,77	499,49	594,25
CA+50% T	5,34	3,18	113,28	52,64	72,88	782,02	419,12	399,53
CA+75% T	4,82	1,53	65,48	27,60	49,88	278,68	174,33	59,95
Compost B	6,67	2,60	140,84	55,93	49,80	511,76	270,31	350,01
CB+25% T	5,94	2,06	118,24	40,64	41,84	387,01	140,00	225,17
CB+50% T	5,26	1,30	93,26	28,09	32,20	206,24	72,51	116,18
CB+75% T	4,98	1,14	84,48	26,89	30,44	167,11	60,85	93,19
Óptimo	**5,2-6,3**	**0,75-3,49**	**>200**	**>70**		**150-250**		**100-199**

La corteza tiene un pH ácido (entre 4 y 5), que debería haberse elevado hasta 5 -5,5 con los materiales adicionados en su tratamiento. El hecho de que no se haya alcanzado el valor indicado puede deberse a defectos en el proceso de elaboración (Krewer y Ruter, 2005). Cuando se añade entre un 25 y un 50% de turba a los compost A y B, el pH desciende hasta valores más adecuados. El nivel de sales es particularmente elevado en el compost A, siendo el potasio soluble, junto con los cloruros, los nitratos y el sodio los principales responsables de esta elevada salinidad. Las características limitantes se modifican a medida que se incorpora turba ácida (25%-50%) con bajo contenido salino.

4. Conclusiones

Las características de ambos compost los describen como materiales interesantes para usos agronómicos. En el caso de destinarlos como sustrato para planta ornamental, los valores de pH y conductividad eléctrica deben ser corregidos. La mezcla de cada uno de los compost con una turba rubia ácida mejora sus cualidades y los hace aptos para el fin propuesto inicialmente.

Referencias

Abad, M., Martínez, P.F., Martínez, M.D. y Martínez, J.1993. Evaluación agronómica de los sustratos de cultivo. Actas de Horticultura 11, 141-154.

Abad, M., Noguera, P. y Burés, S. 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. Bioresource Technology 77, 197-200.

Benito, M., Masaguer, A., De Antonio, R. y Moliner, A. 2005. Use of pruning waste compost as a component in soilless growing media. Bioresource Technology 16, 597-603.

Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A. y De Antonio, R. 2006. Chemical and physical properties of pruning waste compost and their seasonal variabilty. Bioresource Technology 97, 2071-2076.

De Boodt, M., Verdonck, O. y Cappaert, L. 1974. Determination and study of the water availability of substrates for ornamental plant growing. Acta Horticulturae 35, 51-58.

Donkin, M.J. 1991. Loss-on-ignition as an estimator of soil organic carbon in A-horizon forestry soils. Communications in Soil Science and Plant Analysis 22 (3&4), 233-241.

Guitián, F. y Carballas, T. 1976. Técnicas de análisis de suelos. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela.

Handreck, K.A., 1983. Particle size and physical properties of growing media for containers. Communications Soil Science and Plant Analysis 14 (3), 209-222.

Hernández-Apaloaza, L., Gascó, A.M., Gascó, J.M. y Guerrero, F. 2005. Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants. Bioresource Tecnology 96 (1), 125-131.

Ingelmo, F., Canet, R., Ibáñez, M.A., Pomares, F. y García, J. 1998. Use of MSW compost, dried sewage sludge and other wastes as partial substitutes for peat and soil. Bioresource Technology 63, 123-129.

Krewer, G. y Ruter, J. 2005. Fertilizing blueberries in pine bark beds. Bulletin 1291. Cooperative Extension, University of Georgia.

Ley de Residuos. 1998. Ley 10/1998. BOE nº 96 (13372-13384).

Martínez Farré, X. 1993. Propuesta de metodología para la determinación de las propiedades físicas de los sustratos. Actas de Horticultura 11, 55-67.

RD 824/2005. Real Decreto sobre productos fertilizantes. BOE nº 171 (25592-25669).

Richards, L. A. 1985. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Limusa, México D.F.

Terés , V., Arrieta, V., Ritter, E., Llucas, M., y Sánchez, J. 1994. Medida de la densidad real de substratos de cultivo por inmersión. S.I.M.A. Derio.

Industrialización del rastrojo del maíz
Industrialization of corn plants stubble

J. Garcia-Raurich[1]; JL. Blanco[2]; J.M.Nacenta[3]; M. Pallarès[1]; I. Canal[1] y R. Blanco[3]

[1] Centre de Recerca en Seguretat i Control Alimentari de la UPC (CRESCA)
[2] Seniors Españoles para la Cooperación Técnica (Secot)
[3] Departament de Maquines i Motors tèrmics de la UPC

E-mail: josep.garcia@cresca.upc.edu

Resumen

A finales del siglo XX, la fibra no leñosa más utilizada era la paja de trigo, siguiéndole en importancia el bagazo de caña de azúcar y el bambú (Atchison, 1995). Actualmente, otras fibras no leñosas como algodón, cáñamo, y maíz están adquiriendo también importancia en la fabricación de pasta y papel. A pesar de este cambio de mentalidad, el rastrojo del maíz todavía se minusvalora: en su mayor parte se entierra y sólo una mínima proporción se vende a precio insignificante. Por otra parte, está demostrado que el rastrojo del maíz puede ser utilizado para obtener pasta papelera, energía, biocombustible y otros subproductos como piensos, o fertilizantes. Considerando las disponibilidades tecnológicas actuales, la viabilidad y rentabilidad del proceso, su sostenibilidad así como la mejora agrícola y ecológica, la mejor aplicación del rastrojo del maíz es la producción de pasta papelera, fertilizante y energía.

Palabras clave
Pasta papelera, TCF, ciclo de Rankine, compactación cenizas

Abstract

At the end of XXs century, the most used no woody fibre it was straw wheat, and followed by cane sugar husk and bamboo (Atchison, 1995). Currently, there are other no woody fibres very used in past and paper production, like cotton, hemp and corn. In spite of that, the corn plant strabble is mainly buried, and only a low fraction is sold to an insignificant price. For the other side, the corn plant stubble can be used to obtain paper past, energy, fuel and other products like feed or fertilizer. If we consider presents technologies, viability and profitability process, its sustainability, and its agricultural and ecological improvement, the best use for the corn plant stubble is the paper paste, fertilizer and energy production.

Keywords
paper past, TCF, Rankine's cycle, ashes compacting

1. Introducción

Actualmente la madera es, con mucho, la principal materia prima para la industria mundial de la pasta y el papel. Sin embargo, desde una perspectiva histórica, es una materia prima relativamente nueva en la industria papelera (Atchison y McGovern, 1993). Aunque originalmente se utilizaron materiales no leñosos para hacer el papel, a fines del siglo XVII la madera pasó a ser la principal proveedora de fibra en Europa. Las reservas al parecer inagotables y la versatilidad de la madera fueron las causas principales de esta evolución (Smook, 1992). A escala mundial, las fibras no leñosas aportan una pequeña parte de la materia prima suministrada para la fabricación de papel y de cartón. En este apartado destacan China y la India, mientras que América del Norte, América Latina, Europa y África, el uso de fibras no leñosas ha sido relativamente limitado (Pande, 1999).

Por otra parte, la oferta energética se encuentra concentrada en fuentes fósiles. Estos recursos constituyen una fuente no renovable de generación de energía. Hoy el mundo crece a tasas del 4% y las necesidades energéticas deben acompañar este crecimiento. El precio del crudo comienza a aumentar como consecuencia de la interacción entre la oferta y la demanda. La dependencia de los combustibles fósiles se ha convertido en un gran riesgo para los países en desarrollo. Mucho de ellos destinan gran parte de divisas al pago de las importaciones de combustibles y, como consecuencia del aumento en los costos, se genera una disminución en la competitividad, lo cual complica aun más su balanza comercial.

El desarrollo de los biocombustibles, surge como una oportunidad de diversificar la oferta energética. La evolución del mercado del petróleo determinará en última instancia la posibilidad de métodos alternativos de generación de energía. Internacionalmente la velocidad de desarrollo de estas tecnologías estará íntimamente vinculada con la velocidad de aumento del precio del petróleo. En este contexto la bioenergía

puede ser concebida como una alternativa energética para aquellos países no productores de petróleo y también como una alternativa estratégica para países con potencial agroexportador (Pérez, 2007).

En el caso de los Estados Unidos, la industria de los biocombustibles está concentrada en la producción de etanol a base de maíz. No obstante, la cantidad de tierra disponible para la producción de maíz es fija en el corto plazo. El desarrollo del cultivo sólo será posible sustituyendo hectáreas dedicadas a otro cultivo o a plantaciones forestales. En este aspecto, hay que tener en cuenta que, actualmente, la mitad de los bosques mundiales han desaparecido y las áreas forestales con mayor diversidad están en peligro. Cerca del 80% de los bosques primarios han estado destruidos y el 20% restante está fuertemente amenazado por la obtención de madera, conversión en pastos o transformación en tierras de labranza, como consecuencia del crecimiento demográfico (Abramovitz, 1998). Desde finales del siglo XX se contabiliza una pérdida neta anual de 11,3 millones de hectáreas de bosques, es decir, la deforestación continua siendo uno de los grandes problemas medioambientales, conjuntamente con, el cambio climático y la pérdida de la biodiversidad (Bryant, "et al."1997).

2. Resultados y discusión

Para cubrir el déficit de materias primas papeleras desde hace más de una década la UE ha subvencionado diversos proyectos de I+D+i de aprovechamiento de residuos agrícolas, con resultados técnicos positivos. No obstante, para su posterior aplicación industrial es necesario disponer de la masa crítica suficiente para rentabilizarla, lo que equivaldría, en determinados casos, a cambiar la política agrícola.

Estos inconvenientes no se presentan en el caso del maíz, por cuanto la fibra de la paja de este cultivo es de propiedades pasteras análogas a las del eucalipto (Atchison, "et al." 1983), a las del bagazo de la caña de azúcar (Bombanaste, "et al." 1987) y a la del sorgo (Lathrop, "et al." 1955). Tanto es así que con el 30% del rastrojo producido en España se podría abastecer una industria productora de medio millón de Tm de pasta papelera y, simultáneamente, producir del orden de $1300x10^6$ Kwh/año de energía eléctrica. Como consecuencia inmediata se podría suprimir la importación de más de 1,5 millones de Tm/año de madera de eucalipto destinadas a la obtención de pasta papelera.

Por otra parte, auque la producción de pasta papelera de calidad a partir de la paja de maíz está descrita técnicamente desde 1955, hasta 1983 la bibliografía la consideraba no atractiva, técnica y económicamente. Las razones técnicas se debían principalmente al alto contenido de médula de la paja del maíz, la cual tiene una alta capacidad de absorción de agua que dificulta y encarece el proceso de pulpeado, originando, consecuentemente, pastas de mala calidad (Corect, 1988). Por otro lado, se sumaban otras razones económicas debidas a los costes y dificultades de cosechar, recoger, transportar y almacenar la paja del maíz. Desde entonces, los factores considerados negativos han cambiado progresiva y drásticamente dando un vuelco al problema. Así, con la aplicación de los resultados del "Plan Cooperativo de Obtención de Maíces Híbridos para los Países Europeos y Mediterráneos", auspiciado por la FAO de 1948 a 1960, Europa aplicó una innovación tecnológica con la que multiplicó su producción de grano de maíz por 5,7 alcanzando una producción anual de 73 millones de Tm, con el consiguiente aumento de la producción de rastrojo. Simultáneamente, se han generalizado y perfeccionado los métodos de cosecha, embalado mecánico y transporte; se han perfeccionado los métodos de separación de las partes útiles para pasta de las útiles para energía, de manera que los métodos de desmedulado actuales permiten separar los vasos vasculares, lignocelulósicos, aptos para pasta, de los tejidos parenquimatosos, aptos para otros fines, mediante medios mecánicos estandarizados; se han cambiado notablemente las técnicas de pulpeado y blanqueo de pasta papelera, lo que permite la obtención de pasta papelera de calidad mediante procedimientos totalmente libres de cloro (TCF), con importantes mejoras ecológicas; los licores de pulpeado y blanqueo son reciclables y convertibles en subproductos valiosos con lo que se reduce considerablemente la contaminación. Con todo ello, los que eran problemas limitantes se han convertido en factores coadyuvantes de la industrialización propuesta.

A pesar de ello, en la actualidad, el cultivo del maíz en Europa es de escasa rentabilidad. No obstante, Europa no puede prescindir de él sin grave quebranto de su agricultura y ganadería, una fuerte alza de los precios de los productos de primera necesidad y un aumento de 10.500 millones de euros en sus pagos al exterior. Por este motivo, la UE ha subvencionado el cultivo del maíz desde 270 hasta 487 euros/Ha, según fueran los rendimientos de las diferentes zonas agrícolas. Ahora bien, recientemente esta subvención ha sido revisada a la baja y está cuestionada en virtud de los acuerdos internacionales de libre comercio.

Hay que tener presente que por cada kilo de grano, el maíz produce del orden de 1,2 kg de rastrojo (todo lo que no es grano, sin contar las raíces). No obstante, la mayor parte del rastrojo del maíz se entierra o se quema en el propio campo, (unas 7Tm/Ha en secano y más de 10Tm/Ha en regadío) convirtiéndose, la mayor parte, en CO_2, independientemente de la propagación de las plagas y enferme-

dades criptogámicas propias del maíz. Sólo una mínima proporción se vende a un precio insignificante para cama y alimentación de animales. Así pues, un potencial energético se utiliza mal o se pierde; contrastando esto con el hecho de que en algún país europeo y en los EE UU se ha iniciado el uso del grano de maíz como combustible alternativo al fuel-oil.

Aunque está demostrado técnicamente que el rastrojo del maíz se puede convertir en pasta papelera y en energía eléctrica, falta todavía demostrar a escala industrial que ello es factible con alta rentabilidad económica. Por tal motivo, el proceso que se propone (ver figura 1) contempla la separación del rastrojo en dos fracciones, una apta para la obtención de pasta papelera y otra apta para la obtención de energía eléctrica y fertilizantes.

La primera etapa del proceso general contempla la recepción del grano de maíz ensacado y del rastrojo en forma de pacas. Tras la correspondiente separación se somete el grano a un proceso de secado y al rastrojo a uno de picado. Una vez convenientemente troceado, se procede a la separación del rastrojo en dos fracciones. La fracción -A-, según la terminología empleada en la figura 1, está constituida por zuros y limbos de hojas. Consecuentemente, no es apta para la producción de pasta papelera y se destina a la obtención de energía eléctrica previa combustión controlada. La fracción -B- integrada por pedúnculos, brácteas, partículas de tallos, nervios centrales de las hojas y vainas es apta para la obtención de pasta papelera y, a partir de la experiencia acumulada, se propone la adaptación y optimización de las técnicas aplicadas en la industrialización pastero-papelera del bagazo de la caña de azúcar para su posterior manipulación.

Mediante la utilización de molinos desmeduladores se procede a la obtención de la fibra contenida en la fracción -B- la cual se somete al proceso de pulpeado y blanqueo, mientras que la fracción no adecuada para la obtención de pasta papelera (médula) se procesa conjuntamente con la fracción -A-. El proceso de pulpeado y blanqueo propuesto consta de las etapas siguientes: Ablandado de la fibra mediante sumergimiento en licor biológico, prensado y apilado; tratamiento con sistema “Hidropulper”; pretratamiento químico, mezcla de la fibra con hidróxido sódico (o peróxido de hidrogeno); refinado con molinos de discos, estriados según la pasta a obtener; dilución de la fibra y lavado en filtro rotatorio, en filtro de centrifugación y en filtro vibratorio; espesado de la pasta mediante filtro rotatorio y mezclado con licor químico (sulfato de magnesio, silicato sódico, DTMA e hidróxido sódico); desaguado de la pulpa y extracción del licor; neutralización de la pulpa con ácido nítrico en tanques de neutralización; prensado y desaguado de la pulpa; lavado de la pulpa a contracorriente mediante el uso de ozono; desecación de la pasta hasta humedad comercial; control de calidad, análisis de los parámetros de calidad papelera de cada lote de pasta, para lo cual se tomarán las correspondientes muestras de papel.

En paralelo, se procede al secado y compactación de la fracción -A-, al objeto de poder disponer de un combustible lo más homogéneo posible. Mediante una prensa mecánico-hidráulica, accionada de forma controlada en desplazamientos y tiempos mediante un regulador de frecuencia y dotada de un servocilindro, se obtienen los comprimidos con los que se alimenta la caldera de combustión.

Al objeto de incrementar el rendimiento energético se procede, en primer lugar, a la combustión controlada del combustible sólido y, a continuación, mediante un ciclo de Rankine en cascada se obtiene energía mecánica y, a partir de ella, energía eléctrica (Frandsen, 2001). Los distintos usos de esta energía eléctrica son: suministro de energía para la misma industria pastera, secado de granos de maíz y suministro de energía a la red. De este modo, se deja de quemar un residuo de forma descontrolada y se pasa a disponer de una fuente de energía renovable (Karekezi, 2002).

Por otra parte, por medio de un ciclón se procede a la eliminación de los posibles contaminantes desprendidos en la combustión. De esta manera se consigue la depuración de los humos generados en el proceso de combustión, una vez hayan cedido la mayor parte de su contenido calórico en el ciclo de Rankine y se evita la emisión de ceniza al medio ambiente.

El aprovechamiento integral del material de partida se consigue con la realización de comprimidos de las cenizas, los cuales pueden ser comercializados como fertilizantes sobretodo si se incorpora la lignina que se ha extraído en el proceso de pulpeado y blanqueo.

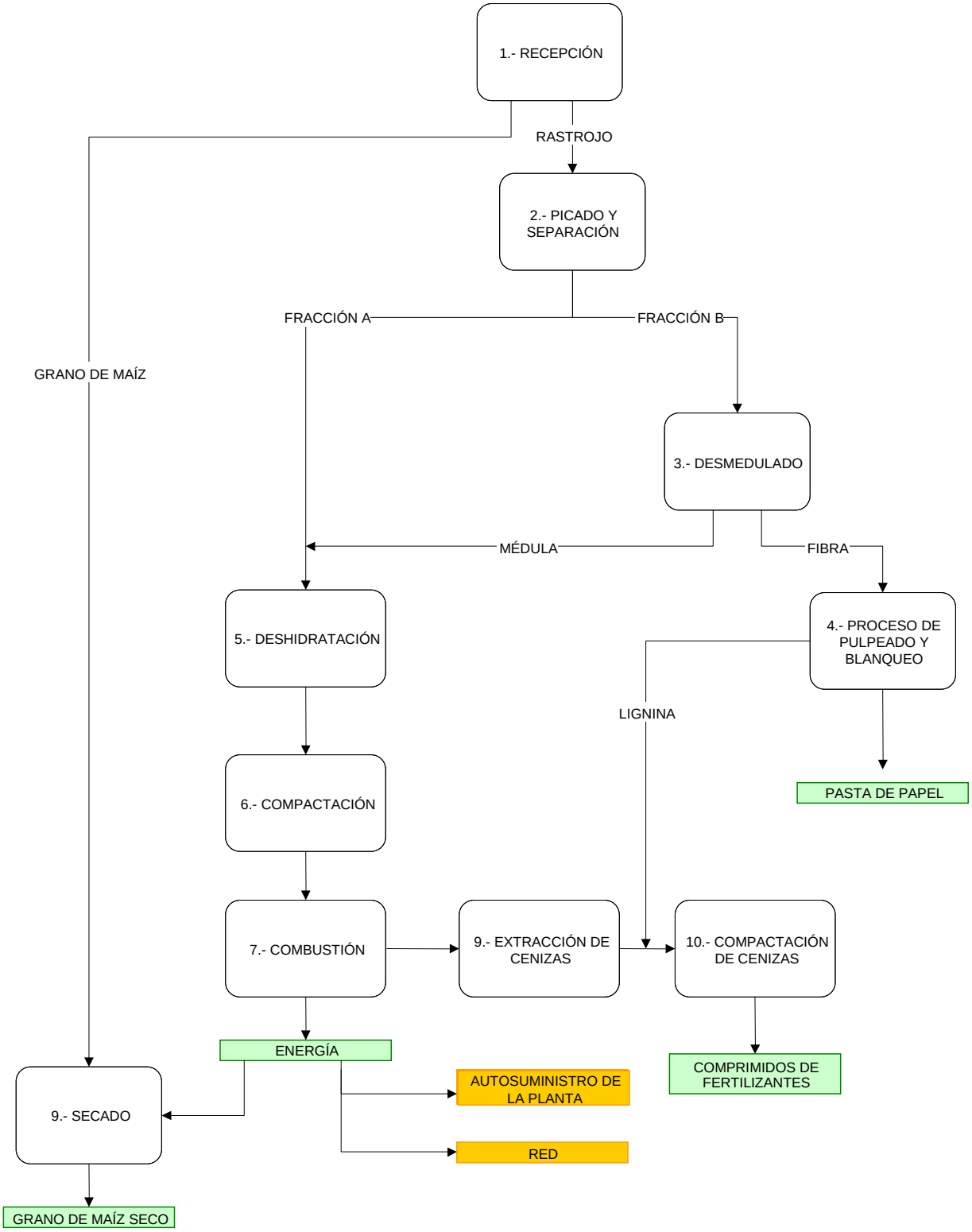


Figura 1 Esquema general del proceso propuesto para el aprovechamiento del rastrojo de maíz

3. Conclusiones

El rastrojo del maíz puede transformarse industrialmente en pasta papelera y en energía eléctrica, así como en bioalcohol y otros subproductos como piensos o enmendantes-fertilizantes del suelo. Sopesando las disponibilidades tecnológicas actuales, la viabilidad inmediata, la rentabilidad (para el agricultor y para la industria), la sostenibilidad y la mejora agrícola y ecológica, se considera que la mejor aplicación del rastrojo del maíz es la producción simultáneamente de pasta papelera, fertilizante y energía, por cuanto la fracción del rastrojo que no se puede utilizar en la fabricación de pasta papelera se puede aprovechar para la producción de energía limpia (libre de la emisión de cenizas, dioxinas, óxidos de azufre y nitrógeno). Dicha energía es de aplicación directa en el desecado del grano de maíz y en la propia industria pastera papelera, vertiéndose la energía sobrante a la red eléctrica. Además, las cenizas resultantes de la combustión, así cómo los licores de pulpeado y blanqueo son convertibles en subproductos valiosos.

Globalmente, este proceso conlleva una reducción significativa de la contaminación que produce un residuo agrícola de gran tonelaje, a la vez que se genera energía limpia y renovable, es decir, está en consonancia con el protocolo de Kyoto por cuanto: disminuye el impacto ambiental que supone la emisión de CO_2 a la atmósfera producido por la quema indiscriminada del residuo generado por el rastrojo del maíz; permite la transformación de un residuo en una materia prima; reduce la tala de árboles (principalmente eucalipto) para la producción de papel y, finalmente, representa una fuente de energía renovable alternativa a los procesos de obtención de energía eléctrica convencionales.

Referencias

Abramovitz, J. 1998Taking a Stand: Cultivating a New Relationship with the World's Forest. Worldwatch Paper nº 140

Atchison, J.E. 1995 Twenty-five years of global progress in non-wood plant fibre pulping Historical highlights, present status and future prospects. Pulping Conference, 1-5 de octubre de 1995, Chicago, IL, Estados Unidos, *Tappi Proceedings, Book* 1, p. 91-101. Atlanta, GA, Estados Unidos, Tappi Press.

Atchison, J.E.; McGovern, J.N. 1993 History of paper and the importance of non-wood plant fibres. En F. Hamilton y B. Leopold, eds. *Paper and paper manufacture. Vol. 3. Secondary fibres and non-wood pulping*, p. 3. Atlanta, GA, Estados Unidos, Tappi Press.

Atchison, J.E. et al. 1983 Pulp and Paper Production; vol I; 3Th Edition; Tapy Press.

Bombanaste, R. et al. 1987 Procedimiento para obtener pulpas papeleras a partir de bagazo de la caña de azúcar. Patente de Invención. Oficina Cubana de la Propiedad Industrial.

Bryant, D. et al. 1997 The Last Frontier Forests: Ecosystems and Economies on the Edge, Washington, DC

Corect, A.; 1998 Renewable Energy for Agriculture and Health; United States Agency for International Development (USAID). USA.

Frandsen, S.; 2001 Wind Energy Development in the Light of Danish Experiences, Riso National Laboratory, Roskilde, Denmark.

Karekezi, S.; 2002 Energy Technology Options For rural and Agricultural Development. Zed Books. London.

Lathrop.T.R. et al. 1955 Norther Regional Research Centre, USDA Service; Buletin, 1955; pg. 47

Pande, H.; 1999 Fibras no leñosas suministro mundial de fibras. *Unasylva. Revista internacional de silvicultura e industrias forestales 193*. FAO - Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación

Pérez, J. D. 2007 Biocombustibles, una oportunidad. Instituto de Investigaciones Económicas (IIE), Bolsa de Comercio de Córdoba, Argentina

Smook, G.A. 1992 *Handbook for pulp and paper technologists*, 2ª ed, p. 210. Vancouver, Canadá, Angus Wilde Publications.

Transferencia de los resultados de la investigación y necesidades futuras en el Compostaje para Agricultura Ecológica en la C.A. de Andalucía

Research results dissemination on organic farming composting in Andalusia

J. M. Álvarez, J. Jáuregui, A. Bravo y J.J. Soriano

RACAE, Dirección General de Agricultura Ecológica, Tabladilla s/n, 41071 SEVILLA

E-mail: japsmp@yahoo.es Tel.: 607 888 782

Resumen

Se expone el desarrollo progresivo de la experiencia realizada de transferencia tecnológica en el sector de olivicultura ecológica en la producción y uso de compost de alperujo.

Se describen asimismo las iniciativas de investigación aplicada ya en proceso de definición. Entre ellas, el diseño y seguimiento de experimentos para el control de la degradación mediante el compostaje de productos zoo y fitosanitarios presentes respectivamente en el estiércol de ganaderías intensivas y en restos de producción hortícola.

Asimismo la de medición de los efectos en suelo de enmiendas orgánicas con compost de alperujo en suelo de olivar ecológico. También se ha programado comenzar los ensayos de uso de compost de alperujo como substrato en vivero, así como la realización de ensayos de fertirriego y aplicación foliar con tés de compost en fincas demostrativas.

Seguidamente se mencionan otras necesidades de colaboración que se encuentran por definir con grupos de investigación. Irán dirigidas por un lado a la supresividad de plagas y enfermedades en cultivos de producción ecológica por el uso del compost. Por otra parte se tiene interés en realizar un balance comparativo de fijación en suelo de carbono y sus emisiones a la atmósfera entre la valorización mediante compostaje de alperujos y su aplicación en suelo versus su valorización energética en calderas para cerámicas o producción de energía eléctrica.

Finalmente se resalta cómo esta labor ha contribuido a establecer un vínculo entre los grupos de investigación, los productores de materia orgánica susceptible de ser compostada y los agricultores consumidores de compost.

Palabras clave

Compost, alperujo, olivicultura, enmienda orgánica, suelos, fertirriego, supresividad, té de compost, fijación de carbono.

Abstract

The progressive and continued technology transfer carried out in organic olive farming about olive mill pomace composting and its use is put forward.

Also applied research initiatives already in definition process are described.

Among them are the design and monitoring trials to control degradation of zoo and phytosanitary products by composting in manures from intensive cattle farming and horticulture wastes

Also the soil effects measurement of organic soil amendments with olive mill pomace compost in organic olive farming soils.

It has been programmed to begin to perform olive mill pomace compost use trials as growing media and to to carry out fertilizing irrigation and leaf application trials using compost teas

Then some other collaboration research needs to be defined with research groups are mentioned. They will be directed in one hand to pest and diseases suppessiveness by using compost in organic farming crops. In the other hand there is an interest to perform a comparative carbon sequestration soil balance and its atmosphere emissions between olive mill pomace composting or its energy production.

Finally it is stressed how this task has helped to establish a link between research groups, organic matter likely to be composted producers and compost consumer farmers.

Keywords

Compost, olive mill pomace, olive farming, organic matter amendment, soils, fertilizing irrigation, suppessiveness,compost tea, carbon sequestration.

1. Introducción

La Agricultura Ecológica es un sistema de producción agrícola y ganadera cuyo fin principal es la produc-

ción de alimentos de la máxima calidad, conservando y mejorando la fertilidad del suelo sin el empleo de productos químicos de síntesis ni en la producción ni en las posteriores transformaciones de los productos.

Los nuevos sistemas de extracción de aceite de oliva mediante centrifugación de dos fases generan por una parte aceite, y por otra una sustancia con unas propiedades intermedias entre el alpechín y el orujo de tres fases, que se denomina orujo de dos fases o alperujo.

Las grandes cantidades de alperujo existentes, así como, la falta de fuentes de materia orgánica que pueda incorporarse a los suelos de cultivo, ha permitido que surgieran iniciativas donde se ha optado por la valorización de este subproducto como enmienda orgánica, aprovechando sus propiedades fertilizantes.

Esta cuestión se encuentra especialmente en auge en la Olivicultura Ecológica dado que es necesario restituir al suelo elementos que extrae la aceituna sin utilizar abonos químicos. De esta manera, se consigue que un subproducto con problemas de eliminación que generaba costes añadidos, además de riesgos medioambientales, se convierta en una fuente de recursos.

Por ello desde hace años se vienen realizando en Andalucía, en principio en el ámbito experimental para pasar luego al industrial, experiencias de compostaje de estos subproductos de la industria de extracción del aceite de oliva.

2. Transferencia tecnológica en el sector de olivicultura ecológica en la producción y uso de compost de alperujo

Desde 2002 se ha desarrollado en Andalucía una progresiva transferencia tecnológica al sector de olivicultura ecológica en la producción y uso de compost de alperujo.

Se inició dicha acción por parte de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía para irse trasladando posteriormente a la Dirección General de Agricultura Ecológica (D.G.A.E.) de la Consejería de Agricultura y Pesca, tras la creación de la misma en 2004.

En la primera etapa, se llevó a efecto una búsqueda de experiencias realizadas hasta ese momento en este ámbito. En concreto se recopiló la información disponible sobre los tipos de mezcla de materias primas empleadas, valores de los parámetros indicadores del proceso y seguimiento analítico de los distintos ensayos.

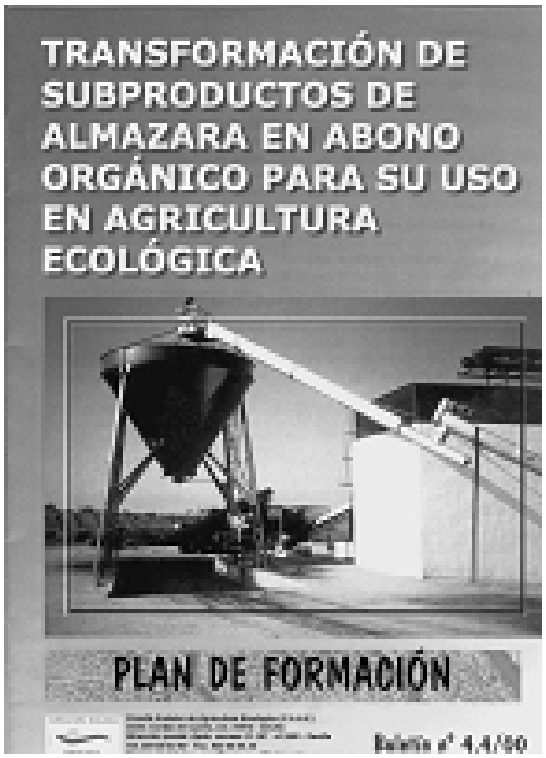


Ilustración nº 1.- Boletín divulgativo editado por CA.A.E

Por propia demanda del sector del olivar ecológico se propició en la Cooperativa de Sierra Génave en Jaén una experiencia de compostaje a escala real (Sánchez Romero 1999) que obtuvo el premio Andrés Núñez de Prado a la Investigación en Agricultura ecológica del año 1999. Un resumen de ese trabajo fue publicado como boletín de divulgación por el C.A.A.E. (Comité Andaluz de Agricultura Ecológica). Esa publicación fue ampliamente difundida entre las almazaras interesadas durante estos años.

Como consecuencia de todo ello se procedió, como una primera etapa de transferencia de información, a difundir entre los interesados datos sobre composición más idónea de la mezcla, valores óptimos de los parámetros que influyen en el proceso de compostaje, tipo de proceso recomendable, técnicas de aireación, etc...Se realizaba esta tarea en jornadas técnicas especificas sobre este tema y mediante contactos y visitas a las almazaras interesadas.

También por petición expresa del sector se elaboró seguidamente un diseño básico de una planta de compostaje de alperujo. Esta pequeña planta de compostaje situada en la almazara Las Valdesas en Puente Genil (Córdoba) una vez establecida, sirvió de referencia a otras similares para emprender su planificación y posterior construcción.

A partir de 2005, esta transferencia fue liderada por la Dirección General de Agricultura Ecológica de la Junta de Andalucía a través del Centro de Recursos on line para la Agricultura Ecológica en Andalucía (Centro de recusros. Portal Agricultura Ecologica. Consejeria de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/portal/opencms/portal/DGAEcologica/estudiostotales?entrada=tematica&tematica=650&subtematica=931 (fecha de consulta 10/01/08)). Una herramienta desarrollada por la Junta de Andalucía desde la que se pueden descargar documentos técnicos relativos a la puesta en marcha y el desarrollo de experiencias de agricultura ecológica.

El acceso al Centro de Recursos on line para la Agricultura Ecológica en Andalucía se realiza a través de la página principal de la web de la Consejería de Agricultura y Pesca. (http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca). El Centro de Recursos on line para la Agricultura Ecológica en Andalucía se estructura en cinco epígrafes: agricultura, ganadería, certificación, promoción y noticias del sector.

Se publicaron en Internet varios documentos específicos que resumían, ampliaban y situaban la información disponible sobre el tema en un contexto más accesible a los interesados.

Tabla nº 1.- Jornadas técnicas organizadas sobre compostaje de alperujos o en las que se participó para difundir el trabajo realizado

	Evento	Tipo	Localidad	Prov	Año	Tema	Centro Invest.
1	Andalucia	Ponencia	Pozoblanco	Co	2002	Beneficios compost	Univ Cordoba
2	Int EU	Ponencia	Cordoba	Co	2002		-
3	Nacional	Ponencia,poster	Cordoba	Co	2002	Beneficios compost	Univ Cordoba
4	Andalucia	Jornada	Montilla	Co	2003	Beneficios compost	CSIC IRNAS
5	Andalucia	Jornada	Beas	Hu	2003	Beneficios compost	CSIC IRNAS
6	Andalucia	Jornada	Alcala Real	Ja	2004	Beneficios compost	CSIC Zaidin
7	Int EU	Ponencia	Peñarroya	Co	2004		-
8	Andalucia	Jornada	Olvera	Ca	2005	Resultados ensayos aplicación	IFAPA Menjibar
9	Internacional	Jornada	Beas Segura	Ja	2007	Resultados ensayos aplicación	IFAPA Menjibar
10	Andalucia	Jornada	Alcaudete	Ja	2007	Resultados ensayos aplicación	IFAPA Menjibar
11	Andalucia	Jornada	Jabalquinto	Ja	2007	Resultados ensayos aplicación	IFAPA Menjibar

Destacamos entre esos trabajos los siguientes:

- Estudio sobre mezclas óptimas de material vegetal para compostaje de alperujos en almazaras ecológicas y caracterización físico química de los compost producidos.
- Estudio de viabilidad económica de producción de compost a partir de alperujos y posibles necesidades de incentivos.
- Estudio de maquinaria idónea para las labores de compostaje de alperujos.

Se mantuvo de igual forma la difusión emprendida en la etapa anterior con la celebración de jornadas técnicas y la visita para el seguimiento de las experiencias en marcha.

Se detalla en la tabla siguiente el resumen de jornadas promovidas por ambas Consejerías y los grupos de investigación que fueron involucrados en las mismas.

3. Iniciativas de investigación aplicada ya en proceso de definición

Como consecuencia de la interrelación con los distintos agentes involucrados en el sector, se detectó progresivamente según se avanzaba en las actividades antes descritas la falta de información sobre algunos aspectos relevantes de este tema.

Por ello se definieron proyectos de investigación aplicada que se fueron diseñando en colaboración con varios grupos de investigación.

Mencionar entre los mismos los siguientes:

Se realizó en 2007 el diseño del Estudio para la optimización de los parámetros del proceso de compostaje de estiércoles procedentes de la ganadería intensiva para su uso en agricultura ecológica. Sus objetivos fueron:

- La determinación de los zoosanitarios presentes en los estiércoles previamente al compostaje.

- La optimización del proceso de compostaje para conseguir una máxima reducción de compuestos zoosanitarios.
- La fijación de los criterios mínimos que deba cumplir el proceso de compostaje para que el compost resultante sea aplicable en agricultura ecológica.

El plazo previsto de ejecución era de 26 meses y se pospuso su implementación por carencia de aporte financiero suficiente.

Se realizó la definición de este programa con el trabajo conjunto de tres grupos de investigación:

- Los Dptos. de Ingeniería Química y Química de la Universidad de Huelva
- El Dpto. de sostenibilidad del sistema suelo-planta-atmósfera del IRNAS-CSIC
- Los Dptos. de Farmacología y Toxicología y Química de la Universidad de Córdoba.

Asimismo se tiene en fase de diseño experimental y definición presupuestaria con el Área de Ecología de la Universidad de Jaén, la medición de los efectos en suelo de las prácticas de manejo y enmiendas orgánicas con compost de alperujo en suelo de olivar ecológico.

Se está apoyando esta labor en las experiencias de aplicación de compost de alperujo y hojín realizada por la Almazara Cortijo Angulo (Villanueva de la Reina en Jaén) durante 17 años, los once primeros bajo la formula de “nuevo cultivo” y los seis siguientes bajo la de producción ecológica.

Se estudiará el efecto en el suelo del olivar de dicha actividad en comparación con las realizadas en un olivar de producción convencional colindante. Se considerarán en principio tres niveles de aplicación de compost en el tiempo: 7-8, 12-14 y 16-17 años.

En las parcelas así definidas y en sus correspondientes parcelas de cultivo convencional se medirán de forma comparativa las variables físico-químicas y biológicas del suelo, realizándose también ensayos de evaluación de fertilidad de los suelos al objeto de evaluar las mejoras en la salud-calidad del suelo por las prácticas realizadas en el olivar ecológico.

También se ha considerado iniciar un grupo de experiencias en las que se utilizará el compost de alperujo como substrato en vivero.

Se basa esta iniciativa en los buenos resultados obtenidos con compost urbanos de calidad usados como substitutos de turbas en viverismo de diversas especies.

Asimismo se justifica esta actuación por la actual generalizada importación de turbas desde localidades alejadas del centro y norte de Europa y habitualmente provenientes de turberas asociadas a humedales cuya flora y fauna y en especial su avifauna tiene comprometida la sostenibilidad de su hábitat por la explotación de ese recurso no renovable.

Se estudiará el efecto de diversas proporciones compost / turba en la mezcla para conformar el substrato y su relación con los estándares de calidad comercial de los plantones de diversos cultivos ecológicos en el Centro de Semillas que el CIFAED (Consorcio Centro de Investigación y Formación de Agricultura Ecológica y Desarrollo Rural de Granada. http://www.cifaed.es) se encuentra programando establecer en la localidad granadina de Loja.

Otra de las investigaciones aplicadas previstas es la puesta en marcha de ensayos de fertirriego y aplicación foliar con tés de compost en las fincas demostrativas que CIFAED tiene previsto iniciar el año próximo con diversos cultivos ecológicos en la Vega del Genil.

Se fundamenta la misma en los buenos resultados obtenidos con el fertirriego o/y aplicación foliar de tés de compost de calidad en diversos cultivos agrícolas y ornamentales tanto de producción ecológica como convencional en diversos países.

Ilustración nº 3.- Equipo de producción de té de compost.

Existe además una demanda del sector olivicultor de este tipo de producción en poder usar estos tés de compost como alternativa técnica y económicamente más viable al uso de los actuales fertilizantes líquidos existentes en las guías de insumos de las entidades de certificación ecológica.

Por otra parte se apoya esta acción en el posible efecto dinamizador de la demanda de compost en almazaras con su planta de compostaje en funcionamiento (o en proyecto) en la Comunidad Autónoma.

Básicamente, en este proyecto se estudiará el efecto de la fertirrigación y aplicación foliar de los tés de compost en comparación con los fertilizantes líquidos habitualmente utilizados.

Por último se han iniciado unos contactos que se encuentran aún en una fase muy preliminar con varios Dptos. de la Universidad de Almería para el diseño y seguimiento de experimentos para el control de la degradación mediante el compostaje de productos fitosanitarios presentes en restos de producción hortícola.

4. Necesidades de colaboración que se encuentran por definir con grupos de investigación

Para continuar dando respuesta a las preguntas provenientes de los potenciales productores y usuarios de estos compost se han concretado otras necesidades de colaboración con grupos de investigación.

Entre ellas mencionar las dos siguientes:

- Estudio de la supresividad de plagas y enfermedades en cultivos de producción ecológica por el uso del compost. Hay una amplia bibliografía y experiencias empíricas al respecto. Se trataría de centrarse en el manejo de las plagas y enfermedades de mas difícil solución en olivicultura y horticultura ecológica para realizar los ensayos correspondientes con los actuales compost de alperujo disponibles.
- Realización del balance comparativo de fijación en suelo de carbono y sus emisiones a la atmósfera entre la valorización mediante compostaje de alperujos y su aplicación en suelo frente a su valorización energética previo secado para su uso como combustible en calderas para cerámicas o producción de energía eléctrica. Se basa el interés de este trabajo en que si este balance fuera favorable a la opción de compostaje, por contribuir en mayor grado a la reducción de emisiones de CO_2, los agricultores ecológicos que usan compost deberían ser reconocidos con certificados de esta reducción de emisiones. Estos certificados podrían a su vez ser negociables libremente en el mercado de CO_2 como certificados intercambiables con el consiguiente efecto de apoyo financiero a estas actividades de usos de compost de calidad en Agricultura Ecológica.

5. Conclusiones

La función desarrollada de la progresiva y continuada transferencia adaptada de los resultados de la investigación a los interesados del sector durante estos años en los que la Administración andaluza ha dado apoyo al sector, junto con la definición de las iniciativas en investigación que son requeridas para continuar dando respuestas a las preguntas que se originan en el sector, ha ido generando el establecimiento de unos vínculos interesantes entre los grupos de investigación, los productores de materia orgánica susceptible de ser compostada y los agricultores consumidores de compost.

Este hecho se ha plasmado en la creación de una Red Andaluza de Compostaje para la Agricultura Ecológica R.A.C.A.E. que se está configurando como una plataforma de intercambio de conocimiento y experiencias entre los diversos agentes vinculados al sector.

Referencias

Arancon Q et alt. 2007. Vermicompost, produccion de te y crecimiento de la planta. Soil Ecology Laboratory Ohio State University. Columbus USA BioCycle Noviembre 2007, Vol. 48, No. 11, p. 51 http://www.biocycle.net/

Bieker,M., Gottschal, R.. 2007. Manufacturing Peat Reduced Compost Products-The Plant Operator´s Perspective. RecosumaS Regional Compost And Sustrate Marketing System. International Composting Conference Sustainable Uses of Biomass: in Soil or as an Energy Source. Dublin Castle, Irlanda

Rogalsky, W..2005. Closed loop Recycling of Organic Waste in Vienna. Concept, Implementation, Successes. International Waste Management Congress. Viena Austria.

Sánchez Romero, A..1999. Transformación de subproductos de almazara en abono orgánico para su uso en Agricultura Ecológica. Premio de investigación Nuñez de Prado 1999. Inédito.

Touart, A. 2000. Es la hora del té. Biocycle Octubre 2000 pag 74