

**UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA
FACULTAD DE CIENCIAS**



Departamento de Química Inorgánica e
Ingeniería Química

***ESTUDIO Y DESARROLLO DE TECNICAS
RESPIROMÉTRICAS PARA EL CONTROL DE LA
ESTABILIDAD DEL COMPOST***

Tesis Doctoral

MANUEL DIOS PÉREZ

Córdoba, Septiembre de 2008.

TITULO: *ESTUDIO Y DESARROLLO DE TÉCNICAS RESPIROMÉTRICAS
PARA EL CONTROL DE LA ESTABILIDAD DEL COMPOST*

AUTOR: *MANUEL DIOS PEREZ*

© Edita: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba. 2008
Campus de Rabanales
Ctra. Nacional IV, Km. 396
14071 Córdoba

www.uco.es/publicaciones
publicaciones@uco.es

ISBN-13: 978-84-7801-937-3
D.L.: CO-74/2009

***ESTUDIO Y DESARROLLO DE TECNICAS
RESPIROMÉTRICAS PARA EL CONTROL DE LA
ESTABILIDAD DEL COMPOST***

Trabajo presentado para optar al grado de Doctor en Ciencias por la
Universidad de Córdoba

A handwritten signature in blue ink, consisting of several overlapping loops and strokes, positioned centrally on the page.

Manuel Dios Pérez

Licenciado en Ciencias Ambientales



UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA
Área de Ingeniería Química

ARTURO FRANCISCO CHICA PÉREZ, Profesor titular de Ingeniería Química y, **MARIA ANGELES MARTÍN SANTOS**, Profesora colaboradora de Ingeniería Química de la Universidad de Córdoba, en calidad de Directores de la Tesis,

CERTIFICAN:

Que la Tesis Doctoral titulada “***Estudio y desarrollo de técnicas respirométricas para el control de la estabilidad del compost***” se ha realizado bajo nuestra dirección en los Laboratorios de este Departamento por el Licenciado Manuel Dios Pérez, y que, a su juicio, reúne los requisitos científicos necesarios para este tipo de trabajos, por lo que autorizamos su presentación y posterior defensa pública.

Córdoba, 23 de Mayo de 2008

Fdo. Arturo Francisco Chica Pérez

Fdo. María Ángeles Martín Santos

Deseo expresar mi más sincero agradecimiento al Profesor Doctor Arturo Chica, por la confianza que depositó en mí desde el comienzo para iniciarme en la investigación, también a la Profesora Doctora M^a Angeles Martín por su co-dirección de este trabajo.

Se agradece al Ministerio de Ciencia y Tecnología (Proyecto REN 2002-02602) la financiación de mi beca que ha permitido la dedicación a este trabajo, la construcción de los equipos así como las estancias tuteladas en el extranjero y en el territorio español. También al Ministerio de Educación y Ciencia (Proyecto CTM 2005-01293) que ha permitido la continuidad de los trabajos.

Agradezco de manera especial al Profesor Doctor Antonio Martín por su ayuda, orientación y consejos de los que tanto he aprendido y el continuo apoyo en el trabajo diario. Igualmente a todos los compañeros del Área de Ingeniería Química, y los del Área de Ingeniería de Sistemas y Automática por ser una fuente inagotable de amistad.

Tampoco podría olvidarme de los profesores Adani, Veeken, Blok, Grigatti y Selu por volcarse en mi investigación de forma extraordinaria y tutelar mis trabajos en Milán, Wageningen y en Cádiz; ni de los compañeros que colaboraron en las tareas de laboratorio.

A mis padres, hermana y abuela por su paciencia, confianza y cariño incondicional durante todos estos años.

A todas las personas que han contribuido y contribuirán a mi formación profesional y personal.

A Gema

ÍNDICE DE CONTENIDOS



1.	RESUMEN	21
2.	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	27
3.	ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS.....	39
3.1.	Tratamiento Biológico de RSU.	39
3.1.1.	Alternativas de gestión de los Residuos Urbanos domiciliarios.....	40
3.1.1.1.	El compostaje.....	40
3.1.1.2.	Eliminación en vertederos	45
3.1.1.3.	Incineración	46
3.1.1.4.	Digestión anaerobia.....	47
3.1.2.	Sistemas de compostaje.....	49
3.1.2.1.	Sistemas abiertos.....	50
3.1.2.2.	Sistemas cerrados.....	51
3.1.3.	Variables de operación del proceso de compostaje.....	53
3.1.3.1.	Temperatura	54
3.1.3.2.	pH.....	56
3.1.3.3.	Humedad.....	56
3.1.3.4.	Volumen de Aire Libre	57
3.1.3.5.	Aireación y nivel de oxígeno.....	58
3.1.3.6.	Balance de nutrientes y la relación C/N	59
3.1.3.7.	Efecto combinado de las diferentes variables	61
3.1.4.	Agentes de riesgo en la utilización de residuos y de compost aplicados al suelo	63
3.1.4.1.	Presencia de metales pesados.	65

3.1.4.2.	Presencia de sustancias tóxicas.	66
3.1.4.3.	Existencia de microorganismos patógenos.....	68
3.1.4.4.	Exceso de nutrientes, deficiencia o demanda de los mismos.....	70
3.1.4.5.	La presencia de materiales no biodegradables.....	70
3.1.4.6.	La salinidad.....	71
3.1.4.7.	Otros riesgos.....	71
3.1.5.	Efectos positivos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo y sobre los cultivos de la materia orgánica.....	71
3.1.6.	Marco legal presente y futuro. Perspectivas en Europa.	72
3.2.	Métodos para evaluar la estabilidad del compost.	76
3.2.1.	Estabilidad, madurez y humificación.....	76
3.2.2.	Métodos de observación directa	78
3.2.2.1.	Olor	78
3.2.2.2.	Temperatura estable	78
3.2.2.3.	Color.....	78
3.2.2.4.	Peso específico.....	79
3.2.3.	Métodos Físicos y Químicos	79
3.2.3.1.	Determinación del pH.....	79
3.2.3.2.	Relación C/N	79
3.2.3.3.	Determinación de NH_4^+ y SH_2	80
3.2.3.4.	Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) de los extractos acuosos.....	80
3.2.3.5.	Determinación de la Capacidad de Cambio Catiónica (CCC).....	80
3.2.3.6.	Determinación de los Sólidos Volátiles	81
3.2.3.7.	Determinación de la temperatura máxima de autocalentamiento ..	81
3.2.3.8.	Determinación de la Absorbancia de los extractos acuosos.....	81
3.2.3.9.	Determinación del espectrograma y termograma característico....	82
3.2.3.10.	Determinación de los Ácidos Húmicos.....	82
3.2.4.	Métodos Biológicos.....	83
3.2.4.1.	Métodos Respirométricos.....	83
3.2.4.2.	Análisis de parámetros bioquímicos de la biomasa de los compost	84
3.2.4.3.	Ensayos de Germinación	84
3.2.4.4.	Ensayos de Respuesta Vegetal	84

3.3. La determinación de estabilidad mediante respirometría.....	86
3.3.1. Clasificación según la IWA.....	88
3.3.1.1. Respirómetros G (medida de oxígeno en la fase gas).....	88
3.3.1.2. Respirómetros L (medida de oxígeno disuelto en fase líquida)	89
3.3.2. Sistemas de medida de la actividad respirométrica	93
3.3.2.1. Métodos estáticos a Volumen constante.....	94
3.3.2.2. Métodos estáticos a Volumen y presión constante.	95
3.3.2.3. Métodos Dinámicos.....	98
3.3.3. La situación en Europa.....	104
4. MATERIAL Y MÉTODOS.....	111
4.1. Plan de trabajo	111
4.2. Descripción de las plantas industriales, manejo de las pilas.....	116
4.2.1. Planta de Córdoba.	116
4.2.2. Planta de Montalban.	120
4.2.3. Planta de Estepa.....	130
4.2.4. Plantas de Compostaje en Milán (Italia).....	140
4.2.4.1. Planta de Compostaje de Sesto	140
4.2.4.2. Planta de Bioestabilización de La Spezia	145
4.3. Toma de muestras, tratamiento y conservación.....	148
4.4. Métodos analíticos de carácter Físico y Químico.....	152
4.4.1. Preparación de los extractos acuosos	152
4.4.2. Determinación del pH.....	152
4.4.3. Conductividad Eléctrica.....	153
4.4.4. Demanda química de oxígeno al extracto acuoso	153
4.4.5. Carbono Orgánico Total.....	154
4.4.6. Absorbancia a 280, 465 y 665 nm.....	155
4.4.7. Caracterización del Residuo	155
4.4.8. Determinación del Carbono Orgánico Oxidable a la muestra sólida....	156
4.4.9. Determinación de la humedad	157
4.4.10. Determinación de los Sólidos Volátiles	158
4.4.11. Determinación del Nitrógeno total	158
4.4.12. Determinación de NO_3^- y NH_4^+ en la Nitrificación.....	160
4.4.13. Determinación del Fósforo Asimilable.....	161

4.5. Métodos biológicos de determinación de la estabilidad.	164
4.5.1. Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno. Método SOUR.	164
4.5.2. Método manométrico a volumen constante. Método OUR	174
4.5.3. Índice de Respiración Dinámico. Método DRI.	178
4.5.4. Test de Autocalentamiento.	185
4.6. Métodos de determinación de la madurez.	187
4.6.1. Test de Germinación de hortalizas	187
4.6.2. Test de Crecimiento Di.Pro.Ve.....	189
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	195
5.1. Compostaje de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos y lodos de EDAR mediante un sistema de pilas volteadas.	197
5.1.1. Estudio de la estabilidad del compost de RSU en Córdoba.	197
5.1.1.1. Resultados respirométricos.....	198
5.1.1.2. Test de Autocalentamiento.	202
5.1.1.3. Test de germinación de hortalizas.	204
5.1.1.4. Otros métodos de medida de la estabilidad biológica.....	208
5.1.1.5. Relación entre humedad, temperatura de autocalentamiento y VECO máxima.	218
5.1.2. Estudio de la estabilidad del compost de RSU en la provincia de Córdoba.	220
5.1.2.1. Resultados respirométricos.....	221
5.1.2.2. Test de Autocalentamiento.	224
5.1.2.3. Test de germinación de hortalizas.	225
5.1.2.4. Otros métodos de medida de la estabilidad biológica.....	230
5.1.3. Estudio de la estabilidad del compost a partir de lodos de EDAR.	233
5.1.3.1. Resultados respirométricos.....	235
5.1.3.2. Resultados del test de autocalentamiento.	238
5.1.3.3. Otros métodos de medida de la estabilidad biológica.....	240
5.1.4. Aplicación de técnicas respirométricas a la comparación de sistemas de compostaje.	246
5.1.4.1. Resultados respirométricos.....	250
5.1.4.2. Test de Autocalentamiento.	253
5.1.4.3. Otros métodos de medida de la estabilidad biológica.....	255

5.1.5.	Discusión general de resultados.	263
5.2.	Estudio del Compostaje de FORSU y Poda en Milán (Italia). Estudio sobre la influencia del Tiempo de Residencia en túnel.	268
5.2.1.	Ensayo de respirometría SOUR.....	269
5.2.2.	Ensayo de respirometría DRI.....	271
5.2.3.	Otros métodos de medida de la estabilidad.....	275
5.2.4.	Ensayo de crecimiento con <i>Latucca Sativa</i>	277
5.2.5.	Discusión de los resultados.....	279
5.3.	Aplicación de técnicas respirométricas a la determinación de la capacidad de mineralización del carbono y del nitrógeno contenido en las fuentes de materia orgánica.	286
5.3.1.	Procedimiento	289
5.3.1.1.	Materiales de referencia.....	289
5.3.1.2.	Selección de los inhibidores de la nitrificación.....	290
5.3.1.3.	Determinación simultánea de las velocidades de mineralización de carbono y del nitrógeno.....	291
5.3.2.	Resultados obtenidos.....	291
5.3.2.1.	Contribución de la nitrificación sobre el consumo de oxígeno medido.	291
5.3.2.2.	Efecto de los inhibidores de la nitrificación sobre la OUR y la nitrificación.	293
5.3.2.3.	Determinación de la velocidad de mineralización del carbono y del nitrógeno.	296
5.3.2.4.	La posible producción de N ₂ y N ₂ O y su efecto sobre los resultados.	300
5.3.2.5.	Discusión general de resultados y evaluación del nuevo método.	303
5.4.	Aplicación de los índices respirométricos utilizados al estudio del compostaje.....	306
5.4.1.	Comparativa de los parámetros que son representativos de la estabilidad en cada método.	307
5.4.2.	El índice de Respiración dinámico como herramienta para conocer las necesidades reales de aire en las plantas de compostaje.	310
5.4.3.	El método OUR aplicado a la determinación de la estabilidad final del compost.	313

5.4.4.	Comparativa de los métodos SOUR, OUR y DRI.....	316
5.5.	Influencia de las variables de operación en el método SOUR.	319
5.5.1.	El efecto de la temperatura en el método SOUR.....	319
5.5.2.	El efecto de la agitación en el test respirométrico sobre la determinación de la SOUR.....	325
5.5.3.	Análisis interlaboratorio para el método SOUR.	328
5.6.	Uso del compost como promotor de la hidrólisis en un proceso de digestión anaerobia de la Fracción Orgánica de la RSU.	333
5.6.1.	Mejora de la etapa hidrolítica en tratamientos biológicos.	333
5.6.2.	Experimentos realizados y métodos empleados.....	334
5.6.3.	Caracterización Química y Biológica de las materias utilizadas.....	336
5.6.4.	Efecto de la inoculación del compost.....	341
6.	CONCLUSIONES	347
7.	BIBLIOGRAFÍA	357



RESUMEN

1. RESUMEN

El compostaje se presenta en la actualidad como una solución viable para el reciclado de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y los lodos de depuradoras municipales. Previene los problemas derivados de la contaminación ambiental asociada a la acumulación de estos residuos y su uso contribuye a solucionar el déficit de materia orgánica que caracteriza los suelos de nuestra región.

Actualmente se están diseñando, construyendo y poniendo en marcha un gran número de plantas de tratamiento de residuos orgánicos sin que, paradójicamente, se haya definido previamente la variable principal de operación y seguimiento del proceso. Se sabe que las variables que controlan el proceso son la temperatura, humedad y aireación pero no hay estudios que nos indiquen qué pauta de comportamiento de las mismas conviene mantener a lo largo del tiempo. Ello es debido a que no hay acuerdo sobre cual es la variable principal de operación que pueda indicarnos si el proceso de compostaje está evolucionando de una manera óptima.

No obstante, el grado de estabilización logrado podría ser clave. Una medida fiable de la evolución de la estabilidad alcanzada por los residuos orgánicos sometidos al proceso de compostaje permitiría contar con una variable de operación que indicara los óptimos de las tres variables controlantes antes enunciadas, serviría de patrón de comparación entre diversos procesos de compostaje y permitiría caracterizar la calidad del compost final. El problema en este punto, es que no hay acuerdo ni a nivel legislativo, ni a nivel científico sobre cuál es la mejor manera de medir dicha estabilidad.

En este trabajo se utiliza para ello un respirómetro discontinuo en fase líquida de gran utilidad en el campo de la Ingeniería Ambiental, específicamente diseñado y

construido para el estudio de Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) y con versatilidad para aguas residuales o lodos. Dicho equipo se basa en el método de la SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate) y es representativo para evaluar toneladas de un residuo orgánico a pesar de la escasa cantidad de muestra que utiliza y de que las condiciones de ensayo (medio acuoso) no reproducen las condiciones habituales de aplicación al terreno. Se ha comparado este método con los resultados generados por un método manométrico, también en fase líquida, OUR (Oxygen Uptake Rate) y otro de tipo dinámico y en fase sólida (DRI) en diferentes procesos de compostaje, algunos de los cuales se realizaron en los Países Bajos e Italia donde se desarrolló la fase experimental con estos equipos.

Independientemente de que este trabajo esté centrado en las técnicas respirométricas, y más ampliamente en los ensayos de tipo biológico; como el Test de autocalentamiento, Test de Germinación de hortalizas y Test de Crecimiento Di.Pro.Ve, también estudiados, se han llevado a cabo un amplio espectro de análisis químicos que complementan este estudio del desarrollo del proceso de compostaje. Entre éstos, es de destacar el de Carbono Orgánico Oxidable, Nitrógeno total, y análisis en los extractos acuosos tales como pH, conductividad eléctrica, Demanda Química de Oxígeno, Carbono Orgánico Disuelto.

El plan de trabajo ha sido elaborado con el objetivo de aplicar todas las técnicas descritas a diferentes procesos de compostaje (desde los más simples, como los sistemas de pilas volteadas “windrow”, a otros más complejos, los sistemas cerrados); a diferentes residuos (FORSU, RSU mixto y Lodos de EDAR); y también a casos concretos de modificaciones planteadas para acelerar la biodegradación del residuo (mezclas con estructurante, aumento del tiempo de residencia en túnel, etc.).

Se ha utilizado una cinética de primer orden, característica de los procesos de degradación de la materia orgánica, para el cálculo de la constante de biodegradabilidad, característica de cada residuo y cada proceso de compostaje. Entre las aplicaciones del método se realizó una comparativa entre los sistemas de compostaje estudiados y se puso de manifiesto que la velocidad de degradación en un túnel de fermentación es superior ($k = 0.0295 \text{ día}^{-1}$) que la obtenida para un compost que se procesa mediante un sistema de pilas volteadas mal controlado ($k = 0.0181 \text{ día}^{-1}$) o incluso bien controlado ($k = 0.0225 \text{ día}^{-1}$).

El estudio particular sobre el desarrollo del test de la SOUR y su validación, reveló que está fuertemente influenciado por las variables de operación, temperatura y grado de agitación lo que indica que es primordial la estandarización del método para su desarrollo en otros laboratorios. También se determinó cómo la máxima velocidad de respiración puede ser expresada como función de la humedad de la pila de compostaje y de la temperatura del residuo.

El estudio de otra técnica respirométrica, el test de la OUR, sirvió para desarrollar un método que determina de forma simultánea la velocidad de mineralización del carbono y del nitrógeno y para poner de manifiesto que cualquiera de los inhibidores de la nitrificación utilizados no afectan a la respiración de las bacterias heterótrofas.

Para concluir con las aplicaciones, se han estudiado compost con distintos niveles de estabilidad como inóculos en procesos de digestión anaerobia seca de FORSU con el propósito de fomentar la etapa hidrolítica de estos procesos. Aplicaciones como ésta y la generación de productos derivados de alto valor añadido son algunas de las alternativas más innovadoras, que se estudian actualmente en el campo del compostaje y sus aplicaciones.



INTRODUCCIÓN

Y OBJETIVOS

2. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

En el contexto del medio ambiente, nuestra sociedad se enfrenta, entre otros, a dos grandes retos: el incremento de los gases que potencian el efecto invernadero, provocando el denominado cambio climático, y la generación exponencial de residuos. Si tenemos en cuenta las limitaciones legales y económicas, tendremos una situación en la que el depósito en vertedero y la incineración estarían fuertemente contraindicados por su contribución a las emisiones de metano y dióxido de carbono.

Las emisiones atmosféricas de metano procedentes de vertederos se estiman entre 30 y 70 Mt/año, lo que supone el 19% de las emisiones antropogénicas de este gas (Lima *et al.*, 2001). Las de dióxido de carbono se cuantifican justo en el doble y suponen el 3.8 % de las emisiones de este gas a la atmósfera. En lo que se refiere al segundo de los problemas, la generación de residuos, puede citarse que en España se generan del orden de 275 millones de toneladas residuos al año y se estima un aumento anual de 1.75% (Álvarez, 1998, Martínez, 2001). Se incluyen por orden de producción; los residuos agropecuarios, mineros, escombros, forestales, domésticos, industriales, peligrosos y lodos, sumando los dos primeros 197 millones de toneladas.

Las empresas gestoras de residuos urbanos recogieron 27.6 millones de toneladas de residuos en 2004, según la encuesta de Recogida y Tratamiento de Residuos Urbanos del Instituto Nacional de Estadística. De éstos, 21.2 millones de toneladas correspondieron a residuos mezclados y 6.4 millones de toneladas a recogida selectiva. Si se consideran los sistemas de tratamiento de los residuos urbanos, el reciclaje fue el destino del 6.9% del total de los residuos mezclados gestionados. Esta cifra contrasta con la relativa al tratamiento de los residuos recogidos por sistemas selectivos, para los que el reciclaje alcanzó el 38.8% del total.

	Reciclado	Compostado	Eliminados
Residuos mezclados	6.9	16.5	76.7
Residuos recogidos selectivamente	38.8	5.1	56.1

Tabla 1. Tratamiento de residuos urbanos, en porcentaje. Año 2004

En términos per capita, en España se recogieron 491 kilogramos de residuos mezclados por persona y año. En cuanto a los residuos de recogida selectiva, se recogieron 16.3 kg por persona y año de papel y cartón (un 7.2% más que en 2003) y 10.2 kg de vidrio (un 13.6% menos). El papel y cartón junto con el vidrio son los residuos que mejor se comportan en cuanto a tasas de reciclaje. País Vasco encabeza la tasa per capita de reciclado para el papel y cartón (38.9 kg) y en vidrio, los mayores índices los presenta Illes Balears 19.9 kg).

En la Figura 1 se muestra cómo ha ido variando el escenario de la gestión de los residuos urbanos en nuestro país. Podrían extraerse interesantes conclusiones, como que el vertido incontrolado va disminuyendo notablemente, estimándose que apenas el 4% de los residuos no se recogen ni se tratan de ninguna forma, siendo vertidos de forma totalmente incontrolada. De igual forma, la incineración sin recuperación de energía es una actividad prácticamente en desuso. Aumenta la cantidad de residuos que se recogen de forma selectiva, y cada vez más residuos pasan por un centro de tratamiento distinto al vertido directo. No obstante, conviene aclarar que en los centros de tratamiento en los que se incluye una planta de compostaje, solamente una parte de las cantidades enviadas se transforman en compost. Un porcentaje importante de los residuos entrantes en estos centros deben ser finalmente enviados a otros centros de tratamiento, con frecuencia vertederos de apoyo o de rechazos. Por ello, hay que concluir que el depósito en vertedero (controlado e incontrolado) sigue siendo el destino final mayoritario para los residuos urbanos, dado que más de la mitad de los residuos urbanos recogidos va directamente a vertedero, y una cantidad difícil de evaluar lo hace tras pasar por otras plantas de tratamiento.

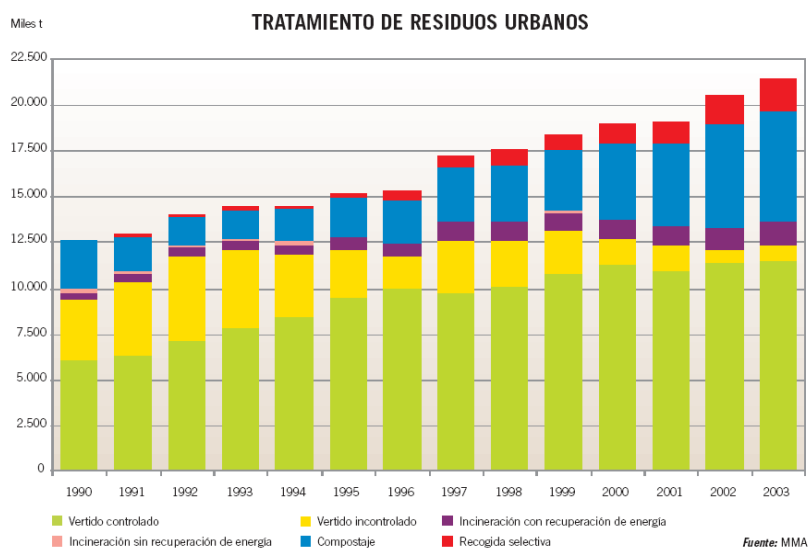


Figura 1. Tratamiento de Residuos Urbanos en España.
(Perfil Ambiental de España, 2005, MMA)

Debido al aumento del número y capacidad de las Estaciones de Depuración de Aguas Residuales (EDAR) cada año se producen en España mayor cantidad de lodos que deben ser correctamente gestionados. En el año 2000 el número de estaciones ascendía a 1326 y daban servicio a casi 70 millones de habitantes equivalentes. Ya en el año 2003 se produjeron más de un millón de toneladas de lodos, referidos a materia seca, lo que supone un aumento del 47% en los siete años del periodo 1997-2003. La Directiva 86/278/CEE, traspuesta a la normativa nacional por el Real Decreto 1310/1990, relativa a la protección del medio ambiente y en particular de los suelos en la utilización de los lodos tratados en agricultura, permite el empleo de lodos de depuración en suelos agrícolas cuando la concentración de metales pesados de los lodos y los suelos receptores no supere ciertos límites y se controle la acumulación de metales en las parcelas receptoras. Según el Registro Nacional de Lodos, la gestión principal es el compostaje para aplicación agrícola, la cantidad de lodos destinados a incineración ha crecido levemente en los últimos años y la cantidad de lodos destinados a vertedero se ha mantenido prácticamente estable.

	1997	2003
Agricultura	322	670
Vertedero	132	163
Incineración	20	77
Total	689	1012

Tabla 2. Producción de Lodos en España y destino. Miles de t. secos (Perfil Ambiental de España, 2005, MMA)

Después de la Ley 10/1998, de 21 de abril, de Residuos, se redactaron el Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales (PNLD) y el Plan Nacional de Residuos Urbanos (PNRU) que fijaron los objetivos en la gestión de estos dos residuos, donde el compostaje participaba con un importante papel. El PNLD (2001-2006), fija como objetivo para el año 2007 el compostaje de un 25% en peso de los lodos y su uso agrícola posterior. Realizando una estimación de que a finales del 2005 se podrían estar generando 1.5 millones de toneladas de lodos, la capacidad de tratamiento fijada por tanto estaría en 375 mil toneladas. El PNRU (2000-2006), por su parte, impone, para el año 2006, el reciclaje del 75% del papel y cartón producido y el compostaje del 50% de la materia orgánica contenida en los RSU. Más específicamente, el programa Nacional de Compostaje pretende pasar del 7% de los RSU (totales) que se compostaban en 1996, al 24.2% a finales del 2006, lo que supondría el tratamiento de 4 millones de toneladas.

En resumen, el cambio de situación ha sido mas que notable en los últimos años, pues en 1997 prácticamente no se compostaban los lodos de depuradora, y sólo se compostaban 1.2 millones de toneladas de RSU. Desde entonces el compostaje se ha ido potenciando hasta alcanzar una capacidad de tratamiento en la actualidad de 670 000 Tm de Lodos y mas de 5 millones de RSU, con lo cual, podemos afirmar que se han cumplido con creces los objetivos del PNLD y PNRU. A fecha de 2003 existían en España, 16 plantas de recogida selectiva y 49 de residuos mezclados (MMA, 2003) donde se produce en torno a 600000 toneladas de producto final debido al bajo rendimiento de los procesos de afino (entre el 15 y 30%) y a la pérdida de peso durante la fermentación. A pesar de las condiciones favorables que han permitido desviar el flujo de residuos de los vertederos hacia el compostaje, resta mucho por hacer en el aspecto de la calidad, pues mucha de esta producción está carente de cualificación.

En nuestra ciudad, la gestión que la Empresa Municipal de Saneamientos de Córdoba condiciona la calidad del compost final por el tipo de separación realizada en la ciudad. El sistema permite focalizar el reciclaje en la materia orgánica y reciclar casi el total de la materia biodegradable que constituye aproximadamente la mitad de nuestros residuos domiciliarios. Respecto a los residuos inertes, la incorporación de técnicas de separación automáticas está permitiendo incrementar los niveles de reciclado de éstos (Cartón, acero, PEAD, PET, PEBD, Tetrabrik y Aluminio). También son susceptibles de compostarse cuantiosas cantidades de residuos orgánicos industriales asimilables a urbanos, lo que unido a unos rendimientos en el proceso de compostaje, incluyendo fermentación y afino, entre el 15 y 30% sobre el material inicial, generó en el 2004 una producción total de compost en nuestra ciudad de 7400 toneladas (SADECO, 2004)

	Reciclado	Compost	Vertedero
Materia Orgánica		6056	68759
Envases inertes	2835		39322
Vidrio	1749		693
Papel Cartón	8947		
Lodos de EDAR		20144	37197
Todo en uno			25229

Tabla 3. Destino de los Residuos Urbanos gestionados en 2004 en Córdoba
Informe anual SADECO, 2004.

JUSTIFICACIÓN DEL ESTUDIO

Tan importante es la solución del problema de la gestión de residuos como la calidad del producto generado. Por esto, el compostaje debe de concebirse como una forma de gestión de residuos para producir un sustrato orgánico de calidad y no como una forma de deshacerse del residuo. El compost producido debe de ser un producto estable y maduro que no provoque efectos adversos en la agricultura, solo así su uso estará garantizado.

La determinación de la estabilidad en el compost es de interés porque indica el final del proceso y actualmente se trata de un índice de determinación de la calidad, sirviendo como criterio para comparar la eficiencia de distintos sistemas de compostaje. La estabilidad biológica se puede definir como el estado en el cual la materia orgánica contenida en la biomasa se conserva bajo condiciones óptimas,

mostrando baja actividad microbiológica. Se ha definido estabilización como “el punto alcanzado en el proceso de biodegradación; el grado de descomposición, es decir, la extensión con que el proceso de compostaje ha avanzado (Stentiford, 2000) o como “el grado de descomposición biológica que el material que se está compostando ha alcanzado” (The Composting Association, 2001).

Las técnicas que determinan estabilidad han tenido una buena aceptación como instrumento para evaluar la calidad del compost, aplicándose también como test de biodegradabilidad de materiales según la norma OECD 301, la cual tiene su correspondencia con la ISO 9408 – Evaluación de la biodegradabilidad aerobia final de los compuestos orgánicos en medio acuoso mediante la determinación de la demanda de oxígeno en un reactor cerrado, el US-EPA 83531110 o el C4-D de la ECD (Oficina europea de sustancias químicas) para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas.

A pesar de no existir acuerdo entre la comunidad científica sobre cual es el mejor, los métodos de medida directa en una disolución acuosa como la SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate) y los métodos manométricos para la medida de la OUR (Oxygen Uptake Rate) como el OXITOP® son los que gozan de mayor aceptación, frente a los que miden CO₂ desprendido, o los electrolíticos, como el Sapromat®. Los de medida directa pueden actuar como métodos para la evaluación de la estabilidad del compost, pero debido a la gran diferencia entre las condiciones de realización del ensayo y las de tratamiento de los residuos en planta industrial, difícilmente sus resultados podrían extrapolarse para calcular necesidades de aireación en dichas instalaciones. Finalmente, el Índice de Respiración Dinámico, DRI (Dynamic Respiration Index) recrea el proceso a escala semi-industrial, y sus resultados pueden extrapolarse a escala completa al trabajar con grandes cantidades. Este último se trata de una variante del método ASTM desarrollado con el fin de conocer las necesidades de respiración de distintos tipos de residuos, entre ellos, la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) en distintos estados de fermentación. Este novedoso método, tiene una gran utilidad práctica para contrastar la validez de los anteriores y algo más importante, servir como ensayo piloto para el dimensionamiento de las necesidades de aire de las plantas de tratamiento y así diseñar un correcto proceso productivo.

En este trabajo se comparan diferentes métodos respirométricos, utilizados tradicionalmente en el campo de la tecnología ambiental, que han experimentado un gran desarrollo, con el fin de evaluar la actividad biológica de diferentes matrices orgánicas y bioresiduos, y que en algunas regiones de Europa están en trámite de convertirse en un método oficial para la determinación de la estabilidad del compost.

OBJETIVOS

El segundo borrador de la futura Directiva Europea sobre tratamiento biológico de bioresiduos, que está actualmente en fase discusión, propone un endurecimiento en los límites legales de los factores que restan calidad al compost, y en favor de ésta se establecen tres categorías de compost (Anexo III, 2nd Draft of Biological Treatment of Biowaste). También aporta nuevos parámetros a determinar en su Anexo IV como la determinación de agentes patógenos, tóxicos orgánicos tales como los PCBs, PAHs, germinación de semillas indeseables y la determinación del olor. Entre éstos, se incluye la determinación de la estabilidad mediante el método del Índice de Respiración Dinámico, DRI.

El objetivo general de esta Tesis es estudiar las principales formas de determinación de estabilidad y desarrollar un equipo propio que sea equiparable al método propuesto por la comisión europea en el segundo borrador de la futura directiva Europea sobre tratamiento biológico de bioresiduos, mejorando a éste en robustez, manejabilidad e inmediatez en el resultado, con el fin de que se convierta en un método válido de evaluación de la estabilidad y por tanto de la calidad del producto generado. Los objetivos específicos son:

1. Estudiar y desarrollar las técnicas de tipo biológico para determinar no solo estabilidad, sino también madurez del compost, término más amplio que engloba también la ausencia total de toxicidad y evaluable mediante métodos biológicos de germinación y crecimiento vegetal.
2. Aplicar dichas técnicas a la mejora del proceso de compostaje de las Fracciones Orgánicas de RSU, lodos de EDAR y residuos orgánicos de distintos lugares: Ciudad de Córdoba, la Campiña Cordobesa, Sierra Sur de

Sevilla, Área Metropolitana de Milán (Italia), así como los Residuos ganaderos de Wageningen (Países Bajos).

3. Búsqueda y optimización de las mejores condiciones de operación en plantas industriales de compostaje variando la forma de manejo como; el sistema de compostaje (con/sin túnel), mezcla de los residuos (con/sin poda), tiempo de fermentación hasta refino, etc.
4. Estudiar el uso de la velocidad de respiración, determinada con el método OUR, como indicador de la mineralización del Carbono y del Nitrógeno en residuos de diverso tipo; aguas residuales, lodos de EDAR, estiércol, compost, restos de cosechas destinados a compostaje, turbas y otras fuentes de materia orgánica.
5. Estudiar, desarrollar y comparar los métodos respirométricos, en especial los métodos de la SOUR, la OUR y del DRI, validando y contrastando los resultados que aportan. El propósito es conocer las ventajas y desventajas de cada uno, las mejores condiciones de operación, así como deducir relaciones matemáticas entre ellos; para, por último, seleccionar aquellos que reporten los mejores resultados para su extrapolación a escala industrial.
6. Estudiar la influencia de las variables de operación sobre el método SOUR.
7. Estudio de aplicaciones: experimentación de pre-tratamientos de carácter biológico para fomentar la etapa hidrolítica de un proceso de digestión anaerobia mesófila de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU), que también podría ser aplicable al proceso de compostaje.

GRADO DE INNOVACIÓN

El método de la SOUR se desarrolla en un Respirómetro que determina la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno en fase líquida al que se le han realizado ciertas adaptaciones para su aplicación a matrices orgánicas sólidas como es el compost o residuos de otro tipo. Un respirómetro SOUR fue diseñado y construido al inicio de este proyecto, en el periodo 2003/2004, y fue patentado (P2004-02908) por el grupo de investigación ya que tiene importantes ventajas respecto a otros citados en bibliografía. Este equipo puede trabajar con pequeñas cantidades de muestra, los

resultados se obtienen de manera fácil y rápida, por último el instrumento es muy versátil siendo útil para otras aplicaciones en el ámbito de las tecnologías ambientales tales como: la determinación de la actividad aerobia de un lodo; evaluación de tóxicos; test de Biodegradabilidad; Demanda Bioquímica de Oxígeno; y determinación de la actividad nitrificante.

Para el conocimiento del método DRI (Dynamic Respiration Index) se ha realizado una estancia con el grupo de investigación “*RICICLA*” que lo desarrolló. También conocido como método Di.Pro.Ve. (*Dipartimento di Produzione Vegetale dal Università degli Studio di Milano*) en Italia. Tras el aprendizaje de la técnica durante tres meses se adquirieron los equipos necesarios y actualmente dichas determinaciones se realizan en nuestros laboratorios, aplicandose a los experimentos que hemos diseñado en las plantas de compostaje que se citaran a continuación. La aplicación práctica, en esta Tesis, no se quedará solo en utilizar sus resultados para evaluar estabilidad; servirá además para el diseño de una correcta estrategia de manejo en las planta de compostaje de nuestra región.

Respecto al clásico método de la OUR (Oxygen Uptake Rate), llevado a cabo en el sistema OXITOP® (WTW, Weilheim, Germany) a pesar de ser un método simple en su instrumentación y fácil desarrollo en botellas que miden el cambio de presión, las innovaciones de este trabajo estarán en utilizarlo para la determinación de la mineralización del nitrógeno. Para ello se han realizado cambios estructurales en las botellas comerciales y puesto a punto un nuevo método con el objetivo de obtener un método estandarizado que simultáneamente determine velocidades de mineralización del carbono y del nitrógeno para fuentes de materia orgánica natural. Para dicho fin se ha realizado una segunda estancia con el grupo de Investigación “*Biological Farming System*” de la Universidad de Wageningen (Países Bajos) durante dos meses. La estrecha colaboración con otros equipos de investigación como “*Urban Environment Group*”, el Departamento “*Environmental Technologies*”, de la misma Universidad y el grupo “*Department of Agro-Environmental Science and Technology*” de la Università de Bologna (Italia) hace que los estudios y trabajos llevados a cabo sean del más alto nivel científico y tengan un fuerte carácter integrador.

Entre las aplicaciones mas novedosas que se le atribuyen al compost está la inoculación en procesos de digestión anaerobia de Fracción Orgánica de RSU. Este

proceso que se plantea como una solución a la gestión de los residuos municipales cuenta con una desventaja principal, y es la lentitud de su primera etapa, la hidrólisis (Moorhead, 1993). El principal objetivo del pretratamiento es mejorar la etapa limitante del proceso, asegurando una liberación importante de materiales orgánico/biológicos; es decir, la hidrólisis de las proteínas, carbohidratos y ácidos grasos, incrementando la solubilización de la materia orgánica, mejorando la biodegradabilidad del sustrato y en consecuencia incrementando la velocidad de reacción. En este trabajo también se han estudiado y desarrollado pretratamientos de tipo biológico con compost, que reducen los costes considerablemente a nivel industrial con respecto a los pretratamiento físicos y químicos. Las técnicas SOUR, DRI y OUR han sido también aplicadas al estudio y experimentación de este tipo de pretratamiento. Estos experimentos se llevaron a cabo en colaboración con el Grupo de Ingeniería Química de la Universidad de Cádiz, que cuenta con reconocido prestigio en la Digestión Anaerobia de aguas con alta carga, de lodos y de FORSU.



**ANTECEDENTES
BIBLIOGRÁFICOS**

3. ANTECEDENTES BIBLIOGRÁFICOS

3.1. Tratamiento Biológico de RSU.

Una de las características de los residuos domésticos es su gran heterogeneidad, lo que hace que sean muy difíciles de tratar conjuntamente. Además la calidad de los productos reciclados está directamente relacionada con la calidad de la recogida y de la clasificación, lo que ha llevado a instaurar políticas de recogida selectiva realizando un fuerte trabajo de educación para conseguir la separación en origen, evitándose así posibles contaminaciones.

Ya separados los diversos materiales, han de someterse a los correspondientes procesos de transformación, según tipo de material. El sistema de valorización y reciclaje más empleado en Andalucía para la gestión de los residuos urbanos es el compostaje, con el que se consigue prácticamente el reciclado total de la materia orgánica de residuos orgánicos domiciliarios de nuestra región, la cual significa aproximadamente el 50% de la composición de éstos.

La transformación de la fracción orgánica de los residuos a través de técnicas de compostaje constituye un adecuado procedimiento de valorización de estos residuos, preferido frente a otras formas de gestión por eliminación como el vertido a vertedero y la incineración. Veamos a continuación las virtudes y desventajas de estas soluciones al problema de los residuos (Tchobanoglous *et al.*, 1996).

3.1.1. Alternativas de gestión de los Residuos Urbanos domiciliarios.

3.1.1.1. El compostaje.

El compostaje es un proceso microbiológico, aeróbico y termófilo de descomposición de residuos orgánicos en fase sólida y en condiciones controladas que consigue la transformación de un residuo orgánico en un producto estable en mayor o menor grado, aplicable a los suelos como abono. Aunque en algunos casos se ha definido como un método para estabilizar residuos, en general es más correcto hablar de descomposición porque no siempre se puede asegurar que esta estabilización sea total. El proceso de compostaje se divide tradicionalmente en dos fases: la fase activa y la fase de curado o maduración. La primera se caracteriza por una intensa actividad microbiológica provocando la descomposición de la mayoría del material biodegradable, la más fácilmente putrescible (Veeken *et al.*, 1999), en esta fase se producen los mayores consumos de oxígeno, también viene denominada como fase de bioxidación acelerada o fase ACT (Active Composting Time). La segunda fase, (etapa de humificación), está caracterizada por una ralentización del proceso metabólico y por la conversión de la materia orgánica remanente hasta sustancias húmicas. (Chen e Inbar, 1993, Adani *et al.*, 1999b).

Son muchos los microorganismos que intervienen en el proceso de compostaje; bacterias, hongos, actinomicetos, etc., las poblaciones se suceden durante la estabilización de la materia orgánica en función de la temperatura y el pH (Figura 2). Además estos residuos contienen cantidades considerables de nitrógeno y fósforo que son mineralizables por los microorganismos. Así, el compost que se genera en el procesado de estos residuos suele tener un alto contenido en microorganismos y su aporte al suelo favorece su fertilidad al actuar sobre la eficiencia de los ciclos biológicos (ciclo del C, N, P y otros) y favorecer la movilidad de macro y micronutrientes (Epstein, 1997).

Detalladamente, el compostaje comienza cuando los restos orgánicos de animales y plantas se descomponen por la acción de los microorganismos que utilizan los azúcares, los hidratos de carbono y las proteínas de rápida asimilación. Debido a estas reacciones y a la cantidad de materia orgánica apilada, es mayor el calor que se genera que el que se pierde y por lo tanto la temperatura de la masa en

compostaje aumenta (Liang *et al.*, 2003, McGregor *et al.*, 1981). Se trata de un proceso aeróbico, porque aunque están descritos procesos de degradación de la materia orgánica en estado sólido de forma anaerobia, la presencia de oxígeno es aconsejable para poder alcanzar temperaturas mas altas, acelerar el proceso, eliminar olores y a la mayoría de agentes patógenos o parásitos molestos. En la Figura 2 (Dalzell *et al.*, 1981) se esquematiza el proceso de compostaje que se puede dividir en cuatro etapas en función de la temperatura:

- **Etapas mesofílica:** Desde temperatura ambiente, se produce un aumento progresivo de la temperatura del material a compostar y los microorganismos mesófilos (óptimo en 35°C) se multiplican. Tiene una duración de 1-2 días, en la cual los microorganismos inician la descomposición de la materia fácilmente degradable, compuestos con alto contenido calórico y que comienzan a incrementar la temperatura de la masa de residuos. En esta etapa el pH cae ligeramente debido a la producción de ácidos grasos volátiles.
- **Etapas termofílica:** a medida que aumenta la temperatura cesa la actividad mesofílica, la actividad termofílica comienza cuando la temperatura rebasa los 40°C. En torno a los 60°C mueren los hongos termofílicos y comienzan a proliferar las bacterias formadoras de esporas y los actinomicetos. Hacia los 70° C cesa prácticamente la actividad microbiana. La aireación de este compost provoca el mantenimiento de la temperatura del proceso y aparición de nuevo de microorganismos termófilos (con un óptimo en 52°C). Durante estos cambios de temperatura la comunidad bacteriana es cambiante y las poblaciones de microorganismos se van sucediendo unas a otras. Debido a que cada población bacteriana tiene unas condiciones ambientales óptimas para su desarrollo, incluyendo tipo de material que es capaz de degradar, una población empieza a aparecer y desarrollarse cuando otras se encuentran en el momento mas elevado de su desarrollo, mientras que otras comienzan a desaparecer. De esta forma se complementan las actividades de los diferentes grupos simbióticos, a la vez que las relaciones antagónicas entre grupos también están presentes. Este ciclo se mantiene hasta que, debido al agotamiento de nutrientes, fundamentalmente la fuente de carbono, la temperatura de autocalentamiento decrece considerablemente hasta aproximarse a los valores del ambiente. En esta etapa se pueden alcanzar

hasta 80°C de temperatura, aunque la celulosa y las ligninas se degradan poco, los azúcares, almidón, grasas, ceras y proteínas, sí lo hacen, así como los principales patógenos para los humanos y para las plantas. Frecuentemente el pH vira a alcalino por el amonio liberado por las proteínas. La velocidad de reacción decrece por la resistencia a la degradación de materiales más complejos. Tras el consumo de los materiales fácilmente biodegradables, el calor que se genera no supera las pérdidas y la masa se enfría (Chen e Invar, 1993).

- **Etapa de enfriamiento**: La temperatura decrece y los hongos recolonizan el material a compostar, la celulosa y hemicelulosa están sometidos a degradación en esta etapa. Estas tres etapas pueden llevar desde unas pocas semanas hasta meses dependiendo del material a compostar.
- **Etapa de maduración**. En esta etapa ya no se producen las variaciones tan acusadas de temperatura de fases anteriores debido a la limitación de nutrientes. La temperatura se estabiliza a valores cercanos a la del ambiente y la actividad microbiana se limita principalmente a la formación de ácidos húmicos. Esta última etapa requiere desde unas cuantas semanas hasta unos pocos meses, en ella el calor generado cada vez es menor y el pH normalmente se estabiliza en valores ligeramente alcalinos. Durante esta fase tanto los microorganismos mesofílicos como la microfauna coloniza el compost. Sucede entonces una interesante competencia entre los microorganismos por el sustrato de alimentación, es entonces cuando los mecanismos de antagonismo y formación de antibióticos son más importantes. Las reacciones que ocurren en la materia orgánica residual producen el producto denominado compost estabilizado. (Gray *et al.*, 1971, Gray y Biddelstone, 1981, Diaz *et al.*, 1982, Hoitink y Fahy, 1986, Zucconi y de Bertoldi, 1987).

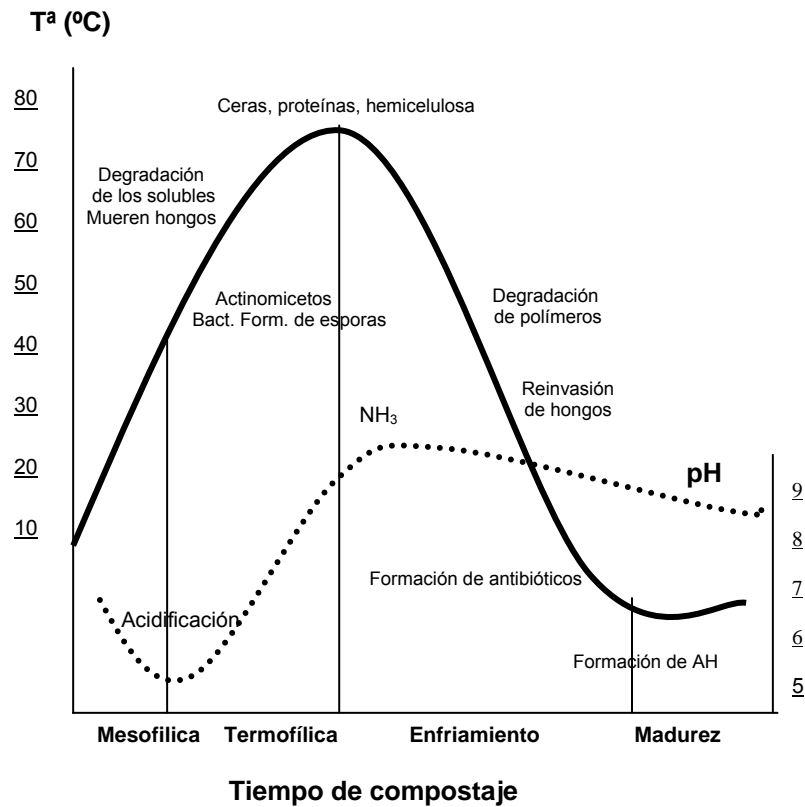


Figura 2. Evolución del pH, Tª y comunidades microbianas durante el compostaje

Las familias de microorganismos que intervienen en el proceso son muy variadas. La mayoría de los residuos orgánicos biodegradables cuentan con suficientes microorganismos y variedad para su correcta fermentación (Tabla 4), por lo que no es necesaria la inoculación para el caso de los lodos de depuradora y el de la materia orgánica procedente de la recogida selectiva de Residuos Sólidos Urbanos en ciudades. Además estos residuos contienen cantidades considerables de nitrógeno y fósforo que son mineralizables por los microorganismos, los cuales actúan como nutrientes en la aplicación al suelo lo que, unido a tener un alto contenido en microorganismos, favorece su fertilidad, al actuar sobre la eficiencia de los ciclos biológicos (ciclo del C, N, del P, etc.) y la movilidad de macro y micronutrientes.

		FAMILIAS	GÉNEROS	
BACTERIAS	Pseudomonadales		<i>Pseudomonas</i> , <i>Nitrosomonas</i> , <i>Nitrobacter</i> , <i>Thiobacillus</i> , <i>Vibrio</i> , <i>Acetobacter</i>	
	Hipomicrobiales		<i>Hypomicrobium</i> (en Iodos)	
	Eubacteriales	Azotobacteriáceas		<i>Azotobacter</i> , <i>Beijerinckia</i>
		Rhizobacteriáceas		<i>Rhizobium</i>
		Acromobacteriáceas		<i>Acromobácter</i> , <i>Flavobacterium</i>
		Enterobacteriáceas		<i>Escherichia</i> , <i>Proteus</i> , <i>Aerobacter Serratia</i>
		Lactobaciláceas		<i>Streptococcus</i> , <i>Lactobacilus</i> , <i>Stafilococcus</i>
		Corinebacteriáceas		<i>Corinebacterium</i> , <i>Arthrobácter</i>
	Baciláceas		<i>Bacillus</i> , <i>Clostridium</i>	
ACTINOMICETOS		Micobacteriáceas	<i>Micobacterium</i> (<i>M. Tuberculosis</i>)	
		Actinomicetáceas	<i>Nocardia</i> , <i>Pseudocardia</i>	
		Strerptomisetáceas	<i>Streptomices</i> , <i>Micromonospora</i> , <i>Termonospora</i> , <i>Termopolispora</i> , <i>Termoactinomices</i>	
HONGOS	SIFOMICETOS		<i>Mixococus</i>	
	Mixomicetos			
	Mixomicetales			
	Acrasiales			
	EUMICETOS			
	Zigomicetos			
	Mucorales			
	Entomoftorales		<i>Parásitos de insectos y vegetales</i>	
	Ascomicetos (≈ 30.000 especies)			
	Protoascomicetos		<i>Lipomices</i> , <i>Candida</i> , <i>Torula</i> , <i>Rodotorula</i>	
	Euascomicetos		<i>Penicillium</i> , <i>Aspergillus</i> , <i>Trichoderma</i>	
	Basidiomicetos		<i>Coprinus</i>	

Tabla 4. Algunos Géneros de microorganismos encontrados con frecuencia en los compost. Mustin, 1987

El compostaje, desarrollado por cualquiera de los sistemas existentes, se plantea como solución para el reciclaje de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y lodos procedentes de Estaciones depuradoras de aguas Residuales (Lodos EDAR), evitando los problemas ambientales que su acumulación provoca. Por todo ello, es conveniente profundizar en el proceso de tratamiento para que se obtenga un producto final de mayor calidad y beneficioso para el desarrollo de los cultivos.

Su utilización con fines agrícolas y de regeneración de suelos permite paliar la escasez de materia orgánica que padecen en la actualidad nuestros suelos debido especialmente a las nuevas prácticas de labranza y abonado. (Juste *et al.*,1977, Guidi 1992, Garcia *et al.*,1994, Eweis *et al.*,1999, Brodie H.L. 1996, Nogales *et al.*,1995, Garcia 1990, De Bertoldi *et al.*,1982). Este hecho se hace aún mas importante en sistemas de clima mediterráneo donde las condiciones meteorológicas acentúan la erosión y consiguiente peligro de desertificación (Hernández *et al.*,1992, Porta *et al.*,1999).

3.1.1.2. Eliminación en vertederos

La eliminación de residuos orgánicos mediante depósito en vertedero está en claro retroceso debido a las exigencias impuestas por la Directiva Europea 1999/31/CE que prevé la paulatina reducción del vertido de materia orgánica a vertedero hasta llegar en 2016 al 35% del vertido en 1995. Los tratamientos más generalizados en estos emplazamientos suelen ser la compactación ligera con recubrimientos periódicos, la compactación intensa (alta densidad) sin recubrimientos o la bioestabilización "in situ" (Adani *et al.*, 2000a, 2000c, 2000d, 2002, 2004c, Baido D. 1998, Wiemer *et al.*,1996, EPA 1978). Las ventajas que presenta este sistema son, los bajos costes de instalación y funcionamiento, la capacidad de absorber variaciones de producción, el escaso impacto si está bien gestionado y la posibilidad de darle uso al terreno una vez sellado y estabilizado. Entre sus desventajas están: el necesario y riguroso control de los lixiviados; el uso de grandes superficies distanciadas de los núcleos urbanos con el consiguiente gasto de transporte; la colmatación y cambio de ubicación; el desconocimiento de la evolución de los residuos dentro de estos sistemas cerrados que da lugar a cambios físicos, químicos y biológicos que puedan alterar estos depósitos y la más importante, la imposibilidad de aprovechar los recursos contenidos en los residuos.

La fermentación aerobia produce dióxido de carbono y nitratos. La anaerobia produce, metano, monóxido y dióxido de carbono, agua, ácidos inorgánicos, nitrógeno, compuestos amoniacales, ácido sulfhídrico, sulfuros de hierro y manganeso; sin embargo, el producto mas peligroso es el metano, resultado de la fermentación anaerobia, el cual es inodoro e incoloro y puede explotar a concentraciones comprendidas entre el 5 y el 15%. Cuando las basuras se han triturado y compactado en capas delgadas, de 30 a 50 cm., no precisa de capas de tierra para recubrimiento y la fermentación de la materia orgánica es aerobia; tongadas de mayor espesor evolucionarían de forma anaerobia produciendo los compuestos citados con anterioridad.

Los vertederos de residuos urbanos más usuales son los de baja y alta densidad; los primeros se recubren periódicamente y los residuos no se compactan especialmente alcanzando densidades comprendidas entre los 400 y 500 Kg/m³. Los vertederos de alta densidad depositan los residuos en pequeñas tongadas (25 cm.) para su compactación con maquinas, o bien ya prensados conformando cubos, alcanzando densidades superiores a la tonelada por metro cúbico.

3.1.1.3. Incineración

Se trata de combustión controlada que transforma los residuos en materiales inertes y gases. Su principal atractivo es el poco terreno que necesita la instalación, la capacidad de estos procesos para tratar una amplia gama de residuos incluidos los lodos de depuradora y la posibilidad de recuperación energética. Los lechos fluidizados son los que ofrecen las mejores condiciones de operación para una buena combustión. La agitación del lecho, la inercia térmica y la elevada superficie de contacto entre las partículas permiten alcanzar una aproximación razonable a la isothermicidad del lecho. Estas cualidades permiten que los lechos fluidizados sean poco sensibles a las variaciones en el poder calorífico, logren una recuperación energética elevada al no requerir un gran exceso de aire, obtengan unas escorias con una fracción de inquemados pequeña (<0.5%), permitan un buen control del proceso, tengan fácil mantenimiento, disminuyan la formación de NO_x, permitan introducir cal o dolomita y también descienda el nivel de CO. Por el contrario, los mayores costes de inversión o la menor capacidad son las desventajas que presentan.

Como desventajas ambientales señalar que no es un sistema de eliminación total, ya que aunque se reduce el peso del material incinerado en un 70% (Calcaterra, 1996) y un 80-90% en volumen, genera cenizas, escorias y gases. Requiere un elevado aporte de energía externa (Calcaterra *et al.*, 2000) y hay que prever una gran inversión para evitar la contaminación ocasionada por los gases de combustión, sobre todo cenizas volantes, dioxinas y furanos.

Para asegurar la destrucción de estas moléculas orgánicas que pueden salir con los gases de combustión, los gases se someten a un proceso adicional en el cual la temperatura es superior a 850°C durante un tiempo no inferior a 2 segundos y con un contenido de oxígeno superior al 6%. También se pueden eliminar por métodos catalíticos (catalizadores tipo SCR) y técnicas de adsorción sobre carbón activo. La mayoría de los metales pesados son retenidos con las escorias, sin embargo algunos de interés ambiental escapan con los gases y habrá que disponer de sistemas de retención para su depuración (Cd, Hg, As). También se producen gases ácidos (SO₂, HCl, HF) en mayor o medida según el residuo incinerado. Su retención puede realizarse con carbonato cálcico y garantizando una buena mezcla en su interior así como un alto tiempo de residencia se logran retenciones del 90% para azufre y fluor y del 50% para el cloro. Los productos formados son sólidos y abandonan el sistema formando parte de las escorias y de las cenizas en forma de sales cálcicas.

Según estos precedentes, el *Programa Europeo sobre Cambio Climático*, (PECC, Comunicación de la Comisión Europea de 8 de Marzo de 2000) establece ocho propuestas políticas entre las que figura la correcta gestión de los residuos, fomentando el tratamiento biológico de los residuos biodegradables. Se configura así una situación en la que el depósito en vertedero y la Incineración estarían fuertemente contraindicados ante la necesaria reducción de emisiones de metano y dióxido de carbono.

3.1.1.4. Digestión anaerobia

Supone una solución alternativa, generando gas metano combustible y una reducción considerable del volumen. La tecnología es similar a la digestión anaerobia clásica denominada “húmeda” cuando el contenido en sólidos totales es inferior al 20% y “seca” cuando este porcentaje está entre 20 y el 35% (Díaz Bernardo, 2006). La fracción orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU), que constituye el hundido del tromel, previo acondicionamiento del tamaño de

partícula y de la humedad, se somete a digestión anaerobia y el lodo una vez digerido se puede somete a compostaje.

La materia se somete así a una digestión en ausencia de oxígeno generando un producto estable e inerte (influyente estabilizado y biomasa producida) a la vez que un importante volumen de biogás (metano y dióxido de carbono) susceptible de aprovechamiento energético. El proceso presenta como ventajas, posibilidad de aplicación a fracciones orgánicas de diferentes procedencias y la reducción de gases de efecto invernadero; sin embargo, los costes de instalación y operación así como la producción de importantes cantidades de aguas residuales, o la sensibilidad de la biomasa a los cambios de sustrato, dificultan su proliferación.

La digestión anaerobia es un proceso biológico complejo que requiere una actividad metabólica combinada de poblaciones microbianas para un mismo fin. Las reacciones bioquímicas tienen lugar en cuatro fases (Álvarez-Gallego, 2005, Theodore *et al.*, 2001).

- a. *Hidrólisis*: Las moléculas orgánicas complejas (proteínas, carbohidratos y lípidos) no disueltas se rompen en compuestos mas simples (aminoácidos, azúcares, ácidos grasos, alcoholes, CO₂ e H₂) gracias a la acción de enzimas extracelulares mediante mecanismos de oxidación-reducción. Esta fase controla la velocidad del proceso y por tanto la velocidad de producción de biogás.
- b. *Fermentación Acidogénica o Acidogénesis*: Los monómeros generados en la etapa anterior se transforman a compuestos de peso molecular intermedio tales como ácidos orgánicos (Acetato, Propionato, Butirato, etc.) y alcoholes, además de otros subproductos importantes para etapas posteriores (NH₃, H₂, CO₂, etc.). Altas concentraciones de H₂ condicionan mayor producción de ácidos grasos de cadena larga como propiónico, butírico, valérico, isovalérico, etc.
- c. *Fase Acetogénica*: Se transforman los productos sintetizados por las bacterias acidogénicas, junto con el H₂ y CO₂, en acetato a partir de dos rutas diferentes: por medio de la fermentación de ácidos grasos volátiles, lactato y alcoholes; o a partir de H₂ y CO₂.
- d. *Fase Metanogénica*: Las *Archaeas Metanogénicas* son el grupo bacteriano que producen el metano a partir de acético (Metanogénesis acetoclástica) o a partir de H₂ y CO₂ (Metanogénesis hidrogenotrofa), (Polanco *et al.*, 2000). Se

requiere ausencia de oxígeno y energía luminosa para producir biogas cuya composición genérica puede ser: 50-60% de CH₄, 30-40% de CO₂ y menos del 5% de H₂O, H₂, H₂S, N₂, hidrocarburos, etc. y un poder calorífico inferior de 5500 kcal / m³ (El-Fadel *et al.*, 2001).

3.1.2. Sistemas de compostaje.

Los diferentes sistemas de compostaje de residuos pretenden conseguir en todos los casos una aireación óptima y llegar a las temperaturas termófilas, pero difieren en el grado en que consiguen sus objetivos. Un aspecto que no hay que olvidar es la eliminación de los microorganismos patógenos durante el proceso, ya que muchos de los residuos a compostar pueden contenerlos, por lo que se considera un sistema efectivo aquel que además de transformar toda la materia, la ha sometido durante un tiempo suficiente a las condiciones consideradas como letales para los citados microorganismos. Si el compostaje es aeróbico y se realiza correctamente, las temperaturas que se alcanzan, junto con la competencia por los nutrientes, el antagonismo microbiano y los antibióticos producidos por algunos microorganismos favorecen la eliminación de la mayor parte de microorganismos patógenos presentes durante el proceso. Los sistemas de compostaje se pueden clasificar en dos grupos según su dinámica en el movimiento y en tres grupos según el compostaje se realice en medios confinados o en abierto:

	Sistemas abiertos	Sistemas semiabiertos	Sistemas cerrados
Estáticos	Montones Pilas Mesetas	Pila con cubierta semipermeable	Contenedores Túneles
Dinámicos	Pilas Volteadas Mesetas volteadas	Trincheras Pilas o mesetas en nave cerrada	Túneles dinámicos Tambores

Tabla 5. Clasificación de los sistemas de compostaje.

3.1.2.1. *Sistemas abiertos.*

Es el sistema más generalizado. Se basa en la formación de pilas, agrupando los residuos en montones que generalmente adoptan forma triangular, con una altura inferior a 2.7 metros, y sin una limitación en cuanto a su longitud, con diferentes sistemas de aireación. Si los montones ocupan superficies aproximadamente cuadradas se denominan mesetas. El tamaño de los montones se determina teniendo en cuenta su altura, si esta es demasiado grande la masa será comprimida por su propio peso, lo que origina una reducción de sus intersticios complicando el proceso. Al contrario, cuando la altura del montón es pequeña, la masa se enfría rápidamente, lo que no permite obtener las temperaturas óptimas para la destrucción de los gérmenes patógenos y la descomposición por las bacterias termófilas. Los materiales a compostar se han de apilar sin que se compriman excesivamente para permitir que el aire quede retenido, para este fin, en algunos casos será necesario añadir un agente estructurante o "bulking". Los montones o pilas deben de ser aireados por volteo o ventilados por aireación o succión a través de un sistema de distribución de aire mediante un sistema de tubos horadados.

El sistema de succión para pilas se ideó en Beltsville por la U.S.D.A. (Willson y Dalmat, 1983), y es ampliamente empleado en los Estados Unidos. Con este sistema, un flujo de aire de $0.2 \text{ m}^3/\text{minuto}/\text{Tm}$. es suficiente para proveer de una concentración de oxígeno del 15% a un compost compuesto de lodo de depuradora y de virutas de madera. Para reducir los problemas de olor, el aire se puede pasar por una pila de compost maduro que actuará como filtro.

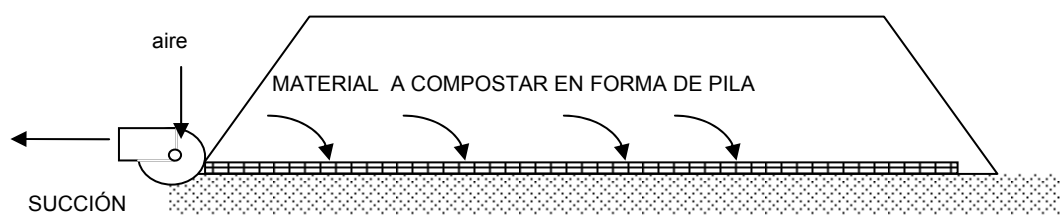


Figura 3. Sistema de pila estática con aireación forzada por succión

En el caso de pilas sin aireación forzada la renovación de oxígeno se hace gracias al movimiento convectivo inducido del aire. Las fuerzas de convección aumentan la presión del aire en el centro de la pila a medida que la temperatura aumenta, haciéndolo desplazarse hacia la cima del montón. La salida del aire caliente por la parte superior hace que el aire atmosférico, rico en oxígeno, venga a ocupar el sitio dejado por el que ha salido, pobre en O_2 y saturado de vapor de agua y CO_2 . La

velocidad de este cambio de aire está regulada por la porosidad del material y por el tamaño de la pila, entre otros factores. Si el montón tiene la altura recomendable, baja densidad y contiene cierta proporción de materiales gruesos, que promueven alta porosidad, estos cambios se hacen con rapidez, la temperatura aumentará con más facilidad y el tiempo de compostaje será menor (Keener *et al.*, 1993). La principal desventaja de estos sistemas es la dificultad de mantener un nivel de oxígeno constante como se aprecia en la siguiente figura, ya que sufre fuertes oscilaciones dependiendo de la frecuencia de los volteos y en algunos casos puede caer por debajo del 8% O₂ v.v. (De Bertoldi *et al.*, 1982). La frecuencia de los volteos depende del tipo de materiales a compostar, de la humedad y de la rapidez con la que se desea que se realice el proceso.

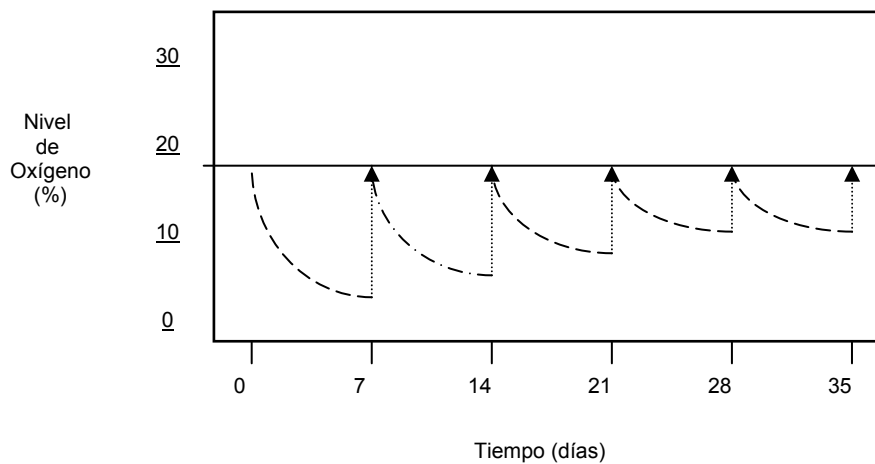


Figura 4. Nivel de Oxígeno durante el compostaje en una pila volteada semanalmente. (Gasser, 1985)

3.1.2.2. **Sistemas cerrados.**

Se basan en la utilización de un reactor o digestor. Los principales sistemas cerrados de compostaje son: en contenedor, en tambor y en túnel. Son sistemas que tienen unos costos de instalación superiores al de las pilas, pero presentan la ventaja de permitir un control total de las condiciones necesarias, permiten la aceleración del proceso y por tanto requieren menos espacio para tratar el mismo volumen de residuos. Normalmente, como el compost que se produce en el interior del reactor no alcanza un correcto estado de estabilidad, posteriormente se le somete a un proceso de compostaje en pilas que recibe el nombre de maduración. En todos ellos se dispone de un sistema de depuración de olores mediante biofiltro de compost (Eweis, 1999) y una recirculación de los lixiviados.

Los *contenedores o reactores verticales*, de 4 a 9 metros de alto, pueden ser continuos o discontinuos. En éstos el proceso es difícil de controlar, puesto que mantener uniforme la proporción de oxígeno para esa gran masa de material es complicado; la parte baja de la masa, por donde se insufla el aire, se enfría demasiado; en cambio, la parte superior queda con frecuencia insuficientemente aireada. Una variante de los reactores verticales son los reactores circulares sus dimensiones oscilan entre los 6 y 36 m de diámetro con una altura de 2 a 3 metros. (Figura 5)

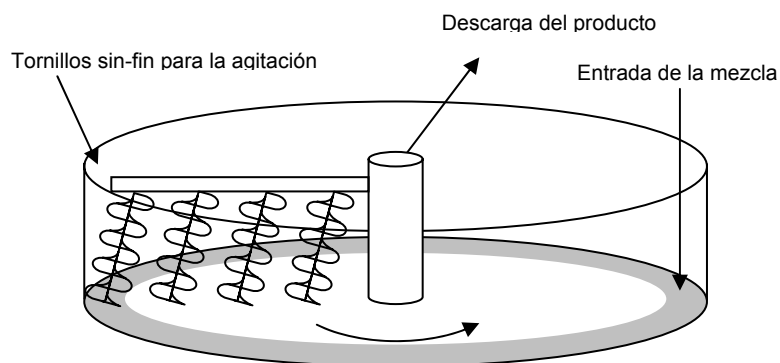


Figura 5. Reactor circular de lecho agitado (Haug, 1993)

Los *tambores o reactores horizontales* son cilindros de acero para el compostaje y la rotación es intermitente. No se consideran verdaderos reactores para compostar, pues su principal función es la diferenciación de componentes de los residuos por medios biológicos y fisicoquímicos. El tiempo de retención en el reactor bioestabilizador Dano oscila entre 1 o 2 días lo que no es suficiente para un verdadero compostaje, permitiendo sólo una iniciación del proceso. La ventaja es que toda la materia orgánica se separa bien de los materiales inertes, siendo dicha separación fácil y con alto rendimiento, debido al pequeño tamaño de partícula y homogeneidad física que adquiere la fracción orgánica.

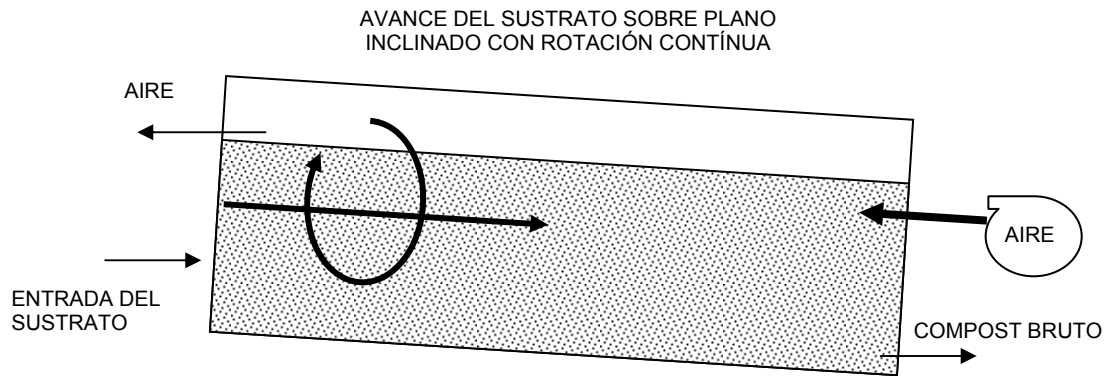


Figura 6. Bioestabilizador cilíndrico Dano. (Mustin, 1987)

El compostaje en *los túneles* mantiene el material aislado del exterior no afectándole la temperatura ambiente y posibilita la aspiración específica del aire maloliente, no tiene emisiones líquidas o gaseosas incontroladas al exterior y permite la homogeneidad en las condiciones de la masa. El sistema de ventilación permite controlar la temperatura de la masa, controlar los niveles de O_2 en la masa y también afecta a la humedad del material y a la volatilización de compuestos gaseosos generados en el proceso. Gracias al control automático el consumo de aire es el mínimo. En otra versión de este tipo de reactores horizontales de lecho estático de sólidos se usa un sistema hidráulico o una cinta transportadora con lo que la instalación se convierte en un sistema flujo piston. Los túneles suelen tener una longitud de 30 a 59 metros y una anchura y altura de 4 a 6 metros y se construyen en hormigón armado. Este sistema es adaptable a variaciones de carga, es ampliable sin problemas debido a que se trata de un sistema modular y la maduración resulta fácil, pues basta con un compostaje en pilas.

3.1.3. Variables de operación del proceso de compostaje

El compostaje es un proceso dinámico, debido a la actividad combinada de una amplia gama de poblaciones de bacterias y hongos ligados a una sucesión de ambientes definidos por la temperatura, humedad, características de los residuos, etc. Simplificando, la obtención de un buen compost podría reducirse a proveer a los microorganismos de un buen entorno para que desarrollen su actividad. Para ello hay que prestar atención a una serie de parámetros para crear las condiciones óptimas de trabajo: temperatura, humedad, pH, oxígeno y balance de nutrientes.

3.1.3.1. Temperatura

Las variaciones de temperatura están tan relacionadas con el funcionamiento del proceso que su seguimiento puede ser una manera de controlar el mismo. Los microorganismos que toman parte en la descomposición de los residuos sólidos son fundamentalmente bacterias y hongos, que mantienen su actividad en un determinado intervalo de temperatura; de esta forma, se pueden distinguir microorganismos mesófilos, que desarrollan su actividad entre 15 y 45°C, y termófilos, que desarrollan su actividad entre 45 y 70°C.

Tan pronto como se ha apilado la materia orgánica comienza la actividad microbiana, si las condiciones son las adecuadas. El síntoma mas claro de esta actividad es el incremento de temperatura en toda la masa. La velocidad con que se incrementa la temperatura depende del tipo de material a compostar y su carácter mas o menos lábil (biodegradabilidad), así como de los factores ambientales, pero en general se considera que, como mínimo, a los dos días de haberse hecho la pila con los residuos la temperatura puede haber llegado a los 55°C. El grupo que resulta favorecido por una temperatura concreta descompondrá la materia orgánica del residuo a compostar, utilizándola como fuente de energía y desprendiendo como consecuencia calor. Aunque en principio podría parecer interesante que la temperatura no superase los 40-60°C, óptimo biológico de los microorganismos termófilos, en la práctica se hace necesario que se alcancen temperaturas mas elevadas y que éstas se mantengan a fin de eliminar parásitos y microorganismos patógenos.

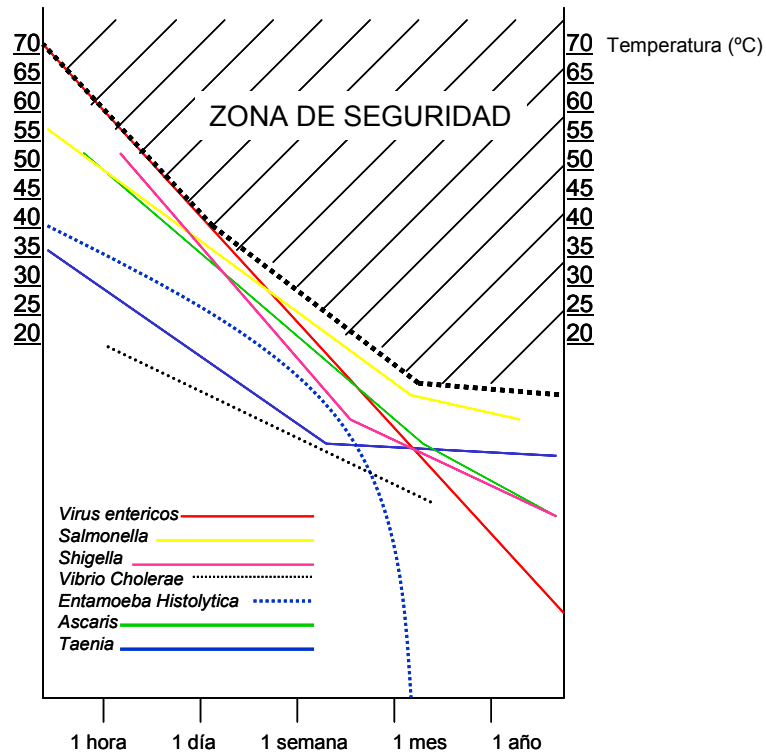


Figura 7. Influencia de la temperatura y el tiempo de exposición en la destrucción de gérmenes patógenos (Feachem *et al.*, 1978)

En un proceso de compostaje bien conducido, se alcanzan temperaturas de 45°C a 50 °C en las primeras 24 horas y 60-70 °C al cabo de 2 a 5 días. Resumidamente a una fase mesófila le sucede una termófila para concluir con otra etapa mesófila. Finalmente se pasa a un estado de maduración en el que la temperatura acaba igualándose con la del ambiente.

Solo un pequeño número de organismos termofílicos contribuyen efectivamente a la descomposición cuando la temperatura se eleva por encima de 70 °C y, por lo tanto, no es aconsejable sobrepasar dicha temperatura durante periodos prolongados.

Actualmente la higienización en *Salmonella spp.* y *Escherichia Coli* es lo que mas preocupa y de ahí que se haya legislado su presencia, también porque su ausencia actúa como indicador del correcto proceso de higienización para *Shigella sp.*, *Taenia Saginata*, *Shigella sp.*, *Brucella abortus*, *Streptococcus pyogenes*, *Micrococcus pyogenes var. Aureus*, *Mycobacterium tuberculosis var. Hominis* y *Ascaris lumbricoides*. La legislación actual sólo regula la presencia de *Salmonella* – ausencia en 25 g de producto elaborado – y la concentración de *Escherichia coli*, la cual debe

de estar presente en una cantidad inferior a 1000 NMP (numero mas probable) por gramo de muestra.

En este campo es donde cobra importancia el tiempo de higienización, así por ejemplo, *Salmonella spp.* requiere 30 minutos a una temperatura 55-60°C, mientras que *E.Coli* necesita mantener una hora dicha temperatura para conseguir su desaparición (Gouleke, 1975). Un indicador mas riguroso propuesto para conocer la correcta higienización del producto es la ausencia en 1 gramo de *Clostridium perfringens* (Biological Treatment of Biowaste 2nd draft, European Comunity 2001).

3.1.3.2. pH

El pH influye en el proceso de compostaje a causa de su acción sobre los microorganismos. En general, los hongos toleran un amplio margen de pH, que va desde 5 hasta 8, mientras que el margen para las bacterias es mas estrecho, ya que oscila entre 6 y 7.5. El pH inicial del proceso dependerá del tipo de residuo o mezcla de residuos a compostar, generalmente es ácido entre 5 y 7, salvo que tenga cenizas o sustancias fuertemente alcalinas, a lo largo del proceso se manifiesta una progresiva alcalinización del medio, por efecto de la disolución en la fase acuosa del carbónico formado, llegando a alcanzar valores de hasta 8-9, y descendiendo a valores cercanos a la neutralidad, al final del proceso.

3.1.3.3. Humedad

En principio, una descomposición aeróbica puede realizarse entre unos valores de humedad del 25-70%, siempre que se pueda asegurar una buena aireación, que dependerá tanto del método empleado para ello, como de la textura del residuo a compostar. Sin embargo, en la práctica conviene evitar una humedad demasiado elevada. Por el contrario, una humedad demasiado débil priva a los organismos del agua necesaria para su metabolismo e inhibe su actividad. Así, el óptimo se puede situar entre el 40% y el 70% (Richard *et al.*, 2002).

En la práctica, se ha de evitar una humedad superior al 60% porque el agua desplazaría el aire del espacio entre las partículas del residuo y el proceso viraría hacia reacciones anaerobias. Durante el proceso de fermentación la evaporación es elevada debido a la alta temperatura que se genera, siendo necesario realizar

aportes hídricos cuando la humedad sea inferior al 40% porque disminuiría la actividad de los microorganismos y el proceso se retrasaría. A veces estos aportes de agua se hacen con lodos procedentes de las depuradoras de agua o lixiviados para evitar así el consumo de agua limpia y gestionar otro residuo. En conclusión, el intervalo óptimo para el correcto compostaje oscila entre el 40-60% para la mayoría de residuos a compostar, que en la mayoría de las ocasiones se consigue mediante volteos frecuentes. Esta humedad desciende al terminar el proceso de fermentación a niveles entre 25 y 35%.

Un gran número de expresiones han sido propuestas con para describir el efecto que tiene el contenido de humedad sobre la velocidad de descomposición para un material específico (Haug, 1993, Mohee, 1998, Richard *et al.*, 2002). Una curva sigmoïdal propuesta por Haug (1993), Figura 8, ha sido utilizada para predecir el efecto de la humedad por debajo del 75%, la ecuación de dicha curva tiene la siguiente forma:

$$f_H = \frac{1}{e^{-(17.7 \cdot H - 7.1)} + 1}$$

Los datos experimentales no se ajustan a esta expresión para humedad por encima del 75%, lo cual también ha sido observado por Richard y colaboradores (2002).

3.1.3.4. Volumen de Aire Libre

El grado de compactación de la materia en la pila de compostaje es otra de las variables que puede afectar al proceso, se suele medir en forma de Volumen de Aire Libre (FAS, Free Airspace). Una excesiva humedad o compactación puede reducir el Volumen de Aire Libre en el interior de la masa a compostar hasta el punto de que todo el oxígeno almacenado en los huecos libres sea desplazado, limitando así la velocidad de la reacción biológica. Sólo niveles por encima del 30% garantizan que no existan impedimentos físicos para la difusión del oxígeno, como puede verse en la Figura 8, en la que se recoge el efecto que produce el volumen de aire libre sobre la cinética de degradación según la siguiente expresión, que está generalmente aceptada (Richard *et al.*, 2002):

$$f_{VAL} = \frac{1}{e^{-(23.7 \cdot VAL - 3.5)} + 1}$$

Hay que tener en cuenta, no obstante, que un nivel de huecos suficiente puede que no garantice un nivel de oxigenación adecuado siempre, ya que la cinética de transferencia de oxígeno durante el compostaje, además de ser compleja, depende del transporte por difusión entre las fases gaseosa y acuosa, y desde ésta a la partícula, por lo que también el tamaño de partícula es clave en el desarrollo del proceso.

3.1.3.5. Aireación y nivel de oxígeno

La aireación tiene un doble objetivo: aportar el suficiente oxígeno a los microorganismos y permitir al máximo la evacuación del gas carbónico expirado. El método más común para airear la masa es su volteo periódico o la existencia de aireación forzada. La periodicidad de los volteos depende fundamentalmente de la humedad, de la temperatura y de la naturaleza de la masa a fermentar.

Con el fin de conseguir un buen y rápido compostaje, y a la vez evitar malos olores, es imprescindible asegurar la presencia de oxígeno, necesario para la evolución del proceso termófilo aeróbico. El umbral de concentración del 6% O₂ v:v está ampliamente aceptado como la concentración de Oxígeno por debajo de la cual el proceso de compostaje está impedido, mientras que valores por encima del 16% son los más recomendables. La función f_{O_2} que representa el efecto de la concentración de oxígeno en el aire sobre la cinética de degradación durante el compostaje, ha sido desarrollada en base a datos experimentales por Schulze (1962) y ha sido simplificada por Haug (1993) a una cinética tipo Monod:

$$f_{O_2} = \frac{O_2(\%)}{O_2(\%) + 2}$$

El oxígeno ha de ser suficiente para mantener la actividad microbiana y en ningún caso debe llegarse a condiciones anaerobias ya que, aparte de una caída en el rendimiento, se producirían malos olores, ya que se producirán compuestos de azufre de olor intenso (ácido sulfhídrico, metanotiol, sulfuro de dimetilo y disulfuro de dimetilo), mientras que una degradación aeróbica incompleta resultará en la emisión de alcoholes, cetonas, ésteres y ácidos orgánicos.

En condiciones normales, aeróbicas, en una planta de compostaje son los olores provocados por los Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) generados en las

primeros días del proceso, tales como acético, propiónico y butírico, el principal problema, que se concentra en los depósitos de material fresco, en las trituradoras y en la parte inicial del proceso de compostaje. A pesar de conocer la posibilidad de emisión al ambiente de estos agentes, no existe mucha información respecto a la determinación de COV. Se han identificado limoneno y α -pineno como los más importantes en cuanto a su relación con los malos olores. Extraordinariamente, un balance de nutrientes equivocado puede dar lugar a emisiones de COV y amoniaco. Desde el punto de vista laboral, no se conocen las cantidades recomendadas o valores límite de exposición ocupacional en los puestos de trabajo de dichas plantas (INSHT, NTP 597). Otros COV que también se han hallado en este tipo de instalaciones han sido: Benceno, tolueno, clorobenceno, xileno, estireno, naftaleno, 1,1-dicloroetano, tricloroetileno, tetracloroetileno, cloruro de metileno, cloroformo, disulfuro de carbono y tetracloruro de carbono.

3.1.3.6. Balance de nutrientes y la relación C/N

Durante el proceso de fermentación las pérdidas de materia orgánica suelen alcanzar el 30% de la materia seca total. La mayor parte de esta materia orgánica volatilizada corresponde a sustancias ricas en carbono. Generalmente todos los nutrientes están presentes en cantidades adecuadas para el desarrollo biológico en la mayoría de residuos orgánicos. Se ha de conseguir un equilibrio entre los nutrientes, mas que un determinado contenido. El mantenimiento de este equilibrio de nutrientes es importante para que el proceso funcione correctamente y para que se aprovechen y retengan al máximo los mismos, pero es especialmente importante la razón carbono/nitrógeno, pues condiciona la velocidad de descomposición del sustrato. De hecho, no solamente la relación entre las cantidades totales de los dos elementos es importante, pues una parte del carbono puede presentarse bajo una forma tan resistente al ataque biológico que no interviene en la práctica. La cantidad de carbono necesaria es considerablemente superior a la de nitrógeno y es utilizada como fuente de energía, con el consiguiente desprendimiento de dióxido de carbono, vapor de agua y calor.

La descomposición de la materia orgánica está provocada por organismos vivos heterótrofos que utilizan el carbono como fuente de energía y el nitrógeno como elemento constituyente de la sustancia celular. El proceso exige más carbono que nitrógeno, pero cuando el exceso de carbono es bastante considerable, la descomposición se ralentiza a partir del momento en el cual las reservas de

nitrógeno son consumidas y ciertos organismos mueren. El nitrógeno que ellos habían asimilado, es entonces utilizado por otros organismos y nuevas cantidades de carbono son consumidas en la constitución de la sustancia celular. De esta manera, la cantidad de carbono alcanza un nivel más satisfactorio y el nitrógeno es reintroducido en el ciclo.

Un exceso de nitrógeno desencadena en un crecimiento bacteriano, y una consecuente aceleración de la descomposición de la materia orgánica; sin embargo, este exceso de actividad provocaría un déficit en oxígeno por lo que el proceso podría volverse anaerobio. En cambio, la falta de nitrógeno genera un deficiente crecimiento del cultivo microbiano por lo que la velocidad de descomposición se ve disminuida. El nitrógeno es sin duda el elemento más estimado y conviene limitar sus pérdidas. Se pierden cantidades sensibles de nitrógeno en forma de gas amoniacal cuando las cantidades de carbono asimilable son pequeñas respecto a las de nitrógeno. En el transcurso de una fermentación normal se desprende amoníaco, pero este es captado, transformado e incorporado a los microorganismos. Sin embargo, es probable que dada la intensidad y la rapidez de los fenómenos bioquímicos durante la primera parte de la fermentación, se produzcan pérdidas importantes de nitrógeno. Una buena fermentación aerobia no debe perder más del 20% de la cantidad inicial de nitrógeno.

Se considera que una relación Carbono/Nitrógeno de 25 a 35 es la adecuada para el comienzo y desarrollo del proceso de compostaje, ya que los microorganismos consumen aproximadamente 30 partes de carbono por cada una de nitrógeno. En estas condiciones, la relación C/N podría determinar si el proceso está concluido y si el resultado es bueno. Antes de proceder al afino la relación C/N debería estar entre 16 y 20, si se parte de los citados valores de inicio.

El efecto de la razón C/N sobre la velocidad de degradación de la materia orgánica fue empíricamente evaluado a partir de experimentos que mezclaban residuos de granjas de aves y lodos de molienda de papel por Ekinici *et al.*, (2002) que propone una función que responde a la siguiente ecuación:

$$f_{C/N} = e^{-0.5 \left(\frac{C:N-35.9}{11.7} \right)}$$

3.1.3.7. Efecto combinado de las diferentes variables.

Keener (1993) propone que la velocidad del proceso de compostaje, basada en una unidad de material orgánica degradable, sigue una cinética de primer orden del tipo:

$$\frac{dm}{dt} = -k(x_1 \cdot x_2, \dots)(m_t - m_e)$$

Donde m_t es la cantidad de materia orgánica degradable, m , al tiempo t , m_e es la cantidad de materia remanente cuando ya no existen pérdidas en la masa total (esta situación de equilibrio se alcanzaría, normalmente, en torno a seis meses o un año), y k es la constante cinética, que depende de numerosos factores ambientales (x_1 a x_n) y que requiere usualmente una valoración empírica. Si todos estos factores fueran constantes, la solución a esta expresión es una variable adimensional conocida como la relación másica R_m o Ratio de Degradación. La solución clásica de una ecuación diferencial de primer orden toma la forma de una expresión exponencial tal como:

$$R_m = \frac{m_t - m_e}{m_0 - m_e} = e^{-k \cdot (x_1 \cdot x_2 \dots x_n) t}$$

R_m toma valores comprendidos entre 0 y 1 siendo 0 el equilibrio. Este es usado normalmente como indicador del grado de descomposición alcanzado y por tanto del grado de estabilización del material compostado (Hamelers, 2002).

La dependencia de k de los factores ambientales (x_1 a x_n) es asumida como un factor multiplicativo (Haug, 1993, Richard, 1997, Keener *et al.*, 2002) de forma que el término exponencial puede ser escrito de la siguiente forma:

$$k(x_1, x_2, \dots, x_n) = k^\theta \cdot f_1(x_1) \cdot f_2(x_2) \cdot \dots \cdot f_n(x_n)$$

donde k^θ es el valor de la velocidad de reacción bajo condiciones óptimas y f_i la función de cada efecto. Cuando el proceso se llevara a cabo bajo condiciones óptimas todas las funciones serían igual a 1 y k tiende a k^θ .

Para ilustrar esta relación, en la siguiente Figura se han representado las funciones mencionadas en los 4 subapartados anteriores a este.

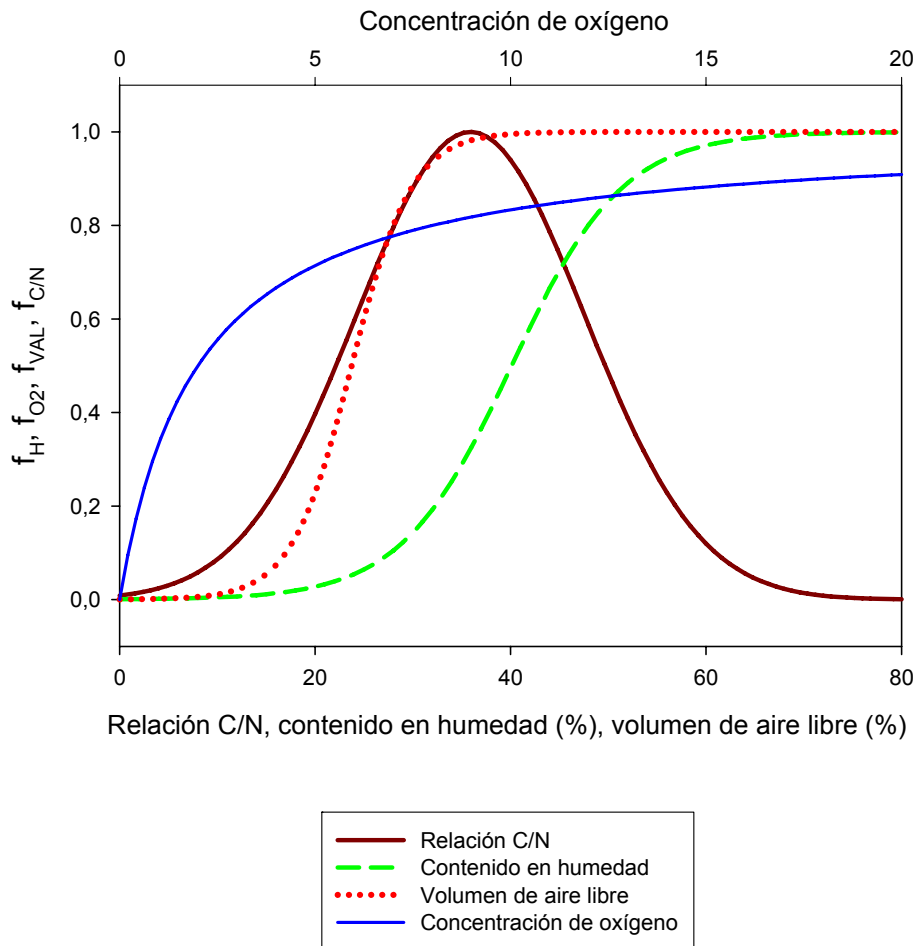


Figura 8. Representación gráfica de las funciones. $f_H, f_{O_2}, f_{VAL}, f_{C/N}$

Asegurando una aireación suficiente, se puede obtener una descomposición aerobia, con un grado de humedad alto (50% o más). Teóricamente, una descomposición aeróbica puede realizarse entre unos valores de humedad del 30-70%, siempre que se pueda asegurar una buena aireación, que dependerá tanto del método empleado para ello, como de la textura del residuo a compostar. Sin embargo, en la práctica conviene evitar una humedad demasiado elevada. Por el contrario, una humedad demasiado débil priva a los organismos del agua necesaria para su metabolismo e inhibe su actividad.

En la práctica, se ha de evitar una humedad superior al 60% porque el agua desplazaría el aire del espacio entre las partículas del residuo y el proceso viraría hacia reacciones anaerobias. Durante el proceso de fermentación la evaporación es elevada debido a la alta temperatura que se genera, siendo necesario realizar aportes hídricos cuando la humedad sea inferior al 40% porque disminuiría la actividad de los microorganismos y el proceso se retrasaría. A veces estos aportes de agua se hacen con lodos procedentes de las depuradoras de agua o lixiviados para evitar así el consumo de agua limpia y gestionar otro residuo. En conclusión, el intervalo óptimo para el correcto compostaje oscila entre el 40-60% para la mayoría de residuos a compostar. Esta humedad desciende al terminar el proceso de fermentación a niveles entre 25 y 35%.

3.1.4. Agentes de riesgo en la utilización de residuos y de compost aplicados al suelo

El suelo, componente de los ecosistemas, es un elemento relativamente frágil, de difícil y larga recuperación así como de extensión limitada. Por ello, a pesar de presentar una gran capacidad depuradora, una vez degradado resulta muy complejo establecer su reconstitución. Al ser un recurso no renovable a corto plazo la correcta toma de decisiones en la aplicación de residuos como enmienda orgánica debe ser bien estudiada previamente.

Además de los tratamientos térmicos, depósito en vertedero, digestión anaerobia y compostaje, otra práctica, ejemplo de mala gestión, ha sido la utilización directa de los residuos, que no siempre está exenta de riesgos; es el caso de los lodos de EDAR. En nuestros días no es raro encontrar experiencias donde la toxicidad por metales pesados, contaminantes orgánicos o patógenos ha sido noticia. Tampoco es difícil encontrar casos donde la aplicación de compost ha provocado la disminución del oxígeno a nivel radicular, aumento de la temperatura en la capa arable o la llamada "hambre de nitrógeno", consiguiendo el efecto contrario al deseado por la aplicación de un sustrato con una relación C/N no estabilizada. Muchos de estos efectos pueden ser atribuibles a la aplicación de un compost no estabilizado. Para evaluar todos los agentes capaces de modificar negativamente el medio debemos recurrir a unos criterios legales y a otros, surgidos mediante la investigación, que indican sustancias u organismos que están relacionados con la contaminación y su nivel de riesgo derivado.

Criterios	Nivel de Riesgo		
	Alto	Medio	Bajo
Toxicidad LD 50 (ppm)	< 200	200-1000	> 1000
Persistencia en el suelo (meses)	> 12	6-12	< 6
Carga crítica en suelos (mg Kg ⁻¹)	< 0.2	0.2-0.5	>0.5
Movilidad	Muy móvil	Móvil	Inmóvil
Persitencia en plantas (meses)	> 3	1-3	< 1
Influencia en la calidad alimenticia	Alta	Media	Ninguna

Tabla 6. Criterios de riesgo de agentes contaminantes de origen químico. (Felipó, 1992)

Los agentes que inducen a mayores problemas de contaminación son generalmente (Navarro *et al.*, 1995):

- a. Presencia de metales pesados.
- b. Presencia de sustancias tóxicas.
- c. Existencia de microorganismos patógenos.
- d. Exceso de nutrientes, deficiencia o demanda de los mismos.
- e. Presencia de materiales no biodegradables.
- f. Salinidad.
- g. Otros riesgos.

La peligrosidad o importancia de estos factores es distinta según el grupo de residuos orgánicos que estemos estudiando. Así por ejemplo, es importante mencionar que aquellos residuos derivados de procesos de transformación de productos agrícolas, ganaderos, así como los RSU y lodos, son los materiales a los que en general, se debe mostrar mayor atención por la presencia de agentes contaminantes y componentes no biodegradables (Tabla 7).

Residuos	Metales pesados	Sustancias Tóxicas	Patógenos	Exc/Dem. de nutrientes	Materias no biodegradab.
Res. Ganaderos			X	X	
Abonado verde				X	
Res. Cosechas		X		X	
Agroindustriales	X	X	X	X	X
Basuras urbanas	X	X	X	X	X
Lodos de depuradora	X	X	X	X	X

Tabla 7. Riesgos que debemos cuestionar relacionados con los residuos orgánicos aplicados al campo

3.1.4.1. Presencia de metales pesados.

Los metales pesados como otros elementos que sin ser metales pesados se incluyen en este grupo (como el arsénico) son tóxicos y peligrosos por su incidencia en procesos bioquímicamente activos en los organismos vivos.

Es la movilidad el factor más preocupante, depende de las condiciones ambientales, las características de suelo, la humedad y la temperatura se clasificaran en:

- Muy móviles por acción de lluvia: Zn, Cu, Cr y Mn.
- Poco móviles: Ni, Pb.

El RD 824/2005 regula la aplicación de compost al sector agrario y el RD 1310/1990 regula la utilización de lodos limitando su uso según el contenido en metales pesados del propio lodo y del suelo de destino (Tabla 8).

	Legislación lodos	Legislación compost					
	Real Decreto 1310/1990	Real Decreto 824/2005, de 8 de Julio sobre productos fertilizantes.			2º Borrador de la Comisión (2001). Futura Directiva de Compost		
Metales (mg/kg)		Compost Clase A	Compost Clase B	Compost Clase C	Compost Clase I	Compost Clase II	Bio-residuo
Cadmio	40	0,7	2	3	0.7	1.5	5
Cobre	1750	70	300	400	100	150	600
Níquel	400	25	90	100	50	75	150
Plomo	1200	45	150	200	100	150	500
Zinc	4000	200	500	1000	200	400	1500
Mercurio	25	0.4	1.5	2.5	0.5	1	5
Cromo	1500	70	250	300	100	150	600
Cromo (VI)	-	0	0	0	-	-	-

Tabla 8. Máximos límites legales a los que pueden acogerse las enmiendas producidas de FORSU y lodos.

El efecto contaminante puede ser doble, por la presencia de agentes que pueden solubilizar los metales propios del suelo y por encontrarse en cantidades perjudiciales en la propia enmienda como ocurre con algunos lodos. La composición de los lodos depende del origen del agua y de su tratamiento, siendo un caso

negativo las aguas residuales mixtas entre urbanas e industriales donde intervienen industrias de lacados, cromados, niquelados, metalurgia, etc.

3.1.4.2. Presencia de sustancias tóxicas.

Cuando hablamos de estas sustancias, pensamos mayoritariamente en compuestos orgánicas tales como plaguicidas (organoclorados y organofosforados principalmente), agentes tensoactivos y derivados fenólicos. Los compuestos que pueden generar toxicidad quedan agrupados en (Naylor y Loehr, 1984):

- a. Derivados halogenados de uno o dos átomos de Carbono.
- b. Parafinas cloradas.
- c. Agentes tensioactivos.
- d. Nitrosaminas.
- e. Esteres ftálicos.
- f. Compuestos aromáticos halogenados.
- g. Compuestos aromáticos halogenados con Oxígeno.
- h. Aminas aromáticas.
- i. Hidrocarburos poliaromáticos.
- j. Plaguicidas y sus derivados.

Estas moléculas orgánicas estas sujetas en el suelo a procesos que modifican su presencia y concentración en los mismos, que también originan su movimiento:

- a. Absorción y retención por las raíces o residuos de las plantas.
- b. Movimiento con el agua mediante esorrentía superficial.
- c. Absorción o deserción a la materia orgánica del suelo.
- d. Difusión como vapor pasando a la fase gaseosa.
- e. Transporte hidrodinámica en sentido vertical.

Además de las causas que provocan la toxicidad, otros parámetros que hay que estudiar para el control de estos xenobioticos son:

- a. Su solubilidad en agua.
- b. Factores de bioconcentración.
- c. Tiempo de vida media.

Un material donde se puede hallar una amplia gama de estos compuestos son los lodos de depuradora. En la siguiente tabla, se muestra un análisis para un lodo de depuradora donde encontramos estos tóxicos que están presentes en muchos residuos.

Sustancia orgánica	Rango	Concentración media (mg/Kg)	Tiempo de vida media (días)
Aromáticas polinucleados:			
Naftaleno	0-5.8	1	< 125
Fenantreno	2.1-8.3	4.3	25-2080
Fluoranteno	2.2-28.5	9.1	44-322
Pireno	1.2-36.8	4.9	229
Esteres ftálicos:			
Butilbencilftalato	0.52-210	15	< 7 años
Di-n-butilftalato	0.2-430	10	10-50
Surfactantes:			
LAS	800-14300	10700	< 3.6-22
Bifenilos policlorados:			
Aroclor 1016	0.2-75	1.2	1460
Aroclor 1260	0.02-0.46	0.15	730-1460
Aromaticos monocíclicos			
Benceno	0.053-11.3	0.32	2-7.2
Tolueno	0.0-137	0.033	2-7
Xileno	0.0-164	0.025	< 10
Clorobencenos			
Clorobenceno	2.06-846	10.2	75
Diclorobenceno	0.04-633	2.02	>50
Hexaclorobenceno	0.00018-26.2	0.018	1530
Halogenuros alifáticos de cadena corta			
Cloroformo	<0.1-2.2	1	>7
Tetracloroetano	<0.2-5.0	<0.1	10-50
Cloruro de vinilo	3-110	5.7	<1
Fenoles			
Clorofenol	0.0277-93.3	3.28	<7.50
Fenol	0.0166-288	2	2-5
Plaguicidas			
Aldrin	0.05-0.64	0.08	1237
Dieldrin	0.01-53	0.13	868-1237
Lindano	< 0.01-70	0.18	266
DDT	0.06-0.14	0.09	1657-3837
2,4-D	0.00554-7.34	0.122	<15

Tabla 9. Sustancias orgánicas presentes en un lodo de depuradora (Wild y Jones, 1992)

Y las posibilidades de reacción que tienen estos compuestos para su degradación son:

- a. La degradación biológica hasta constituyentes inorgánicos.
- b. Degradación química (oxidativa e hidrolítica).
- c. Degradación fotoquímica en ausencia o presencia de microorganismos.
- d. Fijación a la materia orgánica o las arcillas.

Como principales precauciones frente a la presencia de estos compuestos hay que destacar que:

- a. Condiciones anaerobias en el suelo pueden favorecer la degradación de plaguicidas halogenados pero puede dar lugar a formación de ácidos alifáticos perjudiciales para la germinación de las plantas.
- b. Uno de los surfactantes con mayor tiempo de vida media (hasta 60 días) es el nonilfenol con una biotoxicidad dos veces superior al Cadmio ($EC_{50}=0.18$ mg/L) lo que pone de manifiesto la gravedad del problema de los compuestos orgánicos.
- c. Hay que prestar especial atención a los compuestos no polares, que por acción de lavado de los suelos y al no poder fijarse pueden ser desplazados hacia el subsuelo y llegar a las aguas subterráneas (Atrazina, Aldicarb, tolueno, cloroformo, PCB y otros Compuestos orgánicos refractarios).
- d. Adiciones de lisiere y purines porcinos sin compostar pueden originar acumulación de nitritos que son fitotóxicos.
- e. Hay que prestar atención a la incompatibilidad de residuos añadidos si se piensa cultivar (el caso de residuos de alfalfa sobre la germinación del pepino) o sustancias tóxicas para la biomasa del compostaje como los fenoles del Alperujo.

3.1.4.3. Existencia de microorganismos patógenos.

Microorganismos capaces de generar enfermedades (Hepatitis, gastroenteritis, leptospirosis, tuberculosis, Meningitis, ascaridiasis, etc.) pueden encontrarse en el lodo de depuradora y en la Fracción orgánica de los residuos a compostar (Tabla 10).

Bacterias	Virus	Protozoos	Otros
Salmonella	Poliovirus	Balantidium coli	Ascaris lumbricoides
Shigella	Coxsackievirus	Entamoeba Histolytica	Ancylostoma duodenale
Escherichi coli	Hepatitis A	Giardia lamblia	Necator americanus
Clostridium	Rotavirus		Ancylostoma Toxocara
Leptospira	Reovirus		Enterobius vermicularis
Mycobacterium	Parvovirus		Trichuris trichiura
Pseudomonas			Taenia saginata
Yersinia enterocolítica			Taenia solium

Tabla 10. Microorganismos presentes en aguas residuales y lodos de depuradora

Por todo ello, cada vez se hace más necesario un tratamiento eficaz para su eliminación. En la siguiente tabla se indica la efectividad de algunos de estos procedimientos utilizados en la industria para hacer frente a su presencia y el grado de confianza que consigue el proceso de compostaje.

Proceso	Desinfección	Putrefacción	Control de olores
Digestión anaeróbica	Regular	Buena	Bueno
Digestión aeróbica	Regular	Buena	Bueno
Encalado	Buena	Regular	Bueno
Pasteurización (70°C)	Excelente	Mala	Malo
Radiaciones	Buena	Mala	Malo
Tratamiento térmico 195°C)	Excelente	Mala	Malo
Compostaje (60°C)	Buena	Buena	Bueno
Lagunaje a largo plazo	Buena	---	---

Tabla 11. Desactivación de patógenos en procesos de estabilización de lodos.

Es de destacar que el compostaje es el que reúne mejores condiciones en general para el tratamiento de estos residuos produciendo la eliminación de patógenos, olores y a la vez una buena evolución de la materia orgánica. Con el compostaje se llega a garantizar la no presencia de *Salmonella* por gramo de muestra y una concentración de menos de 1000 enterobacterias por gramo de material. La aplicación de lodos frescos puede llevar a la presencia de bacterias indicadoras (*Streptococcus faecalis* y coliformes totales) en hojas de maíz y tomate. En cuanto al suelo la incidencia solo se centra en los primeros 15 cm.

3.1.4.4. Exceso o déficit de nutrientes.

Al comienzo del proceso de compostaje, los microorganismos requieren 30 partes de carbono por 1 de nitrógeno (C/N = 30/1), estando el óptimo entre 26 y 35. Si la relación es inferior (mayor contenido en Nitrógeno) se producen pérdidas del mismo en forma amoniacal, si es mayor el proceso se ralentiza, el producto está estabilizado cuando el ratio C/N toma valores por debajo de 15. Cuando se adicionan residuos al campo con alta relación C/N pueden precisar aporte suplementario de Nitrógeno para que se desarrolle correctamente la mineralización, de otra forma el Nitrógeno necesario para cumplir estas funciones será secuestrado (temporalmente) del suelo generando el conocido *efecto del "hambre de nitrógeno"*. Si el periodo de mineralización coincide con la siembra se crearan por tanto déficit de nitrógeno en el cultivo. Caso contrario es el de la gallinaza con un ratio C/N inferior a 10 que precisa de materiales ricos en C (corteza de pino, cáscara de almendra, etc.).

Según el contenido en Nitrógeno la materia orgánica se transformará por tanto de distinta forma:

- a. Con contenido en Nitrógeno >2.4% s.m.s., existirá suficiente nitrógeno durante la humificación e incluso habrá liberación del mismo en forma mineral enriqueciendo el suelo.
- b. Con contenido entre 1.2 y 2.4%, existirá un equilibrio que permite la nutrición de los microorganismos sin variar el balance de N en el suelo.
- c. Con contenido < 1.2% s.m.s., la falta de Nitrógeno en el material obliga a los microorganismos a utilizar nitrógeno mineral del suelo, compitiendo por este elemento con las plantas cultivadas. Es un descenso temporal porque tras la muerte de la biomasa vuelve a estar disponible.

Otro problema frecuente, de falta de algún elemento es la carencia de oxígeno y consecuente disminución del potencial de oxido-reducción a nivel radicular, favoreciendo reacciones anaeróbicas fuertemente reductoras. Materiales frescos enterrados en profundidad tendrán dificultades de mineralizarse formando compuestos tóxicos en muchos casos.

3.1.4.5. La presencia de materiales no biodegradables.

La presencia de impropios en el producto acabado resta calidad al producto, sobre todo si se tratan de elementos indeseables como vidrios y plásticos. Son los

primeros los que provocan la mayor parte problemas en las operaciones de manipulación del producto y por su acumulación en los suelos en los que se aplica.

3.1.4.6. La salinidad.

El exceso de Cloruro Sódico o el conjunto de sales en general puede ocasionar la pérdida de estructura general del suelo, rompiendo los agregados, y por consiguiente, compactándolo, erosionándolo y llevándolo hasta su desaparición. Por ello se desaconseja la utilización de algas marinas en la mezcla de residuos.

3.1.4.7. Otros riesgos.

Otro de los problemas que puede presentar la aplicación de residuos al suelo o generados por un compost no estabilizado son:

- a. Compactación de los suelos por aplicar la materia orgánica con maquinaria pesada.
- b. Existencia de semillas indeseables.
- c. Lixiviación de nutrientes, nitritos y sustancias tóxicas a acuíferos.
- d. Elevación de temperatura en el suelo, incompatible con el desarrollo de la planta.

3.1.5. Efectos positivos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo y sobre los cultivos de la materia orgánica.

A pesar de todas las precauciones que hay que tomar para la aplicación del compost en agricultura, son bien conocidas las mejoras sobre las propiedades físicas del suelo que esta enmienda provoca y que giran en torno a la mejora sobre la estructura del suelo. Cabe destacar:

- a. Disminución de la densidad aparente.
- b. Aumento de la porosidad, por tanto de la permeabilidad.
- c. Incremento de la capacidad de retención de agua.
- d. Mejora de la estabilidad estructural de los agregados, disminución de la erodabilidad.

En cuanto a las propiedades químicas y capacidades nutricionales que esta enmienda provoca, son la presencia del nitrógeno y las altas concentraciones de sustancias húmicas las que confieren a este producto sus buenas características (Chica *et al.*, 2003a). La fertilización química está lejos de las mejoras que pueden provocar los abonos de síntesis con mayores riquezas garantizadas, sin embargo su aplicación puede entenderse como un abono de acción gradual o una enmienda multiacción ya que actúa sobre diferentes factores del suelo.

Etre sus propiedades químicas cabe destacar:

- a. Respecto al Nitrógeno, debido a su progresiva mineralización actúa como un fertilizante de lenta liberación. La fertilización mixta con abono amoniacal se ha comprobado como la más eficiente debido al aporte de biomasa nitrificante con el compost. La cantidad y la rapidez con la que el nitrógeno orgánico se convierta en nitrógeno amoniacal o nítrico (formas asimilables) dependerá de la dosis y época de abonado. En este aspecto habrá que ser cautos con la lixiviación de nitratos a los acuíferos.
- b. En cuanto al Fósforo, la materia orgánica puede paliar la insolubilización de este elemento en terrenos calizos.
- c. El contenido en Potasio es pequeño por lo que es conveniente el aporte suplementario de este elemento.
- d. Aumento de la capacidad de intercambio catiónico.
- e. La presencia de ácidos húmicos, favorece el complejo arcillo-húmico metálico y actúa como reserva de nutrientes, de humedad y aporta color oscuro al suelo que reduce el efecto albedo.

3.1.6. Marco legal presente y futuro. Perspectivas en Europa.

Con objeto de proteger el medio ambiente y la salud pública para productos en cuya composición intervengan materias primas de origen animal o vegetal la legislación española ha ido actualizándose y siendo más restrictiva en cuanto a los productos fertilizantes y enmiendas orgánicas. La Orden de 14 de Julio de 1988 vino a regular hace dos décadas el contenido en metales pesados de las enmiendas orgánicas, a continuación la *Orden Ministerial de 28 de mayo de 1998* sobre fertilizantes y afines redujo la cantidad máxima de metales pesados y límite de sustancias inertes (Tabla 12. Evolución de los límites legales de los metales pesados). Una modificación

posterior (*Orden de 2 de noviembre de 1999*) vino a legislar el vacío sobre contaminación microbiológica que dejó la anterior orden. Hoy día, las enmiendas orgánicas quedan reguladas por el *Real Decreto 824/2005, de 8 de Julio sobre productos fertilizantes*, donde se establecen tres clases de calidad para el compost generado, teniendo la tercera y peor clase fuertes restricciones para su aplicación y solo apta para usos secundarios, tales como la restauración paisajística (Tabla 8, página 65).

<i>Metales</i> (en mg/kg)	Orden de 14 de Julio de 1988.	Orden de 28 de Mayo de 1998.	2º Borrador de la Comisión (2001). Futura directiva de compost		
			<i>Bioresiduo</i>	<i>Compost</i> Clase II	<i>Compost</i> Clase I
Cadmio	40	10	5	1.5	0.7
Cobre	1750	450	600	150	100
Niquel	400	120	150	75	50
Plomo	1200	300	500	150	100
Zinc	4000	1100	1500	400	200
Mercurio	25	7	5	1	0.5
Cromo	750	400	600	150	100

Tabla 12. Evolución de los límites legales de los metales pesados (Dios *et al.*, 2003).

Por el momento se sigue trabajando en la futura directiva de compost que, a todas luces, promoverá la unificación de límites a nivel europeo y que supondrá una apuesta por la calidad. El segundo borrador de directiva, (Biological Treatment of Biowaste 2nd draft, European Community 2001) que tiene como referencia la Directiva 1999/31/CE, relativa al vertido de residuos y otras como la 75/442/CEE y 86/278/CEE, constituirá la primera Directiva Europea sobre compostaje y digestión anaerobia; establecerá previsiblemente, tres calidades de producto para el compost en base a la cantidad máxima de metales pesados (Anexo III), proponiendo condiciones y restricciones de utilización según su calificación. Además de los parámetros ya mencionados, el actual borrador de la directiva incorpora novedosos parámetros de calidad que deberán de determinarse como PAHs, PCBs (Naylor *et al.*, 1984), medida de olor, patógenos (Feachem *et al.*, 1978, Gouleke, 1975), germinación de semillas indeseables o medida de la estabilidad mediante el método del DRI (Dynamic Respiration Index) según su Anexo IV. Es este último índice el

que determina el acabado correcto del producto, determinado mediante un método biológico de consumo de oxígeno que integra otras muchas variables, de ahí su contrastada validez. Otra técnica respirométrica que consigue resultados similares pero con menor cantidad de muestra es la SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate). Ambas técnicas requieren un alto nivel de automatización, a diferencia de la OUR mediante el sistema OXITOP®. Todas ellas quedan descritas exhaustivamente en el apartado 3.3 y en el capítulo “Material y Métodos” por ser el centro de estudio de esta tesis.

Otro aspecto normativo que atañe al compostaje, no tanto a la calidad del producto, sino como forma de gestión de los residuos, es su puesta en marcha como “mecanismo de desarrollo limpio” contra el cambio climático o como “trampa de carbono”. A escala mundial se ha estimado que hasta un 95% de los RSU generados son aún depositados en vertederos. En España, según el Plan Nacional de Residuos Urbanos en 2002 todavía el 70% de los residuos tenían este fin. El control de las fuentes emisoras de gases de efecto invernadero será una de las prioridades para los próximos años en la Unión Europea. Recientemente, además del régimen comunitario de comercio de derechos de emisión, se han adoptado otras medidas en el conjunto de la Comunidad Europea que permitirán a corto y medio plazo reducir las emisiones. Estas políticas se irradian a todos los campos como: la mejora del rendimiento energético en edificios, fomento de la cogeneración, fomento de energías renovables, mejoras en la eficiencia energética de grandes instalaciones industriales, fomento de aparatos con buen rendimiento energético, promoción de los biocarburantes en el transporte, acuerdos con la industria automovilística para reducir las emisiones de dióxido de carbono, etc. La reducción del vertido de materia orgánica a vertedero o los estudios para captación de metano son políticas que se encuentran en la misma línea y que también inspiran a la *Directiva 1999/31/CE*, relativa al vertido de residuos.

El *Programa Europeo sobre Cambio Climático* reconoce a los residuos como una de las fuentes a controlar y establece políticas que primen el tratamiento biológico de residuos biodegradables. Conforme al *Protocolo de Kioto*, refrendado mediante *Decisión 2002/358/CE* del Consejo, relativa a su aprobación en nombre de la Comunidad Europea, la Comunidad Europea se comprometió a reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero en un 8% entre 2008 y 2012 respecto de los niveles de 1990. La *Directiva 2004/101/CE* que modifica la *Directiva 2003/87/CE* por la que se establece un régimen para el comercio de derechos de emisión de

gases de efecto invernadero en la comunidad, tiene por objeto contribuir al cumplimiento de los compromisos de la comunidad y de sus estados miembros de reducir las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero, intentando que el sistema comunitario de derechos de emisión se aplique lo antes posible, con el fin de adquirir experiencia antes de la introducción del sistema internacional de comercio de derechos de emisión en 2008. En este marco, una correcta gestión de los vertederos en el futuro, reduciendo sus emisiones de dióxido de carbono y metano - cuya molécula tiene un poder de contribución al efecto invernadero 21 veces mayor que la del dióxido de carbono – provocará que se generen “nuevos” derechos de emisión que pueden ser comercializados.

En resumen, razones de índole agronómica, ecológica, económica y jurídica aconsejan el compostaje como metodología para la gestión de los Residuos urbanos y prevención de la contaminación ambiental.

3.2. Métodos para evaluar la estabilidad del compost.

3.2.1. Estabilidad, madurez y humificación.

En determinados foros o sectores suele darse el caso de utilizar como sinónimos, palabras que aún teniendo mucho en común son sustancialmente diferentes. Por ello, en primer lugar sería interesante diferenciar entre distintos conceptos, como son los de estabilidad biológica, evolución de la materia orgánica y madurez.

La **estabilidad biológica** se puede definir como el estado en el cual la materia orgánica contenida en la biomasa se conserva bajo condiciones óptimas, mostrando una baja actividad microbiológica (Adani *et al.*, 2000b). Se trata de un término técnico fundamental para dar por terminado el proceso de compostaje. En el proceso de biodegradación, la cinética de degradación es de primer orden en las primeras fases (fase ACT) y de orden superior en la fase sucesiva de curado o maduración. Las reacciones de tercer orden raramente representan fenómenos naturales y por lo general no están presentes en este proceso. Dicho de otra forma, cinéticas de degradación de la materia orgánica de primer orden indican ausencia de estabilidad biológica, mientras que cinéticas de orden superior indican lo contrario (Genevini *et al.*, 1997a, Adani *et al.*, 1997).

Por tanto, si representáramos gráficamente la variación de la cantidad de materia orgánica no estabilizada con respecto al tiempo de compostaje debería obtenerse una gráfica en la cual la primera parte seguiría una cinética formulada como:

$$dm/dt = -k (m - m_e)$$

y para la zona intermedia y final, en la cual la degradación no es tan intensa ésta variación se ajustaría a una cinética de segundo orden del tipo:

$$dm/dt = -k (m - m_e)^2$$

donde m sería la cantidad de materia orgánica no estabilizada y m_e la cantidad de materia orgánica no estabilizada al final del proceso. El parámetro k es la constante de proporcionalidad que caracteriza la velocidad del proceso.

En cuanto a la **madurez**, es un término más utilizado en el campo de la agronomía y se relaciona directamente con el grado de toxicidad del material aplicado al campo. El concepto es distinto al anterior, y un ejemplo es el hecho que muchos fangos que presentan elevada inestabilidad biológica, no muestran efectos de fitotoxicidad apreciables.

Para evaluar la madurez de un material se puede: o bien, establecer una relación directa con su contenido en xenobioticos (PAH, PCDD, PCDF...) o en metabolitos intermedios fitotóxicos que que aparecen durante la descomposición, o bien medir el efecto de dicho material en ensayos experimentales controlados. El test de Germinación de Zucconi (1981), el Test de crecimiento de Nappi (1992) o el test de crecimiento Di.Pro.Ve (*Departamento Di Produzione Vegetale de la Università degli Studio di Milano*) son algunos ejemplos de estos ensayos propuestos para determinar la madurez.

Respecto a la **evolución de la sustancia orgánica**, la transformación de la sustancia orgánica en sustancias húmicas ha sido siempre un objetivo interesante para la química del suelo y de la ecología. Su concentración ha venido siendo utilizada tal cual para indicar la calidad de un compost. Son numerosos los estudios que comprueban la alta concentración en sustancias húmicas en el compost. (Chen e Ibar, 1993). De hecho en la literatura internacional es común asimilar el concepto de compostaje al de humificación. Sin embargo en un completo estudio (Adani *et al.*, 1999b) en el que se siguieron 19 procesos de compostaje, 15 de ellos recabados de la literatura internacional, se ha observado que no existe un incremento neto de la sustancia húmica al final; al contrario, se observa una disminución general del contenido en ellos. Es evidente que siendo el contenido de fracción húmica fruto del proceso de concentración y de transformación, elevando el contenido inicial de la sustancias “potencialmente húmicas” mayor será el contenido en el compost final. En tal óptica es evidente que la presencia de fracción lignocelulosica será favorable para la obtención de un compost de calidad. El estudio de parámetros tales como OMEI, análisis de sustancias húmicas o análisis espectroscópicos se encuentran en esta línea.

Así pues para la determinación de la madurez y del grado de humificación de la materia orgánica existen métodos generalmente aceptados, sin embargo, por el momento, no existe unanimidad entre la comunidad científica acerca de cuales son los parámetros idóneos para ser empleados analíticamente como índices de estabilidad. A continuación se describen algunos de los métodos ensayados para ello.

3.2.2. Métodos de observación directa

3.2.2.1. Olor

La FORSU y los Lodos procedentes de las EDARs en sus primeras fases de descomposición tienen un olor característico debido posiblemente a los ácidos orgánicos: acético, propiónico, butírico, etc; y también a los olores típicos de fermentaciones anaerobias como el ácido sulfhídrico, amoníaco (muy común con relaciones C/N bajas) y mercaptanos. Estos olores desaparecen a medida que se estabiliza el compost, y pasa a tener un olor agradable (parecido al humus o a tierra mojada) olor producido por los actinomicetos.

3.2.2.2. Temperatura estable

Como se ha visto en el apartado 3.1.1.1, la temperatura durante el compostaje evoluciona hasta que finalmente se sitúa próxima a la del ambiente y no varía prácticamente con el volteo (Figura 2, página 43). El estudio de temperatura in situ o ex situ, como puede ser el test de autocalentamiento, evidencia el avance o progreso del tratamiento.

3.2.2.3. Color

El compost se oscurece a medida que va madurando, hasta llegar a un color marrón oscuro o casi negro, esto es debido a la formación de grupos cromóforos, fundamentalmente compuestos con dobles enlaces conjugados, aunque las reacciones y los mecanismos que regulan estos cambios no están del todo claros. Algunos autores han descrito métodos basados en sistemas colorimétricos estándar

aceptables para ser empleados como índices de madurez, pero estos índices están demasiado influenciados por los materiales de partida (Morel, 1982).

3.2.2.4. *Peso específico*

Se incrementa con el compostaje, van desde un 0.2-0.5 hasta un 0.5-0.9 g/cm³, en el caso de FORSU.

En general, estos métodos descritos tan sólo dan una idea aproximada de la realidad, y eso para un observador experimentado que siempre trabaje con los mismos tipos de residuos; en general estas técnicas pueden inducir a errores graves.

3.2.3. Métodos Físicos y Químicos

3.2.3.1. *Determinación del pH*

Generalmente es un parámetro que, en compost de RSU, desciende ligeramente al principio para subir posteriormente conforme lo hace la temperatura, después baja ligeramente en la fase de estabilización (Figura 2. Evolución del pH, T^a y comunidades microbianas).

3.2.3.2. *Relación C/N*

Es el criterio que con más asiduidad se ha empleado en la determinación de la estabilidad del compost, tiene el gran inconveniente de su variación en función del residuo a compostar.

La relación C/N disminuye con el tiempo de compostaje. Lo correcto es hacer un seguimiento de la relación C/N a lo largo del proceso de compostaje y estudiar los cocientes iniciales y finales, lo que proporciona más información sobre la estabilidad de los materiales. (Juste y Pommel, 1977).

Por lo general un compost de RSU se considera maduro cuando la relación C/N es menor de 20 o lo más cercano a 15; en la práctica el valor depende de la relación C/N inicial; si existe gran cantidad de carbono en formas resistentes (celulosas, ligninas) la relación C/N final será mayor, y si la relación inicial es baja, la velocidad de degradación también lo es, siendo la diferencia al final escasa.

Cuando en los compost se utilizan RSU, esta relación es muy utilizada para determinar el grado de estabilidad, pero cuando los residuos empleados son lodos de depuradora o purines (residuos ganaderos) con altos contenidos en nitrógeno, deja de ser fiable ya que al inicio del proceso se sitúa en torno a 10, cuando los valores iniciales de C/N son tan bajos, se pierde mucho nitrógeno en forma de amoníaco; a veces se pierde tanto nitrógeno, que la relación C/N se mantiene casi invariable a lo largo del proceso.

3.2.3.3. Determinación de NH_4^+ y SH_2

Si al final del proceso de compostaje se detectasen cantidades apreciables de estos productos, sería indicativo que durante el mismo ha existido un potencial redox inadecuado de los materiales, la cantidad de ión amonio del compost maduro, no debe superar el 0.04% (Spohn, 1978)

3.2.3.4. Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) de los extractos acuosos.

La determinación de la DQO a los extractos acuosos proporciona un control rápido para determinar el grado de estabilización. Un compost puede considerarse estable si la DQO de su extracto acuoso es inferior a 700 mg O_2 /100 g, aunque dicho valor se reduce si se deja madurar más tiempo (Lossin, 1971). Como en otros casos estas afirmaciones se han visto, posteriormente, muy matizadas en función del tipo de material que se composte.

3.2.3.5. Determinación de la Capacidad de Cambio Catiónica (CCC)

Costa Yague y colaboradores (1990), han puesto de manifiesto que la capacidad de cambio catiónico aumenta al progresar los procesos de compostaje y maduración, encontrando además que este parámetro está estrechamente relacionado con la relación C/N. Al final del proceso, la CCC se estabiliza en valores superiores a 60 meq/100 g. Otros autores han estudiado la relación Capacidad de Cambio Catiónico / Carbono Orgánico Total (CCC/COT) en diversos materiales, llegando a la conclusión de que a mayor estabilidad mayor es dicha relación, ya que existirán más grupos funcionales por cada unidad de carbono.

3.2.3.6. Determinación de los Sólidos Volátiles

Como ya se ha dicho el compostaje es una biooxidación en la que los microorganismos emplean todo el carbono que pueden degradar, por lo tanto a medida que avanza el proceso de compostaje se pierde carbono y disminuye la cantidad de microorganismos y de Sólidos Volátiles (Avnimelech *et al.*, 1996).

3.2.3.7. Determinación de la temperatura máxima de autocalentamiento

Cuando un compost no está suficientemente estabilizado existen todavía gran cantidad de microorganismos y una materia orgánica fácilmente biodegradable. Con la aireación y humedad adecuadas y si aislamos térmicamente el sistema se manifestará un aumento de temperatura que permite medir la intensidad del fenómeno del autocalentamiento. Podemos relacionar el valor máximo alcanzado con el estado de degradación del compost. Para la comparación de resultados se hace necesario desarrollar el test en las mismas condiciones (temperatura de incubación, volumen y tipo de vaso, proporción de estructurante, etc.).

3.2.3.8. Determinación de la Absorbancia de los extractos acuosos

Otro método para determinar el grado de estabilidad de un compost, consiste en determinar la absorbancia, a distintas longitudes de onda, de los extractos acuosos obtenidos de un compost (Chen *et al.*, 1993). En los extractos un aumento de la densidad óptica revela madurez, ya que el carbono extraíble (sustancias húmicas en general) tendrá un mayor porcentaje de ácidos húmicos (más oscuros) respecto a ácidos fúlvicos (más claros). La determinación de la absorbancia a 265, 465 y 650 nm. son las longitudes de onda características para conocer el grado de estabilización.

La razón de densidad óptica (E_4/E_6), cociente de la absorbancia a 465 y 665 nm, también es considerada un indicador del grado de madurez o condensación de los núcleos aromáticos del humus. Se trata de otro método de contrastada relevancia aplicado a los ácidos húmicos en una solución, mezcla de éstos y NaHCO_3 con el pH ajustado a 8.3 con NaOH. El ratio de absorbancia a 465 y 665 nm nos dará el resultado E_4/E_6 . A lo largo del tiempo de compostaje dicho ratio tiende a

incrementarse gradualmente con el tiempo de compostaje para los extractos húmicos. De acuerdo con Chen y colaboradores (1977), los valores del ratio E_4/E_6 están correlacionados positivamente con la acidez total y negativamente con el contenido en Carbono. En la práctica el compostaje de restos verdes reporta unos valores crecientes de este ratio entre 5 y 8.

3.2.3.9. Determinación del espectrograma y termograma característico

Recientemente se han desarrollado técnicas de tipo físico que pueden relacionarse con el grado de estabilidad. La interpretación de los espectros del Infrarrojo, así como los generados con Resonancia Magnética Nuclear (Chen *et al.*, 1993, Chen, 2003) generan una interesante información acerca del grado de polimerización del sustrato que está íntimamente relacionado con el grado de estabilización.

Otros método de gran interés por su simplicidad y rapidez son aquellos que se apoyan en los resultados del análisis termogravimétrico (TG): el primero basado en la primera derivada del TG (DTG) y el basado calor DSC (*Differential scanning calorimetry*). Los resultados termoanalíticos son muy útiles para integrar la información a la de análisis químicos de la fracción humificada. Particularmente, DSC permite distinguir entre materia bien y mal estabilizada a partir de las pérdidas de peso registradas en los termogramas (Abate *et al.*, 1998, Abate *et al.*, 2000, Melis *et al.*, 2004).

3.2.3.10. Determinación de los Ácidos Húmicos

La estabilización de la materia orgánica implica una síntesis anabólica y de polimerización, en la cual los productos húmicos deben ser predominantes. El contenido en ácidos húmicos es un indicativo claro del proceso de humificación. Los resultados varían en función de los materiales a compostar ya que todos no van a mineralizar por igual la materia orgánica.

Además de la cuantificación del total de éstos, una forma interesante de conocer el grado de estabilización es realizar su caracterización molecular, estructural y funcional mediante análisis de grupos funcionales y elementales, por espectroscopia ultravioleta/visible, FT-IR y fluorescencia que son excelentes herramientas para conocer los cambios que ocurren durante el compostaje. En particular, al principio

del compostaje, los ácidos húmicos se caracterizan por un fuerte carácter alifático, baja cantidad en oxígeno y en grupos funcionales ácidos, también una marcada presencia de materiales proteínicos, ligninas parcialmente modificadas y estructuras semejantes a polisacáridos, una amplia heterogeneidad molecular, bajo contenido en radicales libres, y un bajo grado de polimerización identificado por la escasez de anillos aromáticos. Con el incremento del tiempo de compostaje, se observa; una pérdida de los materiales alifáticos y carbohidratos, un incremento en la oxigenación, en grupos funcionales ácidos, grupos que contienen Nitrógeno y Azufre y un incremento de la aromaticidad.

3.2.4. Métodos Biológicos

Para la determinación de la estabilidad alcanzada por un material orgánico se han propuestos diversos métodos biológicos: Unos proporcionan una medida de la actividad de la biomasa microbiana; otros determinan algunos de los constituyentes fácilmente biodegradables y susceptibles de degradación; y otros se basan en la hipótesis inicial de que la madurez de un compost está directamente relacionada con la estabilidad biológica del producto.

3.2.4.1. Métodos Respirométricos

Estos métodos consisten en medir el consumo del oxígeno por parte de los microorganismos en una suspensión preparada con una muestra de compost; si el compost no está suficientemente estabilizado el consumo de oxígeno será elevado y si por el contrario existe una alta estabilidad el consumo de oxígeno será menor. Los métodos respirométricos son considerados muy buenos para determinar la estabilidad, algunos de los inconvenientes que presentan estos métodos son, que el proceso de incubación puede ser relativamente lento y que la complejidad de los aparatos sea más o menos sofisticada, no obstante hoy en día existen ya algunas técnicas simplificadas que reducen el tiempo del ensayo y la complejidad de los dispositivos (Adani *et al.*, 2001. Lasaridi y Stentiford, 1998, Iannotti *et al.*, 1994). Como método respirométrico también se incluye la medida del CO₂, desprendido por los microorganismos, en la oxidación de la materia orgánica de una suspensión preparada con una muestra de compost (William, 1995). Por ser uno de los objetivos de esta tesis, una profunda revisión bibliográfica ha sido realizada y una descripción

más detallada de todos los métodos que se desarrollan en la actualidad queda expuesta más ampliamente en el apartado 3.3.

3.2.4.2. Análisis de parámetros bioquímicos de la biomasa de los compost

Tanto en la fase de fermentación como en la de enfriamiento se pueden medir las variaciones que experimentan ciertos parámetros bioquímicos como son la actividad enzimática (enzimas hidrolíticas) o la concentración de ATP. Estos parámetros tienden a decrecer con el tiempo de compostaje, este decrecimiento ocurre durante la etapa termogénica y se completa cuando la temperatura se sitúa entre 50 y 60 °C. Otras medidas referentes a la biomasa microbiana se ocupan de la determinación del contenido en fosfolípidos de la membrana celular.

La desventaja de estos métodos vuelve a ser la sofisticación del material empleado, su elevado coste, así como la necesidad de personal bastante cualificado para llevar a cabo los análisis (Wiley *et al.*, 1957, Youngberg *et al.*, 1992, García Izquierdo y Polo Sanchez, 1999).

3.2.4.3. Ensayos de Germinación

En los últimos años se han desarrollado un gran número de test de tipo biológico con objeto de evaluar la estabilidad del compost. Básicamente un test biológico de germinación consiste en determinar frente a un blanco el poder germinativo de un compost, en placas Petri y en condiciones idóneas de germinación. Zucconi y colaboradores (1981) utilizan esta técnica empleando semillas de *Lepidium sativum* L., ya que son semillas rápidas de germinar y muy sensibles a la presencia de compuestos fitotóxicos. Si el índice de germinación sobre el control supera el 50% se considera al compost estabilizado.

3.2.4.4. Ensayos de Respuesta Vegetal

Los ensayos de respuesta vegetal aunque laboriosos, podrían ser recomendables para estudiar el efecto del compost sobre la producción vegetal. Utilizando diferentes tipos de suelos y como planta testigo *Lolium rigidum*, debido a su capacidad de extracción de los nutrientes del suelo y porque permite cortes sucesivos con los que

evaluar la acción del compost sobre la producción de biomasa en distintos periodos de tiempo desde la aplicación de la enmienda (Negro y Solano, 1996).

Finalmente se presenta en la Tabla 13 un resumen de algunos de los métodos utilizados para determinar la estabilidad, y se agrupan en: Físicos, Químicos y Biológicos. Algunos autores proponen clasificar el test de autocalentamiento dentro de los métodos biológicos; ya que el calor generado proviene de la oxidación de la materia orgánica por parte de los microorganismos.

Tipo de método	Fundamento	Autor
Físicos	Autocalentamiento	Koenig A. <i>et al.</i> ,(2000).
	Absorbancia a 465nm	Brinton, W.F. <i>et al.</i> ,(1995).
	Densidad óptica de extractos acuosos	Chen Y. <i>et al.</i> ,(1993).
		Mathur S.P. <i>et al.</i> ,(1993).
Químicos	Sólidos volátiles	Avnimelech Y. <i>et al.</i> ,(1996).
	Razón C/N	Chayasak V. <i>et al.</i> ,(1981).
	DQO soluble	NamKoong W. <i>et al.</i> ,(1999).
	CO soluble	Lossin R.D. <i>et al.</i> ,(1971).
	Contenido en ácidos húmicos	Iannotti D.M. <i>et al.</i> ,(1994).
		Hue, N-V. <i>et al.</i> ,(1995).
		Adani F. <i>et al.</i> ,(1999).
		Namkoong W. <i>et al.</i> ,(1995).
	Costa Yague F. <i>et al.</i> ,(1990).	
Biológicos	Medida del consumo de oxígeno	Lasaridi K.E. <i>et al.</i> ,(1998).
	Medida del CO ₂ desprendido	Iannotti D.M. <i>et al.</i> ,(1994).
		William T <i>et al.</i> , (1995).
	Actividad enzimática	Wiley J.S. <i>et al.</i> , (1957).
		Youngberg, C <i>et al.</i> , (1992).
	Contenido en ATP	García Izquierdo C <i>et al.</i> , (1999).
	Ensayos de respuesta vegetal	Negro y Solano (1996).
	Test de germinación	Zucconi <i>et al.</i> ,(1981).

Tabla 13. Métodos más utilizados para determinar estabilidad (Mohedo, 2002)

3.3. La determinación de estabilidad mediante respirometría.

Entre todos los métodos para la determinación de la estabilidad biológica, los que miden la actividad respirométrica han recibido especial atención de los investigadores (Iannotti *et al.*, 1992, 1993, Feldman, 1995, Adani *et al.*, 1995, Ubbiali *et al.*, 2003). El test de respiración estima la producción de anhídrido carbónico (Naganawa *et al.*, 1990) o el consumo de oxígeno por la biomasa (Iannotti *et al.*, 1992). Los métodos basados en la producción de CO₂ no diferencian entre la producción aeróbica y anaeróbica de CO₂ (Lasaridi y Stentiford, 1996). La medida del consumo de oxígeno por tanto es preferida por la mayoría de los científicos y también por nuestro grupo de investigación, de ahí que tradicionalmente se haya trabajado desde el principio en el desarrollo del test SOUR, para posteriormente contrastar su validez frente a otros métodos, tales como el método dinámico DRI, que tiene, además, otras aplicaciones.

Las técnicas respirométricas SOUR y DRI están basadas en la medida e interpretación del consumo biológico de oxígeno (Zimerman, 1991), debido a la respiración aerobia, de una población microbiana bajo unas condiciones determinadas. Estas técnicas se empezaron a usar a mediados de los años sesenta como una medida alternativa a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en los tratamientos de aguas residuales, ya que las técnicas analíticas de DBO₅ y DBO₂₀ requieren demasiado tiempo. En los años setenta se empezó a utilizar en el control de procesos y, actualmente, son técnicas muy utilizadas para la caracterización de la biomasa, ya que permiten relacionar la velocidad de consumo de oxígeno con los parámetros cinéticos del crecimiento microbiano.

El consumo biológico de oxígeno está directamente relacionado con el crecimiento bacteriano y con el consumo de sustrato para la obtención de energía. El modelo de *Muerte-Regeneración* explica que sólo una parte del sustrato consumido se utiliza para obtener energía, el resto pasa a la formación de nueva biomasa. El consumo de oxígeno se asocia al consumo de sustrato para obtener energía por el ciclo de la respiración, ya que la biomasa cuando muere libera la materia orgánica asimilada que, tras hidrolizarse, actúa para el mantenimiento de la comunidad, es la razón por la que tras el agotamiento del sustrato extracelular siga existiendo una parte de respiración conocida como respiración endógena.

Un respirómetro es un instrumento que consiste en un pequeño reactor biológico que sirve para medir velocidades de respiración aerobia de una población microbiana en unas determinadas condiciones. El respirómetro determina la cantidad de oxígeno consumida por unidad de tiempo y de volumen. El parámetro usado para expresar la velocidad de respiración es la OUR (Oxygen Uptake Rate), en español VUO (Velocidad de Utilización de Oxígeno) y se define como la cantidad de oxígeno consumida por unidad de tiempo y de volumen. Algunos autores consideran al respirómetro como un sensor, ya que consiste en una unidad física con una entrada de muestra externa y una salida de resultados (OUR u otros parámetros) obtenida después de un procedimiento interno. Por otra parte, y debido a su condición de reactor biológico, los resultados son extremadamente dependientes de las condiciones de trabajo y, por tanto, puede existir una variabilidad en la salida. Esta variabilidad cuestiona el hecho de que se considere sensor al respirómetro y obliga a que los resultados de las respirometrías se acompañen de las condiciones de operación (Baeza *et al.*, 2002, Adani *et al.*, 2003a);

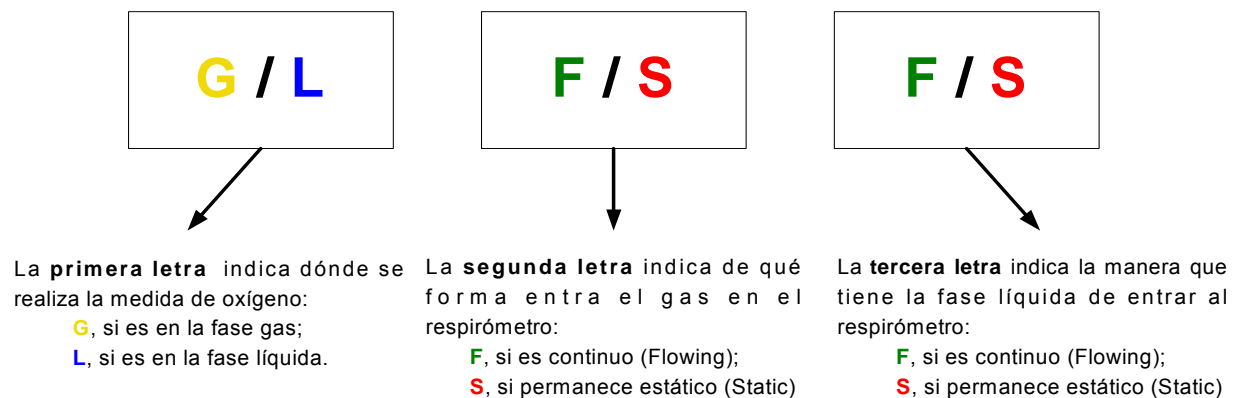
- Estado de la biomasa (concentración, pH, T, DQO, Edad, preparación de la muestra, etc.).
- Tipo de sustrato usado.
- Temporalidad de la medida de oxígeno (puntual, continuo).

La aplicación práctica de la respirometría abarca distintos campos de la biotecnología entre los que podemos destacar (Carmona, 2004, Spanjers *et al.*, 1998).

- Procesos de eliminación de materia orgánica en aguas residuales, determinación de la actividad de lodos, su edad, la estimación de los consumos de oxígeno para depuración, etc.
- Test de biodegradabilidad. (Polo *et al.*, 2007).
- Actividad de bacterias nitrificantes; consumo de oxígeno requerido para llevar a cabo la oxidación de formas amoniacales por dichas bacterias.
- Medida de la actividad respiratoria del compost y determinación de su estabilidad.
- Determinación de tóxicos en efluentes líquidos.

3.3.1. Clasificación según la IWA

La respirometría empezó a usarse a mediados de los años sesenta como una medida alternativa a la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en los tratamientos de aguas residuales. Por ello, en 2002, la IWA (International Water Association) propuso una clasificación de los respirómetros que venían utilizándose tradicionalmente en función de tres parámetros básicos designados por sendas letras y que se muestran en la siguiente figura:



Ejemplo:

Respirómetro **G S F**, la medida de oxígeno se hace en fase gas, no hay entrada de fase gas (o lo hace de manera discontinua) y la fase líquida entra de manera continua

Figura 9. Código para la clasificación de los respirómetros (IWA, 2002).

3.3.1.1. Respirómetros G (medida de oxígeno en la fase gas)

Los primeros respirómetros diseñados funcionaban midiendo el oxígeno en la fase gas, hasta que a finales de los años sesenta apareció el sensor electroquímico de oxígeno disuelto en fase líquida. La medida de oxígeno en fase gaseosa se puede obtener por dos métodos:

- Método paramagnético: se basa en los cambios observados en un campo magnético al ser aplicado sobre una mezcla de gases debido a la presencia de oxígeno en la mezcla.
- Método gasométrico: mide cambios en la concentración de oxígeno utilizando la ley de los gases ideales ($P \cdot V = n \cdot R \cdot T$). Si es a volumen constante se habla de método manométrico y si es a presión constante se llama método volumétrico.

Para obtener la velocidad de respiración se deben aplicar balances de oxígeno en la fase líquida y en la fase gas. Trabajar con las dos fases en continuo requiere mucha más instrumentación y los balances son más complejos. A cambio, los resultados obtenidos no son medidas de OUR puntuales.

En la Figura 10 se muestran de manera resumida los balances de materia de manera matricial para cada tipo de respirómetro y se muestra un esquema del mismo con las sondas de oxígeno necesarias. Más adelante se dará una explicación de cómo realizarlos y de que significa cada factor.

La principal ventaja de trabajar con respirómetros G es que se evitan posibles interferencias en la medida que ocurren en los respirómetros tipo L, como por ejemplo son las debidas a biomasa sobre el sensor o burbujas de aire acumuladas en la superficie de la membrana.

3.3.1.2. Respirómetros L (medida de oxígeno disuelto en fase líquida)

En el año 2001 más del 60% de los respirómetros existentes eran del tipo L. El sensor de oxígeno disuelto (OD) es generalmente un sensor polarográfico que se basa en la medida de la reducción electroquímica del oxígeno en una celda amperimétrica produciendo peróxido. Consta de dos o tres electrodos en una solución electrolítica interna separada de la fase líquida mediante una membrana semipermeable. El OD se difunde a través de la membrana desde la fase líquida hasta la solución interna y se reduce en el cátodo generando una corriente eléctrica que es proporcional a la velocidad de difusión y, por tanto, a la concentración de OD en la fase líquida. Debido a los múltiples procesos fisicoquímicos implicados, sólo en algunos casos la dinámica del sensor es un parámetro despreciable (Baeza, 2002). Para los otros casos, se han realizado varios estudios para compensar esta dinámica que se acostumbra a ajustar a sistemas de primer y segundo orden (Lindberg, 1996). Una de las ventajas de los respirómetros L es que la velocidad de respiración se obtiene realizando un balance de oxígeno disuelto sólo en la fase líquida.

Para realizar el balance de oxígeno, tanto en fase líquida como en fase gas, se parte de la formulación general del balance de materia:

$$\text{Acumulación} = \text{Entrada} - \text{Salida} \pm \text{Generación}$$

En primer lugar, para la fase líquida, la acumulación será la variación, con respecto al tiempo, de la cantidad de oxígeno que se produzca en el volumen de líquido en el interior del recipiente o reactor biológico. Es por tanto, la derivada del producto de la concentración de oxígeno disuelto por el volumen de líquido en el recipiente respecto del tiempo:

$$\frac{d \left[S_o \left(\frac{mgO_2}{L} \right) \cdot V_L(L) \right]}{dt}$$

La entrada por flujo másico para la fase líquida es el producto del caudal de líquido de entrada por su concentración de oxígeno disuelto:

$$Q_{in} \left(\frac{L}{s} \right) \cdot S_{Oin} \left(\frac{mgO_2}{L} \right)$$

De la misma manera, la salida por flujo másico de la fase líquida es el producto del caudal de líquido de salida por su concentración de oxígeno disuelto:

$$Q_{out} \left(\frac{L}{s} \right) \cdot S_{Oout} \left(\frac{mgO_2}{L} \right)$$

Otro factor, incluido dentro del término de entrada de la ecuación de balance de materia para la fase líquida, es la transferencia de oxígeno entre la fase gas y la fase líquida. Esta viene dada por el producto del volumen de líquido en el reactor, el coeficiente volumétrico de transferencia y la diferencia entre la concentración de oxígeno en la interfase (concentración de equilibrio) y la concentración de oxígeno disuelto en el líquido:

$$V_L(L) \cdot K_L a \cdot \left(\frac{1}{s} \right) \cdot \left(S_o^* \left(\frac{mgO_2}{L} \right) - S_o \left(\frac{mgO_2}{L} \right) \right)$$

Por último, el factor que corresponde con la generación es el consumo de oxígeno por reacción biológica. Lógicamente se trata de un factor negativo:

$$V_L(L) \cdot OUR \left(\frac{mgO_2}{L \cdot s} \right)$$

Sustituyendo todos estos términos en la ecuación del balance de materia para la **fase líquida** se tiene:

$$\frac{d[S_O \cdot V_L]}{dt} = Q_{in} \cdot S_{Oin} - Q_{out} \cdot S_{Oout} + V_L \cdot K_L a \cdot (S_O^* - S_O) - V_L \cdot OUR$$

De forma análoga, se obtiene la siguiente ecuación de balance de materia para la **fase gaseosa**:

$$\frac{d[V_g \cdot C_O]}{dt} = F_{in} C_{Oin} - F_{out} \cdot C_{Oout} - V_L \cdot K_L a (S_O^* - S_O)$$

En esta ecuación se observa que no aparece el factor correspondiente al consumo de oxígeno por reacción biológica, ya que los microorganismos encargados de esta función se encuentran sólo en la fase líquida. También puede observarse que el término que cuantifica la transferencia de oxígeno entre fases ha cambiado de signo en la ecuación, debido a que la transferencia, normalmente, tiene lugar de la fase gaseosa a la líquida.

En la Figura 10, se muestran, a modo de resumen, las ecuaciones necesarias para realizar los balances de materia, en este caso de oxígeno, y una tabla que indica que factores de estas ecuaciones intervienen y con qué signo, en función del tipo de respirómetro que se trate.

		MEDIDA EN FASE GAS				MEDIDA EN FASE LÍQUIDA			
		GSS	GFS	GSF	GFF	LSS	LFS	LSF	LFF
Proceso	Factor	Respirómetro							
Balance en fase líquida	Acumulación O ₂	A	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
	Circulación líquida	B			1	1			1
	Transferencia gas-líquido	C	1	1	1	1	1		1
	Respiración	D	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
Balance en fase gas	Acumulación O ₂	E	-1	-1	-1				
	Circulación gas	F			1	1			
	Transferencia gas-líquido	G	-1	-1	-1	-1			

Fase líquida $\frac{d[S_o \cdot V_L]}{dt} = Q_{in} \cdot S_{Oin} - Q_{out} \cdot S_{Oout} + V_L \cdot K_{La} \cdot (S_o^* - S_o) - V_L \cdot OUR$

A
B
C
D

Fase gas $\frac{d[V_g \cdot C_o]}{dt} = F_{in} \cdot C_{Oin} - F_{out} \cdot C_{Oout} - V_L \cdot K_{La} \cdot (S_o^* - S_o)$

E
F
G

Figura 10. Resumen del balance de materia (O₂)

Cómo ejemplo se puede analizar un respirómetro *LFS*. En este tipo de respirómetro los lodos son aireados hasta que la biomasa alcanza el nivel endógeno (no hay consumo de oxígeno debido a sustrato extracelular), luego se añade un pulso de agua residual y se toman muestras de la concentración de oxígeno disuelto hasta que la biomasa haya consumido el sustrato y haya vuelto al estado endógeno inicial. La representación de esta curva de oxígeno a lo largo del tiempo se denomina respirograma. La principal desventaja para automatizarlo es que requiere el cálculo de la velocidad de respiración endógena y del coeficiente volumétrico de transferencia $K_L a$. Para determinar el nivel endógeno es necesario observar cuando las velocidades de consumo de oxígeno se estabilizan al haberse consumido todo el sustrato, después de haber caído de niveles superiores en los que si existía dicho sustrato. Una vez alcanzado y hallado el nivel endógeno, se puede obtener el valor de $K_L a$ mediante variaciones en la concentración de oxígeno y la posterior resolución de la ecuación diferencial con los datos inferidos de dichas variaciones y teniendo en cuenta que OUR es nulo, al encontrarse en el nivel endógeno.

Una vez obtenidos los parámetros anteriores, para obtener la OUR basta con sustituirlos en el siguiente balance en la fase líquida que contiene los términos que nos indica la tabla de la Figura 10:

$$-\frac{d(V_L \cdot S_o)}{dt} = V_L \cdot K_L a \cdot (S_o^* - S_o) - V_L \cdot OUR$$

y dividiendo ambos miembros de la ecuación por V_L , suponiendo que el volumen del líquido durante la determinación no varía, se tiene la siguiente ecuación final:

$$-\frac{dS_o}{dt} = K_L a \cdot (S_o^* - S_o) - OUR$$

3.3.2. Sistemas de medida de la actividad respirométrica

Como se ha citado, estas técnicas han sido propias de los procesos de tratamiento de aguas residuales. En este campo, tradicionalmente, la capacidad respiratoria de un lodo venía determinándose de forma sencilla mediante el método manométrico o de Warbug, en el que el oxígeno utilizado se mide con respecto al tiempo anotando la disminución de presión en el recipiente donde se está realizando la respirometría, que tiene volumen constante, es hermético y se ha de mantener a una temperatura constante. En el recipiente se introduce la muestra a analizar dejando una cámara de

aire y, además, se ha de colocar un vaso con una solución de hidróxido potásico para que absorba el anhídrido carbónico producido de tal forma que la disminución de la presión sea una medida del oxígeno consumido (Ramalho, 1991). Este es un ejemplo de respirómetro GSS, en el que la medida de la concentración de oxígeno se realiza de manera indirecta y tanto la muestra líquida como el gas permanecen de manera estática en el interior del recipiente, sin que exista renovación alguna de ambos durante la determinación respirométrica.

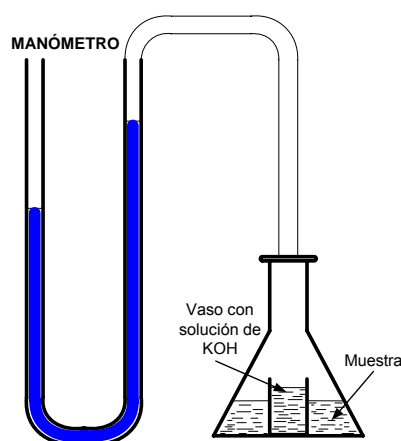


Figura 11. Esquema del respirómetro de Warburg

La automatización de procesos y de sensores capaces de medir la concentración de oxígeno en fase gas y líquida han permitido el desarrollo de la técnica y la adaptación de ésta al campo de las matrices sólidas, mas concretamente a los residuos orgánicos. A continuación se describirán los antecedentes existentes en técnicas respirométricas aerobias, prestando especial atención a los métodos utilizados y los mas afines a los desarrollados (Ubbiali, 2000). Se han dejado a un lado las metodologías biológicas anaerobias basadas en la producción de anhídrido carbónico y metano como el test fermentativo o el test de incubación (Binner y Zach, 1998 y Adani *et al.*, 1998).

3.3.2.1. **Métodos estáticos a Volumen constante.**

- a. Método manométrico (UNI, 1998). Prevé la determinación del índice midiendo la velocidad de consumo de oxígeno en un contenedor hermético. El consumo de oxígeno viene determinado indirectamente midiendo el cambio de presión que se obtiene dentro del sistema cerrado una vez capturado el CO₂ en una trampa alcalina.

- b. Método manométrico (Regione Piemonte, 1998). Esencialmente es el mismo que el método UNI con la diferencia de que el tiempo de adquisición es de 15 minutos en lugar de una hora y un menor intervalo de tiempo hasta la fase de latencia y la depresión máxima obtenida. Por ser centro de estudio en esta tesis será descrito con detalle en el apartado 4.5.2.

3.3.2.2. Métodos estáticos a Volumen y presión constante.

- a. Método Electroquímico / titulación (Ciccotti y Toller, 1990). La medida del índice de respiración viene dada por la titulación del CO₂ producido por la actividad biológica y capturado en una trampa alcalina. Con el objeto de mantener la concentración óptima de oxígeno, un sistema electrolítico permite la regeneración del O₂ consumido manteniendo constante la presión parcial.

La humedad del material debe de ser corregida al 80% de la máxima capacidad de retención hídrica. La duración de la prueba es de tres días y en intervalos de 24 horas la solución de captura del dióxido de carbono debe de ser valorada y sustituida por una disolución fresca de KOH 4N. La titulación se efectúa con HCL 4 N, con fenoftaleina como indicador, y 2 ml de BaCl₂ 2N para precipitar el CO₂ como BaCO₃. Concluida la prueba se calculan los valores medios de los resultados de tres replicas y un blanco, a las 24, 48 y 72 horas. De la media de los tres valores se calcula la actividad respiratoria como producción horaria de CO₂ o como consumo de O₂ por kg de sustancia seca. La cantidad de O₂ es calculada a partir de la medida de la intensidad de corriente eléctrica que es registrada por el sistema de restauración del nivel de oxígeno.

- b. Método del electrodo específico y titulación (The US Composting Council, 1997). Está ampliamente difundido y utilizado en Estados Unidos, se basa en el registro de la curva $\Delta O_2 / \Delta t$ obtenida en un reactor hermético donde se toman datos en el espacio libre cada minuto a lo largo de hora y media. La producción de CO₂ se puede evaluar utilizando una trampa alcalina y valorarla posteriormente con ácido.

- c. Método electrolítico, SAPROMAT. (Federal Compost Quality Assurance Organization, 1994). El método citado evalúa el grado de estabilidad en base a la medida del consumo de oxígeno en condiciones estáticas. Está formado por el recipiente donde se lleva a cabo la respiración dotado en su interior de un “absorbedor de CO₂” (recipiente con sosa), una célula electrolítica y un manómetro, todos interconectados (Figura 12. Esquema de un respirómetro electrolítico). A medida que los microorganismos consumen el oxígeno para la oxidación de la materia orgánica, se produce una disminución de presión en el sistema, que es registrada por el manómetro. Éste, a su vez, a través de un sistema de control, activará la célula electrolítica en función de dicha disminución de presión, tratando así de mantener la presión constante. La cantidad de oxígeno liberado en la electrolisis es proporcional a la cantidad de energía eléctrica que ha sido necesaria suministrar. Registrando esta energía se puede inferir directamente el consumo de oxígeno (Reuschenbach, 2003). En este caso no se puede decir que se esté ante un ejemplo claro de respirómetro GFS. Aunque aparentemente pueda parecer que el aporte de gas se realiza de manera continua, no es así exactamente, el gas se suministra a medida que se consume el oxígeno, de manera que se pueden producir discontinuidades en dicho aporte.

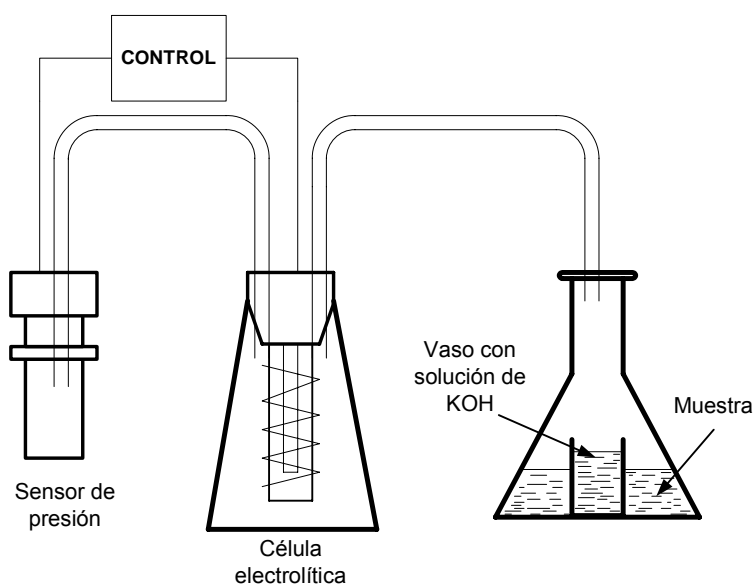


Figura 12. Esquema de un respirómetro electrolítico

El matraz de reacción queda termostatzado a 20°C. El sistema de adquisición de datos toma un valor cada 6 horas y la duración total de la prueba es de 4 días. Utiliza un dispositivo que mide el volumen de agua

producida durante el proceso oxidativo y a través del cual es posible determinar la cantidad de oxígeno consumida. En concreto el contador registra un salto cuando se producen 166 ml de agua que equivalen a 0.166 mg O₂. La fórmula para el cálculo de la cantidad de oxígeno consumida después de 4 días, expresada en mg O₂ /g de sustancia orgánica seca es:

$$AT_4 = \frac{N^{\circ} \text{ saltos} \times 0.166}{gST \times SV(\%ST)} \times 100$$

Donde:

AT₄ indica la actividad después de 4 días, SV (%ST) es el valor de sólidos volátiles obtenidos por calcinación. La prueba de respiración se realiza sobre una fracción de la muestra que representa solo a la fracción inferior a 10 mm.

- d. Método basado en el consumo específico del oxígeno. SOUR (Lasaridi y Stentiford, 1998). Por ser un método perfeccionado por nuestro grupo de investigación (Chica *et al.*, 2003b) y por el que apostamos desde hace años como método estático, desarrollaremos la instrumentación y preparación del experimento en el apartado referente a Material y Métodos de carácter biológico utilizados.

El test *Specific Oxygen Uptake Rate* es un método estático que se basa en la medida del consumo de oxígeno disuelto en una suspensión acuosa que contiene el material objeto del análisis, utilizando los principios del método de la DBO. El test determina el máximo consumo de oxígeno debido a la degradación de la sustancia orgánica fácilmente oxidable presente en la muestra en condiciones óptimas de pH y nutrientes para el desarrollo de la actividad microbológica (Ver Material y Métodos).

Se trata de una técnica descrita por Lasaridi en 1998, perfeccionada y automatizada por nuestro grupo de investigación (Chica *et al.*, 2003b). Durante estos años se ha trabajado en la generación de una amplia batería de resultados que puedan contrastar su viabilidad como test que atestigüe la calidad del producto de forma rápida y fiable, convirtiéndose en un método oficial de determinación de la calidad.

La técnica muestra las ventajas de su fácil operación, rapidez y mediano nivel de cualificación para su utilización, siendo también un equipo robusto e independiente. En cuanto a los inconvenientes que tradicionalmente se le han asignado a esta técnica está la escasa cantidad de muestra (entre 1 y 4 gramos) que debe de ser representativa de una pila de miles de kilos. Nuestra experiencia, nos dice que los datos son reproducibles, repetidos y representativos de la fracción orgánica a ensayar, constituyendo la toma de muestras el punto crítico de dicha técnica, inconveniente que se repite en la mayoría de los estudios que investigan los sistemas biológicos. La información que se puede extraer puede ser la máxima velocidad específica de consumo de oxígeno ($VECO_{max}$), el consumo acumulado de oxígeno a las 12 horas (CAO_{12} u OD_{12}) o bien a las 20 horas, (CAO_{20} u OD_{20}), dándose el ensayo por concluido al termino de las 20 horas cuando la respiración deja de ser significativa para la mayoría de las matrices orgánicas. La comparativa de éstos índices en relación el tiempo de compostaje nos informa de la correcta evolución del proceso y de su punto de finalización. La evolución de los tres parámetros con respecto al tiempo de compostaje, corresponde con una exponencial negativa, proponiéndose por parte de la comunidad científica que el sustrato se encontraría estabilizado cuando el consumo de oxígeno máximo ($VECO_{max}$) sea menor o igual a $1 \text{ mg O}_2 / \text{g SV} \cdot \text{h}$.

3.3.2.3. Métodos Dinámicos.

- a. ASTM (ASTM, 1996). Este método prevé el cálculo del índice de respiración en una muestra sólida sometida a aireación activa en un periodo de tiempo de 4 días. Los valores obtenidos son expresados como dato acumulado respecto a los sólidos volátiles. La muestra debe ser sometida a un inculo de compost estabilizado cuyo origen es similar al de la muestra a ensayar. La aireación se regula para mantener valores de oxígeno superiores al 6% en el aire de salida. Durante la prueba se asegura una temperatura de $58^{\circ}\text{C} \pm 2$. Valora el consumo mayor de oxígeno en 24 horas. La concentración de oxígeno en la salida se mide 4 veces al día. Al término de la prueba se determina el contenido en sustancia seca y el pH.

Esta metodología expresa el resultado respirométrico como el consumo acumulado de oxígeno en cuatro días y la expresión utilizada es la siguiente.

$$V_1 = (O_{2i} - O_{2e}) \times F \times \Delta t$$

donde:

V_1 es el consumo acumulado de O_2 (litros), O_{2i} es la concentración de oxígeno del aire de entrada, O_{2e} es la concentración de oxígeno en el aire a la salida, F es el caudal de aire (litros /hora) e Δt es el intervalo de tiempo.

El volumen acumulado de oxígeno consumido, en litros, se corrige a las condiciones estándar de temperatura y presión con la siguiente ecuación.

$$V_2 = V_1 \times T_2/T_1 \times P_1/P_2$$

donde:

V_2 es el consumo acumulado de O_2 a las condiciones estándar (l), V_1 es el consumo acumulado de oxígeno (l), T_2 es la temperatura estándar (273 °K), T_1 es la temperatura ambiente (°K), P_1 es la presión ambiente (atm) y P_2 es la presión estándar (1 atm). El consumo acumulado de oxígeno en gramos se calcula mediante la siguiente expresión.

$$C = V_2 \times (32 / 22.414)$$

Donde:

32 es el peso molecular del oxígeno y 22.414 es el volumen de un mol de oxígeno en condiciones estándar de presión y temperatura.

- b. Método Di.Pro.Ve. (Adani, 2001). Por ser el método dinámico en el que se centra este trabajo, y objeto de estudio y aprendizaje durante la estancia en Italia, se desarrollan las características, ventajas e inconvenientes que presenta este método dinámico en el apartado 4.5.3. correspondiente a Material y Métodos utilizados para la realización de esta tesis.

El test *Dynamic Respiration Index*, según la técnica Di.Pro.Ve. (Adani *et al.*, 1995, 2004b), es un método dinámico que tiene muchas similitudes con el método estático que se realiza sin la renovación de oxígeno (UNI 10780, apéndice M, 1998) o con el método dinámico con aireación continua de la biomasa utilizado en Estados Unidos (ASTM, 1996 y ASTM, 1992). Los métodos estáticos, a volumen constante (Nicolardot *et al.*, 1982) o a presión constante (Van Der Werf *et al.*, 1987), presentan el inconveniente de limitar la difusión y la dispersión del oxígeno en la biomasa, ralentizando por tanto el proceso de degradación de la sustancia orgánica, disminuyendo el pH y

creando fenómenos de toxicidad debido al acumulo del CO₂ u otros gases de fermentación (Paletski y Young, 1995). Por tanto, resulta difícil pensar que tal estima del índice de respiración se corresponda con el dato respirométrico riguroso, entendiendo por éste aquel en que la biomasa no ha tenido ninguna limitación de oxígeno. Por todas estas carencias, se desarrolla el método dinámico un método dinámica con aporte continuo de oxígeno, el DRI. Por ello, por su forma de operar es la técnica que complementa a la SOUR porque viene a suplir las deficiencias que ésta tiene, fundamentalmente, el escaso tamaño de muestra utilizado en la determinación y el cambio de condiciones - determinación en medio acuoso - con respecto a las de su aplicación normal al suelo.

Tabla 14. Resumen de métodos estáticos disponibles para la determinación del índice de respiración.

Método	Principio de la medida	Preparación de la muestra	Cantidad de muestra	Duración de la prueba	Técnica de medida	Unidad de medida
Manométrico (UNI, 1998)	Velocidad de consumo de O ₂	Humidificación de la muestra hasta el 80% de la máxima capacidad de retención hídrica.	1 kg.	3 días aprox.	Método manométrico a volumen constante. Medida indirecta realizando la cuantificación de la depresión que se forma por el consumo de oxígeno en un sistema cerrado y de la interferencia con el CO ₂ mediante una trampa alcalina.	mgO ₂ ·h ⁻¹ ·kgSV ⁻¹
Manométrico (Regione Piemonte, 1998)	Velocidad de consumo de O ₂	Como el método UNI.	1 kg.	3 días aprox.	Como el método UNI.	mgO ₂ ·h ⁻¹ ·kgSV ⁻¹
De titulación y electroquímico (Ciccoti y Toller, 1990).	a) Velocidad de consumo de O ₂ b) Velocidad de producción CO ₂	Como el método UNI.	25 g de sustancia seca aprox.	3 días.	a) Método a presión y volumen constante. Determinación indirecta del consumo de O ₂ mediante la medida de la corriente eléctrica de un circuito del sistema electrolítico que produce O ₂ . b) Determinación indirecta del CO ₂ producido, mediante la captura con trampa alcalina y posterior titulación.	mgO ₂ ·h ⁻¹ ·kgSS ⁻¹ mgCO ₂ ·h ⁻¹ ·kgSS ⁻¹

Método	Principio de la medida	Preparación de la muestra	Cantidad de muestra	Duración de la prueba	Técnica de medida	Unidad de medida
Del electrodo específico y de titulación (The US Composting Council, 1997)	a) Velocidad de consumo de O ₂ b) Velocidad de producción CO ₂	a) Humidificación de la muestra hasta el 58-90% de la máxima capacidad de retención hídrica; climatización a 37 °C por 1-14 días para el control y mantenimiento de las condiciones aerobias. b) Aclimatado de la muestra a Temperatura ambiente durante 3 días y humidificación hasta el 50 % tal cual.	a) 250 cm ³ . b) 25 g de muestra húmedos.	a) 90 min. b) 4 días	a) Medida directa del consumo de O ₂ mediante electrodo específico. La metódica mide la variación de concentración de O ₂ en el espacio libre del reactor. b) Determinación directa del CO ₂ producido capturado con una trampa alcalina y sucesiva titulación.	a) mgO ₂ ·h ⁻¹ ·gST ⁻¹ o mgO ₂ ·h ⁻¹ ·gSVB ⁻¹ b)mgCO ₂ ·d ⁻¹ ·gSV ⁻¹
SAPROMAT (FCQAO, 1994)	Consumo de O ₂	Humidificación de la muestra hasta las condiciones de “pasta saturada” (Ver metódica de pH y Conductividad)	30-50 g.	4 días	Determinación indirecta del consumo de O ₂ en base a la medida del volumen de O ₂ producido por generación del agua durante el proceso oxidativo.	mgO ₂ ·gSS ⁻¹ ·4día ⁻¹
SOUR	Velocidad de consumo de O ₂	Disolución de la muestra en un medio tamponado y con sustancias nutritivas.	1-4 g.	1 día	Medida directa del consumo de O ₂ mediante electrodo específico inmerso en el reactor.	mgO ₂ ·h ⁻¹ ·kgSV ⁻¹

Tabla 15. Resumen de métodos dinámicos disponibles para la determinación del índice de respiración.

Método	Principio de la medida	Preparación de la muestra	Cantidad de muestra	Duración de la prueba	Técnica de medida	Unidad de medida
ASTM (ASTM, 1996)	Velocidad de consumo de O ₂	Preparación de un blanco y de un referente positivo.	2-5 L	Al menos 4 días	Determinación directa mediante electrodo específico del O ₂ consumido en un respirómetro aerobio de flujo continuo y en condiciones estándar.	mgO ₂ h ⁻¹ kgSV ⁻¹
Di.Pro.Ve. (Adani <i>et al.</i>, 2001; Regione Lombardia, 1999; Scaglia <i>et al.</i>, 2000)	Velocidad de consumo de O ₂	Humidificación de la muestras hasta el 75% de la máxima capacidad de retención hídrica. Estandarización del pH (6,5-7,7) y de la densidad aparente (< 0.65 t m ⁻³)	5-50 L	De 1 a 4 días	Determinación directa mediante electrodo específico del O ₂ consumido en un respirómetro aerobio de flujo continuo y en condiciones estándar.	mgO ₂ h ⁻¹ kgSV ⁻¹

SV = Sólidos Volátiles.

SS = Sustancia Seca.

SVB = Sólidos Volátiles Biodegradables.

De todos estos métodos, este trabajo se ha centrado en el método de la SOUR y del DRI que están basados en el consumo de oxígeno, el primero de carácter estático y el segundo de carácter dinámico, son los que nuestro grupo de investigación ha seleccionado como métodos para la medida de la estabilidad del proceso de compostaje. El primero trabaja en medio líquido con poca cantidad de muestra, mientras que el segundo lo hace con grandes volúmenes en el estado natural del compost (sólido).

3.3.3. La situación en Europa.

La comunidad científica europea considera a las técnicas respirométricas como una de las mejores formas para la validación de la estabilidad de un compost o de una matriz orgánica sujeta a un tratamiento biológico. Los métodos respirométricos son normalmente utilizados en muchos estados europeos (Italia, Dinamarca, Reino Unido y Austria) y en Estados Unidos. Recientemente en Italia, se ha aprobado el método dinámico (UNI/TS 11184:2006) como norma oficial nacional y lleva varios años siendo utilizado como referencia en algunas normativas regionales, por lo que goza de buenas expectativas a nivel para ser considerada como norma europea.

El 2º borrador de Directiva Europea sobre compostaje incorpora a estas técnicas como posible método oficial para la determinación de la estabilidad del compost aplicable a todos los países miembros. La novedad del método, así como la cualificación necesaria para llevar estas determinaciones hacen necesario su investigación previa y contrastación como técnica viable. Para poder utilizar la actividad respiratoria como índice de estabilidad o de fermentabilidad de un residuo con fines normativos a nivel nacional o europeo se requiere de una técnica analítica apropiada, estable y reproducible que pueda provocar la equivalencia de los resultados independientemente de la forma de operar.

En esta línea, actualmente se utilizan tres variantes en la UE;

- a. En Alemania y Reino Unido existe un método de medida de respiración microbiana de suelos y materia orgánica en descomposición, de acuerdo a la norma DIN (Deutscher Industrie Normen) 19737. Se trata de un método **manométrico a volumen constante** que consigue como resultado la

actividad respiratoria en cuatro días, conocida como AT4. La norma citada comprende métodos de incubación anaerobia y de respiración aerobia que se utilizan para cuantificar las cuotas de emisión de los vertederos de RSU y que son análogos al método manométrico a volumen constante que estudiaremos también en esta tesis (apartado 4.5.2).

- b. El método del **Índice de Respiración Estático a volumen constante** (sin aireación de la masa). Método UNI 10780, apéndice M. Recibe algunas críticas por parte de la comunidad científica debido a que el índice de respiración está subestimado debido a la dificultad de difusión gaseosa a través de la masa, el aparato comercial no aísla el sistema del exterior y tan solo está previsto para compost acabado ya que no está considerada una manera de proceder específica para preparar las heterogéneas muestras de materiales diversos que se dan durante las fases intermedias del proceso de compostaje.
- c. El método del **Índice de Respiración Dinámico** (con aireación forzada y continua). Método Di.Pro.Ve, (Adani *et al.*, 2001, Dipartimento di Produzione Vegetale, 2004). Es el método descrito en el apartado 3.3.2.3 y que actualmente constituye el método oficial de las Regiones Italianas de Basilicata, Campania, Emilia Romagna, Lombardía, Puglia, Sicilia, Toscana y Veneto. Actualmente el método tiene la categoría de normal nacional, UNI UNI/TS 11184:2006. Es en Italia donde el desarrollo de la técnica es mayor y desde que en el año 2000 se implantara como método oficial de la Región de Veneto no dejó de expandirse, actualmente se piensa en la unificación de un valor legislativo común bajo una normativa nacional, y a todas luces se convertirá en alguna de sus variantes como método oficial a nivel europeo. Los valores legislados actuarían creando distintas calidades de compost, cuya diferenciación también se hace ya en estas regiones italianas. La cuestión del límite legal también es importante debido a que existen regiones que son mas exigentes que otras oscilando el valor límite entre 500 mg $O_2 \cdot gSV^{-1} \cdot h^{-1}$ y 1000 mg $O_2 \cdot gSV^{-1} \cdot h^{-1}$ (Adani *et al.*, 2004d, 2004e), valores por debajo de los cuales se considera que el compost está listo para su aplicación agrícola.

A continuación, se muestran las regiones que en 2007 contaban con una regulación que limitaba la comercialización del producto según su actividad biológica. Cabe destacar que la regulación de clases de estabilidad, completa en algunos casos las calidades establecidas en base a los metales pesados, es el caso de la legislación de la Región de Lombardía.

Por otra parte, en algunos casos, como en la Región de Basilicata y en Sicilia, la estabilización puede ser medida de forma alternativa al Índice de Respiración Dinámico, mediante el índice de Respiración Estático. Así por ejemplo en el *Bolletino Ufficiale Della Regione Basilicata n.32 del 8 maggio 2002*, establece un limite del DRI de $1000 \text{ mg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{KgSV}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ para su descarga en vertedero, de 800 para restauración paisajística e inferior a 500 para su aplicación a agricultura, siempre y cuando el proceso total haya durado al menos 90 días. El producto también puede acreditar la estabilización a través de la medida del Índice de Respiración Estático, en el que no existe caudal de aire, y la respiración se hace únicamente con el oxígeno que difunde de forma pasiva a través de la macro y microporosidad. En este caso todos los límites citados se reducen a la mitad, contando con las mismas unidades de medida.

Región	Referencia legislativa	Clases de estabilidad	Límites establecidos IRD (mg O ₂ / Kg SV-h)
LOMBARDIA	Bolletino Ufficiale de la Regione Lombardia n° 20 del 13 maggio 2003	4*	Compost fresco, < 1000 Compost de calidad I, < 500 Compost de calidad II, 500-1000 Compost de baja calidad <1000
TOSCANA	Riunione del 17 febbraio 2003. Toscana Ricicla – Cispel	1	Compost < 400
BASILICATA	Bolletino Ufficiale de la Regione Basilicata n° 32 del 8 maggio 2002	3	Compost de calidad < 500 Compost de restauración < 800 RSU Bioestabilizado <1000
SICILIA	Gazzetta Ufficiale Regione Siciliana n° 27 Parte I del 14-6-2002	1	Compost < 500
CAMPANIA	Comitato Tecnico ex Ordenanza Commissariale n° 58/2002	1	≤ 700
PUGLIA	Decreto commissariale 6-3-2001	2	Bioestabilizado < 800 Compost maduro < 400
EMILIA ROMAGNA	Bolletino Ufficiale de la Regione Emilia-Romagna n° 78 del 3 maggio 2000	3*	Para vertido a vertedero ≤ 400 Para restauración paisajística y cobertura de vertederos ≤ 300 Como sustrato orgánico en ambientes no confinados ≤ 300
VENETO	DGRV N° 766 del 10-3-2000	1	< 600

Tabla 16. Resumen de la normativa regional Italiana en donde está regulada la estabilización del compost para su comercialización.



MATERIAL Y MÉTODOS

4. MATERIAL Y MÉTODOS.

4.1. Plan de trabajo

El plan de trabajo para el desarrollo de esta tesis doctoral, fue diseñado en el año 2002 con el fin de cumplir los objetivos impuestos por el proyecto *REN 2002-02602* y se ha ido actualizando hasta ahora gracias a la continuidad de los trabajos con el proyecto *CTM 2005-01293*. Los trabajos efectivos comenzaron en Septiembre de dicho año con la puesta a punto de técnicas y métodos analíticos necesarios para la caracterización de la actividad biológica de la fracción orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos.

Durante el periodo de investigación se ha estudiado el compostaje en distintas plantas industriales haciendo especial hincapié en el estudio de la estabilización del proceso mediante las novedosas técnicas respirométricas. Para ello no se ha dudado en experimentar fuera de nuestro país y conocer así nuevas formas de operar en planta, a escala industrial, o conocer novedosas técnicas de análisis en laboratorio. El trabajo a escala industrial con pilas de residuos que rondan las 100 toneladas en todos los casos, plantea severas dificultades que tienen la recompensa de la gran aplicabilidad de los resultados obtenidos. Los experimentos diseñados para conseguir nuestros objetivos fueron:

1. Estudio del proceso de compostaje de la FORSU de Córdoba durante 127 días en un sistema simple de pilas trapezoidales volteadas semanalmente la primera mitad y quincenales la segunda mitad del proceso. Las pilas se montaban en forma de cordón mediante la cinta tripper y tenían unas dimensiones de 2×2×50 metros. Los muestreos se realizaron semanalmente hasta su refino. El experimento se desarrolló en la Planta de Compostaje de la *Empresa Municipal de Saneamientos de Córdoba (SADECO)* durante el periodo 2002/2003. Se trata de una planta industrial de gran tamaño con una

- capacidad de tratamiento de 254000 toneladas/año y que da cobertura a toda la ciudad de Córdoba.
2. Un experimento similar se realizó para estudiar el compostaje de FORSU del Sur de la Provincia de Córdoba, en la planta de tratamiento de Montalbán durante 75 días, en un sistema simple de pilas troncopiramidales volteadas con volteos quincenales el primer mes y mensuales hasta su refinado. El tamaño de estas pilas rondaba los 3×3×15 metros. El experimento se desarrolló en la Planta de Compostaje de la *Empresa Provincial de Medio Ambiente (EPREMASA)* durante el año 2003. Se trata como en el caso anterior de una planta industrial de gran tamaño, con una capacidad de tratamiento de 159000 toneladas/año y que da cobertura a la totalidad del Sur de la Provincia de Córdoba.
 3. Estudio del proceso de compostaje de RSU mezclados del Sur de la provincia de Sevilla durante 140 días comparando dos formas de operar distintas partiendo de la misma materia prima; un sistema simple de pilas volteadas quincenalmente y un sistema moderno que utiliza túneles de fermentación con ventilación forzada durante los 14 primeros días del proceso. El experimento y análisis correspondientes a los numerosos muestreos se desarrolló en la Planta de Compostaje del *Consortio de Medio Ambiente Estepa-Sierra Sur-El Peñon* (Sevilla) durante el periodo 2003/2004. Los muestreos se realizaron cada 15 días aproximadamente hasta su refinado, a los 75 días, y otros dos más durante la etapa de maduración. Se intentó que ambas pilas objeto de la comparativa fueran lo más parecidas en dimensiones que rondaban los 2.5×2.5×15 metros, la frecuencia de volteos y de riegos fue la misma para las dos pilas. Dicha planta se considera una instalación industrial de mediana capacidad de tratamiento (42000 t/año) dando cobertura a 16 pequeños municipios de la Sierra Sur de Sevilla.
 4. Estudio del proceso de compostaje de la FORSU con restos de Poda de jardinería del área metropolitana de Milán (Italia) en plantas industriales de medianas y pequeñas dimensiones con la intención de favorecer la aireación de la masa a compostar. Partiendo de la misma materia prima con un alto nivel de mezcla de material estructurante (Poda y restos verdes), se comparó dos formas de operar distintas; la de la planta de *Sesto-Cologno* (40000

t/año) con un tiempo de residencia en túnel de 9 días y la de la planta de *La Spezia* (8000 t/año) con un tiempo de residencia de 24 días. En ambos casos se dejó un tiempo de 40 días para la maduración del producto y se tomaron tres muestras (Inicio, salida del túnel, maduración a los 40 días) durante cada experimento. El ensayo se prolongo durante toda la estancia desarrollada en Italia en el 2004.

Aunque existen diferencias entre las plantas de compostaje, en las cinco existe un tromel con una luz entre 90 y 150 mm. para eliminar las fracciones muy gruesas al inicio del proceso. El afino en todas ellas se realizó a través de un tromel de 15 mm y posterior mesa densimétrica. Tan solo las plantas de compostaje italianas contaban con un sistema de depuración de todo el aire consistente en un biofiltro a base de corteza de pino y/o brezo (Elwell *et al.*, 2004) cuya eficacia era acreditada periódicamente.

5. Los experimentos de lodos de EDAR compostados mediante sistemas clásicos de pilas volteadas periodicamente, se llevaron a cabo en la *Planta de compostaje y reciclaje de Córdoba* en el periodo 2004/2005, y su evolución fue comparada con el mismo material secado en las eras. Dicha planta tiene una recepción diaria entre 80000 y 100000 kg de Lodos procedentes de la EDAR "La Golondrina" que da cobertura a la totalidad de la ciudad de Córdoba. Dicha comparativa fue realizada entre una pila de compostaje de lodos de EDAR con poda en una razón en peso de 5 a 1 y otra sin poda, ambas durante un periodo de seis meses. Este material se volteó semanalmente el primer mes de Compostaje, quincenalmente durante el segundo y tercer mes, mientras que el resto del periodo de Compostaje solamente se volteó tan solo en dos ocasiones. En ningún momento se regó la mezcla ya que la humedad media presente durante todo el proceso fue superior al 50%.

6. Para el estudio de la velocidad de respiración como indicador de la mineralización del Carbono y del Nitrógeno se realizaron ensayos en la *Universidad de Wageningen (Países Bajos)* con suelo orgánico, compost verde y compost de residuos ganaderos. Las matrices orgánicas ensayadas en la Universidad neerlandesa durante la estancia de investigación del año 2005, fueron producidas mediante el compostaje de residuos agroganaderos

de las granjas experimentales de Droevendaal y en la EDAR de Bennekon a partir de lodos de esta depuradora mediante un sistema de pilas volteadas que no fue controlado. Para el estudio de estabilidad final de estas matrices, se realizaron distintas baterías de ensayos con el método manométrico a volumen constante, Oxitop®, para calcular, además de la velocidad de mineralización del carbono, el balance de mineralización de nitrógeno. Para ello, se analizaron las formas de nitrógeno amoniacal (NH_4^+) y de nitrógeno en forma de nitratos (NO_3^-) mediante cromatografía iónica muestreando regularmente la suspensión acuosa y centrifugando (16400 RPM y 4°C) previamente a su análisis durante todo el proceso de incubación que duraba siete días. Para conseguir este objetivo fue necesario realizar modificaciones en los reactores convencionales con el principal objetivo de evitar pérdidas de presión durante los muestreos, que eran repetidos cada 12 horas a lo largo de una semana y que se realizaban con una jeringa a la solución nutritiva en la que se disolvía la muestra.

7. Una vez completados nuestros experimentos de compostaje con distintos sustratos (FORSU, RSU, lodos, estiércol de cerdo y restos verdes) y evaluada su aptitud agronómica por las técnicas centro de estudio de esta tesis, se plantearon nuevas alternativas a la utilización del compost. Así, en esta línea se desarrolló una tercera estancia de investigación con el objeto de buscar una nueva aplicación del producto. Se trataba de la inoculación de digestores anaerobios mesófilos con compost de mediana y alta estabilidad. Así en esta línea se estudió el efecto hidrolítico que induce la biomasa contenida en dos inóculos de compost con distinta estabilidad.

La fase experimental se desarrolló durante el primer cuatrimestre de 2007 en la Universidad de Cádiz, en la cual, junto con los análisis respirométricos y químicos se realizaron análisis físicos (métodos termogravimétricos) que completan de forma extraordinaria el elenco de técnicas utilizadas en esta tesis. Se estudiaron dos tipos de compost obtenidos en la planta de compostaje de las Calandrias en Jerez de la Frontera con un sistema de fermentación en trincheras de 3 meses aproximadamente. Uno de ellos fue inoculado sin periodo de maduración (Inóculo A) y otro con una larga maduración (Inóculo B). La FORSU fue obtenida de la misma planta de compostaje y corresponde a una recogida selectiva de escasa calidad del

propio término municipal. Se realizaron 21 experimentos que combinaban la estabilidad del inóculo introducido a la FORSU (Inóculo fresco, A, o maduro, B), la cantidad de inóculo (2.5%, 5% y 10% del peso total), el tiempo de residencia (6, 12 y 24 horas) y el efecto de la agitación (régimen estático o dinámico). Este último experimento se desarrolló para la combinación de variables seleccionadas Estabilidad-Tiempo de contacto, con compost maduro y alto tiempo de contacto (24 h). Todos los ensayos se realizaron por duplicado en reactores de 1.5 litros de capacidad, en una mezcla con 30% de sólidos y con una agitación de 14 RPM.

La estabilidad de los inóculos se estudio a través de 5 técnicas de determinación de la estabilidad. El test de autocalentamiento en vaso adiabático Dewar, la Respirimetría en fase líquida Specific Oxygen Uptake Rate (SOUR) y la Respirimetría en estado sólido de carácter dinámico Dynamic Respiration Index (DRI). Como innovaciones al trabajo se han realizado modificaciones el método tradicional de la determinación de la OUR (Oxygen Uptake Rate) mediante Oxitop® para adaptarla al estado sólido de matrices orgánicas y poder comparar este índice de estabilidad con los anteriores. Por último se ha realizado el estudio termogravimétrico de las tres matrices con las que hemos trabajado con el objetivo de sacar conclusiones respecto a la superficie específica, componentes como ácidos húmicos, así como cantidad y tipo de humedad contenida en éstas muestras. La técnica de tipo físico ATG, junto con los análisis químicos, completa el espectro de técnicas utilizadas para calcular la estabilidad del compost, que es el objetivo de la Tesis Doctoral en la que se trabaja.

Otra parte importante de la investigación ha sido dedicada al Diseño y Construcción de un respirómetro discontinuo y en fase líquida, altamente polivalente dotado del software adecuado que permita, a partir de los datos experimentales concentración de oxígeno-tiempo, la obtención de forma más fácil de las variables. Este equipo se desarrolló durante el inicio de este proyecto durante el periodo 2003/2004 y con él se han desarrollado la mayor parte de las medidas de estabilidad de esta tesis. El estudio de las variables de operación, el estudio de la degradabilidad durante los ensayos y de la relación entre las variables de operación completa el plan de trabajo durante los cursos 2005/2007, dedicándose 2008 a la redacción final de esta Tesis.

4.2. Descripción de las plantas industriales, manejo de las pilas.

Con objeto del desarrollo de los experimentos citados, se tuvo que recurrir a tres plantas de compostaje de nivel industrial en nuestra región. Existen profundas diferencias entre ellas, en cuanto a capacidad, sistemas de compostaje, volteos de la materia orgánica. Un resumen de estas variables se muestra a continuación en la Tabla 17. A continuación se hará un detalle pormenorizado de la gestión en cada una de ellas.

	Córdoba	Montalbán	Estepa
Municipios	1	46	16
Habitantes cubiertos	390000	365000	60000
Gestión Recogida	Selectiva a Orgánica	Selectiva a envases	No selectiva
Sistema de Compostaje	Pilas (volteadora)	Pilas (pala mecánica)	Túneles + Pilas (pala mecánica)
Total de tratamiento (miles de t)	254	159	42.5
Residuos a compostar (miles de t)	31	50.5	22.9
Producción de compost (miles de t)	5	2.8	0.92

Tabla 17. Diferencias entre las plantas industriales en las que se realizaron los experimentos.

Este apartado se completa con la descripción de las principales características de las plantas de compostaje de Italia (La Spezia y Sesto) en las que se trabajó en condiciones similares a las mencionadas. El sistema de compostaje llevado a cabo en las dos plantas Italianas fue en túneles de ventilación forzada, una de ellas con objeto de producir compost de calidad y otra con el objetivo de bioestabilizar el material previo a su descarga a vertedero. Ambas utilizan poda como material estructurante.

4.2.1. Planta de Córdoba.

La Planta de compostaje se encuadra dentro del Complejo Medioambiental y de Reciclaje de Córdoba. Está configurada por dos líneas de trabajo, la de orgánica destinada a Compostaje y la línea de envases e inertes destinada al reciclaje de

acuerdo al sistema de ECOEMBES. También dispone de un horno de cremación y de una planta de reciclaje de residuos de construcción y demolición (RCD).

Desde su diseño y construcción en 2001 la planta ya cuenta con algunas mejoras y redimensionamiento. Aunque la capacidad de tratamiento es mayor, en la actualidad, la planta gestiona los residuos domiciliarios producidos por una población aproximada de 320000 habitantes que generan una cantidad total de 214000 toneladas de residuos al año.

A planta se transportan, los residuos que son separados en origen (material de ecoparques, vidrio, papel-cartón, envases y otros inertes), de los residuos destinados a la producción de Compost; entre ellos, la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU), lodos procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales y residuos orgánicos industriales asimilables. Cabe destacar que la recogida en origen en este municipio esta focalizada en la materia orgánica siendo el contenedor amarillo la fracción “resto”. Este sistema implantado desde 1993 pretende conseguir dos objetivos:

- a) Unos residuos orgánicos limpios que puedan ser transformados mediante un correcto proceso de Compostaje en un Compost de excelente Calidad que sea aceptado por los agricultores y demás consumidores potenciales de este producto.
- b) Unos residuos inertes, libres de elementos orgánicos, que puedan ser recuperados y puestos en el mercado del reciclaje sin que exista rechazo de los mismos.

El modo de funcionar en planta es el siguiente (Figura 13):

Una vez los residuos han sido recogidos y posteriormente transportados a la Planta; en esta, el camión se dirige hacia la zona de descarga en la que, de manera independiente, se encuentran las dos cintas encargadas de conducir el material hacia una de las dos líneas de tratamiento que posee el Complejo: orgánica (basura procedente del contenedor exclusivo para materia orgánica) e inertes. En el principio de cada línea, existe una zona de triaje manual donde se retiran los voluminosos. Pasada esta zona, el material que transporta cada cinta sigue en planta una gestión totalmente distinta.

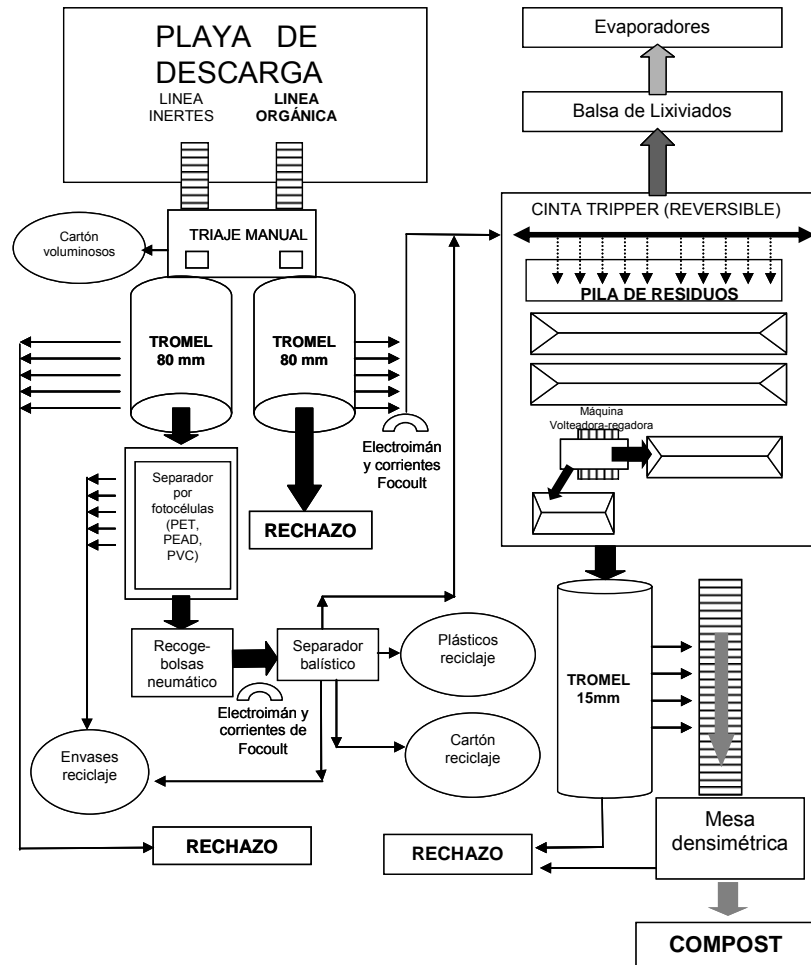


Figura 13. Esquema de la planta de Reciclaje y Compostaje de Córdoba.

Pasado el triaje manual de voluminosos, la *línea de inertes* continúa hacia un tromel de 80 mm cuya primera parte cuenta con un dispositivo rompebolsas. El hundido de tromel constituye el rechazo y se transporta a vertedero. El resto de residuos pasan a un sistema de clasificación, totalmente automatizado y basado en fotocélulas que consigue la separación de envases (PEAD y PET fundamentalmente) para su posterior reciclaje. Los residuos que no forman parte del hundido de tromel, a la salida inmediata de este, se conducen hacia un segundo sistema rompebolsas, en este punto también se recoge por recogida neumática el PEBD. De aquí, se dirige hacia un electroimán y un separador Foucault, con los que se retira el material férreo y el aluminio respectivamente, ambos reciclables. Por último, el material se transporta mediante cinta a un separador plano-rodado que con movimiento vibratorio consigue separar residuos de distinto volumen (plásticos, cartón y otros envases no separados anteriormente). El resto de material, constituido en su mayoría por materia orgánica, es conducido mediante cinta a la línea de orgánica, para ser aprovechado.

La *línea de orgánica* entra también en otra criba rotatoria de 80 mm en cuyo interior también se dispone el sistema de conos metálicos con función rompebolsas. El hundido de criba se dirige mediante cinta hacia un electroimán que elimina en gran parte el contenido férrico y posteriormente mediante corrientes de Foucault se elimina el aluminio. Con una cinta tripper (cinta transportadora con cabecera móvil) se forman las pilas en la era de volteo a modo de cordones.

Estas pilas de FORSU tienen unas dimensiones aproximadas de 50 m de longitud, 3 m de ancho y 2 m de altura. Se voltean y riegan de forma periódica, para así conseguir las condiciones favorables para la degradación de materia orgánica. Considerado finalizado el proceso de volteos, el material se transporta a la zona de refinado, en la que mediante una criba rotatoria de 15 mm de luz y una mesa densimétrica, se consigue un producto de fina granulometría en el que se ha eliminado la mayor parte del material inerte de tamaño de partícula elevado.

Por último, para el acabado de Compost se lleva a una zona de maduración donde continúan los procesos de transformación de la materia orgánica pero de forma más ralentizada, es la etapa de curado o de humificación. Una vez madurado el compost puede procederse a su utilización. Habitualmente el tiempo en las eras de fermentación ronda las 8 semanas, una vez refinado el producto, permanece en la zona de maduración un tiempo similar hasta su comercialización.



Figura 14. Volteo de una pila de lodos

Los tiempos de residencia para la fase fermentativa fluctúan según la estación del año y episodios de lluvia intensa por lo que se plantea como una mejora el cubrimiento de la zona fermentativa, al menos de la fase activa. El tiempo de

residencia del compost refinado en zona de maduración fluctúa enormemente según la época de producción pues la época de “abonado de fondo” es en la que se producen los mayores consumos por parte de los agricultores, mientras que son los pequeños y medianos consumidores los que mantienen una salida mantenida de este producto el resto del año.

Los lixiviados generados en la planta se acumulan en balsas de evaporación, en ningún momento son reutilizados para el riego. Debido al incremento de la zona de fermentación que supera los 30000 metros cuadrados se ha optado por la eliminación de estos lixiviados mediante evaporadores que consiguen la eliminación casi total del residuo líquido, el remanente, aproximadamente un 5% del residuo líquido se purga del sistema y se elimina en vertedero como un lodo.

4.2.2. Planta de Montalbán.

En la planta, que se inauguró en Abril de 2001, se gestionan los R.S.U. producidos en los 46 municipios que integran la Zona Sur de la Provincia (144000 t/año de residuos brutos y 1470 tm de envases). La propiedad de la misma es de la Diputación de Córdoba, aunque la construcción y equipamiento de la Planta fue financiada en un 85% por los Fondos de Cohesión Europeos y por la Diputación de Córdoba en un 15%. La explotación se realiza por parte de la empresa EPREMASA.

Se ubica junto al antiguo vertedero que se terminó clausurando aunque se han abierto nuevos vasos de vertido. Se encuentra en una zona deprimida con lo que la visibilidad es muy reducida y el impacto paisajístico bajo.

Los RSU sean brutos o procedentes de la recogida diferenciada llegan a este centro por varias vías:

- a. Directamente en los vehículos de Recogida de la fracción orgánica (es el caso de los municipios Aguilar de la Frontera, La Carlota, La Victoria, Santaella, S.S. de los Ballesteros, Montilla, Montalbán, Encinas Reales, Palenciana, Benamejía, Fernán Nuñez, La Rambla, Montemayor, Puente Genil, Monturque y Moriles), y en los vehículos de recogida de envases

ligeros (Montalbán, Montilla, Aguilar, Santaella, La Victoria, San Sebastián de los Ballesteros, Moriles y Monturque).

- b. Procedentes de las diferentes instalaciones de transferencia de la zona sur.
- c. Una tercera vía de recepción es el vertido de residuos urbanos y "asimilables a urbanos" procedentes de industriales y particulares, además de las cubas que son retiradas en los puntos limpios de los municipios del Sur de la provincia de Córdoba.

Tratamiento en la Planta

Esta Planta tiene la versatilidad de tratar los RSU recogidos de forma selectiva y mezclados.

El primer paso consiste en su pesado para el control y registro de las entradas de residuos. Posteriormente se llevan a la "playa de descarga", donde se acumulan temporalmente los residuos. En la "playa de descarga" mediante una inspección ocular por parte del operario, una pala mecánica saca del proceso los elementos voluminosos que podrían interferir en el proceso o causar averías mecánicas, es decir, los electrodomésticos, ruedas, etc. Estos residuos voluminosos se tratan al margen junto con los voluminosos extraídos en el triaje primario. En toda la planta existe, para la extracción de los gases contaminantes, sistemas de aspiración que garantizan este cometido y previenen la contaminación en los lugares de trabajo y por tanto la salud laboral de los trabajadores.



Figura 15. Aspecto de los conductos de aspiración que garantizan la calidad del aire dentro de la planta de Compostaje

Para los *residuos envases*, contenidos en el contenedor amarillo, los materiales entran directamente en la nave de separación donde a través de un triaje manual se seleccionan y clasifican los materiales inorgánicos según el material de que estén fabricados:

- Papel-cartón
- Polietileno de baja densidad
- Polietileno de alta densidad
- PET
- PVC y todo-uno resto de plásticos
- Cartón de bebidas (brik)
- Vidrio

Los residuos no seleccionados siguen la línea que los conduce hasta el separador electromagnético que separa los metales férricos del flujo de los residuos. El resto de los residuos que circulan sobre la cinta son descargados sobre el separador de metales no férricos por corrientes inductivas de Foucault, esto es, se produce la separación del Aluminio, latón, cobre, etc.



Figura 16. Las latas separadas mediante corrientes de Foucault y posteriormente prensadas.

Todos estos subproductos reciclables son depositados sobre los silos de almacenamiento provistos de transportadores de fondo móvil reversible. Posteriormente son prensados y enviados a las diferentes fábricas de reciclaje. Los

residuos no seleccionados en la cinta de triaje son recogidos por una cinta que los transporta hasta la línea de rechazos de RSU y destinados a vertedero.

En el caso de la *fracción orgánica* o contenedor de RSU mezclado, desde la pala de la "Playa de descarga" se alimenta una tolva, tras ella, los residuos (RSU y envases) pasan a una cinta transportadora de donde manualmente (traje primario) se retiran los materiales gruesos y los plásticos de gran volumen tales como neumáticos, materiales metálicos voluminosos, grandes plásticos, cartonajes, etc.

A continuación los residuos entran en un tromel giratorio que posee en su parte inicial palas para romper las bolsas de basura. El tromel cuenta con una luz de malla de 90 milímetros de diámetro. Aquí, el proceso se divide en dos:

⇒ Materiales mayores de 90 mm:

No pasan los agujeros del tromel. Salen por una cinta transportadora y a diferencia de otras plantas de compostaje no se produce una separación manual de plásticos, envases dado que EPREMASA presta el servicio de recogida selectiva de envases se considera que la recuperación de los envases debe venir de la separación previa procedente de los contenedores amarillos. Por esta razón y por que los envases de la basura bruta al venir muy "sucios" suelen ser rechazados por los recicladores, en la Planta de Valorización de Montalbán no se utiliza la línea de triaje incorporada a la línea de residuos orgánicos. Estos envases que acompañan a la orgánica van a vertedero previa compactación y, según datos, se componen en un 47 % de plástico. Es el rechazo grueso.

⇒ Materiales menores de 90 mm:

Se supone que el material orgánico tiene unas dimensiones menores por lo que constituye la fracción hundida del tromel junto con otros residuos.

Aquí se produce una separación en tres partes:

- En primer lugar, un separador electromagnético que separa los metales férricos del flujo de los residuos.

- En segundo lugar, el resto de los residuos que circulan sobre la cinta son descargados sobre el separador de metales no férricos por corrientes inductivas de Foucault, esto es, se produce la separación del Aluminio, latón, cobre, etc. Tanto la fracción magnética y metales no férricos se prensa y deja el producto en pequeñas balas prensadas y en disposición de ser almacenadas y posteriormente transportadas hasta el destino de reutilización.
- Finalmente, lo que queda es, en su mayoría, materia orgánica que se tratará en la elaboración de compost.

Proceso de Elaboración de Compost

Para la elaboración de compost se sigue un proceso de tratamiento fermentativo aerobio destinado a incrementar la temperatura del cúmulo de basura. Se trata en definitiva de un proceso termófilo que alcanza por sí mismo temperaturas de hasta 65°C que son de interés, por provocar la higienización de la mezcla de residuos.



Figura 17. Aspecto que tiene la cinta formadora de pilas o montones de compost.

En este tratamiento los materiales se acumulan en pilas de fermentación. Estas pilas están ubicadas en una zona cuyo suelo está eficazmente aislado por una losa de cemento con recogida de lixiviados y todas las eras de compostaje están cubiertas. Las pilas se voltean periódicamente para controlar la aireación y el contenido en agua. Durante el proceso de fermentación pierden sobre un 30% de peso por la

respiración (CO_2 y H_2O). Las pilas que han reducido su tamaño se unen para resultar otras pilas mayores.

La duración de esta fermentación es de 10-12 semanas aproximadamente. El resultado del proceso es un compost inmaduro con pequeños restos de plástico y vidrio. Este compost inicial se introduce en un tromel con agujeros de 25 mm. de diámetro. El hundido de tromel constituye el producto bruto "compost" que habrá que refinar en una mesa densimétrica, el resto supone rechazo. Entre el tromel de 25 mm y la mesa densimétrica se intercala un proceso de cribado que rechaza la fracción superior a 15 mm, el resto se dirige a la mesa densimétrica. Las dos fracciones denominadas rechazo acaban en el vertedero.

Las mesas de separación densimétrica tienen incorporado un cajón vibrante y un fondo de repartición de aire. La mecánica de vibración proporciona un movimiento vibratorio al cajón por medio de dos bielas excéntricas. La canaleta de carga permite ajustar la alimentación y altura con puertas de salida de material. La corriente de aire debe asegurar la puesta en suspensión de los elementos ligeros para su desplazamiento, dejando depositados los elementos pesados para que sean transportados. Para una distribución correcta del aire, el mínimo de velocidad de la corriente de aire corresponde a una depuración correcta de los elementos pesados que salen por la compuerta superior. Esta velocidad será suficiente para fluidificar y conducir los elementos ligeros hacia la compuerta inferior. El exceso de velocidad de aire tiene como consecuencia el levantamiento de materiales pesados deslizándolos hacia la compuerta inferior, de ligeros o por lo contrario una falta de aire deposita sobre el fondo material ligero que sale por la compuerta superior de pesados. Por tanto un reglaje del flujo de aire y su correcta distribución es fundamental en la obtención de un compost de calidad. La mesa densimétrica genera tres fracciones:

- Residuos de mayor densidad: son pequeños trozos de vidrio y van a vertedero. Es rechazo fino.
- Residuos de menor densidad: son pequeños trozos de plástico y va a vertedero. Es rechazo fino.
- Residuos de densidad intermedia: es el compost inmaduro con un alto grado de pureza. Este se trata madurándolo.

La maduración del compost refinado se lleva a cabo en pilas durante 4 o 5 semanas, aunque normalmente se ve alargado este periodo por problemas en su

comercialización. El compost se somete a análisis analíticos periódicos de forma trimestral, aunque la salida comercial es compleja si no se realiza un envasado del producto. En la siguiente figura se puede ver forma esquemática el proceso de la planta.

A continuación se muestra el destino que tiene cada una de las fracciones que llega a la planta hasta su segregación total o valorización como compost así como los tratamientos que se suceden en la planta de compostaje para las dos líneas de tratamiento (envases y resto). Incluye también la línea de afino del compost por la cual y después de tres procesos (tromel de 25 mm., criba de 15 mm. y mesa densimétrica) se obtiene un compost de aceptables características.

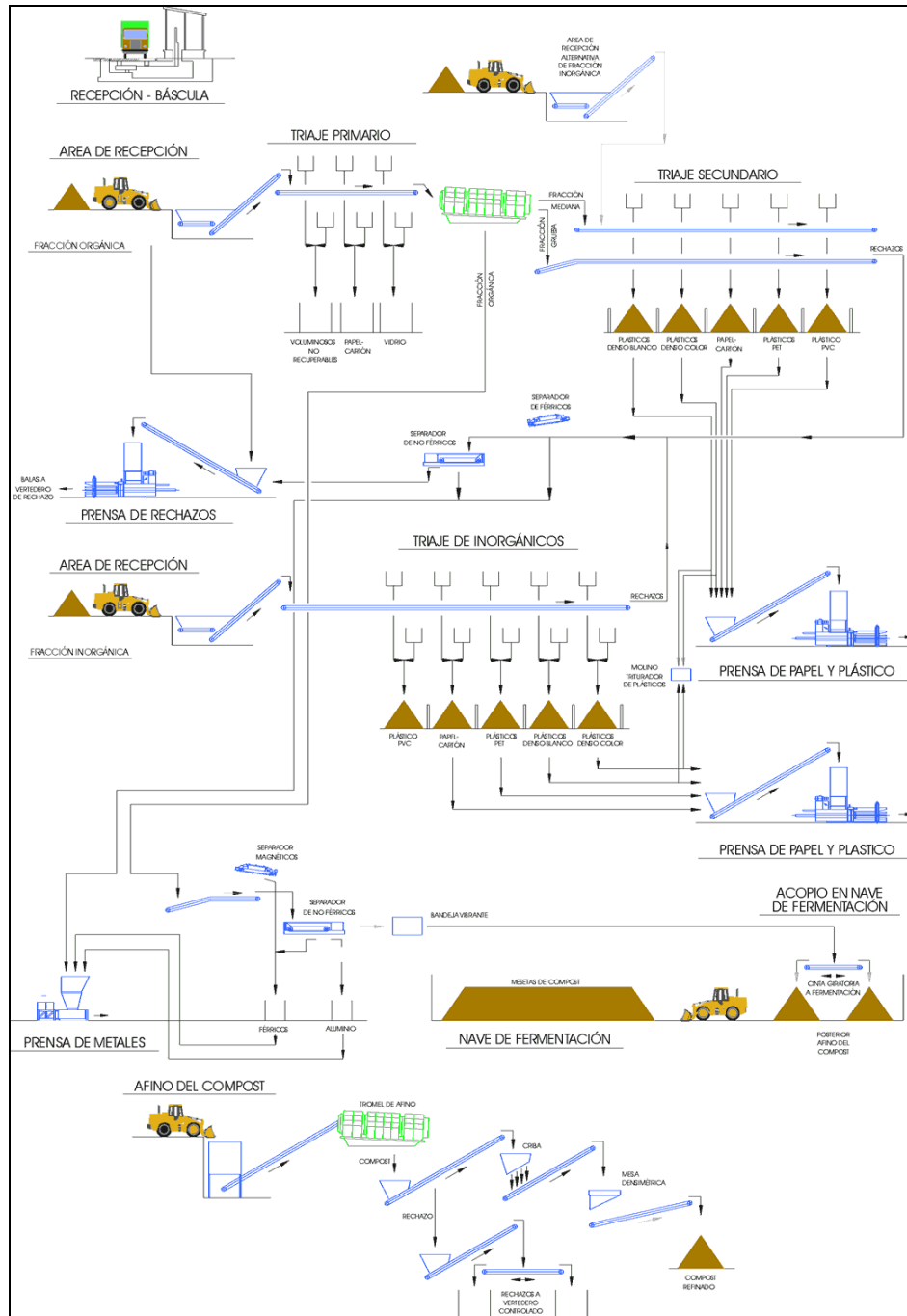


Figura 18. Diagrama de proceso para las dos líneas de tratamiento en la planta de Montalbán. Fuente: EPREMASA.

Gestión de Lixiviados

La construcción de la Planta está diseñada para la recogida de lixiviados. Éstos se recogen, almacenan y se bombean a una balsa de lixiviados. La eliminación de los mismos se realiza de tres formas diferentes:

1. Evaporación
2. Regado y humectación de las pilas de fermentación y maduración.
3. Regado y humectación de vertedero.

El Vertedero

El vertedero está localizado en uno de los laterales del área. Ocupa un vaso adjunto a un antiguo vertedero que fue clausurado mediante un plan Provincial en el que fueron sellados la totalidad de vertederos incontrolados y supuso un hito en la conservación del Medio Ambiente a nivel Provincial.



Figura 19. Aspecto de uno de los vasos de vertido actual en la Planta de Montalbán.

El sellado y aislamiento del suelo es muy eficaz. Posee dos componentes bien diferenciados y con diferente función:

- 1) Geotextil: de 400 gr., cuyo principal cometido es evitar la rotura del aislante
- 2) Polietileno: de 2 mm. de espesor y de una anchura de 5.1 o 6 metros (según la tipología del rollo).

Las capas de polietileno adjuntas se sellan con doble soldadura para impedir infiltraciones entre ellas.

El sistema de drenaje de lixiviados se completa con zanjas laterales forradas con geotextil y que comunican con la balsa de lixiviados antes expuesta. Se trata de un vertedero de muy alta densidad donde los residuos no se compactan in situ por tongadas como se hace en la mayoría sino que se compactan previamente en una

prensa donde se configuran en forma de cubos, que son dispuestos mas tarde de forma ordenada en el vaso de vertido.



Figura 20. Aspecto que muestran las balas de residuos compactadas, constituidas a base de los rechazos de los diferentes procesos de triaje.

La capacidad del vertedero es amplia ya que a medida que se avanza en altura también aumenta el diámetro y disminuye la velocidad de colmatación. Se han abierto nuevos vasos de vertido a medida que se han ido clausurando los antiguos que no suelen ser enormemente grandes, por tanto según esta forma de operar no se conoce el periodo de vida que tiene el actual vertedero.

Recuperación

En la Planta, tras los procesos comentados, se tienen varias “outputs” o salidas generales. Se resumen en 6:

1. Rechazos finos y gruesos: van directamente al propio vertedero
2. Chatarra recuperada en la extracción de voluminosos por retroexcavadora, y por el triaje primario, la recuperación de metales y la de aluminio por electroimanes y corrientes de Foucault.
3. Vidrios: recuperados
4. Plásticos: retirados a mano tras el tromel inicial
5. Eliminación por gases: en el proceso de compostaje fundamentalmente, CO₂, vapor de agua y vapores amoniacos.
6. Compost finalmente elaborado.

4.2.3. Planta de Estepa.

Esta Planta gestiona los residuos urbanos generados por una población aproximada de 60.000 habitantes que se traducen en 42000 t/año y se encuentra diseñada para permitir:

- El tratamiento de residuos domiciliarios procedentes tanto de recogida selectiva como no selectiva.
- El tratamiento de lodos procedentes de las EDARs.
- El acondicionamiento de las fracciones recuperadas para su óptimo almacenamiento y transporte.
- La eliminación controlada del menor porcentaje posible de residuos.

La planta dispone de dos líneas de trabajo diferentes, la línea de residuos brutos (recogida no selectiva) y la línea de recogida selectiva para envases. La recogida en estos municipios se focaliza en el reciclaje de envases que propicia el sistema ECOEMBES. En consecuencia el contenedor de materia orgánica se contamina con una fracción “resto” que empeora la calidad de esta materia prima.

Los *Residuos envases* se depositan en la zona de descarga sin desnivel alguno y por acción de una pala mecánica son alimentados a la cinta transportadora asistida por un rompebolsas que los conduce al triaje manual donde se realiza la separación manual de plásticos PEAD, envases de PET, bricks, aluminio y papel-cartón; el resto de residuos que no es separado constituye el rechazo y es conducido hacia vertedero.

Los *RSU mezclados, contenedores de la fracción orgánica*, se depositan en la playa de descarga y se conducen a un triaje primario en el que se lleva a cabo la separación manual del material voluminoso. Eliminada la fracción que puede ocasionar averías mecánicas, el residuo se conduce hacia un trómel, de 80 mm de luz, con semejante sistema rompebolsas que los comentados para las plantas anteriores, en su primera sección, que terminan de abrir aquellas bolsas que no lo hubieran hecho anteriormente. El hundido de trómel constituye la materia a compostar y es transportado mediante cinta a la nave de almacenamiento, no sin

antes haber separado el contenido férrico con un electroimán. El resto de material, se conduce hacia un triaje secundario, que coincide materialmente con el comentado en la línea de envases, donde se lleva a cabo la separación manual de los envases que se quieren reciclar.

Adicionalmente, la planta esta dotada de la infraestructura necesaria para la recepción de lodos de EDAR y gestión de lodos de EDAR. La gestión de este residuo pasa por su deshidratación en eras de secado y posterior adición a la fracción orgánica de RSU que se quiere compostar. El residuo deshidratado se alimenta a una tolva que por acción de un tornillo sinfín dosifica la mezcla para la realización del co-compostaje con poda o con FORSU, el cual facilita el compostaje al restar humedad y actuar como estructurante (Chica *et al.*, 2001a). Después se produce la mezcla en una mezcladora previa a su depósito en pilas de compostaje o su introducción a los túneles de compostaje.

El aprovechamiento de la materia orgánica contenida en los residuos procedentes de la recogida no selectiva, se realiza a través del compostaje en túnel de aireación forzada durante la fase activa y pilas volteadas a continuación. Concretamente la planta dispone de cuatro túneles y una nave techada para realizar los volteos durante la segunda fase del compostaje. Los cuatro túneles de la Planta (WTT, Waste Treatment Technology, Holanda), de flujo discontinuo, son recintos de hormigón armado, de dimensiones considerables (4 x 4 x 22 m) y con un sistema de control de las variables que intervienen en el proceso de compostaje. Estas variables se encuentran interrelacionadas y sus valores afectan tanto a la economía (mayor o menor consumo de energía) como a la Calidad del producto final (estabilidad e higienización). He aquí donde reside el interés del diseño de un buen proceso de control.

Incrementar la eficiencia del Compostaje conlleva maximizar la velocidad de descomposición, objetivo final de estos sistemas de aireación forzada. Sin embargo, para alcanzar dicho objetivo, existe el inconveniente de encontrarnos múltiples factores que influyen en el proceso (pH, Temperatura del medio, concentración de oxígeno, humedad, etc.), interrelacionados a su vez entre sí, y que, en cierto modo, no todos son controlables. Si se estuviera ante un reactor piloto, existen normalmente múltiples opciones de controlar el sistema, pero en el Compostaje a escala industrial las opciones son menores, y si además se trata de sistemas de

aireación activa, prácticamente, la principal variable a controlar se resume en una, el caudal de ventilación (Sundberg, 2005).

Básicamente se puede decir que el funcionamiento del túnel de Compostaje se fundamenta en la combinación de dos procesos:

- Control del proceso de aire
- Control del proceso de agua.

Esto se lleva a cabo por un autómatas programable o PLC (Controlador Lógico Programable, SIEMENS S7-400) que controla en tiempo real procesos secuenciales (temporizaciones, regulaciones, cálculos, etc.) y un PC de supervisión, en el que se encuentra configurado un sistema SCADA que sirve de interfaz entre el operador y el autómatas.



Figura 21. Túnel de Compostaje. En su interior se observa el residuo.

El programa diseñado para el control del proceso de Compostaje en los túneles se divide en diez fases (ver Tabla 18), con una duración determinada cada una y un rango de temperatura de trabajo programado de tal manera que un óptimo funcionamiento del sistema suponga en el material a compostar, la evolución de las distintas poblaciones microbianas encargadas de degradar el material orgánico y una higienización del sustrato al final del proceso.

Fases	Tª control (°C)	Duración (horas)	Objetivos
Ventilación inicial	25	0.83	Ventilar el túnel con aire fresco durante el proceso de llenado.
Nivelación	20	11	Después del llenado pueden producirse algunas veces grandes diferencias de temperatura en el material residual. Para tener un punto de partida que sea lo más homogéneo posible se bombea aire a través del material a compostar. El tiempo de nivelación depende de la temperatura media de compostaje y la actividad en el residuo. La temperatura media medida en varios puntos de la pila, menos 5°C es la temperatura a la que hay que nivelar.
Calentar	48	12	Aumentar la temperatura 1°C/hora hasta el valor de T de consigna. Esto se puede lograr restringiendo parcialmente la cantidad de aire fresco, vigilando que el nivel de oxígeno no descienda hasta valores que puedan producir zonas de anaerobiosis en la masa. Durante esta fase, la propia actividad del Compost es tan alta que el material a compostar puede ser calentado sin ayuda.
Pre-compostaje	48	84	Mantener la T de consigna. Durante esta fase se procesan compuestos de fácil descomposición, además se produce una gran evaporación de agua y reducción del volumen de la masa.
Calentar-Higienizar	62	12	Aumentar la T de la masa hasta el valor de consigna programado, a través de incrementos de 1.5°C/h
Higienizar	62	48	Mantener la T de higienización durante el tiempo programado. Durante esta fase mueren todos los patógenos y las semillas de malas hierbas.
Enfriar-Higienizar	48	20	Descender la T a razón de 1.5°C/hora. El enfriamiento se pone en marcha aumentando la cantidad de aire que se inyecta a través del material residual y aumentando la proporción de aire fresco en la mezcla de aire de entrada
Compostar	48	132	Mantener la T de consigna durante el tiempo programado. Durante esta fase se produce nuevamente una reducción de volumen.
Enfriar	25	48	Conseguir llevar el material hasta la temperatura de 25°C. El punto de partida es un descenso de la temperatura de la fase de compostaje con un gradiente de 1.5°C/hora. Esta fase se pone en marcha de la misma forma que la fase enfriar-higienizar.
Ventilar	25	0.67	Inyectar aire fresco durante un tiempo programado.

Tabla 18. Fases programadas en el SCADA de cada túnel.

Todas las variables medibles (temperatura de la pila, porcentaje de oxígeno, caudal de agua) y regulables (apertura de válvula de recirculación y velocidad del ventilador) se registran en una gráfica, de forma que se puede observar su evolución a lo largo del tiempo. Además, también se registran en un fichero de históricos para su posterior análisis. La siguiente captura de pantalla muestra el aspecto del SCADA a través del cual el operario tiene información instantánea del proceso.

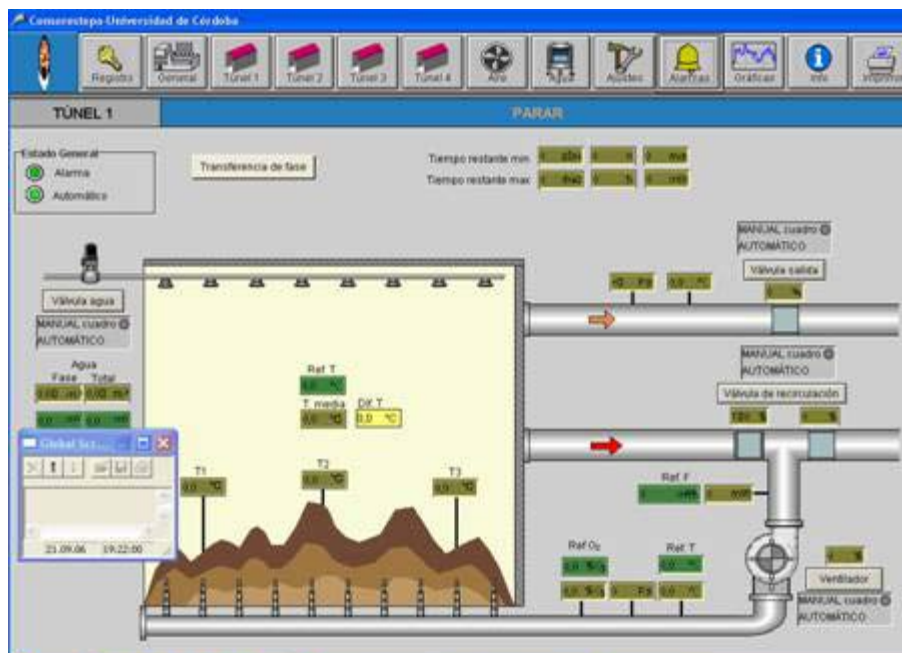


Figura 22. Pantalla general de control del proceso en un túnel.

Control del proceso de aireación.

La entrada de aire al túnel se ubica en la parte inferior de su suelo a través de unos tubos de PVC taladrados con pequeños orificios a los que se les colocan embocaduras conoidales sobresalientes (spigots) por donde circula el aire hacia el exterior. Sobre este sistema de tuberías se construye el suelo de hormigón con canales de 1 cm de profundidad coincidentes con el recorrido paralelo de los tubos y perforados en aquellos puntos en los que haya ubicado un spigot (ver Figura 23).



Figura 23. A la izquierda, suministro de aire en el suelo de un túnel en construcción (sin cubrir) y a la derecha, detalle de suelo perforado del túnel (ya cubierto).

El aire es bombeado desde la nave de almacenamiento hacia el interior del túnel a un caudal regulado por el autómata en función de la relación entre la temperatura de la pila que se composta y la temperatura de consigna (ver figura 28). Esta temperatura de consigna, particular para cada fase, es la que se fija como valor en el programa de control que se diseñe. La señal de entrada para el controlador (PID) es la diferencia entre esta temperatura de consigna y la temperatura media del material que se composta. *El controlador actúa sobre el ventilador* en función de esta diferencia de temperaturas; de modo que, si la masa de aire debe enfriarse, el caudal de aire que entra debe ser menor y, por tanto, la velocidad de aireación debe disminuir, y viceversa.

Por otra parte, *el sistema de control también actúa sobre el sistema de electroválvulas*. De manera que, si la temperatura de la masa es mayor que la temperatura de consigna (etapa de enfriamiento), además de insuflar un menor caudal de aire, este que se inyecta debe ser más frío, por lo que la válvula de aire fresco debe abrirse más, mientras que la de aire recirculado (más caliente) se cierra. En el caso de que la temperatura de la masa sea menor que la temperatura de consigna (etapa de calentamiento), la válvula de aire recirculado debe abrirse más, mientras que la de aire fresco se cierra en la misma proporción. Sin embargo, se debe tener en cuenta que el nivel de oxígeno en el aire recirculado es menor respecto del aire que entra al túnel y además disminuye por la propia actividad aerobia de los microorganismos. Por este motivo, se necesita un segundo control cuya señal de entrada sea la concentración de oxígeno, medida con un oxímetro ubicado en el conducto de entrada de gases al túnel. Durante todo el Compostaje se establece el 20.5 % v/v como valor de consigna para la concentración de oxígeno en

el aire de entrada al túnel. Cuando el aire que entra está a una concentración menor, se abre más la válvula de aire fresco mientras que se cierra la de aire recirculado.

A modo de resumen se esquematiza en la siguiente tabla el control del proceso de aireación.

Condiciones físico-químicas	Reacción del sistema
Temperatura de consigna en la masa	Regulación del Ventilador del túnel.
Temperatura alta en la masa	Se abre la válvula de aire fresco, alimentando al túnel con una gran caudal.
Existe el nivel mínimo de oxígeno	Mantiene la regulación dada a la válvula de alimentación de aire fresco.
Nivel bajo de oxígeno	Se aumenta el porcentaje de aire fresco inyectado al material dentro del túnel.

La válvula de recirculación de aire está mecánicamente conectada a la válvula de alimentación de aire fresco y funciona por tanto de manera contraria a la válvula de alimentación. De ahí, que si hay menor entrada de aire recirculado, automáticamente más aire fresco está siendo inyectado.

Tabla 19. Respuesta del autómat a los cambios físico-químicos.

Tratamiento del aire mediante Biofiltro

En el extremo opuesto a la puerta de los túneles existe un sistema de extracción de gases. Estos gases de salida están compuestos principalmente por el aire que ha atravesado la masa que se composta y los productos de las reacciones que tienen lugar en la degradación biológica de los residuos en el interior del túnel, fundamentalmente CO₂ y vapor de agua; aunque también, si la aireación no está siendo eficaz y óptima en toda la pila, pueden surgir zonas de anaerobiosis, donde se puedan producir compuestos malolientes derivados del azufre y nitrógeno además de metano.

Parte del aire que se extrae de los túneles se transporta a un conducto central de salida y otra parte es utilizada para recirculación. El conducto central transporta el aire extraído de los 4 túneles a un conducto de mezcla ubicado en la parte posterior de los mismos y allí se diluye con aire que se extrae de la nave de carga. Esta mezcla no solo contiene aire y compuestos de los mencionados anteriormente, sino

que también transporta bioaerosoles y partículas, que no deben ser emitidas al exterior, con objeto de evitar malos olores y problemas para la salud, tanto de los trabajadores de la planta como para residentes de zonas colindantes. Dichos bioaerosoles constituyen un riesgo biológico que ha despertado el interés de varios países europeos en los que se ha establecido normativas y recomendaciones específicas para evitar la formación y dispersión de los bioaerosoles tanto para plantas en funcionamiento como de nueva construcción. En estas instalaciones, el gas con partículas en suspensión es tratado antes de su emisión a la atmósfera. Para ello, en primer lugar se conduce hacia un lavador húmedo tipo *scrubber*, con el objetivo de lavar el aire saliente. El agua de proceso utilizada se filtra por una criba de arco de fina luz de malla y se recicla al proceso. Posteriormente, el aire se transporta por tuberías hasta la parte inferior de un biofiltro, cuya microbiota se encarga de convertir los contaminantes orgánicos volátiles en dióxido de carbono, agua y biomasa.

El objetivo del biofiltro es doble, por un lado supone la depuración de contaminantes biológicos tales como hongos, bacterias, virus entéricos, y endotoxinas que tienen los residuos, ya sean vegetales, urbanos, agroindustriales o lodos de EDAR. Por otro lado supone la eliminación de la mayoría de compuestos que producen malos olores con un rendimiento en la depuración superior al 95%. El relleno del biofiltro está constituido por una capa inferior de grava que favorece la difusión del aire contaminado. Sobre esta grava, con gran resistencia mecánica, se deposita una capa de compost maduro. Como cualquier relleno, debe dejar un gran volumen de huecos libre por el que pueda circular el aire y evitar la pérdida de carga, siendo las dimensiones del biofiltro tales que permita un tiempo de residencia del aire saliente de 30 segundos en dicho reactor. Ingenierilmente no se trata de una unidad costosa ni difícil de construir, ya que básicamente se trata de un contenedor abierto hacia el cielo que tiene como única resistencia, la que ofrece el material de relleno, en este caso compost. Este particular relleno presenta, frente a otros rellenos orgánicos, la ventaja de que posee de forma instantánea los microorganismos y nutrientes indispensables para mantener una elevada actividad microbiológica, con lo cual consigue su rendimiento óptimo mas inmediato. Como inconveniente, puede citarse la menor esperanza de vida del relleno, que oscila entre 6 meses y 2 años en función de los gases a tratar, frente a otros rellenos como las virutas de madera que solamente necesitan ser renovadas cada 7 años aproximadamente, las mas utilizadas del genero *Populus* o *Tamarix*.

Control del proceso de riego.

Todos los lixiviados de la Planta de Compostaje son recogidos en un aljibe por debajo del nivel de los túneles, en el que decantan los sólidos gruesos. Este tanque actúa como depósito pulmón y en él convergen otras aguas de proceso y lavado de la planta, las cuales son clarificadas mediante una criba de arco de fina luz donde se le retira la mayor parte de los sólidos en suspensión.

El agua clarificada pasa a un segundo tanque en el que decantan los elementos más finos que han pasado con el cernido. Mediante un aliviadero se llena un tercer tanque que funciona como agua para procesos en la planta, la cual es utilizada en el lavador de aire y en la irrigación de túneles. La acumulación de sólidos inorgánicos y orgánicos en el agua genera un fango que debería de ser purgado cada cierto tiempo. Cuando hay exceso de agua en estos tanques se bombea parte de la misma a una balsa de evaporación exterior, por el contrario, cuando el proceso necesita más agua de la existente en los tanques, se añade agua limpia de pozo.

El material a compostar, dentro del túnel, es regado con el agua clarificada. Para ello, hay instalados pulverizadores en el techo, cuyas tuberías se alimentan de una central. La cantidad de agua que se añade al material en el interior del túnel depende del valor que se haya fijado en el programa de control. Debido a que sólo existe un medidor de caudal en la tubería central, los túneles no pueden ser regados simultáneamente y por tanto, desde el sistema de control se programa una secuencia temporal de riegos a un caudal determinado establecido previamente.

La ventaja de este sistema, prácticamente cerrado, es que los lixiviados son tratados y reutilizados y por ello no suponen la generación de un residuo del proceso. No obstante, existe el inconveniente de que la recirculación puede dar lugar, con el tiempo, a problemas de salinidad que afecten también a la masa regada.

Tratamiento Post-túnel, afino y maduración.

El proceso de compostaje se completa a la salida del túnel mediante un sistema de pilas volteadas mecánicamente en cordones de 3 metros de ancho y una altura que en ocasiones supera los 3 metros de alto.

Transcurridas entre 8 y 10 semanas, en las que el material raramente es regado, el material se transporta a la zona contigua de afino donde se elimina la mayor parte de inertes que posee la mezcla y se consigue la granulometría adecuada para la comercialización del producto. El refinado se lleva a cabo haciendo pasar el material por tromel de 15 mm de luz y posteriormente por una mesa densimétrica similar a la instalada en las plantas anteriormente expuestas. De la mesa se obtienen dos rechazos con distinta granulometría que junto con el rechazo del tromel terminan en el vertedero.



Figura 24. Pila de FORSU proxima a la zona de afino.

4.2.4. Plantas de Compostaje en Milán (Italia).

Durante la estancia de investigación realizada en Milán (Región de Lombardía, Italia) se realizó un estudio comparativo de las formas de operar en 2 plantas de compostaje de la zona, que responden a concepciones sobre la gestión de los residuos municipales diferentes, aunque ambas utilizan túneles cerrados con aireación forzada.

En la Planta de tratamiento de Sesto, se parte de un material que procede de una recogida selectiva de materia orgánica en contenedores dedicados a ello, que se combinan con otros tres contenedores en los que se recogen: el papel; el vidrio; y el resto (mayoritariamente plástico, pero también otros materiales sin destino claro). A partir de este material, combinado con una alta proporción de restos vegetales de poda, que actúa como estructurante y mejora la relación C/N inicial, se intenta obtener un producto comercializable como enmienda orgánica, **compost de calidad**, y otras fracciones reciclables. Se utiliza para ello el sistema de compostaje en pilas o mesetas, con una fase inicial de tratamiento en túneles cerrados de aireación controlada.

En la Planta de tratamiento de La Spezia, se recibe un material que procede de la recogida de sólidos urbanos tipo “todo en uno”, que además se trata con el fin último de reducir el volumen de los residuos y estabilizarlos, mediante tratamientos mecánico biológicos (MTB), para enviar a vertedero el **residuo bioestabilizado**, en la menor cantidad y con el mayor grado de estabilidad posibles.

4.2.4.1. *Planta de Compostaje de Sesto.*

La planta de tratamiento de residuos de Sesto tiene una capacidad de 40.000 t / año de FORSU, que se recoge en poblaciones pequeñas que se sitúan al norte de la ciudad de Milán.

El teórico proceso de recogida selectiva de la fracción orgánica deja mucho que desear, y el material que se destina al compostaje tiene una proporción de inertes gruesos muy elevada, debido a que el tromel con que se cuenta tiene una luz de

malla grande (150 mm), que deja pasar, junto a la fracción orgánica, gran parte de materiales impropios tales como envases. Esto no es un problema para el funcionamiento del proceso, ya que el proceso biológico se produce con más garantías de aireación, por el volumen de huecos que estos envases generan, pero empeora la calidad del producto, pues favorece la transferencia de contaminantes.

Tras el paso por tromel, el residuo se mezcla con una alta proporción de material vegetal: 60-70 % FORSU y 30-40 % en peso de Poda y restos (que equivale a 50%-50% v/v, aproximadamente). Cabe destacar la gran diferencia del residuo compostado en Sesto con el material que se composta en Córdoba y Sevilla, por la alta proporción de Restos Verdes y Poda añadida (Negro *et al.*, 1996, Eftoda *et al.*, 2004, Veeken *et al.*, 2002), también se añade el rechazo procedente del tromel de refino. (>10 mm.). Las cantidades añadidas a las pilas ensayadas fueron:

FORSU:	117800 Kg	62 %
PODA FINA:	9500 Kg	5 %
PODA GRUESA:	5700 Kg	3 %
RECHAZO:	57000 Kg	30 %

El resultado es un residuo con una baja densidad (Densidad media = 0.65 t/m³), y una alta relación *ESTRUCTURANTE/FORSU* (1:1.6) que le confiere mayor porosidad y por consiguiente mejor difusión de O₂. Se consigue también, así, una menor pérdida de carga en los túneles y mejor rendimiento de las soplantes.

A partir de aquí, los 190000 Kg de material se tratan durante 9 días en túnel con aireación forzada, 40 días en pila-meseta (cubierta) también con aireación forzada y 30 días en pila (cubierta) sin aireación forzada para su maduración.

Las etapas a las que se somete la mezcla dentro del túnel se muestran en la siguiente tabla y pasan por un precompostaje, FASE 1, una fase de higienización, FASE 2, que aunque de menor temperatura que la fijada en Estepa (48 horas a 62°C), tiene una mayor duración, con lo que esta combinación de tiempo de exposición y temperatura también es adecuada para la higienización de los patógenos de acuerdo al diagrama de higienización (Figura 7) de Feachem y colaboradores (1978). Por último el proceso termina con una fase de compostaje característica, a 40°C, suficiente para que la fase activa del compostaje se lleve a cabo.

	Temp. (°C)	Conc. CO ₂ (%)	Duración (h)	Q entrada (m ³ /h)	Q salida (m ³ /h)
FASE 1	48	4	48	8000	6000
FASE 2	58	6	60	8000	6000
FASE 3	40	1	72	6000	6000

Tabla 20. Condiciones de operación en el túnel de la planta de Sesto.

Pasado este tiempo, el refino se realiza mediante mesa densimétrica y un tromel de 10 mm. Es en esta fase del proceso donde se eliminan las fracciones mas gruesas que han cumplido su función, la de generar un volumen de huecos suficiente para que se produzca la circulación del aire. Nótese que, en el proceso de afino, la fracción granulométrica obtenida es 5 mm inferior al estándar con el que se trabaja en España.

El proceso se esquematiza en la Figura 25, en la que se exponen los porcentajes normales de producción de los diferentes intermedios y productos finales.

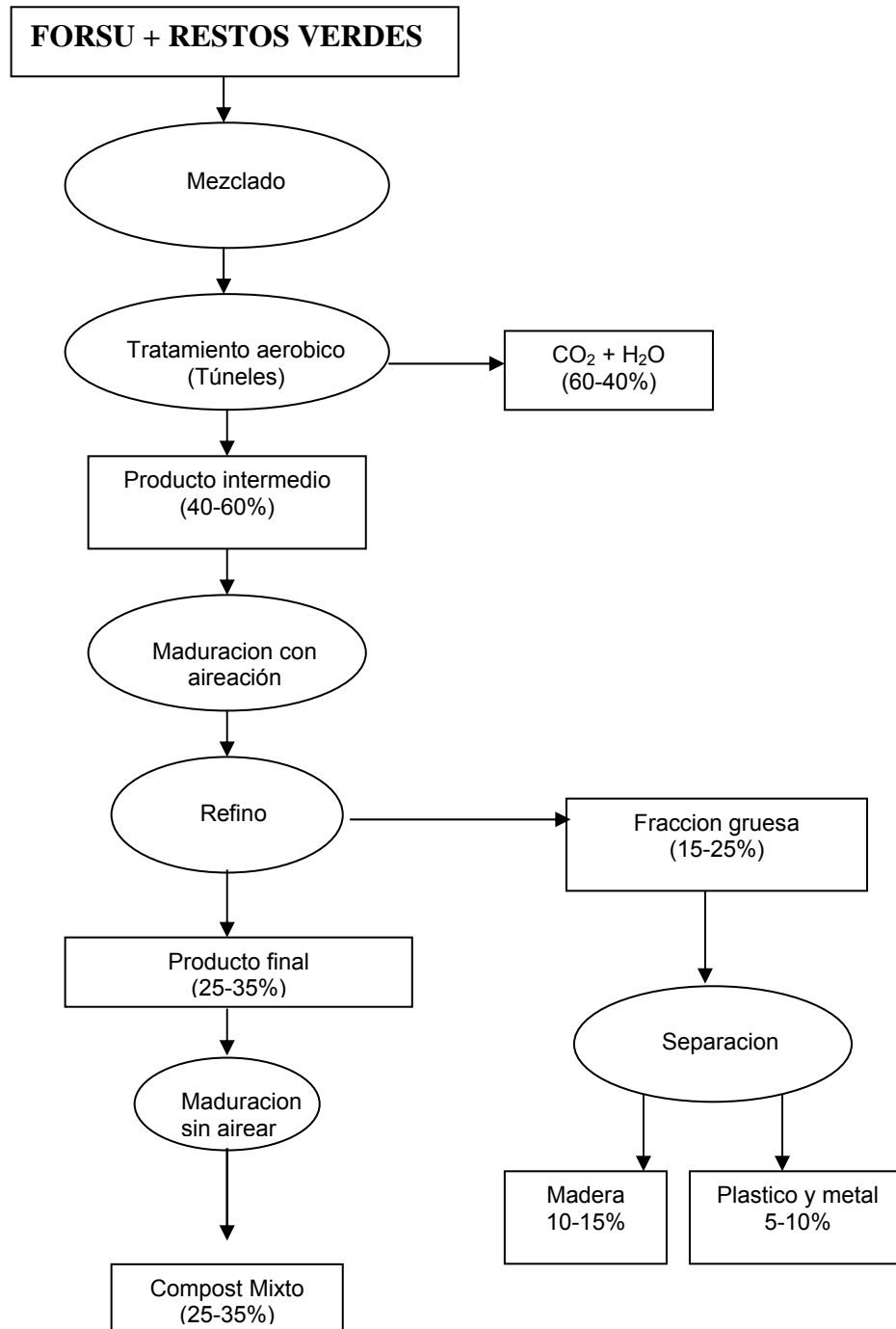


Figura 25. Esquema del proceso de compostaje en Sesto (Italia).



Figura 26. Aspecto de la zona de compostaje post-túnel. Planta aireada

Por último, la depuración del aire, tanto de los túneles como de las pilas que se encuentran bajo cubierta con o sin insuflación de aire, se realiza mediante biofiltros. Todo el aire se reconduce hacia 3 biofiltros que tienen unas dimensiones aproximadas de $20 \times 2 \times 4$ m cada uno. Se trata de un sistema de depuración, relleno de material vegetal (corteza de conífera y leña) con el objetivo de eliminar el olor producido durante el compostaje. El principio de funcionamiento, como se ha comentado, radica en la capacidad de algunas cepas de bacterias para nutrirse con las sustancias orgánicas volátiles sin producir otros productos contaminantes. En el dimensionado influye el tiempo de residencia del aire, que en ningún caso se consideró que fuera inferior a 35 segundos; la altura del relleno debe estar comprendida entre 80 y 200 cm.



Figura 27. Aspecto de los tres biofiltros con los que cuenta la planta.

4.2.4.2. Planta de Bioestabilización de La Spezia.

Se trata de una planta de tratamiento de residuos para su bioestabilización con un capacidad de 8000 t / año de FORSU. En esta planta se recoge la materia orgánica procedente de recogida mezclada, de pequeños pueblos que rodean a la ciudad de La Spezia. Estos residuos se someten a un proceso de bioestabilización con el único objetivo de estabilizar el residuo antes de su depósito en vertedero. En lugar de hacer una descarga directa, se tritura y se realiza un pseudocompostaje que genera un compost carente de calidad que impide su comercialización. A continuación se muestra el esquema del proceso.

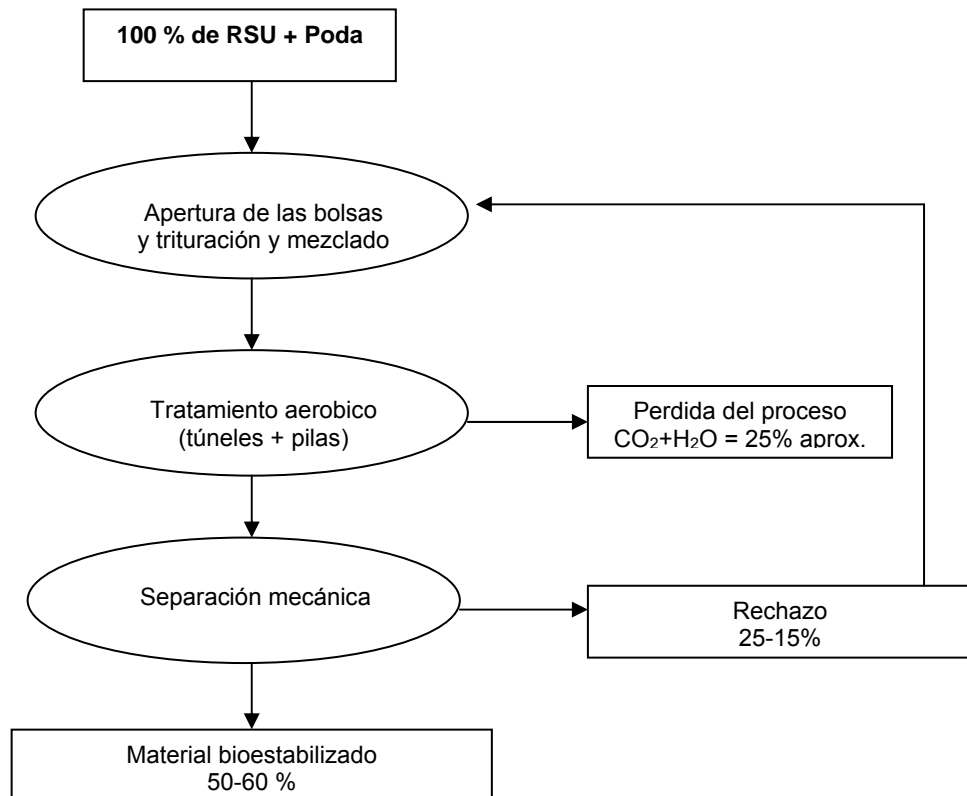


Figura 28. Esquema del proceso de bioestabilización en La Spezia (Italia).

La gestión del residuo se realiza con una proporción similar a la planta de compostaje anteriormente citada (50-60% RSU y 50-40% v/v aproximadamente, de poda verde y material de rechazo). Los RSU se trituran previamente y no existe tromel al inicio.



Figura 29. Restos vegetales utilizados en la mezcla y aspecto del compost o bioestabilizado.

El tratamiento difiere considerablemente en el tiempo de residencia en túnel que es de 24 días con aireación forzada; a continuación, el material se deposita 30 días en pila (cubierta) sin aireación forzada pero con volteos y otros 30 días en pila (cubierta) sin aireación forzada para su maduración. La planta consta de 10 túneles de fermentación con un consumo de aire, con el túnel lleno, que se estima en $840 \text{ m}^3/\text{h}$ aproximadamente (16 m^3 por tonelada de m.s., por hora).



Figura 30. Vista general y de detalle de los túneles de estabilización.

La planta de tratamiento, de pequeño tamaño, tiene un biofiltro ajustado a las reducidas dimensiones de la planta de 15 × 15 m aproximadamente y cubierto con una estructura a un agua.

Una particularidad de esta planta es que no cuenta con un tromel previo a la fase de compostaje de 80 mm (Córdoba y Estepa), 90 mm (Montalbán) o 150 mm (Sesto) que tenga la función de separar fracción gruesa de la mas fina, sino que cuenta con una trituradora. Los motivos que se argumentan son los siguientes:

- En primer lugar, al ser recogida en un solo contenedor, esta materia prima contiene impropios, que suponen un inconveniente para el tratamiento.
- Al mezclarlo casi a la mitad con residuo vegetal los elementos no deseados se diluyen bastante.
- Como en el caso del tromel, se busca también dejar elementos estructurantes de tamaño medio, por tanto no se ve como un inconveniente.
- En la Spezia no hay mesa densimétrica y el refino tan solo es un tromel de 10 mm. por tanto no importa que entren fracciones verdaderamente gruesas, ya que vuelven al comienzo del proceso y sirven como estructurantes.

El afino se produce mediante un tromel de 10 mm, no tanto con el objetivo de eliminar los materiales impropios de un compost que se comercializaría, sino mas bien para cribar la fracción orgánica y tener la posibilidad de recircular el rechazo, con las intención de que en posteriores ciclos de compostaje estas fracciones se degraden por completo (para aquellos componentes que fuera posible), debido a que la descarga a vertedero tiene su correspondiente canon por lo que interesa tirar lo menos posible.

4.3. Toma de muestras, tratamiento y conservación

En cada procedimiento de toma de muestra se ha seguido un protocolo de actuación que se detalla en el presente epígrafe. El muestreo se realiza en distintos puntos de cada pila elegidos al azar según la temporización de muestreos en cada experimento. Para tomar las muestras se ha procedido de la siguiente manera:

- a. Se han tomado 6 muestras con una pala a distintas profundidades y se han mezclado para obtener en torno a 3-5 kg de muestra. Toda la mezcla se ha pesado y posteriormente se ha llevado a estufa a 50°C hasta peso constante, que se consigue en torno a los 3 días.
- b. De la mezcla ya seca, se toman aproximadamente 500 g con los que obtener los extractos acuosos necesarios para las determinaciones de pH, conductividad y carbono orgánico total.
- c. Con el resto de muestra seca, se elimina de forma manual los materiales impropios como si de un proceso de afino se tratara. El procedimiento sirve además de para cuantificar la materia orgánica a la que se realizarán los análisis químicos, para cuantificar las distintas fracciones que acompañan a la materia orgánica en el proceso de compostaje y que pueden conferirle distintas propiedades (vidrio, plásticos, madera, gomas, papel-cartón y metal). Una vez libre de la fracción inerte, se homogeniza la muestra y se tritura en un molino de cuchillas (ORTO-ALRESA), determinándosele el contenido en materia orgánica, nitrógeno total, fósforo soluble y metales pesados.
- d. Para llevar a cabo el test de Autocalentamiento y los test respirométricos se han cribado “in situ” el volumen de residuos suficiente para obtener una cantidad de fracción de materia orgánica inferior a 10 mm de 5 kilogramos aproximadamente, para lo que se movilizan en torno a 20 kg de residuos mezclados. Solo una pequeña cantidad del cernido, entre 4 y 8 gramos se utiliza para el test de la SOUR. El resto, se utiliza para el test de autocalentamiento.

- e. En los experimentos en los que se determinó el índice de respiración dinámico mediante la técnica del DRI se seleccionó una fracción extra de residuo de en torno a 15 kg de residuo mezclado, tal cual se encuentra en la pila.

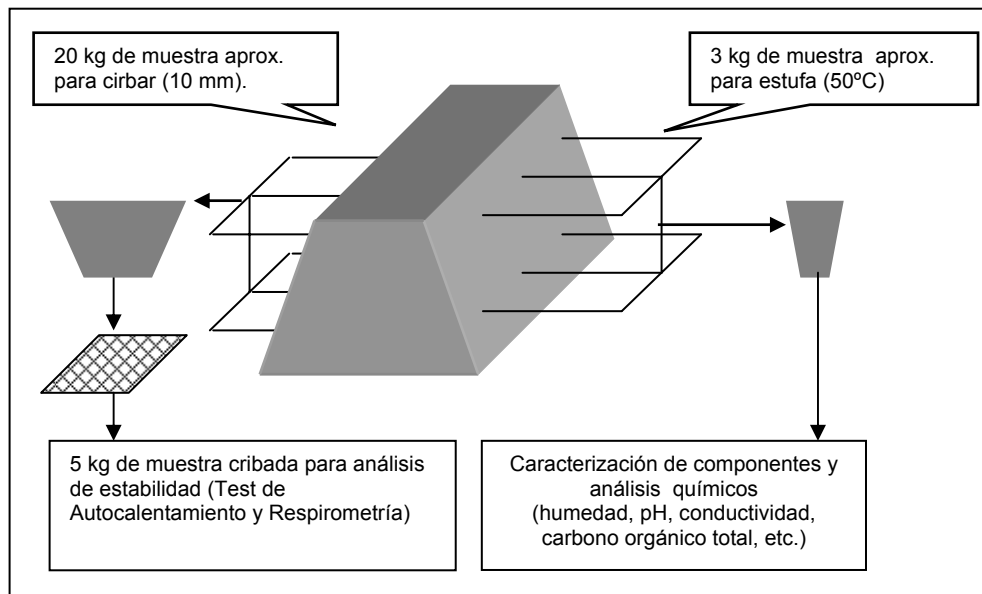


Figura 31. Proceso de toma de muestra.

Se ha llevado a cabo un balance de materia en los procesos de Compostaje en las que fue posible. Para ello, se ha pesado inicialmente el residuo a compostar; y una vez finalizado el tratamiento, se ha pesado el Compost producido así como los rechazos obtenidos.

Temperatura interna de la pila:

El seguimiento de la evolución térmica interior de la pila volteada durante el Compostaje se ha llevado a cabo mediante sonda de temperatura (PT100) conectada a un dispositivo de almacenamiento de datos (Data Logger Testo 175-T2) previamente programado para tomar un dato de temperatura cada hora (Figura 32).

Una vez finalizado el proceso se retiran los Data Loggers y se conectan al PC con el software adecuado. Se obtiene así la temperatura alcanzada en el centro térmico de la pila en cada momento del Compostaje.

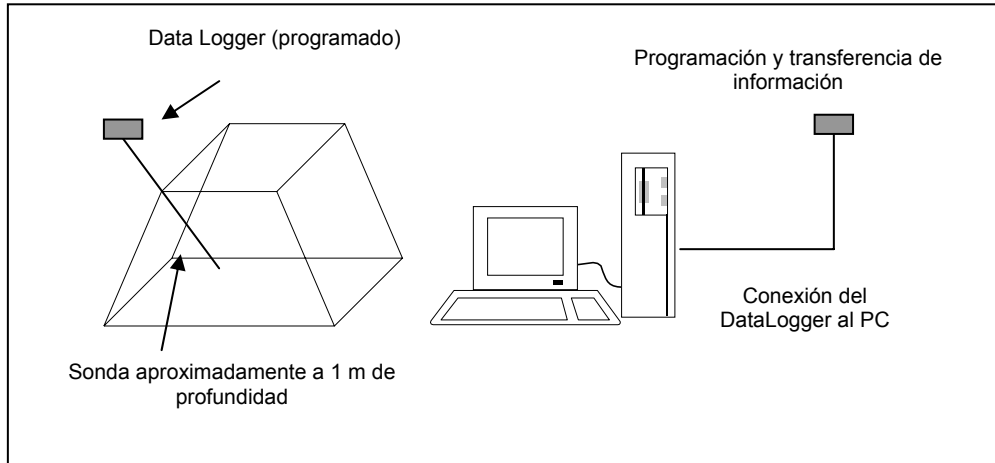


Figura 32: Esquema de la determinación de la temperatura en el interior de la pila.

Un punto crítico en la toma de resultados es la profundidad a la que se introduce la sonda de temperatura, por lo que todas las sondas se introdujeron a 1 metro de profundidad. Para comprobar como influye la profundidad de toma de los datos sobre el resultado de la temperatura se testearon 58 puntos de las pilas de compostaje compuestas de FORSU. Se tomaron datos a dos profundidades, 50 cm y 100 cm los resultados arrojaron la siguiente información; existe una relación lineal entre los valores de temperatura a 100 cm de profundidad y 50 cm de profundidad debido al gradiente térmico que existe desde el centro de la pila. En la Figura 33 se observa dicha relación, y que se cuantifica en una regresión lineal de pendiente aproximadamente uno y con ordenada en el origen de 7°C que nos indica el gradiente de temperatura que existe entre ambos puntos de muestreo.

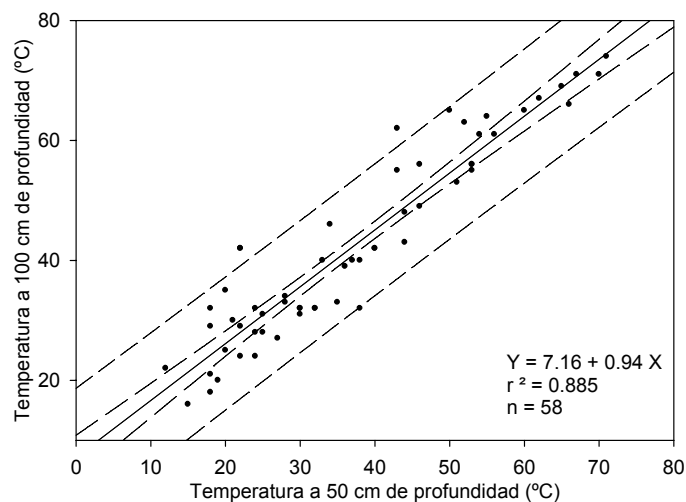


Figura 33. Relación de la temperatura medida in situ a 50 y 100 cm de la superficie durante distintos estadios de fermentación.

Conservación:

La determinación de estabilidad al residuo se realizó durante los tres días siguientes a la toma de muestra con el material fresco tal cual, ya que está comprobado que cualquiera de los tres sistemas de conservación que se plantearon provocan cambios en la respiración. La conservación a 4°C es la que mejor conserva el material para las determinaciones respirométricas, mientras que el secar y el congelar puede causar una reducción al menos del 43% y del 110% respectivamente en el consumo acumulado de oxígeno cuando los periodos de conservación son muy largos (Wu y Ma, 2001). Tan solo para los experimentos en los que fueron necesarias múltiples repeticiones, como el estudio sobre las variables de operación o las diferentes repeticiones realizadas para el estudio de la mineralización del nitrógeno, se utilizó muestra secada y con un tiempo de conservación inferior a un mes.

Para las determinaciones analíticas de tipo químico, las muestras trituradas por el molino de cuchillas fueron secadas a 60°C y conservadas bajo condiciones de sequedad.

4.4. Métodos analíticos de carácter Físico y Químico

Independiente de que este trabajo esté centrado en las técnicas respirométricas - Test de la SOUR, DRI y OUR - y más ampliamente en los ensayos de tipo biológico, donde también se incluyen el Test de autocalentamiento, Test de Germinación de hortalizas y Test de Crecimiento Di.Pro.Ve. (Association of Oficial Analytical Chemists, 1980, Federal Compost Quality Assurance Organization, 1994, Regione Piemonte, 1998, Di.Va.Pra., 1992), también se han realizado análisis químicos que revelen un adecuado proceso de estabilización que sirven para completar la investigación. Entre éstos, es de destacar el de Carbono Orgánico Oxidable, Nitrógeno Total, contenido en P_2O_5 , metales pesados, análisis en los extractos acuosos de pH, conductividad, DQO y COT (métodos M.A.P.A., 1994). El Real Decreto 824/2005 de 8 de julio, sobre productos fertilizantes que vio la luz en la mitad de esta investigación, vino a regular los métodos oficiales de análisis para la declaración del compost en el registro de fertilizantes y que hasta entonces no estaban regulados.

4.4.1. Preparación de los extractos acuosos

Para la preparación del extracto acuoso, se pesan 40 gramos de muestra seca y se llevan hasta 1L con agua destilada; tras agitar la mezcla durante 1 hora (agitador orbital) y dejar reposar esta, unos 30 minutos, se filtra para eliminar los sólidos. El filtrado se almacena a baja temperatura ($-4^{\circ}C$) para las determinaciones que no se realizan en el día de la preparación del extracto, tales como el COT disuelto. En casos concretos, los cuales se indicara, tales como los experimentos realizados en Italia, la preparación fue con una razón 1:10 en lugar de 1:25 como se ha descrito.

4.4.2. Determinación del pH

Se ha utilizado un pHmetro "Crison" modelo Digit 2001, provisto de un electrodo de vidrio que se sumerge en una porción del extracto acuoso. La lectura digital da el valor de pH con dos decimales. Periódicamente se ha procedido a la calibración del pHmetro con disoluciones tampón de pH 4 y 7 unidades. (Crison buffer solution).

4.4.3. Conductividad Eléctrica

Se ha utilizado un conductivímetro “Crison” modelo CM 2200; el electrodo se sumerge en una porción del extracto acuoso: la lectura digital da el valor de conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 20°C . Periódicamente se ha procedido a la calibración del mismo con una disolución patrón ($\text{KCl } 0.0100 \pm 1 \times 10^{-4} \text{M}$).

4.4.4. Demanda química de oxígeno al extracto acuoso

La demanda química de oxígeno, es una medida del oxígeno consumido, fundamentalmente, en la oxidación de la materia orgánica contenida en una muestra dada, por un oxidante fuerte.

El método utilizado para su determinación en el extracto acuoso es el del dicromato: la muestra se somete a una oxidación química en caliente (150°C), por adición de un exceso de oxidante, solución (1), de concentración conocida, en medio ácido, solución (2). Tras un periodo de digestión, el exceso de oxidante que no ha reaccionado, se valora frente a la sal de Mohr, solución (3), o FAS (sulfato amónico ferroso). Por diferencia, se determina la cantidad de dicromato consumido en la oxidación de la muestra. Para cuantificar la cantidad de dicromato añadida se realiza, junto a la muestra, un ensayo en blanco. Este se ha llevado a cabo con un volumen de agua destilada idéntico al de la muestra y con los mismos reactivos químicos de la muestra principal.

Las especies inorgánicas en estado reducido que puedan estar presentes en la muestra son también oxidadas en el transcurso de la digestión, por lo que, si el nivel de las mismas es alto, debe conocerse su concentración en la muestra para efectuar las correcciones necesarias.

Para la determinación de la DQO se ha utilizado la expresión siguiente:

$$DQO = \frac{(B - M) \times 8 \times 1000 \times N_{FAS}}{Vm}$$

Donde:

B = volumen de FAS gastado en la valoración del blanco, mL.

M = volumen de FAS gastado en la valoración de la muestra, mL.

N_{FAS} = Normalidad exacta del FAS.

Vm = Volumen de muestra, mL.

$P_{\text{equivalente}}$ del oxígeno= 8 mg/meq

Reactivos:

- (1) Solución de dicromato potásico para la digestión, 0.0167M. Añadir a 500 mL de agua destilada 4.913 g de $K_2Cr_2O_7$, previamente secado en estufa a 103°C durante 2h, 167 mL de H_2SO_4 concentrado y 33.3g de $HgSO_4$. Disolver, enfriar hasta alcanzar la temperatura ambiente y diluir a 1000 mL.
- (2) Solución de $AgSO_4-H_2SO_4$: Añadir 10.13 g de $AgSO_4$ en 1000 mL de H_2SO_4 . Dejar reposar 1-2 días.
- (3) Solución de sulfato ferroso amónico 0.10M: Disolver 39.2 g de $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ en agua destilada. Añadir 20 mL de H_2SO_4 conc., dejar enfriar y diluir a 1000 mL.

4.4.5. Carbono Orgánico Total

El carbono total es una medida del contenido en carbono, tanto inorgánico como orgánico, presente en una muestra. Se ha determinado mediante una técnica instrumental, utilizando un analizador de carbono Dohrmann modelo DC-190, de acuerdo con el método normalizado de combustión-infrarrojos 5310 B de la APHA-AWWA-WPFC. El método de determinación se basa en la oxidación catalítica de todo el carbono presente en la muestra a CO_2 , y la posterior detección de este producto final mediante espectrometría de infrarrojos. Dicha oxidación se realiza en un horno relleno con un catalizador de platino soportado sobre alúmina junto con el gas portador que actúa como oxidante.

Por otro lado se determina en el mismo equipo instrumental el carbono inorgánico de la muestra. La muestra, en fase vapor, se hace burbujear, junto con el gas portador (oxígeno N50), por una disolución de ácido fosfórico al 20%, de modo que al detector espectrofotométrico de infrarrojos solo llega la fracción de CO_2 correspondiente al

carbono inorgánico contenido en la muestra. El valor del carbono orgánico total se obtiene por diferencia entre la cantidad de CO₂ desprendido de la oxidación completa de la muestra por encima de 550°C (carbono total) y el CO₂ desprendido del tratamiento ácido de la muestra con ácido fosfórico 1:4 (carbono inorgánico). Con objetivo de no perder precisión en la determinación de COT, es conveniente eliminar el carbono inorgánico de la muestra cuando el valor esperado de COT es muy inferior al valor de carbono inorgánico presente.

La conservación de la muestra a pH inferior a 2 sólo se realizó cuando fue necesaria una conservación duradera, considerando siempre que el contenido en carbono total e inorgánico puede alterarse, e incluso el orgánico, si existen componentes volátiles tales como disolventes orgánicos o ácidos orgánicos de cadena corta. Por ello se evitó como norma general la conservación de las muestras.

La determinación se realizó a los extractos acuosos que fueron filtrados con un filtro de fibra de vidrio Milipore AP-4004705 de 0,45 µm.

4.4.6. Absorbancia a 280, 465 y 665 nm.

El extracto acuoso del compost es coloreado en la mayoría de los casos, por ello se ha procedido a la determinación de la absorbancia a tres longitudes de onda: 280, 465 y 665 nm.

Para esta determinación se ha utilizado un espectrofotómetro BECKMAN Modelo DU SERIES 600. En todos los casos se ha utilizado como blanco una alícuota de agua destilada, esta misma agua se ha utilizado en la fase de extracción así como en la dilución de la muestra en el caso que la absorbancia de las mismas supere el rango de medida del espectrofotómetro.

4.4.7. Caracterización del Residuo

De los 3 kg de muestra secada en estufa (SELECTA MOD 210) a 50°C, se separan, de forma manual y minuciosa, fracciones de: vidrio, plástico, madera, metal, textil, papel y cartón, materia orgánica y otros (donde se incluyen materiales menos comunes).

Se determina la pesada de cada fracción en una balanza de precisión (XB 3200D PRECISA). El resultado de cada fracción se expresa en % en peso respecto al total.

Se ha tenido en cuenta para realizar la caracterización que la muestra sea representativa de la pila.

4.4.8. Determinación del Carbono Orgánico Oxidable a la muestra sólida

En el presente método se ha determinado el carbono orgánico del compost que se oxida con dicromato en presencia de ácido sulfúrico. Para que la oxidación se produzca de forma total y lo más rápida posible, la muestra se somete a una digestión de una hora y treinta minutos a 150°C en placa calefactora. El exceso de oxidante se valora con sulfato ferroso amónico (FAS) y la cantidad de carbono orgánico oxidado se calcula a partir de la cantidad de dicromato reducido.

Se pesa con ayuda de una microespátula una muestra de compost triturado, del orden de 0.05 g y se recoge en un tubo de ensayo con tapón roscado. Se anota exactamente el valor del peso.

Se añaden 10 mL del reactivo (1) y 20 mL del reactivo (2) dejando la mezcla en reposo durante 1h y 30 minutos en placa calefactora a $150 \pm 2^\circ\text{C}$.

Tras el enfriamiento se añaden 200 mL de agua destilada, de 2 a 3 gotas de disolución indicadora (4) y se valora con el reactivo (3).

Reactivos:

(1) Dicromato potásico 1 N.

(2) Ácido sulfúrico concentrado (95-98%) conteniendo 10 g de Ag_2SO_4 por litro de ácido. El sulfato de plata se utiliza como catalizador, ayudando a que la reacción se produzca de manera más rápida.

(3) Sulfato ferroso amónico, FAS (también llamado Sal de Mohr) 0.5 N .

(4) Disolución indicadora de ferroína.

Para la determinación del %COox se ha utilizado la expresión siguiente:

$$\%COox = \frac{(aN1 - bN2)}{C \cdot 1000} \times 100 \times 3$$

Donde:

a= mL de dicromato añadidos.

N1=Normalidad del dicromato.

b= mL de FAS gastados en la valoración de cada una de las muestras.

N2 =Normalidad real del FAS.

c =peso en gramos de la muestra .

Peso equivalente del carbono en la materia orgánica = 3

Conversión de g a mg = 1000

Nota: Para calcular la Normalidad real del FAS, se valoran tres blancos cada uno con: 10 mL de reactivo(1) + 20 mL de reactivo (2) + 200 mL de H₂O.

Una forma de obtener una aproximación bastante acertada de la materia orgánica presente en la muestra, es multiplicando por el coeficiente de Waskman el cual está aceptado ampliamente como 1.72, basándonos en la premisa de que la materia orgánica cuenta con algo mas del 58% de carbono en su composición elemental.

$$\%MO = \%COox \times 1.72$$

4.4.9. Determinación de la humedad

Se toma una muestra representativa de compost, entre 1.5 y 2 kg. y se coloca en una bandeja previamente tarada, tras determinar su peso se introduce en una estufa a 60°C durante 48 h y se determina su peso, se vuelve a introducir en la estufa a 60°C 2h, si el valor del peso no ha experimentado modificación, tomamos ese valor como el peso de la muestra seca.

El contenido de humedad de la muestra se calcula mediante la fórmula:

$$\%Humedad = \frac{P_1 - P_2}{P_1} \times 100$$

Donde:

P₁= peso húmedo de la muestra; P₂= peso seco de la muestra.

4.4.10. Determinación de los Sólidos Volátiles

Los sólidos volátiles se han determinado por calcinación a 550°C. La materia orgánica al quemarse se transforma en CO₂ y vapor de agua principalmente; el residuo en forma de cenizas se identifica con la materia inorgánica.

Se parte de unos 10 g de muestra, pesados en balanza de precisión, previamente triturada y desecada a 105°C durante 24 h, la muestra se introduce en la mufla durante 4 h a 550°C y tras enfriar se pesa, y se vuelve a meter en la mufla durante 5 minutos a la misma temperatura, después de enfriar nuevamente, se lleva a cabo una nueva pesada. El procedimiento se repite hasta pesada constante, en el que se tiene el valor de M₂

Los sólidos volátiles se calculan mediante la fórmula:

$$\% \text{Sólidos Volátiles} = \frac{M_1 - M_2}{M_1} \times 100$$

Donde:

M₁=peso en gramos de la muestra a 105°C y M₂=peso en gramos de la muestra a 550°C

4.4.11. Determinación del Nitrógeno total

La determinación se realizó mediante una técnica volumétrica basada en el método Kjeldahl para la determinación de Nitrógeno orgánico más nitrógeno amoniacal por retrovaloración con ácido sulfúrico del exceso de sosa añadido a la muestra, previamente digerida con ácido en caliente y, a continuación, destilada y recogida sobre ácido sulfúrico. La principal modificación realizada al método es el pretratamiento térmico de la muestra a 60°C durante al menos 48 horas y trituración hasta reducir el tamaño de partícula por debajo de 0.5 mm.

Para el correcto desarrollo del método se dispone para el análisis de un bloque de digestión, BLOC DIGEST 12P (SELECTA) y de una unidad de destilación PRO-NITRO (SELECTA) Se pesa exactamente, con precisión de 0.1 mg, 1 g de muestra

de compost y se deposita en un tubo de digestión. Tras añadir 5 g de mezcla catalítica (2) y 20 ml de reactivo (1) se agita y homogeniza toda el conjunto.

Posteriormente se calienta a 420°C durante cuatro horas. Al cabo de ese tiempo, se considera realizada la digestión y el tubo se pasa al destilador de Nitrógeno. Se adicionan diversas cargas de unos 50 mL, aproximadamente, de NaOH al 35 % con la finalidad de llevar la muestra a un pH>9.5. Hay que añadir la sosa al destilador con sumo cuidado ya que se produce una reacción violenta, con desprendimiento de gases, que es conveniente recoger, ya que contienen amoníaco y por tanto nitrógeno que se podría perder durante la determinación. Es por ello que, el erlenmeyer donde se recoge el destilado se debe cubrir con una película de papel parafinado mientras se produce la adición de sosa.

A continuación se procede a efectuar un arrastre con vapor de agua de la muestra a la vez que se recoge el destilado sobre 20 mL de ácido sulfúrico de la disolución (4) que contiene también unas gotas de indicador (5) que, de rosa, virará a amarillo, en el caso de que la cantidad de amoníaco destilado supere la cantidad de ácido con el que reacciona (20 mL de disolución (4)). Si esto último ocurre se debe parar la destilación y añadir una cantidad adicional de ácido que se tendrá en cuenta para la posterior valoración con la sosa (3).

Seguidamente se procede a valorar la disolución recogida con el reactivo (3) hasta viraje a amarillo-limón.

Reactivos:

- (1) Ácido sulfúrico concentrado.(95-98%)
- (2) Mezcla catalítica conteniendo 96.5 % de sulfato potásico, 1.5 % de $\text{SO}_4\text{Cu}\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ y 2 % de selenio metal.
- (3) Hidróxido sódico 0.1 N
- (4) Ácido sulfúrico 0.1 N
- (5) Disolución indicadora de fenolftaleína

El contenido en nitrógeno total, expresado en mg de N por gramo de muestra seca, se calcula mediante la expresión:

$$\frac{\text{mg } N - \text{NH}_4^+}{\text{gramo de muestra}} = \frac{V_1 \times N_1 - V_2 \times N_2}{a} \times 14$$

V_1 =mL de ácido sulfúrico añadidos al erlenmeyer.

N_1 =Normalidad real del ácido sulfúrico previamente estandarizado.

V_2 =mL de sosa gastados en la valoración de la muestra destilada.

N_2 =normalidad real de la sosa previamente estandarizada.

a =peso de la muestra (en gramos).

$P_a(N)$ =14 g /mol.



Figura 34. Equipo de destilación Kjeldhal

4.4.12. Determinación de NO_3^- y NH_4^+ en la Nitrificación

Para conocer el efecto de la nitrificación en las matrices orgánicas en las que se estudió dicho proceso (suelo, estiércol y corteza), en los matraces de reacción OxiTop®, se utilizaron 0.0, 0.1, 1.0 ó 10.0 mL de lodos activados como inóculo nitrificante. La mezcla de las matrices orgánicas citadas y los lodos se analizó durante 72 horas en las que la caída de presión fue monitorizada continuamente. Al principio y al final del experimento 5 ml de muestra fueron muestreadas de la suspensión para su análisis. Las muestras fueron centrifugadas a $16400 \text{ rev. min}^{-1}$ durante 10 minutos a 4°C (Eppendorf Centrifuge 5417 R) y las formas de N-NO_3^- y N-NH_4^+ fueron determinadas en el sobrenadante mediante un cromatografo iónico Autoanalyzer II (Technicon).

Análogamente, para conocer la evolución de la concentración de nitrógeno amoniacal y de nitratos durante el ensayo de determinación de la estabilidad se tomaron 14 muestras de 5 mL cada una, a razón de una muestra cada 12 horas

mediante el sistema indicado en el apartado 4.5.2, por el cual no se alteraba la presión interna del matraz de reacción. El contenido extraído fue conservado congelado (-4°C) en viales Eppendorf y posteriormente determinadas las formas de N-NO_3^- y N-NH_4^+ por el método citado con anterioridad.

4.4.13. Determinación del Fósforo Asimilable

Se ha determinado el fósforo asimilable midiendo la absorbancia a 690 nm de la disolución de color azul que se produce al reducir el complejo fosfomolibdico formado por el ácido ortofosfórico y el ácido molibdico. Puesto que la intensidad de color es proporcional a la cantidad de fosfomolibdato reducido y, por tanto, a la cantidad de ortofosfato presente, se puede calcular por este método la concentración de fósforo en una disolución. La reducción es llevada a cabo por una disolución de cloruro estannoso, disolución que se ha preparado justo antes de utilizarla ya que al ser muy reductor, se oxida fácilmente, basta con el contacto del oxígeno del aire.

Este método no determina el fósforo que se encuentra en las estructuras de proteínas, lípidos, etc, pero si lo hace para aquel que se extrae fácilmente con una solución extractora (solución que simula las condiciones químicas del suelo).

Procedimiento:

Se pesa 1 g de compost y se le añaden 50 mL de solución extractora (1), en un vaso de 250 mL se agita durante 5 minutos (agitador orbital), posteriormente se filtra y se enrasa hasta 50 mL. Se toman 5 mL de la disolución enrasada y se depositan en un matraz aforado de 50 mL, diluyéndose con agua hasta 40 mL, se añaden 2 mL de la solución (2), volvemos a diluir hasta 45 mL y añadimos 2 mL de la solución (3) enrasando finalmente con agua. Tras adicionar los reactivos hemos de dejar la disolución 30 minutos en oscuridad, transcurrido dicho tiempo se mide la absorbancia a 690 nm utilizando un espectrofotómetro BECKMAN:DU SERIES 600 .

Reactivos:

(1) Solución extractora: Se pesa 0.1g de CaCO_3 y 0.088 g de MgCO_3 , se depositan en un matraz aforado de 1L y se añaden 0.5 mL de H_2SO_4 al 20% (11.3 mL de H_2SO_4 95-98% enrasando hasta 100 mL con H_2O_d), posteriormente añadimos 2.45 mL de ácido acético al 98%, se enrasa con H_2O_d hasta 1L. El pH debe situarse entre 3.2 y 3.3 unidades.

(2) Solución de molibdato amónico:

Se pesan 2.5 g de molibdato amónico y se disuelven en 100 mL de H₂SO₄ 10N.

(3) Solución de cloruro estannoso: 1g de Cl₂Sn.2H₂O se disuelve en 100 mL de HCL del 10% en peso (24.21 mL de HCL del 35% enrasando a 100 mL con H₂O_d). Esta disolución hay que prepararla justo antes de su utilización.

(4) Ácido sulfúrico 7N: Se toman 19.58 mL de H₂SO₄ 95-98% y se enrasa hasta 100 mL con H₂O_d.

Preparación de patrones:

Se prepara una solución patrón de fósforo de 50 mg/L, disolviendo 0.2195 g KH₂PO₄ en aproximadamente 400 mL de H₂O_d, posteriormente se añaden 25 mL de H₂SO₄ 7N (4) y se enrasa hasta 1L. De esta solución patrón se tomarán: 0.25, 0.5, 0.75, 1, 1.5, 2, 2.5, 3, 3.5, 4, 4.5 y 5 mL añadiéndose en cada caso H₂O_d hasta 40 mL, y se adicionan los reactivos (2) y (3), enrasándose hasta 50 mL para realizar la recta de calibrado.

$$\% P_2O_5 = \frac{142 \times M \times 0.05 \times 100}{62 \times 0.1 \times P(g) \times 1000} = \frac{M \times 2.29 \times 0.05}{P(g)}$$

El porcentaje de P₂O₅ se calcula mediante la siguiente expresión:

M = fósforo asimilable en µg/mL (ppm) determinado por el espectrofotómetro.

50/1000=0.05; factor de proporción para correlacionar M con la cantidad de mg de P que hay en la muestra (mg de fósforo = M×0.05).

P(g)=Peso inicial de la muestra.

Proporción de fósforo en P₂O₅= 142/62

Factor de dilución de la muestra = 0.1

Conversión de g a mg (en el denominador)= 1000



Figura 35. Espectrofotómetro UV-Visible de la casa comercial BECKMAN.

4.5. Métodos biológicos de determinación de la estabilidad.

A continuación se describen las principales metodologías utilizadas en este trabajo, todas ellas, de tipo biológico.

4.5.1. Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno. Método SOUR.

Si se atiende a la clasificación de la IWA, se trata concretamente de un respirómetro LSS: la medida de la concentración de oxígeno se realiza en fase líquida (L), a través de un sensor de oxígeno disuelto y no se produce alimentación ni de gas (S) ni de líquido (S) durante la medida.

En cuanto al balance de materia, de manera general, para obtener la OUR en respirómetros tipo L sólo es necesario utilizar la ecuación perteneciente a la fase líquida:

$$\frac{d[S_o \cdot V_L]}{dt} = Q_{in} \cdot S_{Oin} - Q_{out} \cdot S_{Oout} + V_L \cdot K_L a \cdot (S_o^* - S_o) - V_L \cdot OUR$$

Para el caso que nos ocupa, los términos correspondientes al flujo másico, al no existir dicho flujo, serán nulos. Por tanto no aparecerán y la ecuación se simplifica a:

$$\frac{d[S_o \cdot V_L]}{dt} = V_L \cdot K_L a \cdot (S_o^* - S_o) - V_L \cdot OUR$$

Esta última expresión puede seguir simplificándose, si se considera que en el interior del recipiente, durante cada uno de los ciclos de la determinación respirométrica, solo existe fase líquida. Así, no existirá transferencia entre la fase gas y la fase líquida, con lo que el miembro correspondiente a dicha transferencia desaparecerá, evitándose los problemas derivados del cálculo del coeficiente global de transferencia de oxígeno $K_L a$:

$$\frac{d[S_o \cdot V_L]}{dt} = -V_L \cdot OUR$$

Como el volumen de líquido es prácticamente constante, la ecuación simplificada resultante queda de la siguiente manera:

$$-\frac{dS_o}{dt} = OUR$$

Se tiene así que para cada ciclo de una determinación respirométrica la OUR será la derivada de la curva concentración de oxígeno frente a tiempo, lo que simplifica muchísimo los cálculos y la instrumentación, ya que la variable a medir es solo una: la concentración de oxígeno disuelto (S_o).

La automatización de este tipo de respirómetro conlleva algunas dificultades operacionales al tener que reairar, en cada ciclo, un recipiente herméticamente cerrado y tener que desprejar la transferencia de oxígeno entre la fase gas y la fase líquida para simplificar la ecuación del balance de materia. Mantener el recipiente hermético sirve para asegurar que el oxígeno que se encuentra en el interior del recipiente es el que se ha inyectado de manera controlada. Pero inyectar aire en un recipiente hermético es un problema. Se podría pensar como primera solución a dicho problema en una válvula de escape. El segundo problema o dificultad planteado, es que para desprejar la transferencia de oxígeno entre la fase gas y la fase líquida es necesario que no exista interfase líquido-gas, es decir que no exista cámara de aire (fase gas) dentro del recipiente donde se lleva a cabo la determinación en cada uno de los ciclos, algo también complicado al tener que reairar el recipiente hermético.

Cómo solución se ha ideado un sistema de recirculación del líquido durante la fase de aireación. Al recipiente hermético se le realizan dos orificios, uno en su parte superior y el otro en el lateral. Durante la inyección de aire, el líquido, que ocupa todo el volumen del recipiente, y el gas sobrante rebosan por el orificio superior (e incluso por el lateral) y son conducidos a través de un tubo hasta la parte superior de un pequeño depósito auxiliar colocado a una altura mayor que la que se encuentra el reactor. Cuando la aireación se detiene, el líquido que había rebosado cae por gravedad desde el depósito auxiliar al reactor hasta rellenarlo. Los tubos utilizados son de muy pequeño diámetro y además se intentan mantener en carga (llenos de líquido). De esta forma la difusión del oxígeno, que pueda encontrarse en el interior del depósito de rebose, a través de los tubos es prácticamente nula, con lo que el

coeficiente de transferencia de oxígeno gas-líquido ($K_L a$) en el interior del reactor también lo es, pudiendo considerarse hermético.

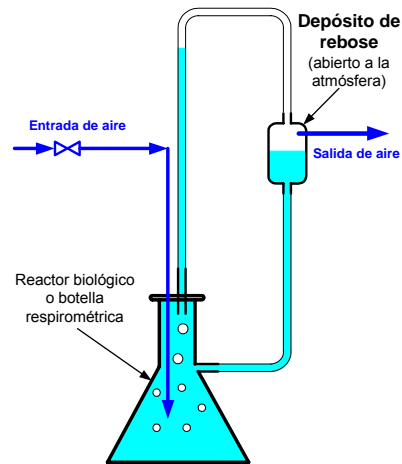


Figura 36. Esquema del sistema para evitar el rebose

Superados estos dos problemas de carácter físico que obstaculizaban que los ciclos se pudiesen repetir de forma continua, sistemática y automática, para llevar a cabo una determinación respirométrica, se puede pasar a analizar el funcionamiento del respirómetro.

La siguiente figura muestra la secuencia de elementos en el sistema de control donde el convertidor de la señal analógica en digital juega un papel central. Para transformar la señal en corriente, que nos proporcionan los electrodos de oxígeno disuelto (más transductor u oxímetro), a la señal en tensión, que es la que admite la tarjeta de adquisición de datos, son necesarios estos módulos cuya función es la mencionada.

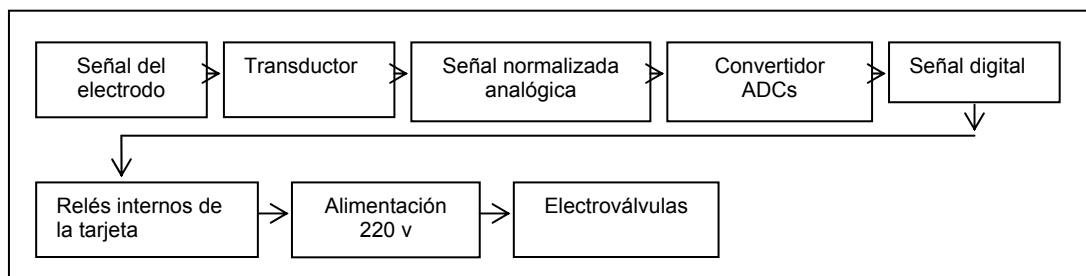


Figura 37. Sistema de control de señales.

En la Figura 38 se muestra el diagrama de flujo del funcionamiento básico del respirómetro. Se trata de la presentación del funcionamiento básico de un respirómetro discontinuo o *batch*. Como se apuntó en un epígrafe anterior, el

funcionamiento de un respirómetro discontinuo gira en torno a dos valores de consigna: concentración máxima de oxígeno disuelto y concentración mínima de oxígeno disuelto. Mediante este sistema conseguimos que la disolución nunca esté con déficit de oxígeno.

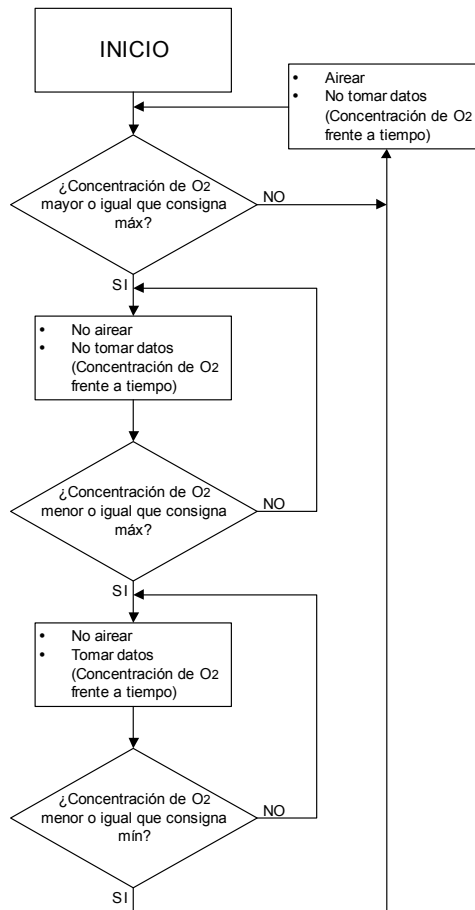


Figura 38. Diagrama de flujo básico del funcionamiento del respirómetro

Se considerará un ciclo de una determinación respirométrica al periodo que va desde la concentración máxima de oxígeno disuelto hasta la concentración mínima, durante el cual se toman los datos de la concentración de oxígeno disuelto frente al tiempo y que representados constituirán un respirograma (Ver Figura 39). En este trabajo, todos los experimentos se han llevado a cabo en un rango de concentración de oxígeno de 6.8-7.0 mg O₂/L para la temperatura de 30°C a la que se desarrollaron la mayoría de los ensayos. El cómodo e intuitivo interfaz hombre-maquina, permite variar estos parámetros de manera fácil, así como los nombres de archivo, tiempo de muestreo, cantidad de muestra, humedad, sólidos volátiles y puede generar distintos modos de visión para nuestros resultados.

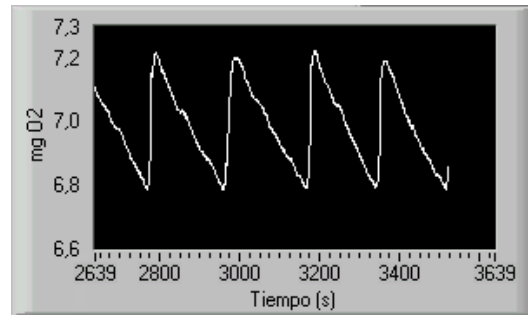


Figura 39. Gráfica que muestra cuatro respirogramas completos en una determinación de estabilidad de compost

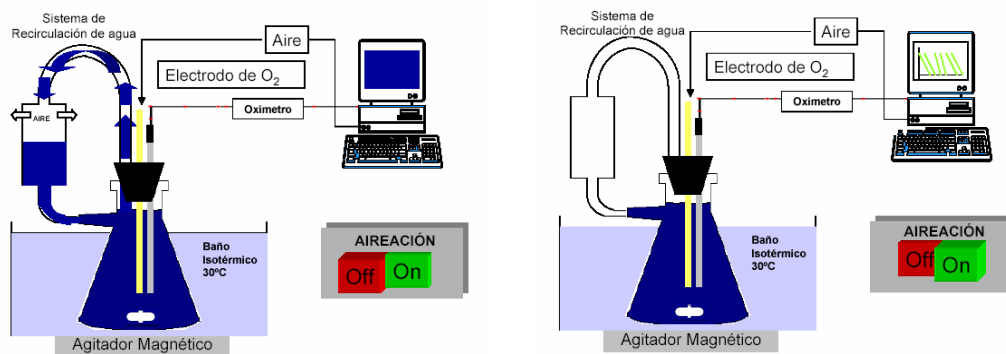


Figura 40. Esquema de funcionamiento en la fase de toma de datos

En cada ciclo se calcula el valor de la pendiente de la curva concentración de oxígeno-tiempo en la zona de consumo de oxígeno (zona de toma de datos) correspondiente a dicho ciclo, quedando registrada en un archivo de pendientes. Este valor es fundamental para el cálculo de todos los demás parámetros. Son la VECO y el CAO, los parámetros que este respirómetro calcula, muestra y almacena de manera automática, pero se podrían calcular otros parámetros partiendo del archivo de pendientes utilizando hojas de cálculo o herramientas de análisis estadístico. Además de los parámetros anteriores, con el respirómetro se podrán determinar otros de interés práctico tales como: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Tasa de respiración efectiva (Oxygen Uptake Rate, OUR), Tasa de respiración básica (R_b), Tasa de respiración endógena (R_{end}), Tasa de respiración total (R), Demanda de Oxígeno por Nitrificación (DON).

Para la realización del ensayo SOUR se requiere un agitador magnético, baño termostático, una línea o bomba de aire para insuflar aire y un oxímetro con sonda polarográfica tipo Clark que se introducen en un matraz o reactor de 1 L.

Tamponando el medio a 7.2, termostatando la prueba a 30°C y añadiendo los nutrientes utilizados en la DBO (MgSO₄, FeCl₃, CaCl₂) garantizamos que el único factor limitante de la actividad respiratoria es la sustancia orgánica en suspensión. El medio nutritivo mas utilizado es el que se utiliza para determinar la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). A continuación se muestran las cantidades recomendadas a añadir para un litro de disolución problema.

Solución: para 1L de H ₂ O	
Tiurea (inhibidor de la nitrificación)	1g
a) Tampón Fosfato (K ₂ HPO ₄ , Na ₂ HPO ₄ ·7H ₂ O, NH ₄ Cl)	30mL
b) CaCl ₂	10mL
c) Cl ₃ Fe	10mL
d) MgSO ₄	10mL
e) Agua destilada	El resto

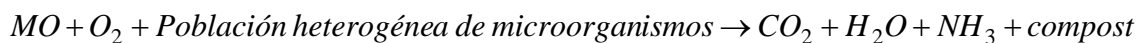
Tabla 21. Solución nutritiva estándar para la determinación de la SOUR

La forma de preparación de cada una de los nutrientes es la siguiente:

- Disolución de tampón fosfato: Disuélvase 8.5 g de K₂HPO₄, 33.4g de Na₂HPO₄·7H₂O y 1.7 g de NH₄Cl en unos 500mL de H₂O_d y dilúyase hasta 1L. El pH de la disolución debería de ser de 7.2 sin ajustes adicionales.
- Disolución de cloruro de calcio: Disuélvase 27.5 g de CaCl₂ en H₂O_d y dilúyase hasta 1L.
- Disolución de cloruro férrico: Disuélvase 0.25 g de Cl₃Fe en H₂O_d y dilúyase hasta 1L.
- Disolución de sulfato de magnesio: Disuélvase 22.5 g de MgSO₄ en H₂O_d y dilúyase hasta 1L.

La función de la tiurea es la inhibir el proceso de nitrificación que compite por el oxígeno que oxida la materia orgánica. Ambas reacciones ocurren simultáneamente también a escala industrial durante el proceso de compostaje.

Así, bloqueando el consumo de oxígeno por parte de las bacterias nitrificantes podemos atribuir todo el consumo de oxígeno a la oxidación del carbono.



Los aireadores: para la inyección de aire en el interior de los matraces de reacción, estos disponen en su tapón de un canal de entrada que consta de una válvula anti-retorno y, conectados a su extremo, dos difusores de un material poroso (difusores tipo pecera), ya que para favorecer la disolución del oxígeno es necesario aumentar la superficie disponible para la transferencia lo que se consigue reduciendo el tamaño de la burbuja de aire. Según la frecuencia de accionamiento de las electroválvulas, el caudal de aire aportado a los reactores Kitasato oscila entre los 100 y 300 L/h.

La fuente de aire: podría ser una bomba soplante o un compresor. En el caso que nos ocupa se ha optado por utilizar la red de aire comprimido de los laboratorios que es controlada por el accionamiento de dos electroválvulas.

Los sensores: la concentración de oxígeno disuelto se mide con un electrodo Mettler modelo IMPRO-6000 para medida de oxígeno disuelto en agua conectado a un oxímetro o transductor compatible (Mettler, modelo 4200), entendiéndose como tal un dispositivo que realiza las siguientes funciones: descifrar la señal que proviene de la sonda (transductor); procesar las señales ya adaptadas y traducidas para mostrarlas por display y proporcionar esta misma información en forma de señal estándar industrial; procesar todas las acciones de calibración, ajuste y corrección en función de las condiciones de presión y temperatura y/o otros factores. Se han colocado dos, uno para cada matraz de reacción, los que nos permite realizar todos los análisis por duplicado.



Figura 41. Equipo de respirometría compuesto de PC de control, modulo de acondicionamiento de señales y los reactores.

El baño y la temperatura de incubación: dado que la actividad microbiana depende de la temperatura, se dispone de un baño formado por un termostato de inmersión y un depósito de agua construido en metacrilato de 8 mm. de grosor, con una capacidad de 35 litros y las siguientes dimensiones: 52×21×32 cm. La temperatura es controlada por un termostato de inmersión de 1050 Watios de potencia (Tectron Bio de Selecta) con termostato que capta la temperatura por una termoresistencia Pt100. Como la actividad biológica es dependiente de la temperatura y en consecuencia el resultado de los test respirométicos también (Cronje *et al.*, 2004, Gea *et al.*, 2004) todos los ensayos se han normalizado a 30°C salvo los experimentos que se encaminaron a estudiar estas variables de operación para lo que se exploró todo el rango mesófilo y termófilo de crecimiento microbiano.

La adecuada elección del tamaño de muestra se trata de un punto crítico. En aquellas muestras de elevada carga orgánica y/o una alta actividad microbiana deberá ajustarse el tamaño de muestra al mínimo posible para evitar que el consumo de oxígeno por parte de los microorganismos sea más elevado que la velocidad de transferencia de oxígeno a la disolución. En estos casos la consigna máxima de concentración de oxígeno previamente asignada será difícilmente alcanzable durante muchos minutos o incluso horas, perdiéndose los datos durante este periodo de tiempo que además coincide con las horas de máxima actividad. Una menor cantidad de muestra induce menos ciclos de consumo y por tanto menor número de puntos VECO y CAO lo que favorece el tratamiento de los resultados. Ya que el tamaño de muestra es relativamente pequeño desde el punto de vista de la representatividad de donde procede deberemos de intentar elegir el mayor tamaño de muestra sin que se den los efectos anteriormente citados. A continuación se citan algunos ejemplos del tamaño de muestra recomendado según el sustrato.

Sustrato	Peso de muestra (gramos)
Lodos de depuradora (80% humedad)	0.5
Lodos tratados (50% humedad)	0.5 – 1
Fracción orgánica de RSU	1.5 – 2
Compost maduro	4
Aguas residuales	100

Tabla 22. Cantidad de muestra a ensayar según naturaleza.

La agitación: antes de cerrar los matraces de reacción con el tapón que lleva el electrodo y gomas de aire, es necesario introducir los agitadores magnéticos, imprescindibles para una buena homogeneización de la muestra durante el ensayo. A continuación se conectan los agitadores a una velocidad suave de agitación para evitar volúmenes muertos y conseguir una correcta homogenización. Pueden existir pequeñas diferencias en los resultados para distintas velocidades de agitación, por eso es importante realizar todos los ensayos Respirométricos a una misma velocidad de agitación para que los resultados sean comparables.

La determinación: viene hecha a una muestra de entre 1 y 4 gramos (según la estabilidad estimada) de Compost, Lodos o FORSU previamente cribado a 10 mm. La sonda de oxígeno y difusores de aire se insertan en el reactor que queda hermético, se dispone el sistema de rebosamiento para el desplazamiento de volumen previsto durante la aireación. A continuación se procede a la alternancia de ciclos de insuflación de aire y caída de oxígeno para la adquisición de la curva $\Delta O_2 / \Delta t$. De forma automática los datos de concentración de oxígeno, pendientes, Velocidades de Utilización de Oxígeno (VUO) y Consumos Acumulados horarios (CAO, OD) son almacenados.

La concentración de oxígeno disuelto se mide con un electrodo y se recogen los datos, representándose la evolución de la concentración de oxígeno disuelto frente al tiempo en cada uno de los experimentos realizados. Se estima la Velocidad de Utilización de Oxígeno mediante la pendiente negativa que se genera ($\Delta O_2 / \Delta t$) entre dos valores de concentración de oxígeno que se definen como el mínimo a partir del cual comienza la aireación y el máximo en el que la electroválvula corta el aire. A partir de estos datos, se determina la velocidad de utilización de oxígeno (VUO) en $\text{mg O}_2/\text{L}\cdot\text{h}$ y, conocida la concentración de sólidos volátiles (SV) que hay en el compost, se determina la velocidad específica de consumo de oxígeno (VECO) en $\text{mgO}_2/\text{g SV}\cdot\text{h}$ a un tiempo dado.

El típico resultado del test muestra un pico de la actividad respiratorio, correspondiente a la mayor pendiente de consumo de oxígeno en torno a 5 o 6 horas del inicio. El valor de la máxima pendiente correctamente referido a un gramo de sólido volátil y a la unidad de tiempo constituye la $VECO_{\text{max}}$ ($\text{mg O}_2 / \text{g SV}\cdot\text{h}$), mientras que la integración del área bajo la curva de VECO frente al tiempo constituye el Consumo Acumulado de Oxígeno (CAO) en el tiempo transcurrido.

Todos estos grupos de datos son almacenados en archivos independientes. Se hace a dos columnas, una para el dato y la otra para el tiempo, en un archivo de datos sin extensión por defecto cuyos datos son del tipo plain text (código ASCII), o de texto si el usuario indica tal extensión (.txt), de manera que estos datos puedan ser capturados para introducirlos y analizarlos con una hoja de cálculo.

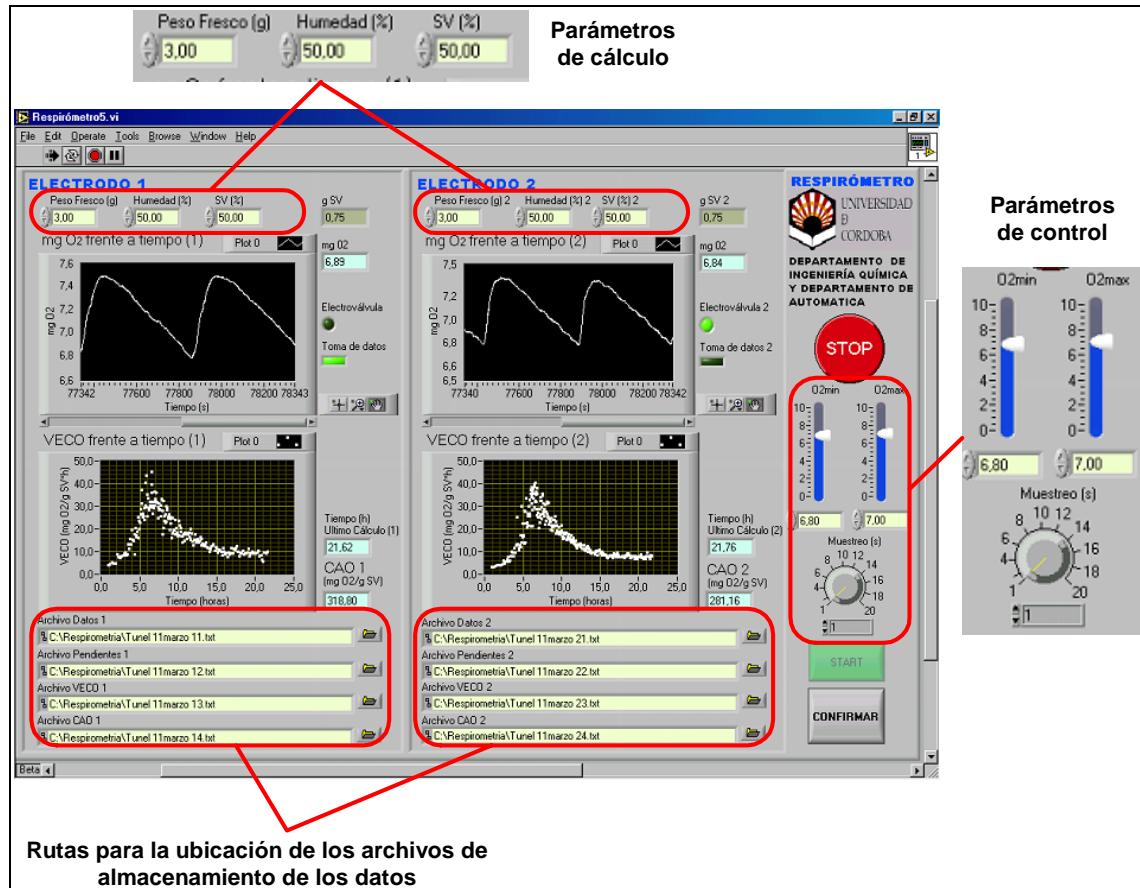


Figura 42. Pantalla del interfaz donde se representan la concentración de oxígeno durante el periodo seleccionado y los valores de OUR durante todo el ensayo que permite deducir la SOUR

Los datos a almacenar son los siguientes:

- Concentración de oxígeno frente a tiempo, durante la fase de consumo de oxígeno de cada ciclo (Archivo Datos)
- Pendiente de la curva concentración de oxígeno frente a tiempo, calculada al final de la fase de consumo de oxígeno de cada ciclo. (Archivo Pendientes)
- VECO frente a tiempo, calculada al final de la fase de consumo de oxígeno de cada ciclo. (Archivo VECD)
- CAO frente a tiempo, calculada al final de la fase de consumo de oxígeno de cada ciclo. (Archivo CAO).

4.5.2. Método manométrico a volumen constante. Método OUR.

En este trabajo se utilizó el sistema OXITOP® (WTW, Weilheim, Germany) como método manométrico y poder contrastar y validar las medidas realizadas por los métodos que utilizan electrodos específicos, tanto en medio líquido (SOUR) como en medio sólido (DRI). Este método en concreto, sin las modificaciones propuestas, es utilizado como procedimiento de laboratorio para la determinación de la respiración microbológica de suelos y materia orgánica en descomposición, de acuerdo a una norma DIN (Deustcher Industrie Normen), la 19 737.

Algunas modificaciones en el método también fueron realizadas para calcular la velocidad de mineralización del nitrógeno, para lo cual fue necesario muestrear periódicamente la disolución sin pérdida alguna de la presión interna de los matraces de reacción. Dichas modificaciones quedan específicamente detalladas por Grigatti y colaboradores (2007), las principales novedades se mostraran mas adelante.

El valor de la máxima depresión obtenida, que resulta al final, en función del tiempo, es utilizado para calcular el máximo consumo de oxígeno según la siguiente fórmula:

$$Q = V \times \frac{DPM}{76} \times \frac{32}{24.04} \times \frac{1000}{SVg} \times \frac{1000}{t}$$

Donde:

Q es el consumo de oxígeno expresado en mg O₂ /kg SV*h, 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 de la curva 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 O₂ a 20°C e a 76 cm Hg, SVg son los sólidos volátiles referidos al peso seco a 105°C.

La incubación fue llevada a cabo en botellas de vidrio Schott. El esquema de dicho equipamiento se ofrece en la Figura 43. El sistema permite la medida de la presión en espacio libre, el cual puede ser relacionado directamente con el consumo de oxígeno cuando el dióxido de carbono es atrapado (Reuschenbach *et al.*, 2003,

Kuokkanen *et al.*, 2004). Pastillas de sosa (Merck) fueron utilizadas para atrapar el CO₂ en la parte superior de los matraces.

La trampa de CO₂ no fue la original diseñada por la compañía que comercializa dicho equipo y fue adaptada mediante grandes orificios para asegurar una mejor eficiencia en el intercambio de gases (Rudrum, 2005). En este sistema, la transferencia de oxígeno del gas a la fase líquida es adecuado para garantizar las condiciones aerobias en la fase líquida y la velocidad de absorción de CO₂ por parte de la trampa es suficiente para prevenir su acumulación en el espacio libre (Rudrum, 2005).

Las botellas se dotaron de un acceso para el muestreo, cerrado mediante un sistema de gomas estancas con anillos de teflón; el muestreo se realizó con jeringas conectadas a una aguja que perforaban las gomas las agujas estaban provistas una lanza que permitía alcanzar el fondo de la botella. Entre la jeringa y la aguja se dispuso de un sistema de corte a modo de válvula que seccionaba el paso de aire cuando no existía muestreo y de esa forma no se alterara el balance de presión en el interior de la botella. Los matraces de reacción fueron incubados a 25°C en un armario incubador con agitador orbital modelo Innova 4430 (New Brunswick Scientific Co. Inc. NJ). Las muestras fueron agitadas a una velocidad de 120 rev.·min⁻¹. Los datos fueron recogidos por una herramienta de mano a través de un puerto infrarrojo y posteriormente descargadas a un PC con el software específico para el posterior análisis de los datos.

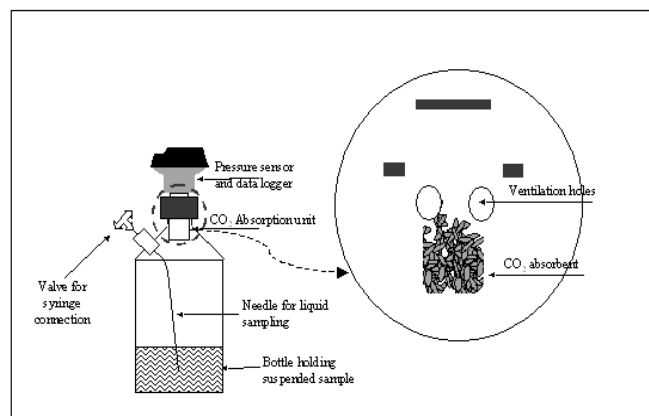


Figura 43. Representación esquemática del sistema utilizado.

Las condiciones estándar experimentales fueron las siguientes: Una cantidad representativa de muestra, equivalente a 2 gramos de Sólidos Volátiles fue añadida a cada botella, junto con 180 ml de agua destilada y fue enérgicamente agitada. A continuación 10 ml de solución de macronutrientes fue añadida conteniendo NH₄Cl

(4.31 g l⁻¹), CaCl₂·6H₂O (5.39 g l⁻¹), MgSO₄·7H₂O (4.31 g l⁻¹) and FeCl₃·4H₂O (54.0 mg l⁻¹) y 0.2 ml de una solución de micronutrientes consistente en CoCl₂·6H₂O (2000 mg l⁻¹), MnCl₂·4H₂O (500 mg l⁻¹), FeCl₃·4H₂O (2000 mg l⁻¹), CuCl₂·2H₂O (30 mg l⁻¹), ZnCl₂ (50 mg l⁻¹), H₃BO₃ (50 mg l⁻¹), (NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O (90 mg l⁻¹), Na₂SeO₃·5H₂O (100 mg l⁻¹), NiCl₂·6H₂O (50 mg l⁻¹), EDTA (1000 mg l⁻¹) y HCl 36% (1 ml l⁻¹) (Kargi y Sherkan, 2006). Para tamponar la suspensión a pH 7, 10 ml de tampón fosfato consistente en KH₂PO₄ (43.08 g l⁻¹) y Na₂HPO₄·2H₂O (88.86 g l⁻¹) fue adicionado. Todos los reactivos utilizados fueron de alto grado de calidad. La composición de las soluciones de macronutrientes, micronutrientes y tampón fosfato fueron tomadas de los métodos estandarizados de respiración para aguas residuales (ISO 5815), pero las concentraciones fueron incrementadas multiplicándolas por un factor de corrección de 10 debido a la alta actividad microbiológica de las suspensiones. A continuación de que las botellas fueran llenadas, la trampa de CO₂ fue colocada y fijada en la parte superior de la botella, también la cabeza de medida OxiTop® fue instalada. Finalmente los dispositivos de medida se inicializaron y la medida de la presión comenzó. Previo a este estudio, fue ampliamente comprobado si la respiración estaba limitada por la transferencia de materia de oxígeno y dióxido de carbono o por el consumo de nutrientes a las concentraciones aplicadas de materia orgánica en el líquido; se encontró que ninguno de estos hechos eran posibles (Rudrum, 2005).



Figura 44. Elementos que componen el sistema y aspecto de una de las baterías de ensayos antes de la incubación.

La presión medida fue utilizada para calcular el consumo acumulado de oxígeno de la muestra (CAO, en mol en mol O₂·Kg⁻¹·SV), siguiendo la fórmula de los gases ideales ($p \cdot V = n \cdot R \cdot T$). El consumo acumulado de oxígeno fue calculado como sigue.

$$CAO = \frac{\Delta P}{8.314 \times (273.13 + T)} \times \frac{V_{gas}}{M \times ST \times SV}$$

Donde ΔP es la caída de presión en la fase gas (kPa), V_{gas} es el volumen de la fase gaseosa (l), T es la temperatura de realización del ensayo ($^{\circ}\text{C}$), M es el peso de la muestra (kg), ST es el contenido total de sólidos totales de la muestra, ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ peso húmedo) y SV es el contenido en sólidos volátiles de la muestra ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ST). En los experimentos, tanto el volumen como la temperatura de incubación se mantuvieron constantes, el CO_2 fue eliminado del sistema mediante la trampa de sosa, de forma que la caída de presión en el volumen libre fue debida exclusivamente al consumo de O_2 por la respiración microbiana. El ΔP fue determinado en la fase en la que la caída de la presión era lineal, siendo la única fase de la medición en la que los cambios de presión están directamente relacionados con la velocidad de degradación de la materia orgánica (Reuschenbach *et al.*, 2003, Kuokkanen *et al.*, 2004) y en consecuencia puede ser usado como indicador de la estabilidad de la materia orgánica, razonamiento que será ampliamente desarrollado en la sección de resultados y discusión por ser objetivo general de esta tesis. Los resultados de presión registrados mediante un Data Logger fueron procesados usando MS Excel® y las representaciones realizadas con SigmaPlot® como en la mayoría de los resultados. En primer lugar el CAO, fue calculado en base a los sólidos volátiles (mol $\text{O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$), el cual fue convertido a velocidad de consumo de oxígeno, conocida como OUR (Oxygen Uptake Rate) en mol $\text{O}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{VS h}^{-1}$.

Las matrices orgánicas pueden clasificarse de acuerdo a las investigaciones realizadas por Rundrum (2004) como: *Muy Inestables* (tales como bioresiduos, Fracción Orgánica de los RSU y estiércoles) por encima de 30 mmol $\text{O}_2 \text{ Kg SV}^{-1}\text{h}^{-1}$, *Residuos Inestables* con pocas semanas de fermentación (entre 30 y 15 mmol $\text{O}_2 \text{ Kg SV}^{-1}\text{h}^{-1}$), *Material Estabilizado* (entre 15 y 5 mmol $\text{O}_2 \text{ Kg SV}^{-1}\text{h}^{-1}$), y *Material Altamente Estable* (Compost maduro y suelo) por debajo de 5 mmol $\text{O}_2 \text{ Kg SV}^{-1}\text{h}^{-1}$.

Para calcular la mineralización de C y N mediante la velocidad de consumo de O_2 es necesario inhibir el proceso de nitrificación, mas si cabe en matrices orgánicas donde la concentración de N-NH_4^+ es muy significativa. Tal es el caso de los residuos ganaderos de cerdo, en los cuales puede estar por encima del 0.4% y que de no inhibir el proceso a través del cual se oxida el nitrógeno hasta NO_2^- y NO_3^- con la participación de bacterias del tipo Nitrosomonas y Nitrobacter el balance de consumo

de oxígeno puede verse fuertemente alterado. Para detener este proceso se utilizó un fuerte inhibidor de la Nitrificación (alil-tiourea) que impide el consumo de oxígeno por esta vía.

Otra variante del método es la que determina la velocidad de consumo de oxígeno en la muestra sólida. En este caso, el volumen de los reactores es algo mayor y habrá que prestar especial atención a la elección del tamaño de muestra para no rebasar el umbral de detección de los dispositivos de medida. El método utiliza una muestra con el contenido de humedad corregido al 80% de la máxima capacidad de retención hídrica, la cual representa la fracción de volumen de sustrato que es ocupada por el agua cuando después de saturación se le somete a una tensión de 10 cm. de agua. Se determina la depresión dentro de un sistema hermético y se instala un dispositivo manométrico que toma valores a intervalos de tiempos preestablecidos. El periodo de incubación es de 3 días a la temperatura de 20°C. La adquisición del valor instantáneo de presión viene determinado cada 15 minutos con objeto de generar la curva de caída de presión con respecto al tiempo $dDPM/dt$.



Figura 45. Matracas de reacción para las muestras sólidas con lectura digital.

4.5.3. Índice de Respiración Dinámico. Método DRI.

La técnica del Índice de Respiración Dinámico (DRI), se puso a punto en 2005 en Córdoba tras su conocimiento, adiestramiento y repetidos ensayos en la Universidad de Milán (Italia). Dicha técnica, evalúa el consumo de oxígeno debido a la biodegradación de la fracción fermentable contenido en la biomasa sin limitación del oxígeno. El respirómetro distribuido por la compañía Costech International

(Respirometer 3022) y que será el que hemos utilizado en los ensayos tiene la versatilidad de poder determinar el índice dinámico (IRD) y el índice estático (IRE). El método estático viene realizándose en Italia como método alternativo al índice dinámico de acuerdo con las premisas de Adani y colaboradores (2001) con la única diferencia de que el reactor queda cerrado herméticamente a la entrada de aire. La diferencia última está en que, en el método estático existe una variación considerable de la concentración de oxígeno desde el comienzo del test, mientras que el método dinámico la concentración de oxígeno permanece prácticamente invariable (entre el 16 y 20%) debido a un sistema de control del caudal mediante feedback que consigue mantener estas condiciones aerobias a lo largo de todo el ensayo. El resultado final es que el resultado es más real a la capacidad de biodegradabilidad potencial del residuo, mientras que el índice estático suele conseguir un resultado subestimado de dicha biodegradabilidad. El índice de respiración estático (IRE) viene determinado de acuerdo a la siguiente expresión:

$$IRE (mg O_2 kg SV^{-1} h^{-1}) = V_1 \times \Delta O_2 \times V_g^{-1} \times 31.98 \times SV^{-1} \times h^{-1}$$

Donde; V_1 es el volumen libre del reactor ($L \cdot mol^{-1}$); ΔO_2 es la diferencia de concentración de oxígeno en ($mL \cdot L^{-1}$); V_g es el volumen ocupado por un mol de gas en condiciones constantes ($L \cdot mol^{-1}$); 31.98 es el peso molecular del oxígeno y SV es el total de sólidos volátiles presentes en el momento de la prueba.

Centrándonos en el método dinámico, en el laboratorio podremos determinar el *índice real* si realizamos dicha determinación tal cual se presenta la muestra en el laboratorio, o el *índice potencial* (Adani, 2004b) que es aquel en el previamente se estandarizan las condiciones de operación (pH, Humedad y Densidad).

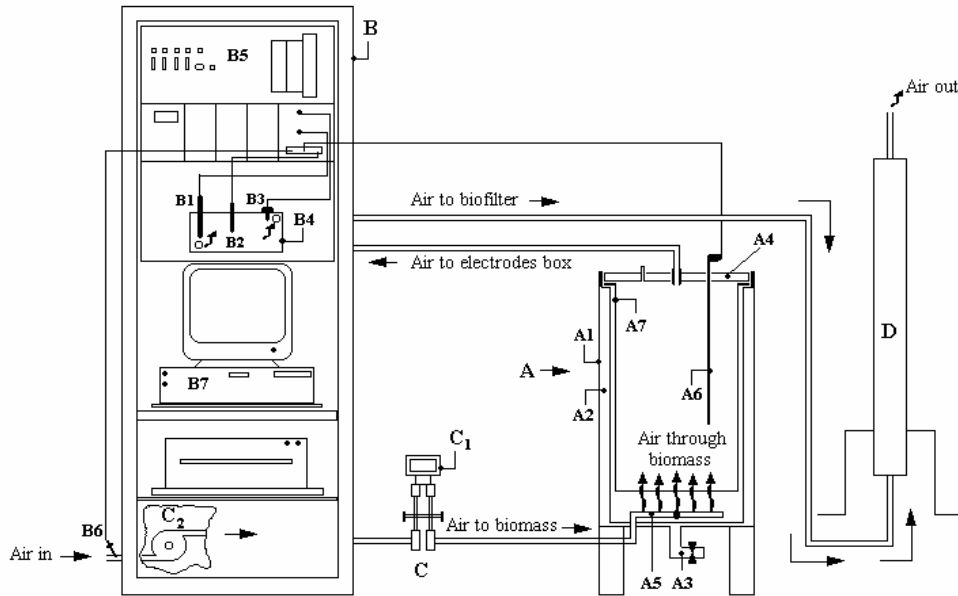


Figura 46. Equipo para el test respirométrico DRI.

El *equipo* (Figura 46) consta básicamente de un reactor adiabático, encamisado de poliuretano para su aislamiento. Tiene una capacidad de 148 litros, (altura 800 mm y diámetros externos e internos de 600 y 486 mm). Los 57 mm de encamisado están rellenos de poliuretano que tiene una gran capacidad aislante. La tapa es fijada al reactor mediante 8 cierres herméticos y juntas de goma. Tiene tres orificios, para añadir el aire (\varnothing 26 mm), introducir la sonda de temperatura tipo Pt100 (\varnothing 20 mm, Tersid Came, Italia) y otro para la salida de aire (\varnothing 20 mm). La capacidad útil es de 124 litros que es la capacidad de la cesta de fácil manejo para las operaciones de llenado y vaciado. El fondo de dicha cesta está provisto de una rejilla desmontable que permite percolar el lixiviado del residuo (\varnothing 2 mm). La diferencia entre la altura desde donde se produce la aireación y el fondo de dicha rejilla de acero (100 mm) permite una mejor difusividad del aire.



Figura 47. Equipo de respirometría para la determinación del índice de respiración dinámica.

El *sistema de control* consiste en un ordenador, un modulo de acondicionamiento de señales en el que se encuentra el regulador de flujo y una cámara donde se produce la determinación del oxígeno. La determinación del oxígeno, realizada con una sonda tipo Clark con compensación de la temperatura), se realiza en un sistema colector, una vez pasado por una cámara de expansión para eliminar la humedad. La calibración ordinaria fue realizada por medidas de la concentración de oxígeno en la atmósfera ($210 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$) durante 1 hora antes de cada ensayo. Los resultados indicaron que la sonda tenía una precisión de $\pm 0.47 \%$ después de cada calibración. El electrodo de oxígeno era chequeado diariamente durante la realización de los ensayos. Antes de llegar al sistema colector de aire para la medida del aire saliente, al aire se le obliga a realizar un largo recorrido para su enfriamiento (espiral en torno al reactor), después se expande adiabáticamente en el primer deposito que actúa como deshumidificador, y una vez seco abandona dicho recipiente hacia otro donde se realiza la medida de concentración de oxígeno en base seca y en un volumen representativo (mejor que en la línea del propio gas de salida).

Todos los datos medidos por los electrodos son transferidos a un PC mediante una tarjeta electrónica (PC-LPM-16, National Instruments, USA) con una frecuencia de adquisición de datos de 5 minutos, el resultado a cada hora de las distintas variables viene dado como media de las 12 medidas que se suceden en cada hora. La tarjeta contiene integrada el caudalímetro necesario para el aire entrante, además de la sonda de temperatura, registrando en línea, la conducción de aire que entra y sale a dicha unidad. Haciendo el equipo fácilmente transportable y conectándolo a

cualquier PC con el software es capaz de controlar el equipo (es decir la regulación del aire y el registro de variables) mediante un cable RS232 de 9 pines.

El *software* fue un desarrollo exclusivo para este método por Di.Pro.Ve y Costech Internacional. En la pantalla del software se puede observar la Temperatura de la biomasa y la del aire entrante y saliente, así como la concentración de O₂, CO₂, caudal e índice de Respiración. El periodo de muestreo para la concentración de oxígeno es de diez segundos, temporalmente memorizado por un programa soportado por “windows”, comprobando en cada intervalo de medida que la concentración de oxígeno no decaiga de 14% O₂ (v/v) para garantizar condiciones aerobias.

En la siguiente representación puede observarse la captura de pantalla de los resultados al final de un ensayo respirométrico, en el que se representa, concentración de oxígeno, temperatura interna del compost, índice de respiración sin ajustar a los sólidos volátiles reales, temperatura del aire de entrada, temperatura del aire de salida y caudal, todos ellos representados cada hora a lo largo de 4 días.

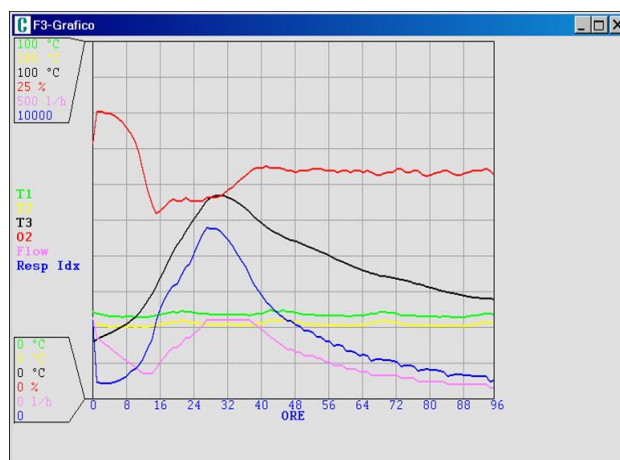


Figura 48. Captura de pantalla de los resultados respirométricos instantáneos.

Usando la expresión siguiente se calcula el índice de respiración instantáneo. El índice en cada hora viene determinado como la media de los valores instantáneos (IRD_i).

$$IRD_i (mg O_2 kg SV^{-1} h^{-1}) = Q \times h \times \Delta O_2 \times Vg^{-1} \times 31,98 \times 10 \times SV^{-1} \times h^{-1}$$

Donde:

- IRD_i = Índice de Respiración instantáneo.
- Q = Caudal de aire ($L \cdot h^{-1}$),
- ΔO_2 = diferencia de concentración de oxígeno entre la salida y la entrada (% v/v),
- V_g = Volumen ocupado por un mol de gas. Asumiendo el valor estándar para $T_1 = 273.15 \text{ }^\circ K$ y $P_1 = 1 \text{ atm}$; $V_{g1} = 22.4 \text{ L/mol}$. El valor corregido para V_g (V_{g2}) a una T_2 viene calculado con la siguiente expresión; $V_{g2} = (V_{g1} \cdot T_2 \cdot T_1^{-1})$ donde T representa la Temperatura en grados Kelvin.
- 31.98 = peso molecular del oxígeno (g/mol).
- 10 = Coeficiente multiplicativo para conversión de unidades.
- SV = Sólidos volátiles (kg). El dato de actividad biológica también puede ser referido a los sólidos (ST) o bien a los sólidos potencialmente fermentables.
- h = tiempo en horas durante el cual viene realizada la medida.

El Índice de respiración dinámico (IRD) viene calculado como la media de los 24 valores horarios consecutivos en los cuales la respiración de la biomasa ha sido más elevada. En la práctica puede ser calculado como el valor máximo de la media móvil de 24 valores.

$$IRD_{24} = \frac{\sum_{i=1}^{24} IRD}{24}$$

El *caudal aportado* en todo momento es uno de los temas más importantes para la correcta realización del índice de respiración dinámico para que garantice las condiciones de aerobiosis. El respirómetro puede actuar con caudal fijo o con caudal variable en función de nuestros objetivos. Para la segunda forma de trabajar, el control se realiza mediante un control feedback. La consigna mínima por debajo de la cual no debe bajar el oxígeno será 14 % y como concentración máxima se fija un 20.5 %. Para la FORSU fresca, se impone como valor inicial un caudal de 120-130 L/h, para un compost fermentado 15-20 días será suficiente con 100 L/h y para compost listos para refinar 50 L/h. El aumento o descenso del aire se hace cada hora en función de la demanda de oxígeno de la hora anterior. El control PID actúa variando un 5% del valor fijado inicialmente, de ahí, que los cambios sean más bruscos cuando el caudal introducido al inicio es más grande, y más lentos cuando el caudal inicial es pequeño.

Durante la prueba podemos cambiar de caudal fijo a caudal variable con “feedback” actuando sobre la ventana concreta, y viceversa, quedando reflejado en la tabla de datos dichos cambios.

La *operación de llenado del reactor y correcta adecuación de la humedad*, también son operaciones delicadas para la representatividad del índice potencial de respiración dinámico y la biodegradabilidad del residuo. Tras humedecer en una bandeja grande al 75% de la máxima capacidad de campo del residuo, se deposita lentamente sobre la rejilla inferior del respirómetro, para así no compactar el residuo de la parte inferior, dejaremos porosidad suficiente y entre 10-15 cm hasta la tapa (supone en torno a 14-28 kg de muestra según densidad). Como el método está preparado para trabajar con un residuo que tenga una densidad máxima de 0.75 kg/cm^3 , será importante determinar está con dicho propósito. Para esto se determinará la densidad aparente, acabando el llenado del reactor en forma plana y midiendo el volumen de cámara de aire restante para así estimar la densidad (conociendo el peso, el volumen del vaso y la altura dejada como cámara de aire), en caso de que la densidad sea mayor, la difusión de oxígeno estará impedida y será necesario utilizar rellenos que faciliten la porosidad.

El llenado se completa con la tapadera y la sonda de temperatura que debe ser introducida, siempre recta y despacio, llegando la punta al núcleo del reactor, o lo que es lo mismo sumergida unos 25 cm. en la masa de los residuos.



Figura 49. Aspecto que muestra el reactor durante su llenado

4.5.4. Test de Autocalentamiento.

Se utilizan dos vasos Dewar de 2.5 L de capacidad por cada muestra. Los vasos de 1.5 L no consiguieron una buena reproducibilidad en las muestras. Las dimensiones de los vasos han sido de 22 cm. de altura, 14.5 cm. de diámetro externo y 5.5 cm. de diámetro interno.

A cada vaso se le ha colocado en la boca una tapa de poliuretano (de 7 cm de diámetro, 2 cm. de espesor y una abertura central de 1cm de diámetro para introducir la sonda), para evitar pérdidas de calor pero sin obstaculizar la entrada del aire.

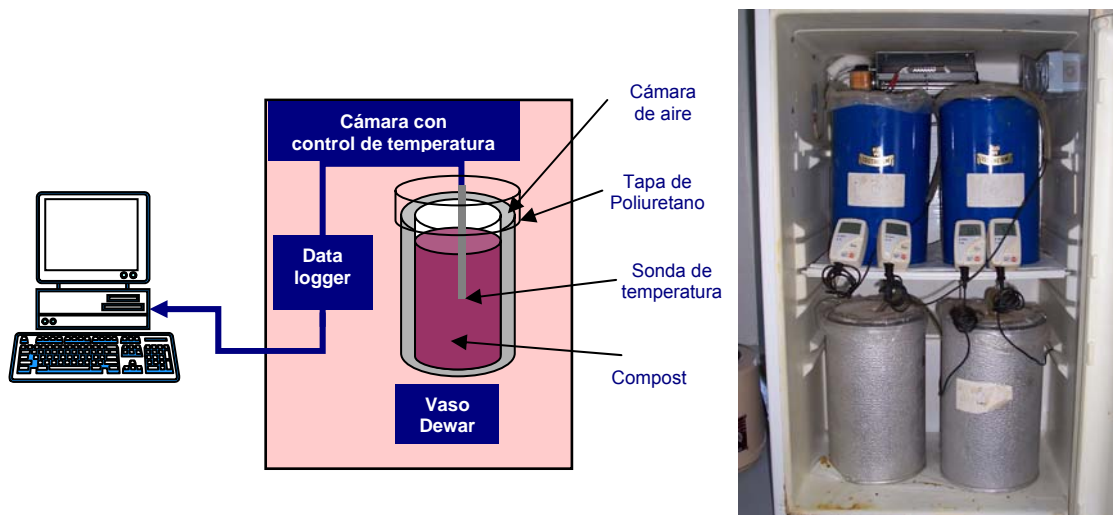


Figura 50. Esquema y aspecto del armario de incubación con 4 test en curso.

El sistema de lectura y almacenamiento está formado por un Data Logger (Testostor 175) y una sonda de temperatura que se introduce dentro de la muestra de compost unos 15 cm. aproximadamente el centro del vaso. El Data Logger se ha programado previamente utilizando el programa Testostor 175-Datalogger, todos los ensayos se han programado para tomar la temperatura cada 5 minutos durante 10 días, transcurrido ese tiempo se han transferido los datos al PC para su posterior estudio.

El objetivo es conocer la evolución de la temperatura y la Temperatura máxima (U.S. Composting Council 1997, Koenig y Bari 2000). Tras introducir el compost en los vasos, éstos se dejaron en un armario de incubación (WTW modelo TS 606/2) que aísla a la muestra de la luz y mantiene a la temperatura a la recomendada, $20^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ (Wu *et al.*,2001), durante el tiempo del ensayo que suele ser de diez días aproximadamente. En este tiempo se registra el aumento de la temperatura, cuya

velocidad e intensidad es función del grado de madurez del compost. En el caso de que hiciera de forma hermética, el tiempo de ensayo se reduce considerablemente y el parámetro característico de control del proceso es el área a las 72 horas (Costech Internacional, 1999).

La estabilización de la materia orgánica puede cuantificarse de acuerdo con el incremento de la temperatura que se produce en el material respecto a la temperatura de incubación, 20°C en nuestro caso (Veeken *et. al.*, 2004a).

Brinton y colaboradores (1995) proponen cinco niveles de estabilidad. Las clases I y II son las que identifican a un compost maduro, mientras que las clases de III y IV de estabilidad están relacionadas con compost todavía inacabados o activos. Temperaturas de autocalentamiento superiores a los 40°C identifican a compost fresco o residuos orgánicos sin fermentar.

Incremento de temperatura	Clase de Estabilidad	Descripción del grupo	Grupo mayoritario
0-10°C	I	Muy estable, bien madurado	Compost Acabado
10-20°C	II	Moderadamente estable, maduro	
20-30°C	III	Material en descomposición, Compost Activo	Compost Activo
30-40°C	IV	Compost Inmaduro o muy activo	
> 40°C	V	Compost fresco	Compost Fresco

Tabla 23. Niveles de estabilidad propuestos por Brinton *et al.*, 1995

4.6. Métodos de determinación de la madurez.

De acuerdo al primero de los objetivos de esta tesis se han desarrollado métodos encaminados no sólo a la determinación de la estabilidad del compost, sino también de la madurez del compost, término más amplio que engloba también la ausencia total de toxicidad para las plantas y evaluable mediante métodos biológicos de germinación y crecimiento vegetal. A continuación se citan los dos métodos que se han utilizado.

4.6.1. Test de Germinación de hortalizas

La producción de vegetales en contenedores se ha expandido en los últimos años y el uso potencial del compost como sustrato de siembra para invernaderos ha impulsado el desarrollo de un método de evaluación de madurez de respuesta vegetal. Es un método para asegurar el éxito en la horticultura, determinando el porcentaje de germinación de semillas. Constituye un método para conocer la madurez del producto; la ausencia de fitotoxicidad se traduce en un índice de germinación similar al que produce un testigo. Para tal fin, se han seleccionado semillas certificadas con germinación garantizada en unas condiciones determinadas. Este ensayo se realizó en los invernaderos del *Campus de Rabanales (Universidad de Córdoba)*, controlando la temperatura entre 18°C y 28°C (para la noche y el día respectivamente) y con dos riegos diarios con atomizadores del tipo niebla para conseguir una humedad relativa superior al 40%.

Todos los experimentos se realizaron en semilleros industriales de invernadero, se usaron bandejas de invernadero de 150 alvéolos con 57 cm³ cada recipiente. El resultado de la germinación es el valor medio de 50 alvéolos donde se siembra un compost con un determinado grado de maduración. Otro grupo de 50 alvéolos se reservaron para la siembra de las semillas a modo de testigo, constituido a base de turba rubia (60%) y turba negra (40%).

Se han elegido tres especies de tolerancia parecida a la salinidad según la FAO, teniendo las tres especies una tolerancia media. Se ensayaron tres especies de hortalizas: tomate (*Lycopersicum esculentum* Mill. cv "Atletico"), melón (*Cucumis melo*) y pimiento (*Capsicum annum*) directamente sobre compost (100%).

El objetivo es por tanto comprobar fitotoxicidad o estabilidad del compost a distintos días de fermentación y no tanto la capacidad de mejora que produce el compost (Castillo *et al.*, 2005). Debido a ciertas deficiencias que el sustrato ocasionaba con el paso del tiempo, derivadas sobre todo a la falta de estructura, compactación y alta conductividad eléctrica, se decidió diluir el sustrato a ensayar en turba rubia, con lo que la mezcla a ensayar era de un 60% de turba rubia y un 40 % de compost. Con esta modificación introducida, la mezcla cumple las características físicas y químicas que se piden a un material para ser utilizado como sustrato en un invernadero (Verdonck, 1998, Noguera *et al.*, 1997).

- Características físicas:
 - Alta capacidad de retención de agua (20-30%)
 - Baja densidad ($< 0.4 \text{ g cm}^{-3}$)
 - Alta porosidad ($> 85 \text{ \% v/v.}$)
 - Textura Fina.
 - Estructura Estable.
- Propiedades Químicas:
 - Alta capacidad de cambio catiónico ($> 20 \text{ meq /100 g}$).
 - Alto contenido en nutrientes (40-199 ppm N-NO₃⁻, 3-10 ppm P, 6-249 ppm K⁺, 8-200 ppm Ca²⁺, 30-70 ppm Mg²⁺)
 - Reducida salinidad.
 - pH ligeramente ácido (5.2-6.3)
 - Alta capacidad tampón.

La germinación comienza en torno a los 7 días, para tener resultados de la evolución de la germinación se toman datos periódicamente hasta unos 40 días, al cabo de los cuales la germinación ya no varía. Los resultados de germinación pueden someterse a un análisis de varianza, también el resultado puede ser expresado en forma de tabla, o bien mediante una gráfica de evolución del tipo dosis-efecto donde la abcisa representa la dosis expresada en g/Kg o Kg/Ha y en ordenada la producción, expresada por el índice de crecimiento.

4.6.2. Test de Crecimiento Di.Pro.Ve.

Se trata del test de maduración desarrollado por el *Dipartimento di Produzione Vegetale* de la *Università degli Studio de Milano* aplicado a los experimentos desarrollados en Italia, en el mismo Departamento y que es un método apto para matrices complejas, tales como fangos, compost, enmiendas, residuos líquidos y sólidos así como otros vegetales. Debido a que el crecimiento de la planta está relacionado con la presencia de elementos nutritivos y negativamente con la presencia de elementos en exceso y/o sustancias tóxicas, este método evalúa igualmente la fitotoxicidad del compost generado, pero en este caso por inhibición en el crecimiento y no en la germinación (Astori, 1998). El método se realiza con *Latucca sativa* L. cv Augusta (lechuga) que es muy sensible a los metabolitos que provocan la fitotoxicidad. El crecimiento de la planta en base húmeda o seca se compara con la del testigo, constituido exclusivamente a base de arena, arcilla, suelo agrícola y turba.

En una bandeja de plástico se dispone el sustrato de arena uniformemente (1 cm., 1500 g. aproximadamente), humedecer con agua destilada y distribuir las semillas con una separación aproximada de 0.5-1 cm. Se cubren las semillas con un poco de arena fina y cubrir la bandeja con un film de plástico para evitar la pérdida de humedad. Dejando la bandeja a la luz en el invernadero, habrá que comprobar cómo al cabo de las 48 horas, se han producido los primeros cotiledones.

El método prevé la reproducción de un sustrato similar al del suelo constituido por similares componentes: Arena (87.5%), arcilla (9%), tierra agrícola franca (2%) y turba (1.5%). Se preparan 40 Kilogramos en un recipiente de 30 litros aproximadamente donde hay que conseguir una mezcla perfecta. Para conseguir el crecimiento óptimo se adiciona una solución de fertilizante NPK que se obtiene de la siguiente forma. En un matraz de 1000 mL se transfieren 0.115 g de $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, solubilizar con cerca de 700 ml de agua destilada, añadir 0.655 g de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ y 0.308 g de K_2SO_4 , redissolver y enrasar. La razón de fertilización es de 40 mL/kg. sustrato, por lo que la solución preparada es suficiente para fertilizar 25 kg. de sustrato.

La muestra a ensayar debe ser utilizada tal cual, es decir sin secar pero cribada por una malla de 10 mm. de luz con objeto de rechazar los elementos impropios, gruesos o indeseables. Se utilizarán recipientes plásticos de 500 cc. aproximadamente para el ensayo vegetal. En éstos se introducen 250 gramos de sustrato preparado y la dosis considerada de muestra. Para su extrapolación a escala agraria de estas cantidades utilizadas en laboratorio se utiliza la densidad típica del suelo (1.51 g/cm^3) y un espesor de 30 cm., que es la considerada capa arable. Así por ejemplo, para cubrir todo el espectro de estabilidad del compost se ensayaron cinco dosis comprendidas entre 4.4 y 20 g/kg de sustancia seca, incluyendo también un testigo compuesto exclusivamente por sustrato preparado. Las cantidades ensayadas en laboratorio equivalen a cantidades agronómicas comprendidas entre los 19.9 y 90.6 Toneladas por hectárea.

A continuación se procede al trasplante de la plántula germinada en la bandeja de plástico. Se trasplantan 4 plantas a cada uno de los vasos y a continuación se disponen en la cámara de crecimiento controlada o en el invernadero. Las condiciones de temperatura deben mantenerse constantes durante todo el periodo de la prueba a fin de optimizar las condiciones de crecimiento de la planta (16 horas de luz, 25°C de día y 16°C de noche). Las pérdidas de agua por evaporación deben ser compensadas diariamente mediante la adición de agua destilada, manteniendo el sustrato aproximadamente al 80% de la capacidad de retención hídrica.

Después de dos o tres semanas del trasplante, se recolectan las plantas separadamente por cada vaso mediante el corte de la parte aérea de la planta. Se determina el peso fresco y después, por secado a 105°C, el peso seco por cada vaso. Por crecimiento se entiende la producción de biomasa, medida mediante el peso seco o húmedo, de la parte epigea de la planta, expresada como gramos de planta por vaso respecto a la del testigo. Los datos relativos al peso fresco y seco de cada vaso sirven para calcular el peso medio de cada vaso y la desviación estándar. A continuación los datos se someten a una confrontación estadística con el análisis ANOVA. El resultado puede ser expresado en forma de tabla, presentando los datos medios de producción para cada dosis e indicando si hay diferencias significativas o bien mediante una gráfica de evolución del tipo dosis-efecto donde la abscisa representa la dosis expresada en g/Kg o g/Ha y en ordenada la producción, expresada por el índice de crecimiento.

En ocasiones el resultado no es significativamente claro, por eso se ha establecido una metodología para la discriminación de clases y toma de decisiones (Regione Lombardia, 2003). Se trata de una guía de idoneidad del sustrato (Tabla 24).

Producción media obtenida con respecto al testigo		Guía de idoneidad
N1	Todas son significativamente inferiores	El producto induce efectos adversos. No recomendable para agricultura.
N2	En partes iguales, significativamente inferiores e igual que el testigo	
P1	Más de la mitad son significativamente superiores y sólo a altas dosis, la producción es igual o inferior al testigo	El producto testado induce incrementos positivos en la producción pero es recomendable tomar precauciones a altas dosis.
P2	Todas son significativamente iguales al testigo	El producto no induce efectos adversos. Es idóneo para agricultura.
P3	Todas son significativamente superiores al testigo	
P4	En partes iguales, significativamente superiores e igual que testigo	

Tabla 24. Clases de madurez para los sustratos orgánicos (Regione Lombardia, 2003).

Se han elegido estos test de madurez debido a su simplicidad para la determinación de la madurez y la fiabilidad en el resultado. También se trata de plantas que tienen una gran popularidad y los propios test pueden desempeñar la función de ensayos demostrativos de la calidad del compost entre agricultores. Además al desarrollarse en invernadero y en recipientes con una buena cantidad de muestra en su estado normal que es el sólido, el resultado es más representativo de la realidad. Por contra los ensayos de fototoxicidad, conocidos como Test de crecimiento de Nappi (1992) y Test de germinación de Zucconi (1981), utilizan semillas de berro (*Lepidium sativum*) que son germinadas con los extractos acuosos del compost en cámara termostataada.



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta parte de la tesis se presentan e interpretan los resultados obtenidos al realizar los experimentos que se han desarrollado para la consecución de los objetivos enunciados en la primera parte de la memoria.

En primer lugar, se analiza la viabilidad de diferentes técnicas de análisis (fundamentalmente respirométricas, como la SOUR, pero también ensayos de autocalentamiento, ensayos de campo y otros métodos de medida) para constituirse en variables de control y seguimiento del proceso de compostaje. Para ello se analiza dicho proceso en varias plantas andaluzas, con diferentes tipos de residuos y diversos sistemas de compostaje (Apartado 5.1).

En segundo lugar se ensayan estas mismas técnicas en la evaluación de un estudio de eficiencia del compostaje en túneles realizado en Italia, con especial énfasis en las técnicas SOUR y DRI (Apartado 5.2).

En tercer lugar, se introduce la técnica respirométrica de la OUR como alternativa a las anteriores y se desarrolla su aplicación a la determinación no sólo de la degradación de moléculas carbonadas, sino también a las nitrogenadas (Apartado 5.3).

En apartado 5.4, se comparan las técnicas analizadas evaluando su capacidad de aplicación al estudio del compostaje y la relación existente entre resultados obtenidos con varias de ellas.

Finalmente, y tras profundizar en la mecánica y metodología del método SOUR, (Apartado 5.5) se aplican estas técnicas respirométricas a la evaluación de una novedosa aplicación del compost: su utilización como inóculo en Procesos Biológicos de degradación de los Residuos Orgánicos (Apartado 5.6).

5.1. Compostaje de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos y lodos de EDAR mediante un sistema de pilas volteadas.

5.1.1. Estudio de la estabilidad del compost de RSU en Córdoba.

Dado que el compostaje de RSU es típicamente un proceso gran escala, su investigación y la profundización en su conocimiento se ha planteado, desde el inicio, unida a la experimentación a escala industrial, en las propias plantas de recuperación y compostaje, en pilas controladas y tratadas bajo la supervisión de los investigadores.

Los primeros ensayos se desarrollan principalmente, en la planta de reciclado y compostaje de “El Lobatón” gestionada por SADECO en Córdoba. El sistema de compostaje empleado en esta planta es el sistema abierto con apilamiento y volteo mecánico tipo “windrow”. La composición media de los residuos sólidos urbanos recogidos selectivamente, con los que se formaron las pilas de compostaje estudiadas fueron analizados a tiempo cero y su composición media se muestra en la Figura 51.

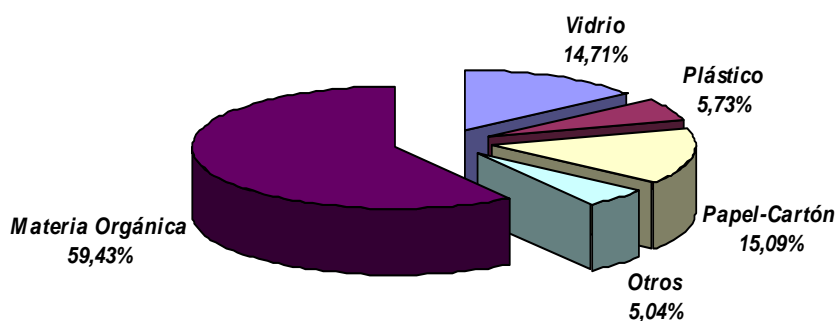


Figura 51. Caracterización del material a compostar.

En la búsqueda de técnicas de caracterización de la calidad y grado de maduración o estabilización del Compost que se está produciendo, que sean rápidas, fiables y de simple operatividad, se ha ensayado una técnica basadas en el consumo de oxígeno por parte de los microorganismos (respirometría SOUR), otra técnica basada en la producción de calor que provocan estas poblaciones microbianas cuando el sustrato aún se encuentra poco maduro (autocalentamiento), y se han comparado con un test de germinación de hortalizas.

Durante 127 días se compostaron en torno a 75000 Kg de FORSU procedente de la recogida selectiva de la ciudad de Córdoba mediante un sistema de pilas volteadas. La secuenciación de los volteos y riegos periódicos para provocar la correcta aireación y humedad óptima quedan representados en la Figura 52.

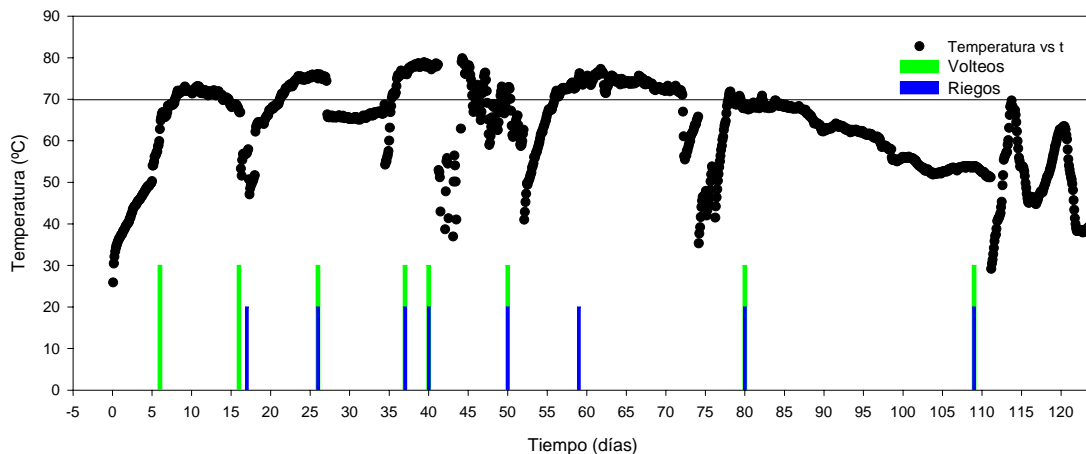


Figura 52. Evolución de la Temperatura durante el Compostaje ($T_{ref}=70^{\circ}\text{C}$)

Se recogieron muestras semanalmente que eran cernidas en una criba con una luz de malla de 10 mm. con la intención de simular el afino que se realiza en la ultima fase y así homogeneizar todas las muestras. A todas las muestras se les realizó un ensayo de autocalentamiento, respirometría, fitotoxicidad, carbono, nitrógeno amoniacal, nitrógeno total, pH conductividad, humedad, materia orgánica y metales pesados.

5.1.1.1. Resultados respirométricos.

La técnica de la SOUR, desarrollada en nuestro departamento a partir de los estudios de Lasaridi y Stentiford (1998), proporciona en poco tiempo, datos fiables de la estabilización del material. Las curvas de consumo de oxígeno generadas son un fiel reflejo del crecimiento microbiano en condiciones óptimas de crecimiento (con la fuente de carbono garantizada, nutrientes, pH y temperatura) describiendo un pico de actividad, sobreviniendo posteriormente la muerte de la población por escasez del

sustrato y con una posterior fase de latencia o consumo endógeno del oxígeno. Como norma general cuanto más biodegradable es el sustrato, mayor y más rápido aparece el máximo (5-6 horas). Durante las horas iniciales tiene lugar una adaptación de los microorganismos a los diferentes sustratos disponibles y a las nuevas condiciones impuestas por el ensayo. Cuando los más biodegradables se consumen pueden comenzar metabolismos secundarios que se identifican con los compuestos refractarios interpretándose por curvas de consumo de oxígeno muy anchas o por máximos relativos a horas tardías.

Siguiendo la técnica descrita se han efectuado determinaciones de la máxima velocidad específica de consumo de oxígeno ($VECO_{max}$) en muestras tomadas a diversos tiempos de compostaje, para la pila de compost estudiada.

Como se ha descrito, conforme avanza el tiempo del proceso de compostaje tendrá lugar un consumo de los diversos sustratos presentes en la pila, en particular lo harán en mayor cantidad aquellos más biodegradables y otros por el contrario lo harán más lentamente, adoptando estructuras más estables y por tanto habrá una menor tasa de consumo de oxígeno con el tiempo. Todo ello es identificado por una menor tasa de consumo de oxígeno con el tiempo como se observa en la Figura 53.

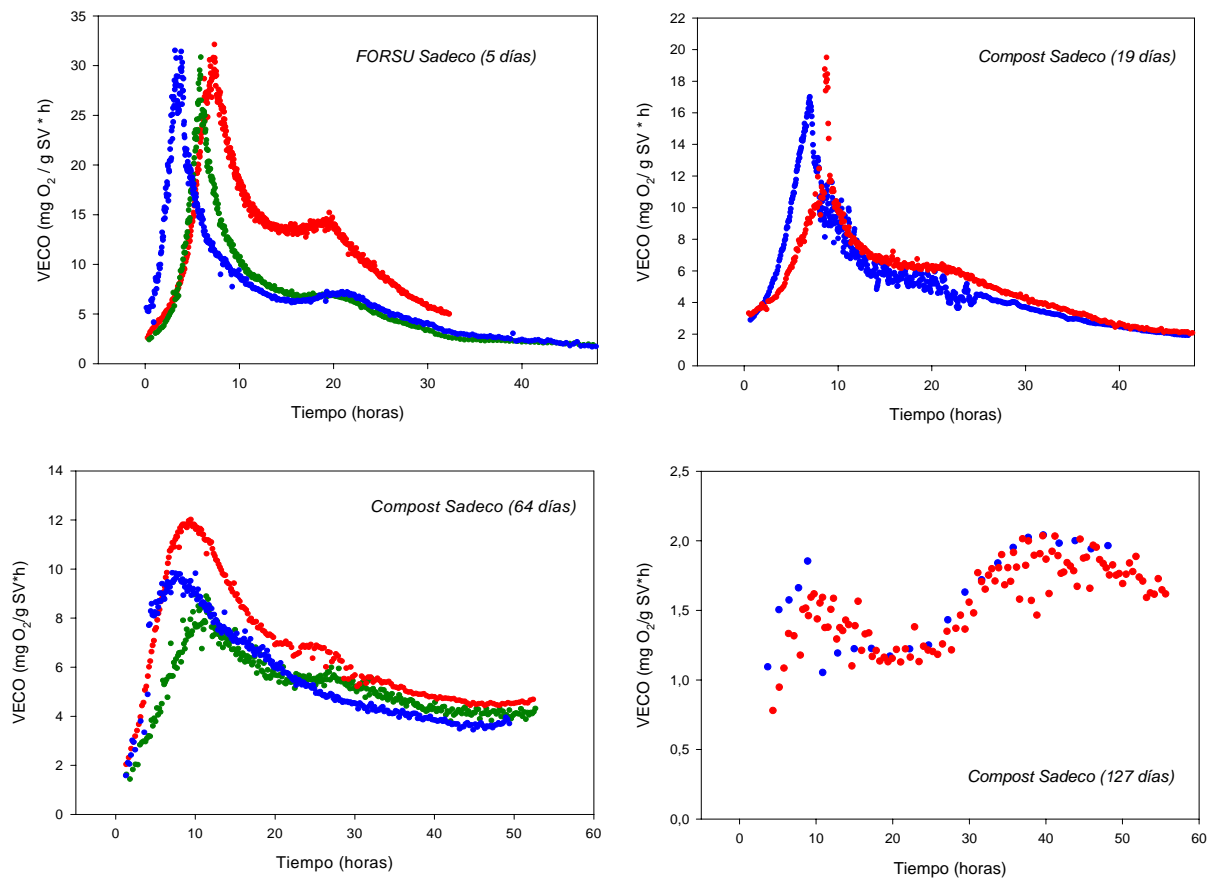


Figura 53. Resultados respirométricos para la FORSU en distintos días del compostaje.

Para comprobar dicha afirmación, en la Figura 54 se ha representado las máximas Velocidades de Consumo de Oxígeno ($VECO_{max}$) obtenidas en cada una de las determinaciones, frente al tiempo de compostaje. Se observa la clara tendencia descendente a medida que transcurre el tiempo de compostaje; por otra parte esta disminución es muy acentuada ya que se pasan de valores iniciales de $45 \text{ mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ a otros casi nulos a partir de los 120 días de compostaje. Este resultado es muy alentador para el objetivo de encontrar una magnitud que sirva para medir la evolución del proceso de compostaje. La $VECO_{max}$ podría actuar como variable de control para seguir la estabilización del proceso y comandar la toma de decisiones para darlo por finalizado. Valores iguales o menores a $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ revelan una estabilización total del producto; según el ajuste realizado esto se produce a los 169 días.

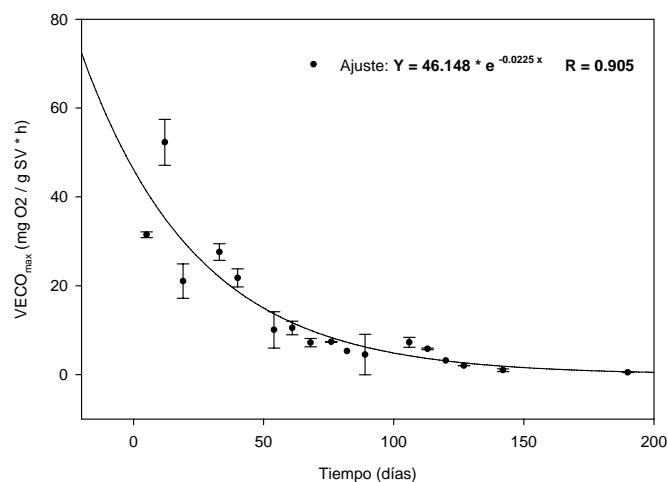


Figura 54. Evolución de la $VECO_{max}$ durante el tiempo de compostaje para la FORSU en la planta de compostaje de Córdoba.

Lasaridi *et.al.*, (1998) sugiere indistintamente la $VECO_{max}$ y la utilización del consumo acumulado a las 20 horas (CAO_{20}) como variables de control. Este valor se puede interpretar como una demanda bioquímica de oxígeno ejercida por una muestra de compost en suspensión durante las primeras 20 horas de ensayo. De conformidad con lo expuesto, en la Figura 55 se ha representado el CAO_{20} en función del tiempo de compostaje.

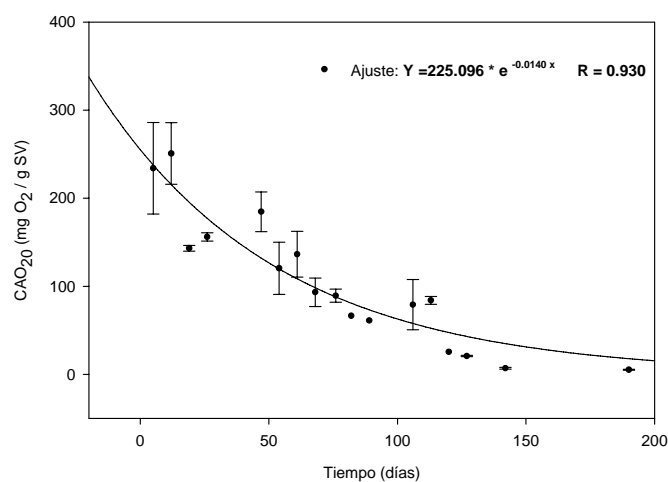


Figura 55. Evolución del CAO_{20} durante el tiempo de compostaje de la FORSU en la planta de compostaje de Córdoba.

Se observa la disminución progresiva del CAO_{20} que no es tan acusada como la observada en la $VECO_{max}$, hecho que queda reflejado en una constante de degradación algo menor ($k_{CAO} = 0.014 \text{ d}^{-1}$ vs $k_{VECO_{max}} = 0.022 \text{ d}^{-1}$). Otra característica del Consumo Acumulado de Oxígeno a las 20 horas, es su mayor variabilidad, ya que

depende de la forma adquirida por la curva en horas posteriores a las que se alcanza la máxima velocidad de consumo de oxígeno.

5.1.1.2. Test de Autocalentamiento.

Este ensayo revela la alta actividad biológica de los residuos ya que durante los dos primeros meses las temperaturas máximas raramente bajaron de los 60°C. Todos los ensayos se realizaron por cuadruplicado, fruto de ello son los resultados de la Figura 56. Para comparar la diferencia de actividad se presenta un autocalentamiento correspondiente a la FORSU con 12, 55, 68 y 127 días de fermentación. La evolución de dichas gráficas es similar a la del crecimiento microbiano. Tras un periodo de activación de la microbiota heterótrofa y habiendo sustrato suficiente que degradar, la máxima actividad, identificada por la máxima temperatura, se produce en cuestión de pocos días. A partir del cual las pérdidas de calor son mayores a las producidas por la biomasa y el bloque de compost comienza a enfriarse.

En cada uno de estos experimentos, a medida que los microorganismos comienzan a biodegradar los residuos, el calor generado por la actividad metabólica aumenta hasta superar al calor que se disipa. Ello es debido a la baja conductividad térmica de la masa de residuo y al espesor considerable que aquel debe recorrer, lo que se traduce en un incremento de la temperatura de la masa que se está compostando. Este incremento es función de, al menos, las siguientes variables: superficie específica de la muestra, naturaleza de la misma y estado fermentativo en que se encuentre. Si se fijan las dos primeras variables, el registro de la evolución de la temperatura con el tiempo puede suministrar información acerca del estado fermentativo en que se encuentra una pila de compost.

Es de destacar que hasta pasados algo más de dos meses no hay cambios significativos en las temperaturas máximas. A partir de estos dos meses las máximas temperaturas alcanzadas en el autocalentamiento descienden, hasta alcanzarse el valor mínimo de 20°C (temperatura ambiente del armario de incubación) pasados los 120 días de fermentación.

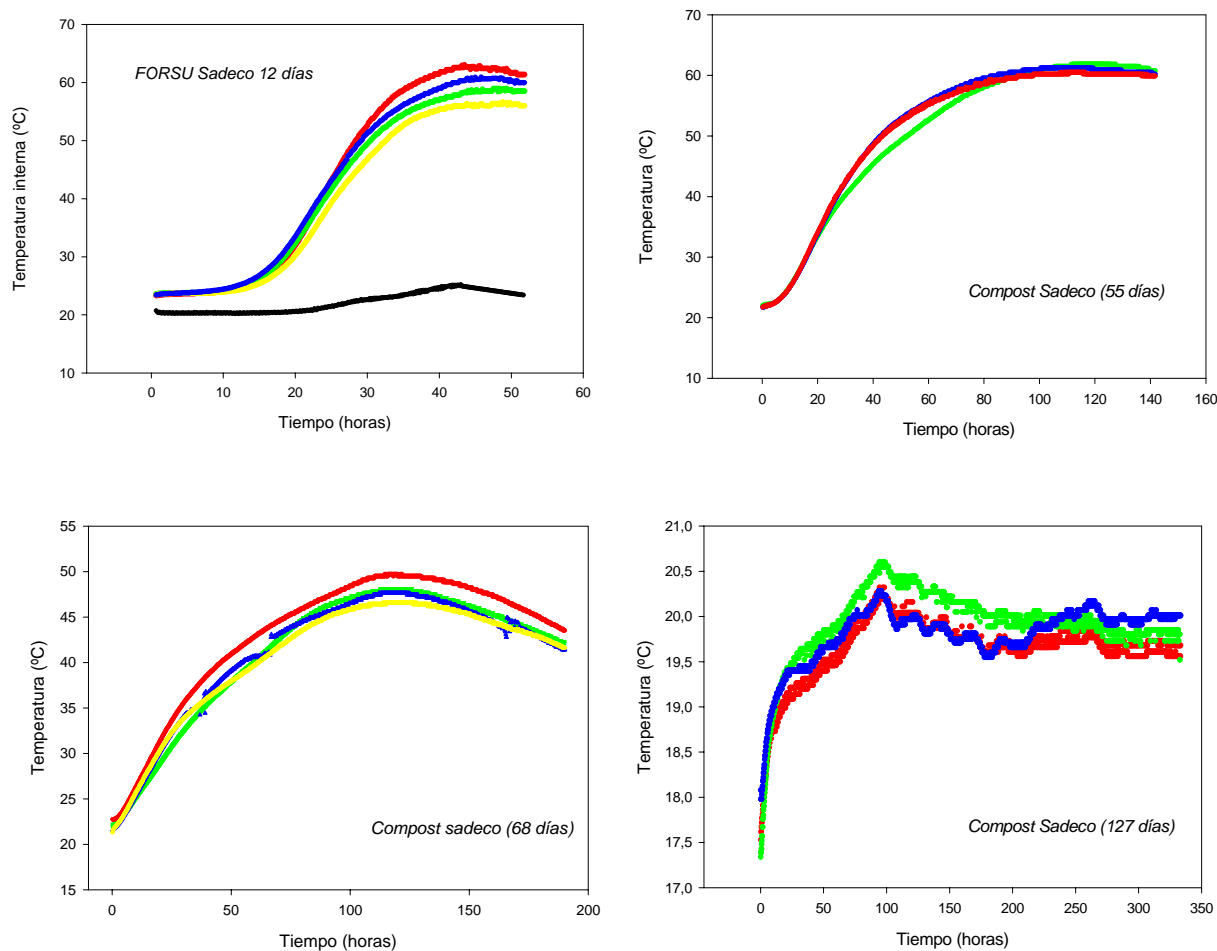


Figura 56. Resultado del test de autocalentamiento para 4 muestras.

A continuación (Ver Figura 57) se representa la evolución general de las Temperaturas máximas, que se ajusta a un polinomio de segundo grado, siendo de destacar la buena reproducibilidad del ensayo. Con 3 meses de compostaje la actividad biológica todavía es muy elevada (T_{\max} en torno a 51°C), a partir de esta fase la actividad comienza a decaer y la temperatura cae a valores en torno a 28°C a los 113 días igualándose a la del ambiente (20°C) a partir de los 127 días. Si bien existen puntos donde la desviación estándar es grande, son mayoría aquellos en que la desviación ronda los $2\text{-}3^{\circ}\text{C}$, haciendo del método un test fiable para la determinación de la estabilidad. Temperaturas iguales que las del ambiente (20°C en el armario) indican ausencia de actividad biológica y determinan el acabado del proceso en torno a los 4 meses de compostaje, tiempo en el cual se procedió a su afino.

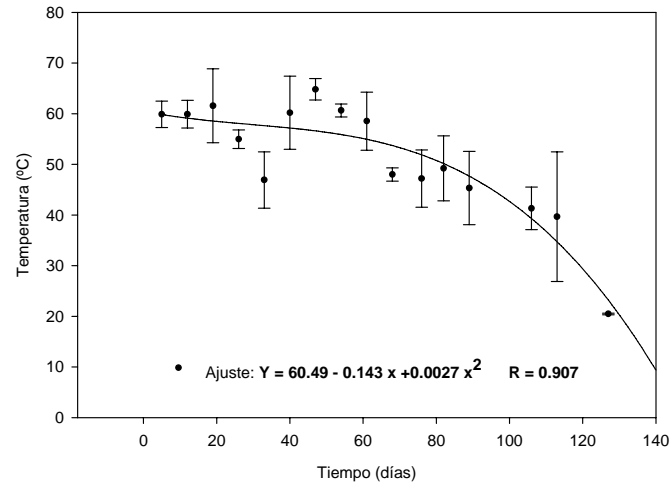


Figura 57. Evolución de la Temperatura máxima durante el tiempo de compostaje de la FORSU en la planta de compostaje de Córdoba.

5.1.1.3. Test de germinación de hortalizas.

El objetivo es comprobar la fitotoxicidad y estabilidad del compost a distintos días de fermentación y no tanto la posible mejora en el suelo que produce el Compost, de ahí que hayamos optado por un test de germinación frente a uno de crecimiento vegetativo. Para tener resultados de la evolución de la germinación se tomaban datos periódicamente. El valor final de germinación se toma en torno a los 40 días, al cabo de los cuales ya no existen cambios. Se ha calculado el porcentaje de germinación en tomate (*Lycopersicum esculentum* Mill. cv "Atletico") y pimiento (*Capsicum annum*) para muestras de compost tomadas a los 55, 89 y 127 días de compostaje correspondientes a la misma pila de residuos, dicho porcentaje es referente al total de las semillas sembradas.

La composición de los semilleros fue de un 100% de compost, mientras que el testigo lo constituía una mezcla de turba rubia (60/40). En la Figura 58 se muestra la evolución del porcentaje de germinación frente al tiempo del ensayo (días desde que se siembra), para muestras de compost tomadas a los 55, 89 y 127 días de compostaje de la misma pila de residuos orgánicos.

Cabe señalar que se han elegido dos especies de mediana tolerancia a la salinidad como son el tomate y el pimiento con el propósito de que esta variable no interfiera significativamente en el resultado. Según la Organización de las Unidas para la agricultura y la alimentación (FAO, 2002) ambas especies tienen una tolerancia muy

parecida siendo la del tomate ligeramente superior. Si bien la salinidad es importante, no lo es menos el contenido en sodio de los sustratos que se utilizan en la producción de especies hortícolas. Ambas variables junto con la textura y estructura del medio de crecimiento, determinaran la viabilidad de las semillas junto con la presencia de agentes fitotóxicos.

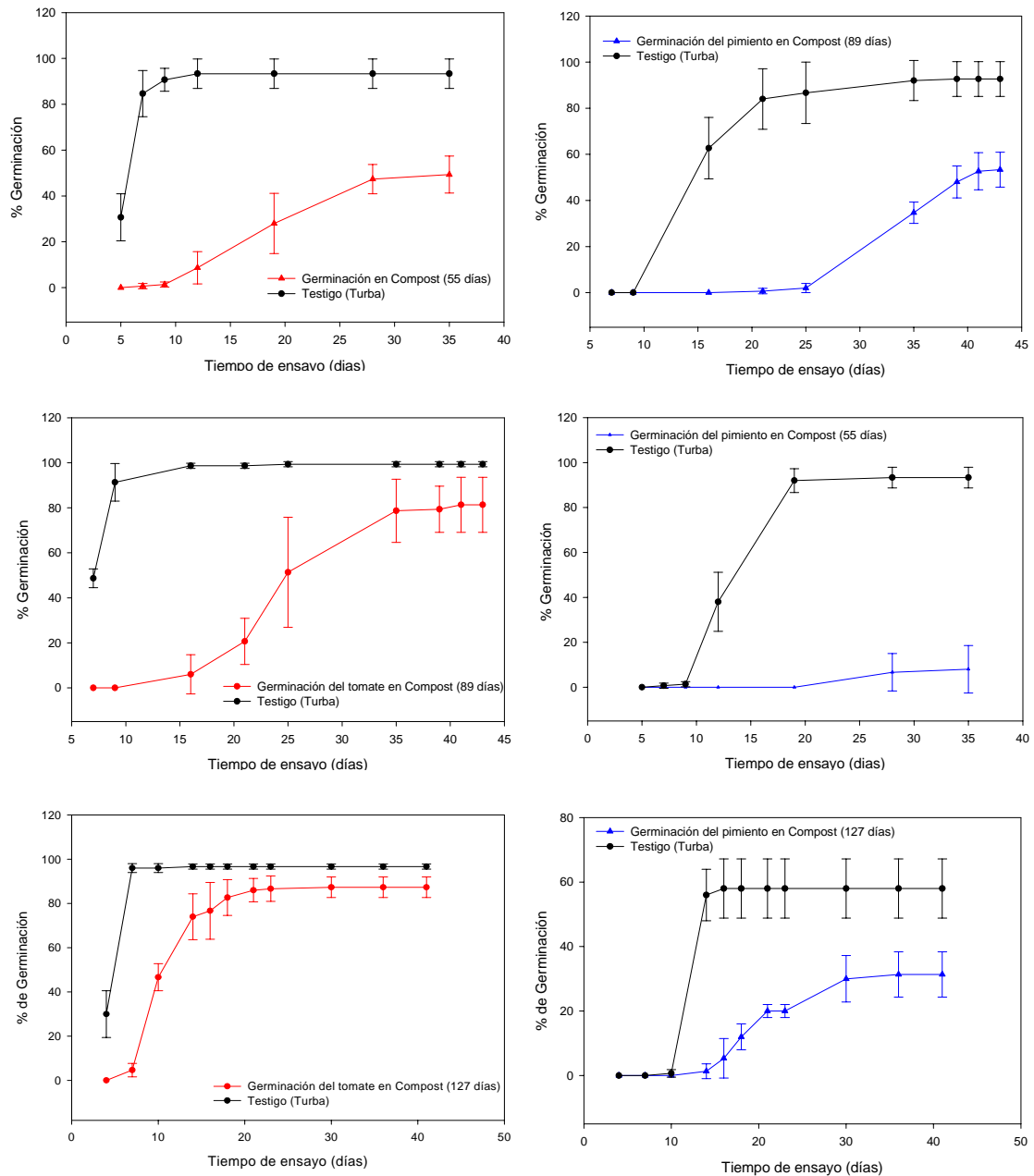


Figura 58. Evolución de la germinación del tomate y del pimiento frente al tiempo de ensayo para un compost con distintos días de fermentación (55, 89 y 127 días).

Para la mejor comparación de resultados, se ha referido el porcentaje de germinación respecto a la producida por el testigo, considerando a ésta la máxima que pudiera producirse en condiciones óptimas de sustrato. El test pone de manifiesto que, para el tomate (Figura 59) y en el compost menos estable (55 días), se alcanza un porcentaje de germinación máximo del 50%, transcurridos 40 días del ensayo. Para el compost de 89 días el porcentaje máximo de germinación se ha alcanzado a los 35 días y su valor ha sido del 82%. El compost de 127 días, alcanza porcentajes de germinación del 90% a los 20 días del ensayo. Además hay que destacar que ya apenas causa retraso alguno en la germinación y el comportamiento es similar al que se obtiene en el sustrato testigo (turba rubia + turba negra). Los porcentajes de germinación final para el compost con 89 días de fermentación no son sustancialmente diferentes (80% del total) pero el retraso en la germinación es evidente. Respecto al pimiento los porcentajes de germinación final para los compost con 89 y 127 días de fermentación están en 55 % de la germinación total. La causa de que el porcentaje de semillas germinadas para el caso del pimiento sea notablemente inferior radica en las exigencias de dicho cultivo y entre éstas, la salinidad es el principal factor que puede afectar a la germinación de dichas semillas.

Del resultado, se interpreta que un compost fresco, o no maduro provoca un doble efecto sobre las plantas; por un lado y más claro, la inhibición en la germinación y el crecimiento, por otra parte, un retraso en el tiempo de germinación. En el compost de 127 días, se observa que el grado de germinación en el compost es similar al testigo a pesar de las diferencias estructurales que existen entre ambos sustratos (Guido, 1992, Ansorena, 1994). Respecto a la velocidad de germinación, ésta fue más lenta que en el testigo, en el compost de 55 y de 89 días pero, en el compost de 127 días fue similar. Se deduce de todo ello que el compost obtenido a los 4 meses de compostaje está maduro e idóneo para su uso agronómico.

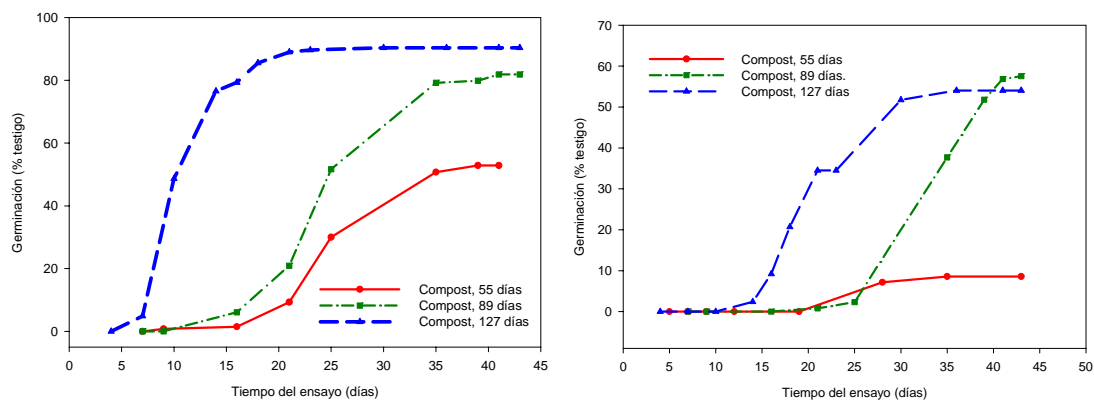


Figura 59. Evolución de la germinación del tomate (izquierda) y del pimiento (derecha) referida a la germinación del testigo frente al tiempo de ensayo para un compost con distintos días de fermentación

En general, podemos decir que pueden presentarse problemas por salinidad del agua de riego cuando su conductividad eléctrica es superior a 2 dS/m. Esta conductividad eléctrica corresponde a un contenido aproximado de sales de 1.3 g/l. Valores de conductividad eléctrica superiores a 3 dS/m (equivalente a unos 2 g/l) producen disminuciones muy importantes de producción en la mayoría de los casos. Según Mass (1977, 1990) el valor umbral de CE al que disminuye la producción para los cultivos ensayados es de 1 y 1.7 dS/cm para el tomate y el pimiento respectivamente produciéndose una disminución de la producción por unidad mucho mayor en el caso del pimiento. A la vista de esto, es evidente que las plantas de cultivo sufran las consecuencias de una salinidad elevada, que se traduce en una disminución de rendimiento pero también en la germinación. Esta claro que en aras de buscar una especie vegetal que ponga de manifiesto la calidad del sustrato producido, el pimiento se vislumbra como una interesante alternativa pues es ligeramente mas sensible a la salinidad que el tomate.

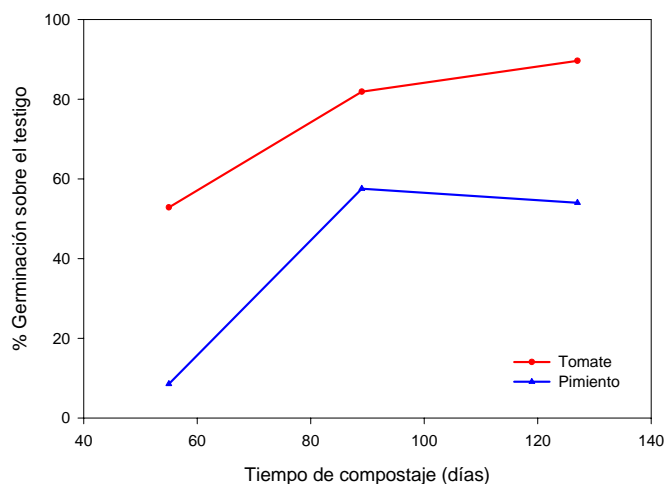


Figura 60. Evolución del porcentaje de germinación final en los tres estadios de compost

En el caso del pimiento la germinación es notablemente menor a la del tomate. Sin embargo no podemos esperar una germinación similar a la del testigo en ninguno de los casos, ya que además de la madurez y la salinidad de compost, existen otras variables que juegan en contra de la germinación de las semillas y estas son por ejemplo la estructura del propio sustrato. La utilización del compost como medio de germinación al 100% puede suponer un bloqueo en la germinación debido a la rotura de la estructura que se produce como consecuencia de la dispersión de los coloides que provoca el sodio. El resultado es que el medio de cultivo se apelmaza cuando se han sucedido varios episodios de riego.

5.1.1.4. Otros métodos de medida de la estabilidad biológica.

Paralelamente a los métodos biológicos para la determinación de la estabilidad se estudian otras variables clásicas derivadas de análisis químicos que definen este proceso tales como la relación C/N.

El compost obtenido cumple con los requisitos legales y mantiene una buena capacidad de fertilización debida a su alto contenido en nitrógeno (2.5%); la relación C/N, que se encuentra en torno a 8, la cual está acorde con la estimación de producto está estabilizado. El pH es el típico de este producto (8.1), el contenido en materia orgánica supera el 25% que la legislación exige, al encontrarse entre el 30% - 40%. La granulometría tras el proceso de afino también fue buena, Figura 61.



Figura 61. Compost de RSU tras el proceso de afino

Contenido en carbono y nutrientes:

La tendencia de evolución del contenido del carbono es la esperada según el proceso degradativo, lográndose porcentajes de degradación del 50 % de la materia orgánica. Es importante señalar la transformación del nitrógeno amoniacal hacia formas más oxidadas, tales como los nitratos, a través de un proceso de nitrificación típico de un proceso aerobio como el compostaje (Sánchez Monedero *et al.*, 2001a). Todos los valores, de Carbono, Nitrógeno y Fósforo evolucionan con normalidad y están dentro de los rangos típicos del compost de FORSU recogidos en bibliografía.

Muestra	C (%)	N (%)	N-NH₄⁺(%)	C/N	P₂O₅(%)
5 días	37.1	2.1	0.38	17.6	0.19
19 días	28.2	2.2	0.20	12.8	0.18
47 días	28.2	2.0	0.24	14.1	0.29
82 días	27.4	2.4	0.18	11.4	0.25
106 días	23.2	2.4	0.17	9.6	0.21
127 días	19.0	2.4	0.17	7.9	0.16

Tabla 25. Evolución del C, N, P. Córdoba, 2004.

En cuanto al nitrógeno, la representación gráfica conjunta del nitrógeno total y del Nitrógeno amoniacal refleja dos cosas, por un lado que no existen pérdidas evidentes de nitrógeno en los residuos, sino que se concentra ligeramente en el producto final y, en segundo lugar que el proceso de nitrificación se produjo correctamente, hecho

que evidencia la desaparición de las formas amoniacales. Sin embargo aunque no se haya monitorizado el contenido en NO_3^- es evidente que al mantenerse la cantidad de nitrógeno total el nitrógeno se transforma a formas más oxidadas.

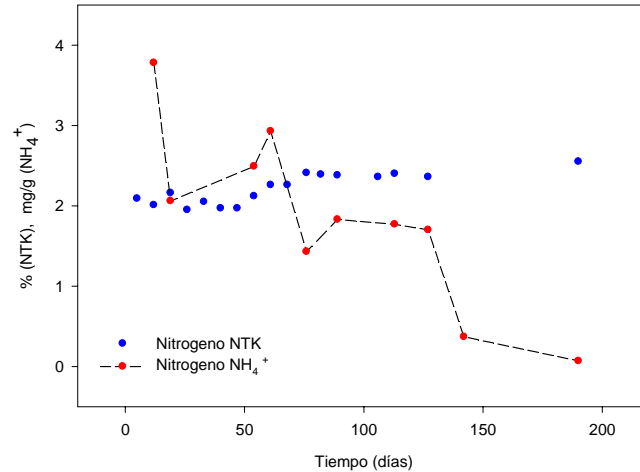


Figura 62. Evolución del nitrógeno total y el amonio durante el proceso de compostaje

La relación C/N es baja, debido principalmente al bajo contenido de carbono inicial y que es confirmado por el bajo contenido en materia orgánica con el que comienza el compostaje. Mezclas con restos ricos en carbono (poda) elevarían el contenido en materia orgánica del producto hasta valores óptimos de 30. Tradicionalmente ha sido el parámetro que ha servido para describir la estabilización del proceso aunque en realidad lo que describe es degradación de la materia orgánica. Según Costa y colaboradores (1995), una relación C/N en torno a 10 daría por estabilizado el proceso, en nuestro caso dicho valor se alcanza a los 92 días de proceso.

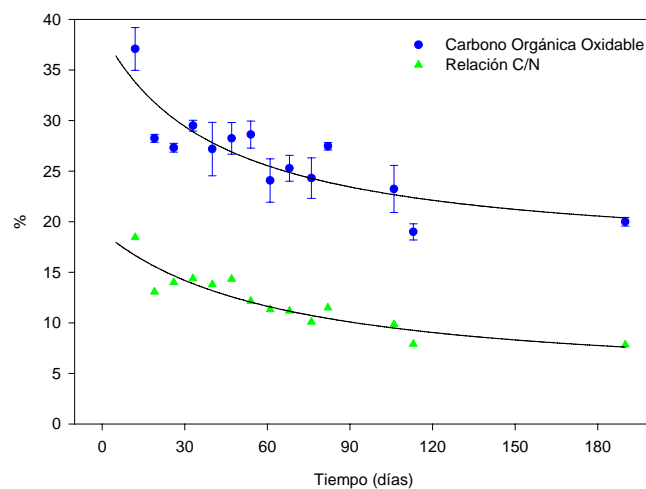


Figura 63. Evolución del Carbono Orgánico oxidable y la relación C/N con respecto al tiempo de compostaje.

El pH:

La evolución del pH (Tabla 26) hasta formas básicas es la normal (Keener *et al.*, 1993) originada principalmente por el tampón bicarbonato que se debe al anhídrido carbónico desprendido por la degradación de la materia orgánica y su disolución en el agua de la pila, llegando a formar un tampón bicarbonato. (Chica *et al.*, 2001b). La leve acidificación inicial esta relacionada con la liberación de ácidos orgánicos volátiles (AOV) desprendidos en las primeras fases de degradación de la materia orgánica (William *et al.*, 1998).

Muestra	pH	Humedad (%)	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Sólidos Volátiles (%)
5 días	8.00	31.1	1698	39.3
19 días	7.73	43.5	1164	51.2
47 días	8.01	20.1	1887	52.9
82 días	8.13	17.4	1599	40.4
106 días	8.6	40.4	1161	40.3
127 días	8.74	29.2	1180	39.6

Tabla 26. Evolución del pH, conductividad, humedad y SV.

La humedad:

Las variaciones de la humedad están debidas a la exposición de las pilas de compost a la lluvia y humectaciones periódicas. Esta evolución responde al fenómeno de secado debido a la respiración y favorece la aerobiosis a lo largo del proceso, aunque convendría mantener la humedad por encima del 40% en las fases intermedias del compostaje. El producto llega al refinado con una humedad óptima para el correcto funcionamiento de la mesa densimétrica pero hace que la masa carezca de una humedad adecuada en la última fase de compostaje, por lo que la actividad biológica quedaría ralentizada en dichas condiciones.

Conductividad y materia orgánica:

La conductividad en ningún momento compromete la calidad del producto, estando siempre por debajo de 2000 $\mu\text{S/cm}$. y evolucionando hacia una menor salinidad. En cuanto a la evolución de la materia orgánica, que debería caracterizarse por una caída acusada del contenido en sólidos volátiles, no se aprecia tan claramente si consideramos todo el tratamiento en su conjunto, realidad que se ha atribuido a un muestreo defectuoso para este análisis en el primer muestreo. Salvando este hecho el contenido en sólidos volátiles decrece aproximadamente en un 23%, cantidad que sí es característica de los procesos de compostaje.

La absorbancia de los extractos acuosos:

Se ha estudiado en profundidad la absorbancia de los extractos acuosos de los cuales se han estudiado diferentes variables:

- Absorbancia a 280, 465 y 665 nm.
- Integral del espectrograma de absorbancia entre 200 y 800 nm.
- Longitud de onda a la que se alcanza el máximo de absorbancia.
- Razón de densidad óptica E4/E6.

Siguiendo las sugerencias de la bibliografía, (Chen *et al.*, 1993), se han efectuado determinaciones de la absorbancia de los extractos acuosos del compost en función del tiempo de compostaje, a tres longitudes de onda diferentes: 280, 465 y 665 nm. Los resultados experimentales se muestran en la Figura 64 y Figura 65. La medida de la absorbancia a 280 nm. muestra una tendencia estable a lo largo del proceso por lo que no se puede considerar una forma de medida de la estabilización ya que es incapaz de discriminar estadios de estabilización en las etapas tardías del proceso.

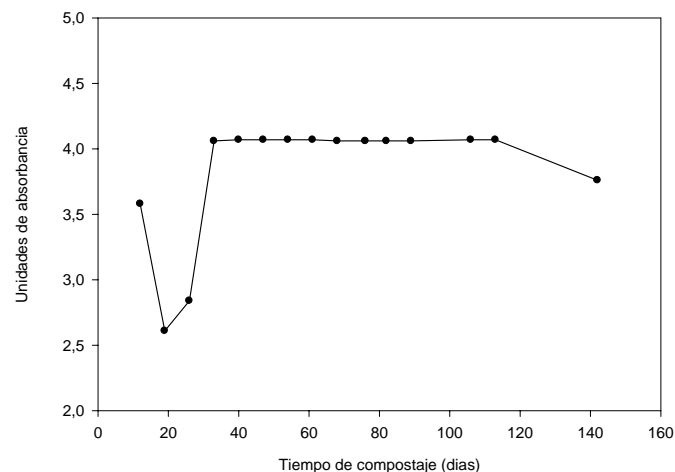


Figura 64. Absorbancia a 280 nm para la FORSU con distintos tiempos de compostaje.

Los resultados experimentales en el rango del visible se muestran mas esperanzadores que en el ultravioleta, ya que para las medidas a 480 nm. y 665 nm. se observa una tendencia creciente en la absorbancia a dichas longitudes de onda conforme avanza el proceso de compostaje. En la siguiente Figura podemos observar este hecho que responde a un empardecimiento de los extractos acuosos que se produce a medida que avanza el proceso de compostaje. Aunque visualmente se aprecia claramente la evolución del proceso de compostaje, numéricamente las

variaciones observadas a 665 nm son poco ilustrativas y a 465 la dispersión encontrada no permite realizar buenos ajustes.

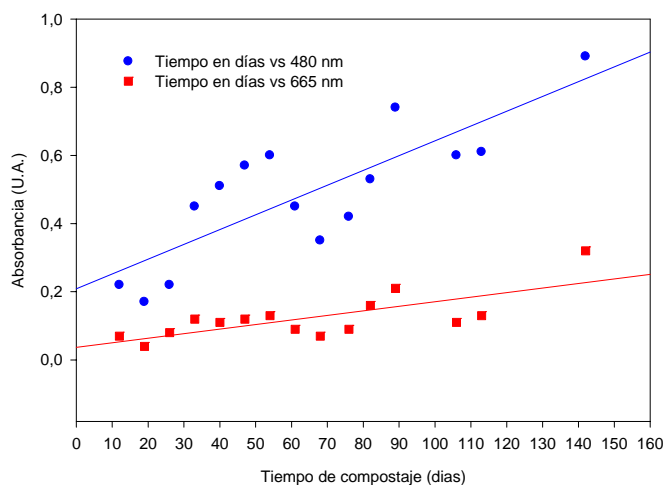


Figura 65. Absorbancia a 480 y 665 nm para la FORSU con distintos tiempos de compostaje.

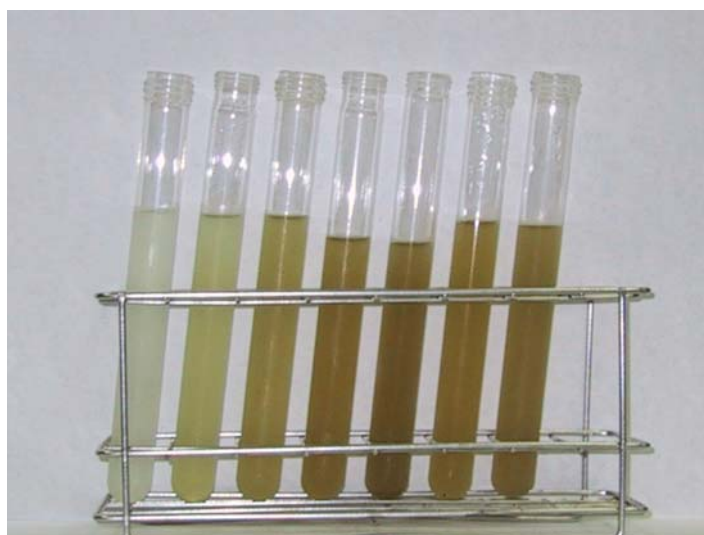


Figura 66. Aspecto de los extractos acuosos.

Haciendo un barrido en el rango del ultravioleta cercano y del visible podemos tener el espectrograma correspondiente a la medida de la absorbancia para cada longitud de onda. El estudio de éste también permite una interesante discusión acerca de una alternativa para la medida de la estabilización. A la luz de los resultados (Figura 67), podemos concluir que dicho espectrograma se hace más amplio a medida que avanza el proceso de compostaje por lo que una interesante forma de medir la estabilización puede ser utilizar la integral bajo la curva de absorbancia en este rango descrito (Figura 68) que es fácil de calcular mediante un programa de cálculo (SigmaPlot u

Origin) y genera interesantes diferencias cuantitativas entre diferentes estadios de fermentación, en particular en las primeras fases del proceso.

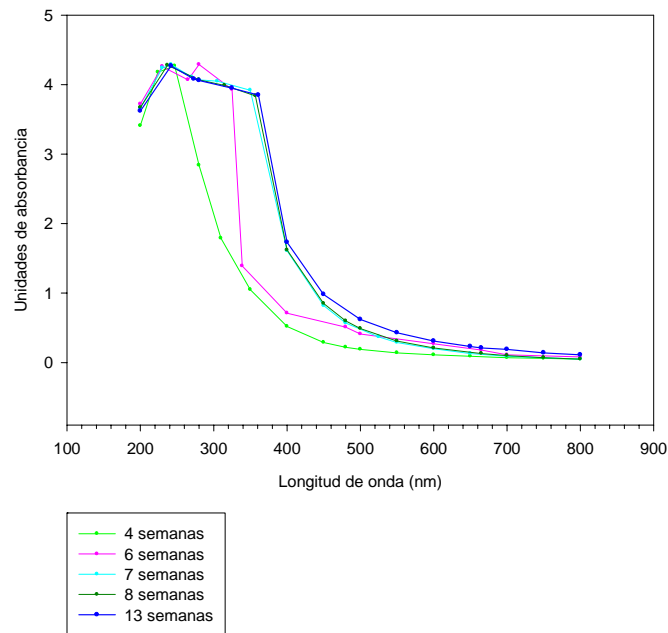


Figura 67. Evolución de los espectrogramas con el tiempo de compostaje.

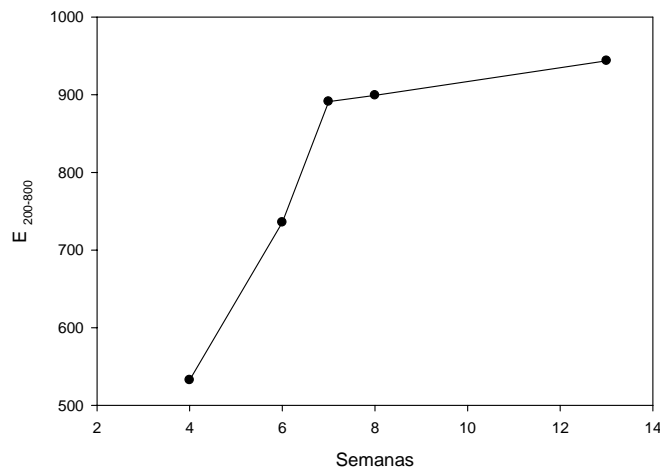


Figura 68. Evolución del parámetro $E_{200-800}$ durante el tiempo de compostaje

A la vista aparente de los resultados podría pensarse en utilizar como alternativa al área, la longitud de onda a la que se produce la máxima absorbancia para el mismo propósito. Sin embargo, como se muestra en la Figura 69, el resultado no fue el esperado y por tanto la utilización de este parámetro no resulta concluyente para la consecución de nuestros objetivos.

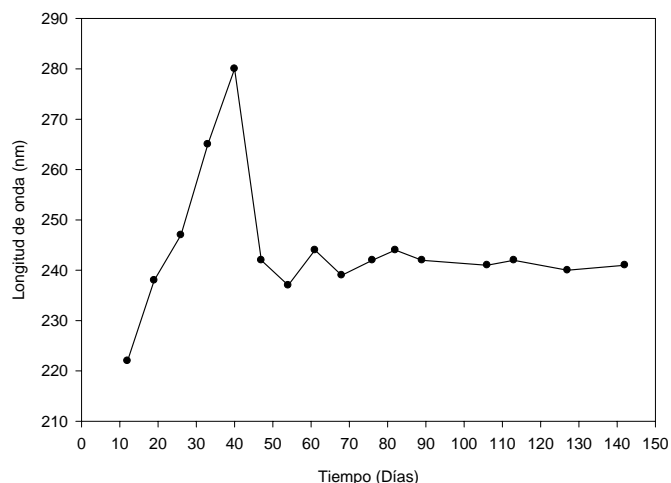


Figura 69. Longitud de onda a la que se alcanza el máximo de absorbancia.

Otro parámetro que ha sido considerado como medida de la estabilidad, por ser un indicador del grado de madurez o condensación de los núcleos aromáticos es la razón de densidad óptica (absorbancia) a 465 y 665 nm ($E4/E6$). Chen y colaboradores (1977) postulan que el color de los extractos acuosos dependen del peso molecular de las sustancias húmicas. Bajos ratios indican alto peso molecular y un ratio alto indica un peso molecular bajo. Sin embargo (Figura 70), si consideramos el proceso en toda su extensión no es posible extraer ninguna conclusión dado el comportamiento errático de la variable estudiada a todas las longitudes de onda, aunque podrían deducirse ligeramente etapas de humificación entre los 20 y 80 días, tras los cuales podría ocurrir otro episodio de degradación y humificación (140 días) llevado a cabo por comunidades microbianas dependientes.

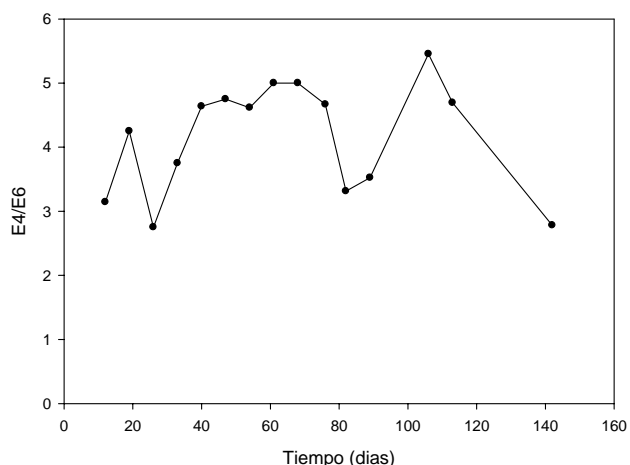


Figura 70. Representación de la razón $E4/E6$ durante el tiempo de compostaje.

Demanda Química de Oxígeno:

A diferencia de lo que ocurre con los dos últimos parámetros mencionados (λ de la máxima absorbancia y razón E4/E6) referentes a la medida de la absorbancia, la evolución con el tiempo de la Demanda Química de Oxígeno sí que muestra una tendencia constante y que se puede modelar. La forma de la curva sugiere que es posible su ajuste a una función exponencial de exponente negativo; la constante preexponencial representaría la DQO inicial, en tanto que la que acompaña al tiempo estaría relacionada con la velocidad a que tiene lugar el compostaje o la degradación de la materia orgánica y por tanto dependería del tipo de residuo y de la forma de llevar a cabo la operación. Los datos experimentales se ajustan a la siguiente expresión:

$$DQO \text{ (mg/L)} = 3914.9 \cdot e^{-0.1346 \cdot t} \quad (R^2 = 0.927)$$

Mohedo (2002) encuentra para el mismo tipo de residuo una DQO inicial de 2709 mg/L y una constante de degradación de 0.019 día^{-1} , en nuestro caso la velocidad de degradación es considerablemente mayor fundamentalmente por los altos valores iniciales y la fuerte reducción que se produce en las primeras 5 semanas en las que la temperatura fue mas alta (75°C aproximadamente). En la Figura 71 se ha representado la DQO de los extractos acuosos del compost desde el inicio del compostaje hasta 190 días; obsérvese como la DQO disminuye progresivamente, primero de forma muy intensa y más tarde de modo suave de tal forma que pasa progresivamente de un valor de 3700 mg/L, al inicio del proceso de compostaje, hasta 570 mg/L, 127 días). Lossin (1971) propone un umbral de estabilización de 700 mg/L para el extracto acuoso del compost. Sin embargo esta referencia no quiere decir que no siga evolucionando por debajo de estos niveles, lo cual es inherente al potencial biodegradativo de la materia orgánica que contiene. No obstante estos valores son muy matizables en función del tipo de material del que se trate y no se pueden tomar como una regla genérica. En nuestro caso, se ha seguido muestreando hasta en dos ocasiones mas para conocer la evolución de la DQO una vez almacenado en compost y se ha comprobado que sigue esta tendencia decreciente hasta valores inferiores a 100 mg/L a las 27 semanas de compostaje.

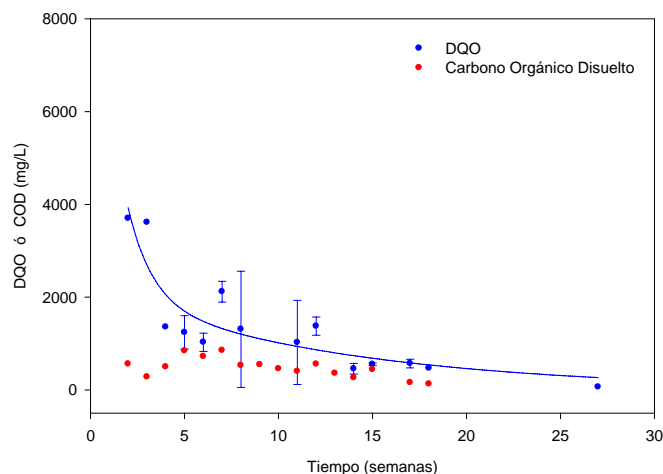


Figura 71. Evolución de la DQO y del Carbono Orgánico Total disuelto durante todo el tiempo de compostaje

De forma análoga se ha analizado el contenido en Carbono Orgánico Total disuelto en los extractos acuosos así como el carbono inorgánico. De acuerdo a la hipótesis de Chica y colaboradores (2001b), el dióxido de carbono producido en la respiración puede ser secuestrado por la matriz porosa y generar un tampón bicarbonato rico en carbono inorgánico que tiene su máxima expresión durante el primer mes del compostaje (Figura 72), la fase más activa y donde la respiración es mas intensa. Por otra parte la evolución del carbono orgánico es análoga a la de la DQO (Figura 71 y Figura 72).

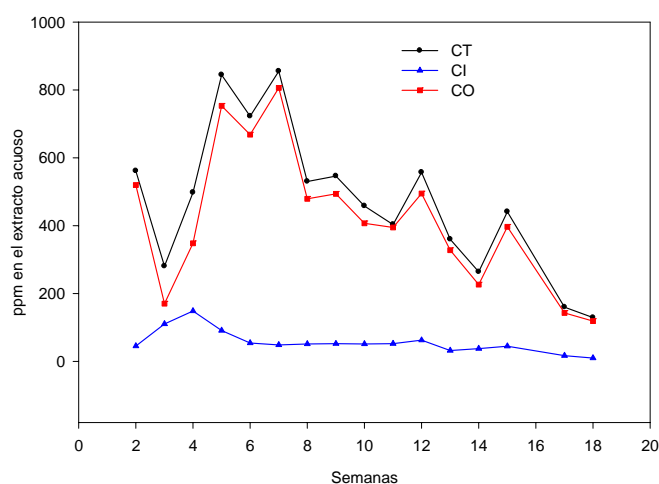


Figura 72. Evolución del Carbono Orgánico e Inorgánico disuelto en el extracto acuoso durante el tiempo de compostaje

La utilización de la variable COT (Sanchez-Monedero *et al.*, 2001b), es muy interesante porque ofrece las ventajas de automatización y su análisis es muy inmediato. La relación entre DQO y COT es evidente y responde a la siguiente expresión: $Y = 239.08 + 1.64 \cdot X$ ($R^2 = 0.638$).

Tradicionalmente se han venido identificando los efluentes de alta relación DQO/COT como aguas con alta cantidad en compuestos reducidos (alta energía disponible) mientras que aquellos con baja relación DQO/COT se caracterizan por la mayor presencia de compuestos orgánicos oxidados (baja energía disponible), en nuestro caso no se han podido establecer relaciones durante el proceso de compostaje pero en la siguiente figura se observa cómo la mayoría de las muestras se alinean en torno a una recta con muy baja pendiente lo que pone de manifiesto un alto grado de oxidación de la materia orgánica (un alto grado de estabilización).

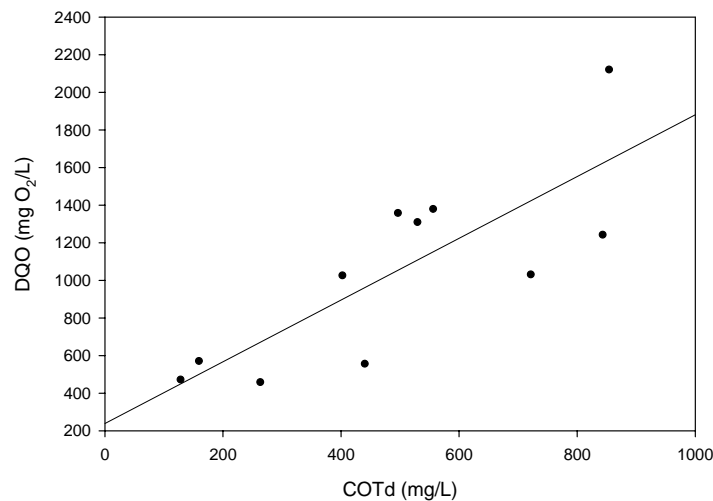


Figura 73. Relación entre la DQO y el COT disuelto.

5.1.1.5. **Relación entre humedad, temperatura de autocalentamiento y VECO máxima.**

En este apartado se ha tratado de relacionar la $VECO_{max}$, obtenida con el método SOUR, con la temperatura generada por la degradación de la materia orgánica (que se ha caracterizado por la temperatura de autocalentamiento) y con la humedad de la pila.

Para ello se ajusta la $VECO_{max}$ a una función de estas dos variables usando un modelo de Gauss bidimensional propuesto en bibliografía por Ekinci y colaboradores (2004). La ecuación quedaría:

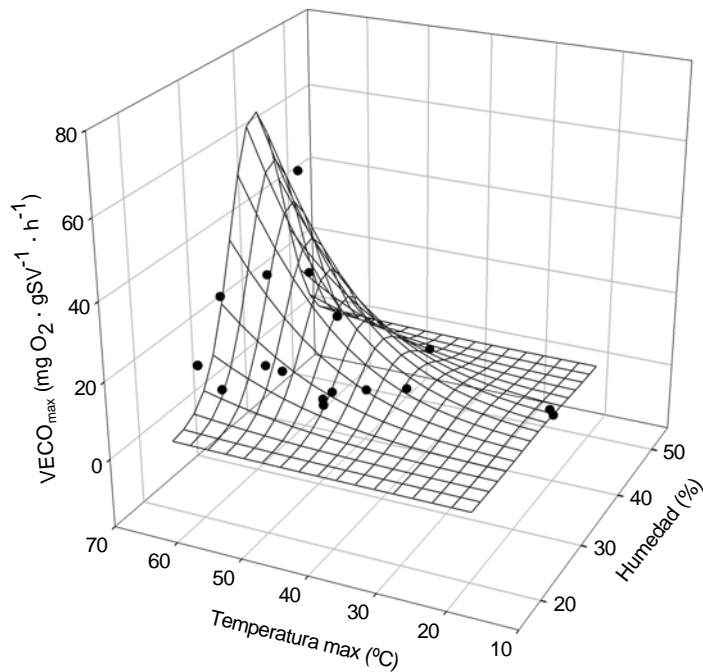
$$VECO_{\max} = a * e^{-0.5 \left[\left(\frac{H(\%) - X_0}{b} \right)^2 + \left(\frac{T(^{\circ}C) - Y_0}{c} \right)^2 \right]}$$

Donde:

T = máxima temperatura de autocalentamiento (°C).

H = contenido instantáneo de humedad (%).

Al representar los datos experimentales de acuerdo con esta ecuación se obtiene la Figura 74, donde se observa que la actividad biológica determinada por ensayos respirométricos muestra una relación directa con la humedad de la biomasa en el proceso.



$$VECO_{\max} = 216.00 * e^{-0.5 \left[\left(\frac{M(\%) - 37.28}{5.21} \right)^2 + \left(\frac{T(^{\circ}C) - 101.80}{24.31} \right)^2 \right]}$$

R = 0.765; n = 17

Figura 74. $VECO_{\max}$ como función del contenido en humedad y la temperatura de autocalentamiento en pilas volteadas 24 semanas.

Se ha comprobado como la $VECO_{max}$ muestra sus valores más altos para el rango de humedad de 35 al 50% (Figura 74), alcanzando el máximo en un 44 % para el sustrato estudiado. En este rango no existen problemas de difusión de oxígeno, un problema que normalmente ocurre cuando la mayoría de macroporos y microporos retienen agua, con lo que la mezcla crecería en humedad y se favorecerían los procesos anaerobios. Por el contrario, un bajo contenido de humedad inhabilita las funciones vitales de los microorganismos y bloquea el proceso, en este caso por la falta de agua.

Respecto a la temperatura, altos valores de Temperatura máxima están perfectamente relacionados con los valores de $VECO_{max}$ mas altos. La función no predice una perdida de actividad que ocurriría a partir de los 70°C debido a la desnaturalización de las enzimas que desarrollan las funciones vitales de los microorganismos. La relación entre temperatura y $VECO_{max}$ será tratada con más detalle en el apartado 5.5.

5.1.2. Estudio de la estabilidad del compost de RSU en la provincia de Córdoba.

El experimento se desarrolló en la planta de compostaje que gestiona EPREMASA en el municipio de Montalbán y que da cobertura a los pueblos de la mitad Sur de la Provincia de Córdoba. El sistema de compostaje empleado en esta planta es análogo al anterior, sistema abierto con apilamiento bajo techo y volteo mecánico tipo “windrow”. La composición media de FORSU que se utilizó para montar dicho ensayo, se muestra en la Figura 75.

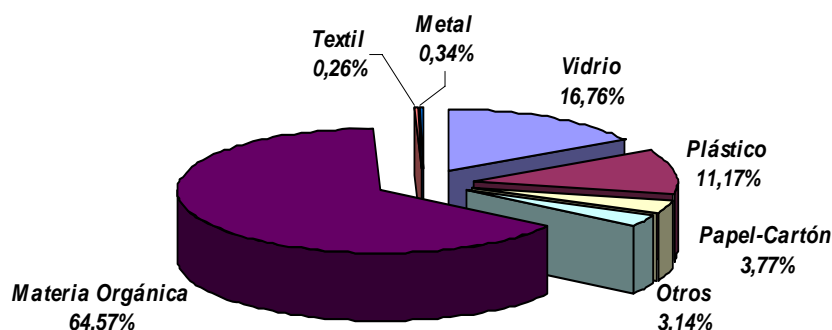


Figura 75. Caracterización del material a compostar. Provincia de Córdoba 2004.

La composición de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos es semejante a la de la planta de Córdoba. Nótese un leve mayor porcentaje de Materia Orgánica en esta planta de compostaje (64.5% frente a un 59.4%), si bien, el contenido en papel es considerablemente menor que el de la capital (3.7% frente a un 15.1%) fracción que también es también es compostable.

5.1.2.1. Resultados respirométricos.

El estudio de los Análisis Respirométricos, en especial el de la SOUR nos informa de que el proceso de compostaje no se encuentra estabilizado a las 10 semanas de fermentación, tiempo en el que se produce su afino y es dispuesto para el mercado. La tendencia de degradación es adecuada, la pendiente de la evolución gráfica de la $VECO_{max}$ nos informa de que el proceso de degradación se desarrolla correctamente aunque requiere más tiempo del que se está empleando en la actualidad. Valores de $VECO_{max}$ próximos a 1 indican la estabilización del proceso, valores de estabilización que de acuerdo al ajuste experimental considerado con anterioridad para una cinética de primer orden, tardarían en alcanzarse 265 días desde el comienzo del proceso de compostaje.

A continuación se muestra el resultado respirométrico para cuatro muestras. Nótese el descenso en la máxima velocidad de consumo de oxígeno y el consiguiente consumo acumulado a las 20 horas a medida que avanza el proceso de compostaje.

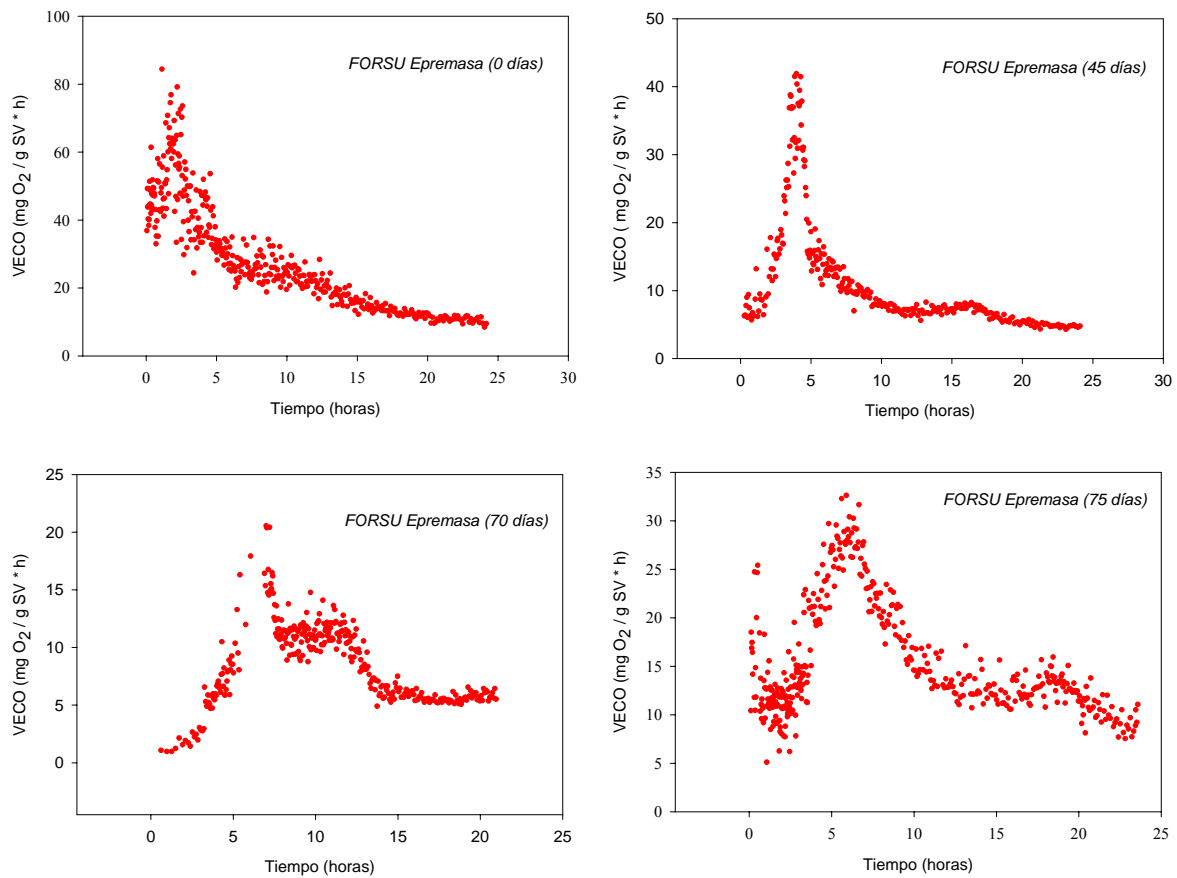


Figura 76. Resultados respirométricos para la FORSU.

Como resumen, se presenta la evolución de la máxima velocidad de consumo de oxígeno así como del consumo acumulado a las 20 horas (Figura 77 y Figura 78) ajustado a la misma relación lineal descrita en el apartado anterior, una exponencial negativa que se corresponde con una cinética de degradación de primer orden. Comparando la velocidad de degradación, k en día⁻¹, que precede a la variable independiente, observamos que proceso está mas ralentizado que en el experimento anterior, y es que en el caso de la Planta de Compostaje de Córdoba, la velocidad de degradación es un 22% mayor si hacemos caso a la curva de $VECO_{max}$ o un 16% mayor si lo referimos a la curva del consumo acumulado.

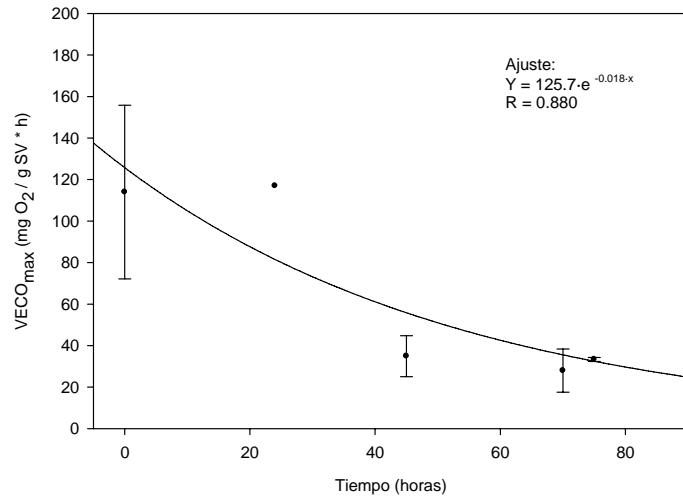


Figura 77. Evolución de la máxima Velocidad de Consumo de Oxígeno para el compostaje de FORSU de la Provincia de Córdoba.

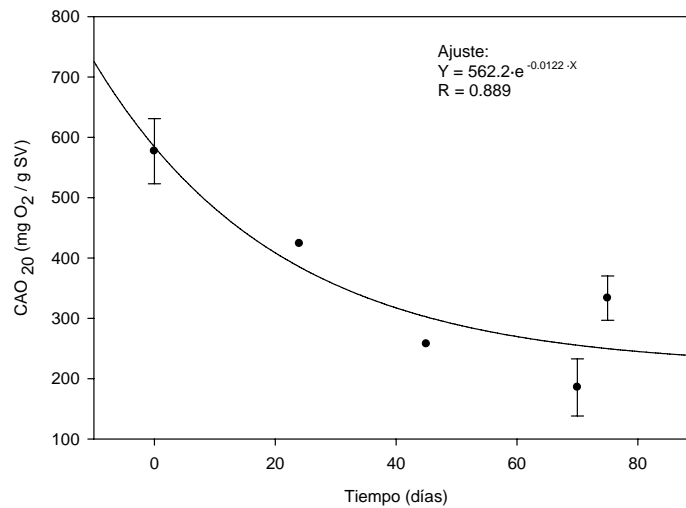


Figura 78. Evolución del Consumo Acumulado de Oxígeno para el compostaje de FORSU de la Provincia de Córdoba.

La utilización del consumo acumulado a las 20 horas supone un criterio seguido por numerosos investigadores y que es de interés seguir utilizando como tal para la comparación de procesos, aunque también podría utilizarse cualquier valor acumulado a partir de las 10 horas en que la diferenciación de estabilidad ya es notable, sin embargo, estas diferencias entre muestras siguen creciendo hasta las 20 horas aproximadamente (Figura 79), el consumo diario a las 24 horas puede ser también un interesante valor que podría ser utilizado por la comunidad científica, de forma que podría hablarse del consumo de oxígeno acumulado diario.

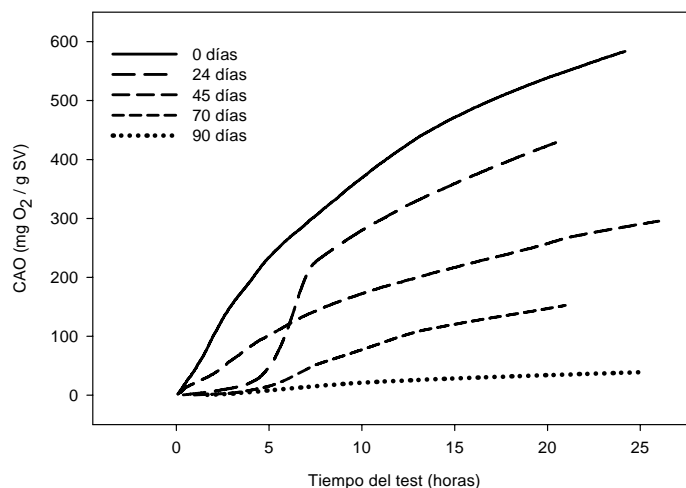


Figura 79. Variación en el consumo acumulado de oxígeno para la FORSU de la Provincia de Córdoba.

5.1.2.2. Test de Autocalentamiento.

Como se ha comentado el test de autocalentamiento pretende estudiar la estabilización del proceso de compostaje mediante la medida de la máxima temperatura alcanzada en un vaso Dewar en el que se introduce una muestra de algo de más de dos kilogramos. El análisis de cada muestra se realizó por duplicado y a continuación se presenta el valor medio con la desviación correspondiente.

Como en el experimento anterior, a medida que avanza el proceso de compostaje las temperaturas máximas alcanzadas disminuyen y el producto se considera estabilizado cuando una masa de compost en estas condiciones no muestra este fenómeno de autocalentamiento. Solo se determinó para dos estadios de compostaje y el test se realizó por duplicado. Ninguna de las muestras mostraron evidencias de estabilización o Clase I, según Brinton y colaboradores (1995), categoría de estabilización definida para sustratos con diferencias de temperaturas en el autocalentamiento inferiores a 10°C con respecto a la temperatura de incubación (20°C).

Muestra	T _{max}	Desv.Std.
45 días	59.70	2.26
70 días	46.60	8.90

Tabla 27. Comparativa de los resultados para el test de autocalentamiento en la FORSU de la provincia de Córdoba.

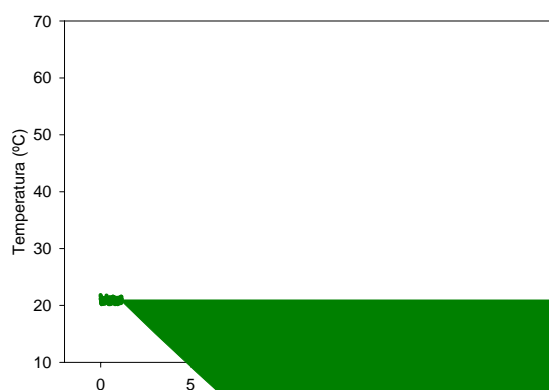


Figura 80. Resultados

El Test de Autocalentamiento reafirma el poder de autocalentamiento de una muestra. El proceso se considerará estabilizado cuando la temperatura del compost. La realización de únicamente dos ensayos del tiempo del tiempo de estabilización para este tipo de destacar que, para igual tiempo de compostaje que el experimento temperatura de autocalentamiento es similar (53°C) para la muestra aparentemente mas representativa que resultó ser la número 1 a la vista de los resultados por la forma de la curva y toma de los datos.

5.1.2.3. Test de germinación de hortalizas.

Fueron llevados a cabo tres experimentos de fitotoxicidad con tomate (*Lycopersicon esculentum*), pimiento (*Capsicum annum*) y melón (*Cucumis melo*). Se sembraron las semillas y se midió la germinación cada 4 días aproximadamente hasta los 28 días cuando ya no hubo cambios. Los sustratos ensayados fueron las fracciones de compost de 24, 45 y 70 días cribadas a 1 cm y mezcladas con un 60 % de turba rubia con la intención de rectificar los problemas estructurales que pudieran derivarse de la utilización del compost como medio crecimiento al 100%, derivado de la dispersión de coloides que provoca las altas concentraciones de sodio que suelen tener estos sustratos. El resultado es un bloqueo en la germinación, aunque en este experimento se intentará solucionar este factor utilizando un sustrato mixto. Como en el caso anterior, el test de germinación se desarrolló en invernadero, controlando la

temperatura entre 18°C-28°C y los riegos para mantener una humedad relativa mayor al 40 %.

En la Figura 81, Figura 82 y Figura 83 se muestra la evolución de la germinación para cada uno de los cultivos ensayados comparando en cada uno los 3 sustratos con distinto grado de estabilidad. Todos los datos están expresados en tanto por ciento respecto al testigo, es decir comparando la germinación con la producida por otro sustrato considera óptimo y que es el más habitual en viveros.

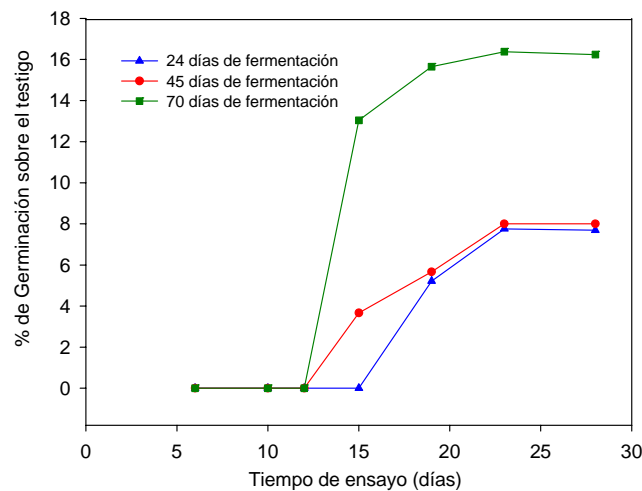


Figura 81. Evolución de la Germinación del tomate referenciada al testigo para los tres tipos de compost con distintos días de fermentación (24, 45 y 70 días).

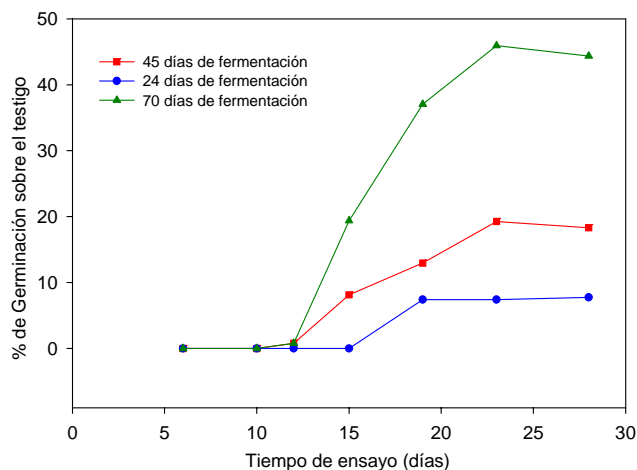


Figura 82. Evolución de la Germinación del pimiento referenciada al testigo para los tres tipos de compost con distintos días de fermentación (24, 45 y 70 días).

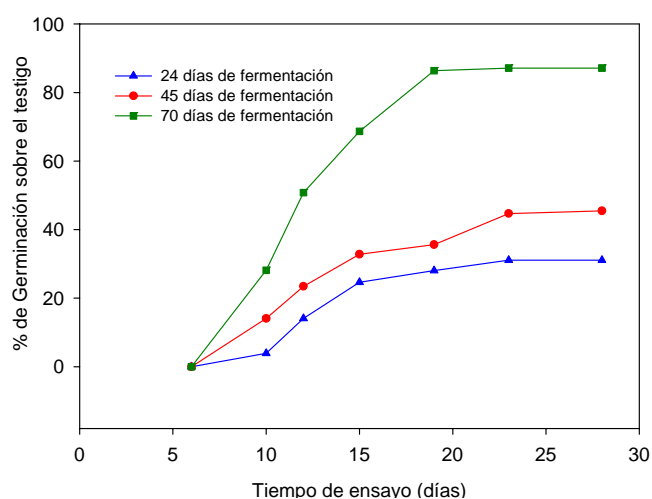


Figura 83. Evolución de la Germinación del melón referenciada al testigo para los tres tipos de compost con distintos días de fermentación (24, 45 y 70 días).

A modo de resumen, en la Figura 84 solo se representa el valor final de germinación que genera cada uno de los sustratos para cada cultivo al final del ensayo, cuando ya no se produce la germinación de ninguna de las semillas, tiempo que fue de 28 días.

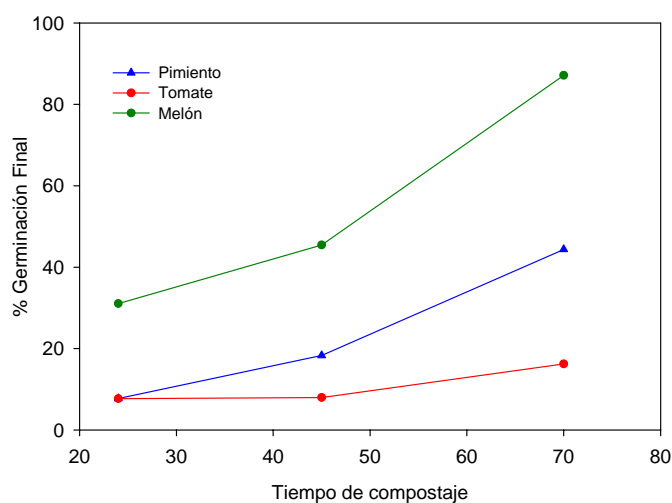


Figura 84. Germinación final para los tres cultivos ensayados

Días de compostaje	Pimiento	Tomate	Melón
24 días	7.74	7.69	31.06
45 días	18.30	8.00	45.45
70 días	44.36	16.23	87.12

Tabla 28. Resultado de germinación al final del ensayo (28 días) para el pimiento, tomate y melón para los tres estadios de fermentación de compost.

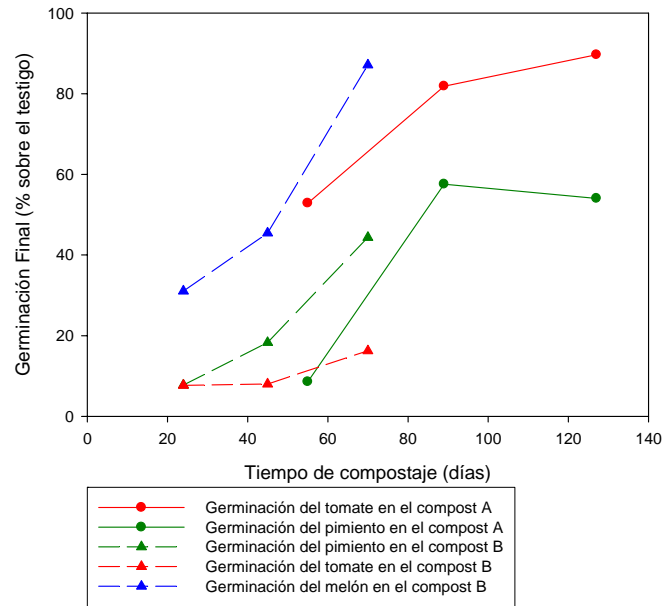


Figura 85. Germinación final para el compost A (Córdoba) y el compost B (Montalbán)

Para el Test de Germinación, en este caso el melón es el cultivo que proporciona los mayores índices de germinación por su tolerancia (87%) a la acción xenobiotica, seguido del pimiento (44%) y tomate (16%), teniendo en cuenta el compost con mayor tiempo de fermentación. Un compost no maduro provoca un doble efecto sobre las plantas; por un lado, la inhibición en la germinación y el crecimiento, por otra parte un retraso en el tiempo de germinación.

Anteriormente era el tomate el que generaba los mayores índices de germinación atribuidos a priori por su mayor tolerancia a la salinidad, para el caso de un sustrato con elevada estabilidad. Sin embargo, en este caso es el pimiento el que genera unos índices de germinación superiores, por lo que se podría pensar que los problemas estructurales del sustrato, solucionados en este ensayo, pueden incidir de manera más significativa que el contenido de sales para el experimento anterior.

Agronómicamente es el tomate el que mejor soporta la salinidad de los suelos seguido de cerca del melón y como menos tolerante el pimiento (FAO, 2002). El efecto de la salinidad sobre la germinación se debe a la disminución en la disponibilidad de agua necesaria para que se inicien los procesos de movilización de solutos necesarios para la germinación, ya que la concentración de sales eleva la presión osmótica del suelo limitando el movimiento del agua hacia los tejidos vegetales. La salinidad en ambos compost ha evolucionado de forma similar ya que en el primero de los compost la conductividad evoluciona desde 1800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a los 55 días de fermentación hasta los

1180 $\mu\text{S}/\text{cm}$ al final del proceso, teniendo conductividad intermedia a los 89 días (1599 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Similares resultados ocurre con el compost producido en Montalbán que evoluciona desde un valor de conductividad de 2060 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a los 24 días de fermentación, hasta 1331 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la tercera de las muestra ensayada, teniendo la segunda de las muestras 1938 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En resumen, considerando, el factor de la salinidad se ha observado que las tres especies son moderadamente tolerantes a las sales en las aguas de riego y el en suelo, lo que unido a la baja conductividad de los sustratos ensayados parece no haber planteado ningún problema al crecimiento de las plántulas.

En resumen, el comportamiento en este caso del pimiento y tomate es bien diferente al expuesto en el caso anterior, el éxito en la germinación del pimiento es mayor, mientras que la germinación del tomate es drásticamente menor. Se pueden extraer las siguientes conclusiones partiendo de la premisa que estamos comparando dos compost con al menos una estabilidad muy distinta, 2 $\text{mg O}_2\cdot\text{gSV}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ para el compost de Córdoba y 34 $\text{mg O}_2\cdot\text{gSV}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ para el compost de Montalbán, lo que hace prever una madurez también diferente.

- La caída tan drástica en la germinación del tomate, aún diluyendo la muestra en un sustrato con turba rubia, pone de manifiesto que el compost es claramente inmaduro, fresco y con contenidos en elementos xenobioticos importantes.
- En cuanto a la estructura del suelo, ambos cultivos requieren suelos ricos en materia orgánica, pero es el pimiento el más sensible a la estructura, ya que no soporta la compactación, por lo que sería de esperar una mejora en el porcentaje de germinación a igualdad de madurez. Presumiblemente el porcentaje de germinación del tomate y pimiento, para el compost fabricado en Córdoba debiera haber sido mucho mayor si se hubiera solventado este problema con anterioridad. Por tanto una buena forma de conocer el contenido fitotóxico del compost podría ser ensayarlos sobre semillas de pimiento una vez solventado el problema estructural, es decir realizando la dilución oportuna con turba rubia como se ha realizado en este ensayo. La combinación de los resultados de pimiento y tomate sobre un sustito mixto también puede ser una poderosa herramienta para la validación de la humedad, cuyos valores límite queda por desarrollar.

5.1.2.4. Otros métodos de medida de la estabilidad biológica.

Los valores de Carbono, Nitrógeno y Fósforo, que son otra variable importante de la calidad del compost evolucionan con normalidad y están dentro de los rangos de normalidad comparados con otros compost de similares características (Tejada et al., 1998).

Muestra	C (%)	N (%)	P ₂ O ₅ (%)	C/N
0 días	29.53	1.55	0.23	19.05
24 días	31.99	1.33	0.19	24.05
45 días	31.50	1.33	0.17	23.68
70 días	30.83	1.21	0.17	25.47
75 días (R)	25.51	1.26	0.11	20.24

Tabla 29. Evolución de los nutrientes en la FORSU. Provincia de Córdoba,

La evolución del pH y Conductividad es la normal de un proceso de compostaje bien llevado, evolución de la alcalinidad a medida que avanza el proceso de compostaje y menor contenido de sales. Un pH básico como los del refinado indica la estabilización del proceso. La Humedad decrece favorablemente, respondiendo al fenómeno de secado debido a la propia actividad biológica y favoreciendo la aerobiosis a lo largo del proceso, aunque convendría mantener la humedad por encima del 40% en las fases intermedias del compostaje. El producto llega al refinado con una humedad óptima para el correcto funcionamiento de dicho proceso.

Muestra	pH	Conductividad (μS/cm)	Humedad (%)	Sólidos Volátiles (%)
0 días	6.65	2340	50.84	39.43
24 días	7.15	2060	30.98	38.96
45 días	7.16	1938	27.92	37.4
70 días	8.41	1331	30.1	34.63
75 días (Refino)	9.02	1198	32.89	33.05

Tabla 30. Evolución de las principales variables del compostaje. Provincia de Córdoba, 2003.

La tendencia decreciente de los Sólidos Volátiles informa de que el proceso de degradación es correcto y no está impedido. El análisis de la materia orgánica en los extractos acuosos (Demanda Química de Oxígeno y Carbono Orgánico Total disuelto) informa de que el proceso de degradación del carbono es correcto y del menor poder contaminante de los lixiviados. Un análisis detallado entre el C-Orgánico Disuelto y el C-Inorgánico Disuelto revela que el proceso de mineralización del carbono a formas inorgánicas (carbonatos) es un hecho, confirmado también por el aumento del pH en esos estadios. Todos los análisis están realizados sobre los extractos acuosos 1:25.

Muestra	DQO (mg O ₂ / L)	COT (mg / L)	C-Inorg. (mg / L)	C-Total (mg / L)
0 días	2131.67	810.70	0.8310	811.50
24 días	1647.20	627.70	0.8320	628.50
45 días	1622.36	529.80	0.9040	530.70
70 días	362.73	131.40	16.5900	148.00
75 días (Refino)	404.96	146.70	17.3100	164.00

Tabla 31. Evolución de las formas de carbono, expresadas como Demanda Química de Oxígeno y Carbono disuelto. Provincia de Córdoba, 2003.

Teniendo en cuenta el descenso de la Demanda Química de oxígeno con respecto al tiempo de compostaje podemos comparar la velocidad de degradación con la encontrada en el experimento anterior, siendo en este caso considerablemente menor que en el caso de las pilas volteadas de Córdoba. ($k=0.0056 \text{ día}^{-1}$, frente a $k=0.134 \text{ día}^{-1}$) y tres veces menor que el encontrado por Mohedo (2002). Cabe destacar en este experimento que la carga orgánica inicial en el material de partida es notablemente inferior al encontrado para las pilas volteadas del experimento anterior ($DQO_0= 2278.7 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, frente a $DQO_0= 3914 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$), variable que condiciona extraordinariamente los resultados. En cuanto al valor final de DQO, según Lossin (1971) el compost estaría estabilizado a partir de los 70 días de proceso, tiempo que se antoja insuficiente a la luz de los resultados de los test de tipo biológico, entre los que se incluye la respirometría.

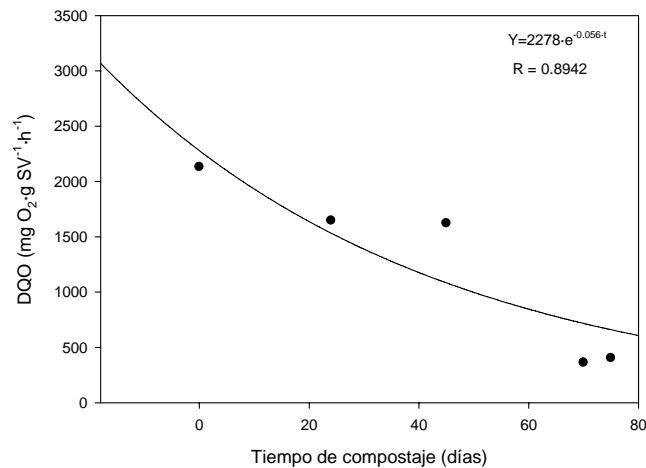


Figura 86. Evolución de la DQO durante todo el tiempo de compostaje.

Se ha estudiado la relación DQO/COT como medida oxidación de la materia orgánica, ya que como se ha indicado a menor pendiente, mayor grado de oxidación de la materia orgánica y por tanto mayor mineralización de nutrientes. En este caso, la relación entre los puntos también es buena ($R=0.991$) en todo el rango explorado, desde los valores mas altos al principio del tratamiento, en torno a 1500-2000 mg O₂·L⁻¹ hasta los mas bajos al final del proceso, en torno a 400 mg O₂·L⁻¹. La pendiente encontrada (2,64) pone de manifiesto que el grado de mineralización del material en este caso es bastante inferior al experimento anterior (apartado 5.1.1.4).

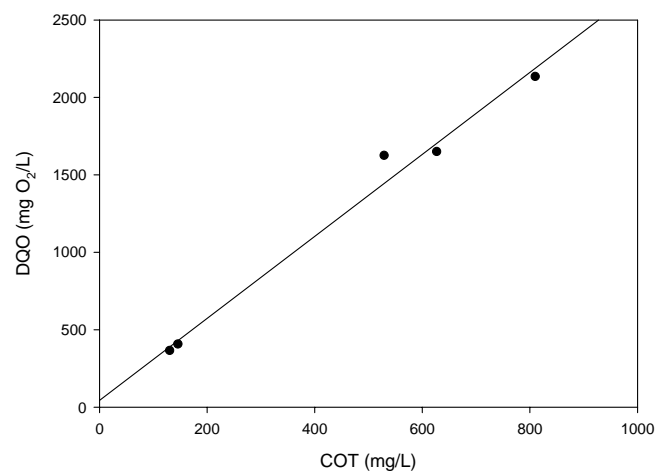


Figura 87. Relación entre DQO y COT para las muestras analizadas.

5.1.3. Estudio de la estabilidad del compost a partir de lodos de EDAR.

En este experimento se realiza un análisis comparativo de los tratamientos más simples que se aplican a los lodos procedentes de la depuración de las aguas residuales municipales en la EDAR de Córdoba. Se realizan dos tratamientos; compostaje con restos de poda y volteo, comparado con el secado de lodos tal cual.

El objeto último es el de determinar el inicio del proceso biológico, el tiempo necesario para alcanzar la estabilidad, y encontrar diferencias en la calidad del producto resultante. Se extiende un cordón de lodos de 30 metros aproximadamente, la mitad recibe el tratamiento de compostaje clásico realizado en la planta con volteos periódicos, proponiendo un volteo semanal durante el primer mes, y cada dos semanas a partir del segundo mes. La mezcla tiene un contenido en poda de 1:5 en volumen.

El tratamiento de la otra mitad de la pila consiste en un secado al aire de los lodos extendidos en una capa del grosor que permita su consistencia (30 cm. aproximadamente), no se voltean y una vez perdida la mayor parte de la humedad (un mes) se apilan sin voltearse hasta su afino.

La caracterización en cuanto a pH, Conductividad y Humedad para las materias de origen utilizadas en el experimento se muestran a continuación. Su comparativa con el año anterior evidencian que sus características se mantienen. El pH de los materiales de inicio suele tener un pH similar al de la Fracción Orgánica de RSU, es decir, ligeramente ácido. La poda reciclada son los restos vegetales de tamaño grueso que proceden de procesos de compostaje anteriores y que recicla en nuevos procesos gracias a la recuperación que realiza el tromel de afino (15 mm.).

	Año 2003		Año 2004	
	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Lodos frescos	6.63	605	6.22	673
Poda nueva	6.14	147	6.17	68
Poda reciclada	7.33	494	7.48	283

Tabla 32. Determinación de pH y Conductividad para el material de origen.

La humedad de los lodos depende fundamentalmente de los procesos de deshidratación que se llevan en la EDAR. Procesos más eficientes de eliminación de agua son los deseados para que el compostaje empiece de forma inminente sin embargo, concentrar un fango hasta estos niveles de humedad es energéticamente costoso y la variabilidad de la humedad en el material de partida depende además de los rendimientos del sistema empleado.

	% Humedad	
	Año 2003	Año 2004
Lodos frescos	77.15	81.55
Poda nueva	3.21	4.05
Poda reciclada	4.18	5.09

Tabla 33. Evaluación de la humedad de los materiales empleados en el compostaje de lodos de EDAR.

En cuanto a la evolución de la temperatura de la pila, nótese en la siguiente figura el paralelismo entre ambas y su suave enfriamiento hasta valores de 8°C de media. La menor variabilidad en las temperaturas día-noche constata que la pila adquiere cierta inercia térmica a partir de los cuarenta días de fermentación en los lodos compostados. A pesar de las diferencias, la temperatura alcanzada por los lodos que se están compostando con poda se evidencia como insuficiente para lograr una total higienización de los patógenos.

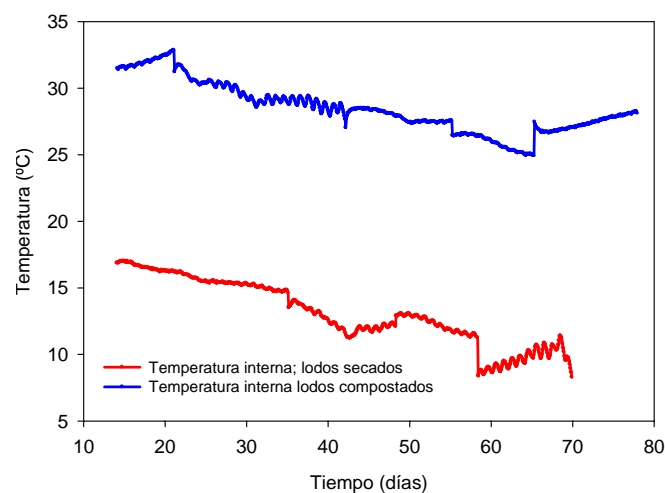


Figura 88. Comparativa de la Temperatura interna de los lodos compostados con y lodos secados (15 de Noviembre-20 de Enero).

Estas temperaturas indican que la degradación de la materia orgánica y consecuente generación de calor es claramente insuficiente para mantener un aumento de la temperatura de la pila.

Una de las razones que pueden argumentarse para la escasa temperatura alcanzada por la pila de lodos compostados es la escasa proporción de estructurante, y es que es habitual que este tipo de compostaje se realice con una proporción 1:2. El objetivo particular de este estudio está precisamente en estudiar la velocidad del proceso en sistemas o alternativas con baja o nula proporción de poda.



Figura 89. Pilas de Lodos con poda.

5.1.3.1. Resultados respirométricos.

En la Figura 90 se han representado las VECO máximas, con sus desviaciones estándar, obtenidas en cada una de las determinaciones para el compostaje de Lodos de EDAR mezclados con poda comparándolas con las de otra pila también de 60 toneladas de dicho fango que evoluciono sin dicho material estructurante. Observamos cómo se produce una disminución en la $VECO_{max}$ a medida que transcurre el tiempo de compostaje; por otra parte, esta disminución es muy acentuada ya que se pasan de valores iniciales de $80 \text{ mg O}_2 \text{ g SV}^{-1} \text{ h}^{-1}$ a otros muy bajos al cabo de 180 días de compostaje.

Se podría así, a través de la $VECO_{max}$, seguir la estabilización durante el compostaje y decidir el mejor momento para dar por finalizado el proceso. Sin embargo ninguno de los tratamientos logra los objetivos de estabilización en un tiempo razonable. El afino

del producto (185 días) generó un nivel de estabilidad medido mediante la $VECO_{max}$ de 7.7 y 11.4 $mg\ O_2 \cdot gSV^{-1} \cdot h^{-1}$ para los lodos compostados y los lodos secados respectivamente, relativamente próximo al umbral de estabilización estimado en 1 $mg\ O_2 \cdot gSV^{-1} \cdot h^{-1}$, el cual se alcanzaría a los 360 y 413 días respectivamente.

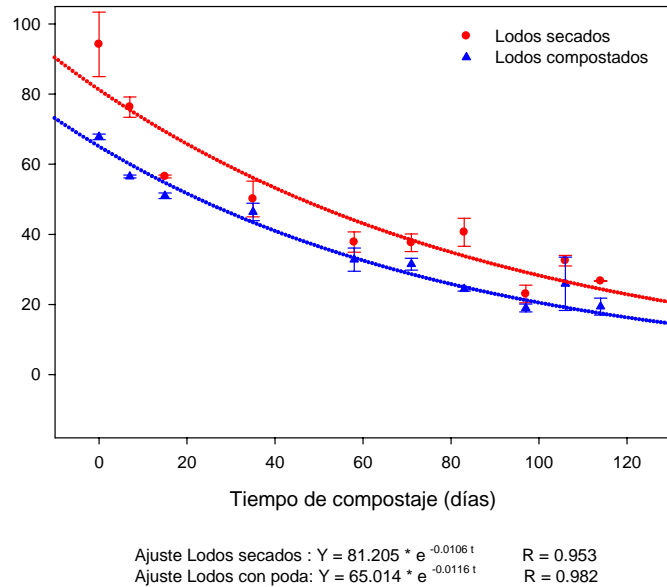


Figura 90. Comparativa de la evolución de la máxima Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno en los dos tratamientos.

Extraordinariamente este experimento se alargó más de lo que habitual, pues la producción de compost no suele alargarse más de cuatro meses cuando se realiza con una cantidad de poda proporcionalmente mayor (1:2).

Los resultados de la SOUR indican que al mismo tiempo de compostaje (183 días) la $VECO_{max}$ se sitúa en 3.9 para el tratamiento con restos vegetales, y en 6.8 para los lodos secados. La diferencia aunque es escasa pone en evidencia la menor velocidad de degradación que han seguido los lodos secados.

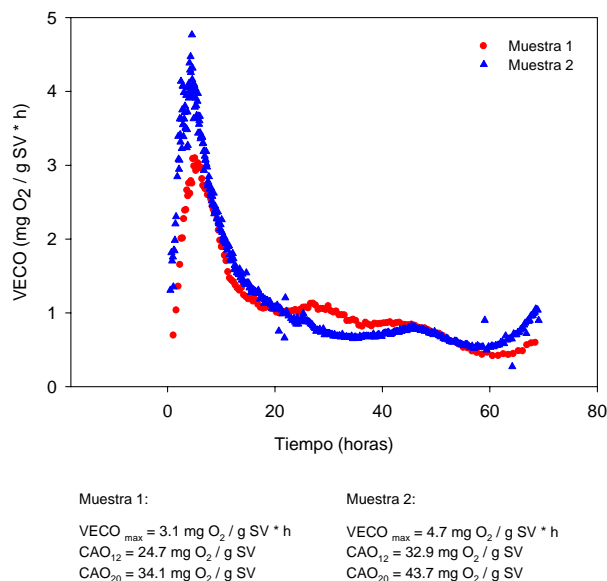


Figura 91. Evolución de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno en Lodos de EDAR compostados con poda previo a su afino (183 días).

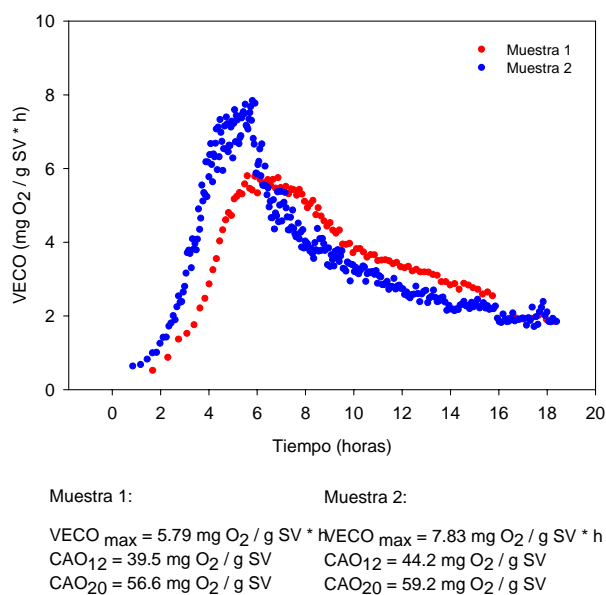


Figura 92. Evolución de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno en Lodos de EDAR secados (183 días).

En resumen, se puede afirmar que ha existido una degradación, aunque que ha sido mas lenta de la esperada. El método SOUR es capaz no solo de determinar diferencias de estabilidad, sino diferencias entre tratamientos. El valor de estabilidad para el producto final es aceptable pero insuficiente para su correcta aplicación agrícola desde nuestro criterio científico.

5.1.3.2. Resultados del test de autocalentamiento.

Los resultados del test de autocalentamiento ponen de manifiesto una vez más que no sirven para discriminar estadios muy cercanos de fermentación aunque pueden ser interesantes para revelar grandes diferencias de estabilidad. A continuación se han expuesto solo algunos de los ensayos realizados, correspondientes a los 35, 114 y 183 días por ser representativos de la evolución de resultados en este método. En primer lugar hay que destacar que las temperaturas que se alcanzaron en los test en muchos casos superaron las de la pila al aire libre y es que el acondicionamiento en vaso adiabático, aislante, permite que no existan pérdidas acusadas del calor generado, que en el caso de las pilas con alta superficie de exposición y en invierno es bastante importante. A los 35 días la temperatura máxima de autocalentamiento fue similar para ambos tratamientos (50°C), a los 114 días la temperatura máxima de autocalentamiento fue diferente, 35°C para los lodos compostados y 30°C para los lodos secados; al final del experimento (183 días) la Temperatura máxima es 8°C superior para el caso de los lodos con poda, que denota un mayor poder de autocalentamiento. Esto pondría en evidencia la mayor biodegradabilidad que le confiere los restos vegetales al residuo, logrando además un mayor volumen de huecos libres y favoreciendo así la respiración. Por este motivo los datos de autocalentamiento habrá que tomarlos con precaución pues la temperatura máxima depende en gran parte de factores estructurales del material.

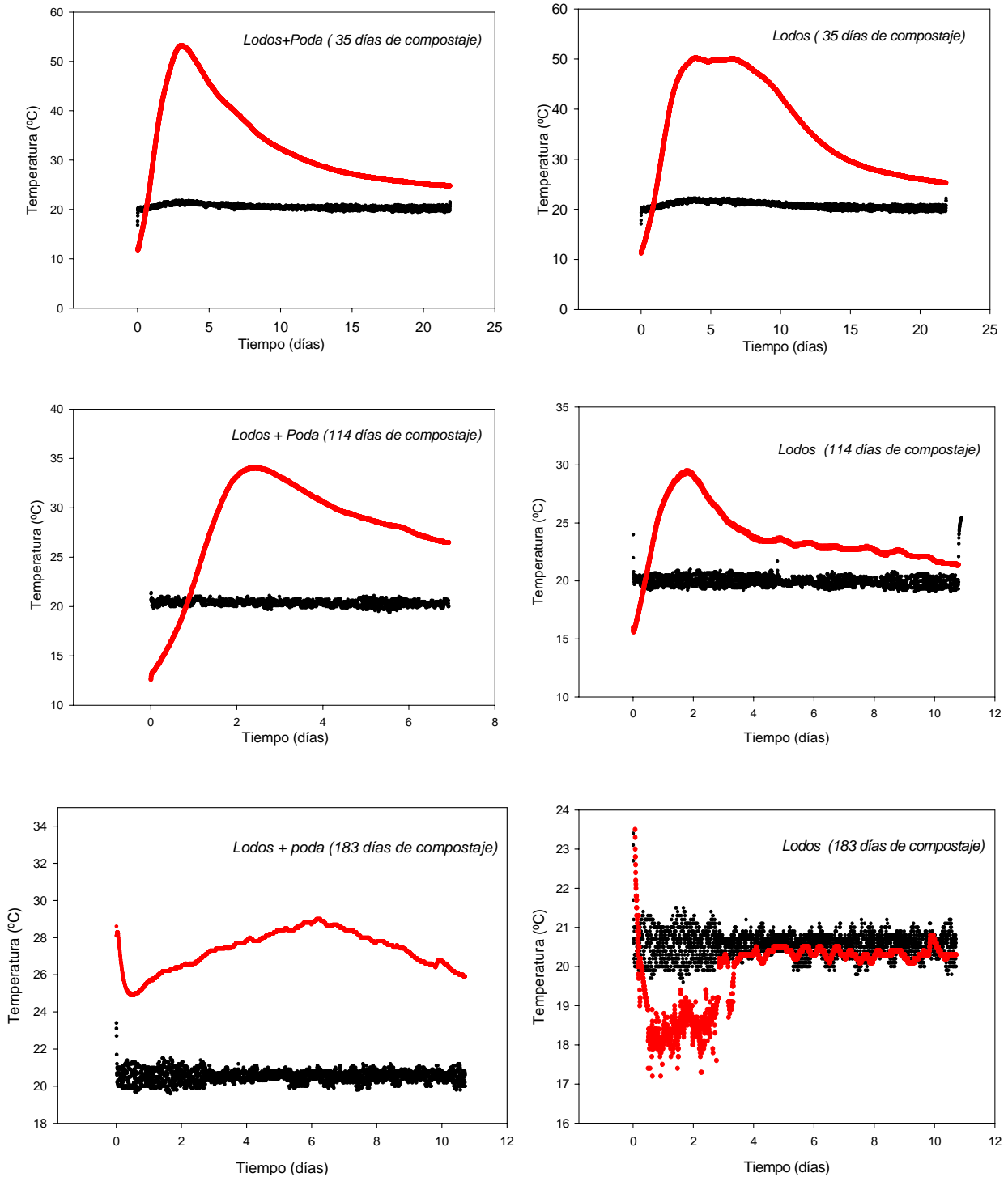


Figura 93. Algunos resultados del test de autocalentamiento a los 36, 114 y 183 días para los dos tratamientos que se han experimentado.

En Figura 94 se muestra la totalidad de los resultados durante los 6 meses de compostaje. A pesar de la dispersión de los datos queda patente que el material que se estructura con la poda alcanza una mayor tasa de autocalentamiento evidenciando una mayor degradación en éste periodo.

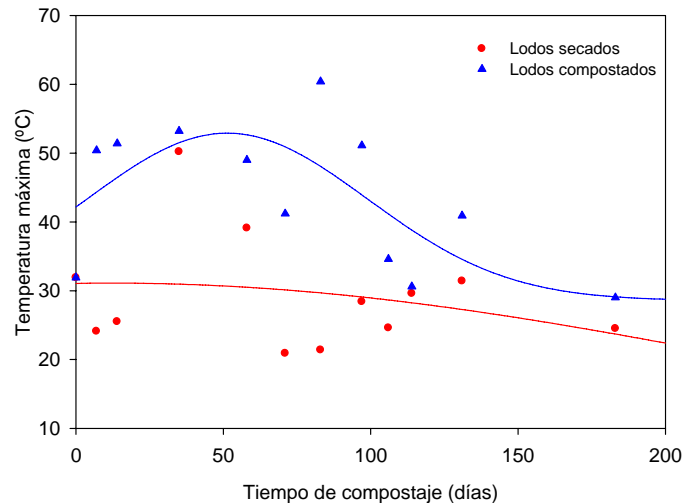


Figura 94. Evolución de la temperatura máxima alcanzada en el test de autocalentamiento durante todo el periodo muestreado para los dos tratamientos que se han experimentado.

5.1.3.3. Otros métodos de medida de la estabilidad biológica.

La evolución del pH para ambos tratamientos fue muy parecida y evolucionó en paralelo, siendo la mezcla Lodos/Poda la que estuvo por encima de los lodos secados la mayor parte del tiempo.

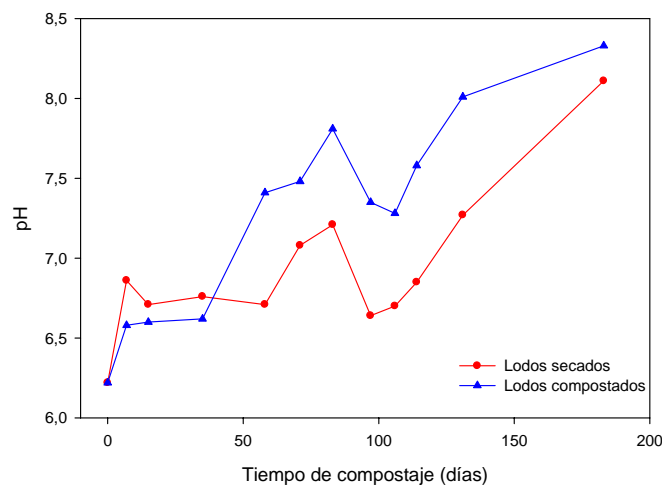


Figura 95. Evolución del pH durante el compostaje de Lodos de EDAR con poda y el secado de lodos sin estructurante.

La evolución de la conductividad (Figura 96) también fue analizada, aunque del análisis de su evolución no es posible extraer ninguna conclusión dado el comportamiento errático de la variable estudiada. En condiciones normales, el proceso de compostaje evoluciona hacia un estado con menor concentración salina que se traduce en menor conductividad. Tan solo los lodos compostados con poda parecen tener una evolución a la descrita anteriormente y análoga a los anteriores expuestos.

En cuanto a la humedad (Figura 97), la mezcla con poda es la que evoluciona más rápidamente hacia la sequedad, sobre todo en las últimas 7 semanas donde la mezcla se secó de forma extraordinaria, óptimo para el proceso de afino en mesa densimétrica pero poco ventajoso para la maduración del producto. La materia orgánica (Figura 98), también fue analizada pero no mostró diferencias significativas entre tratamientos.

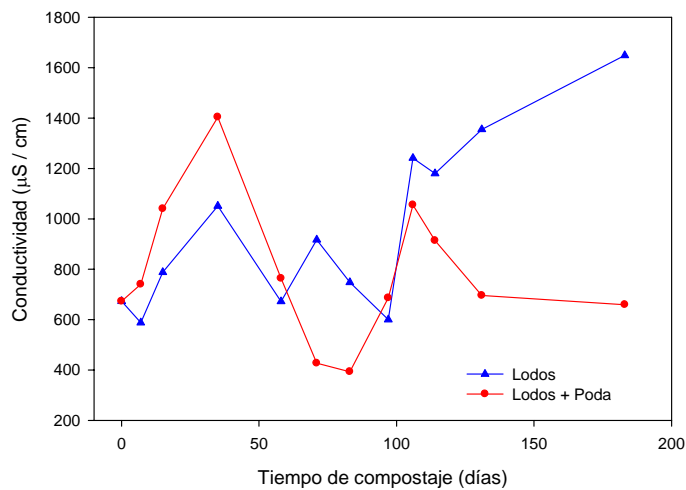


Figura 96. Evolución de la conductividad durante el compostaje de Lodos de EDAR con poda y el secado de lodos sin estructurante.

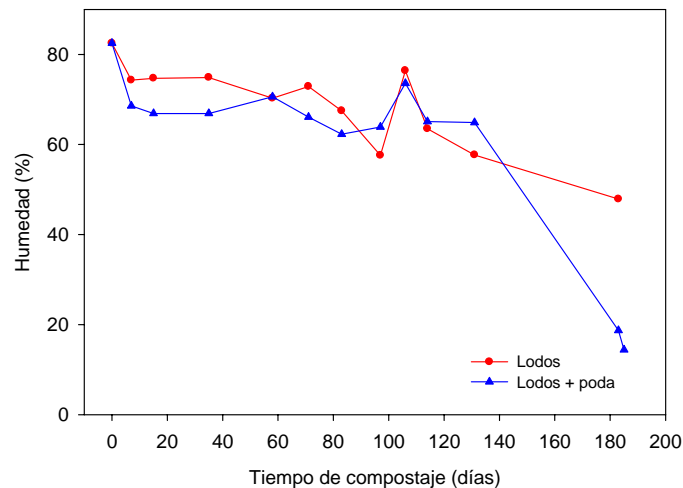


Figura 97. Evolución de la humedad durante el compostaje de Lodos de EDAR con poda y el secado de lodos sin estructurante.

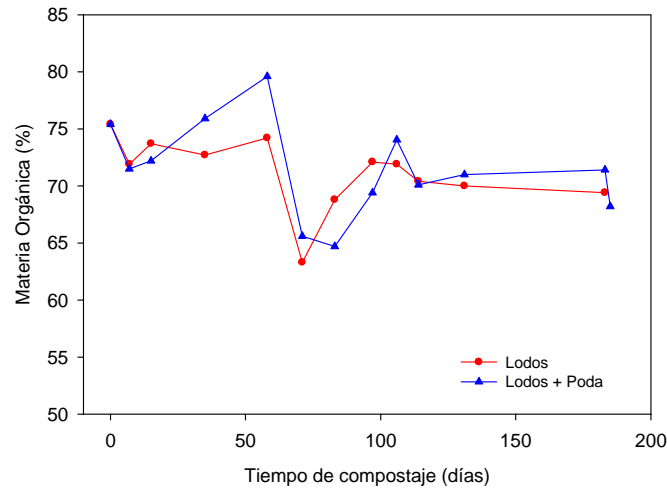


Figura 98. Evolución de la Materia Orgánica durante el compostaje de Lodos de EDAR con poda y el secado de lodos sin estructurante.

De acuerdo a Chen y colaboradores (1993), se han estimado las longitudes de onda de 280, 465 y 665 nm como interesantes para el estudio de la evolución del proceso de compostaje. Un empardecimiento de los extractos acuosos supondría una mayor absorbancia a estas longitudes de onda que se observa a medida que evoluciona el proceso de secado y compostaje. Sin embargo esta medida pierde fiabilidad con este tipo de sustrato en la medida de evaluar la estabilidad del producto generado y esto queda constatado en el hecho de que ambos tratamientos tienen resultados que no son significativamente diferentes (Figura 99), aunque sí que ambos evolucionan hacia un mayor empardecimiento. Tanto la medida de la absorbancia a 465 y 665 nm, que son equivalentes (Figura 100), como el cociente E4/E6, la integral bajo el espectro de absorción en el rango 200-800 nm. que también fueron analizados, resultaron poco significativos y no suministraron información adicional.

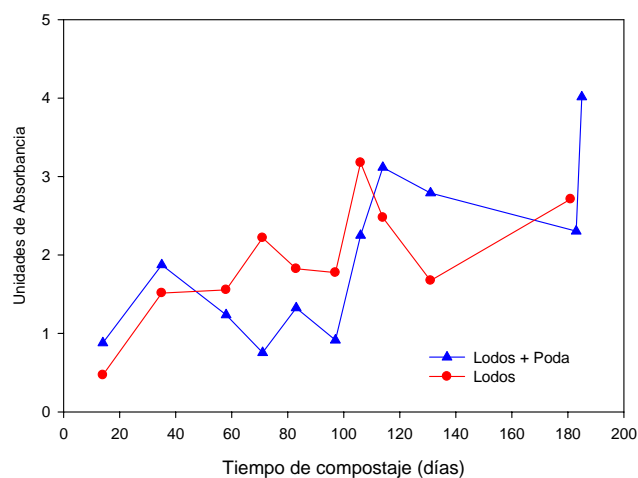


Figura 99. Evolución de la absorbancia a 280 nm. para los lodos de EDAR compostados con poda y lodos secados.

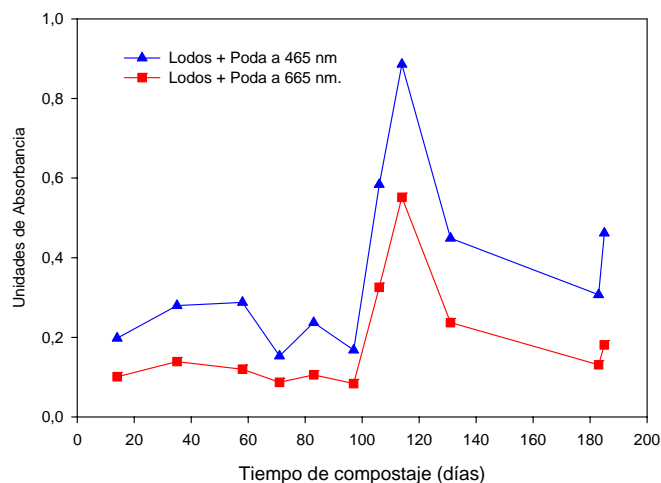


Figura 100. Evolución de la absorbancia a 465 y 665 nm. para los lodos de EDAR compostados con poda.

La carga orgánica en los extractos acuosos evoluciona en el sentido contrario al esperado, esta determinación pone de manifiesto que en el tratamiento están favorecidos los fenómenos de disgregación física, frente a la digestión biológica. Figura 101. Por ello la extracción de compuestos solubles es menos eficaz al principio del proceso de compostaje y va mejorando con el tiempo de acuerdo a la disgregación física del lodo. Por eso la extracción, a igualdad de tiempo de contacto, en este caso no es representativa.

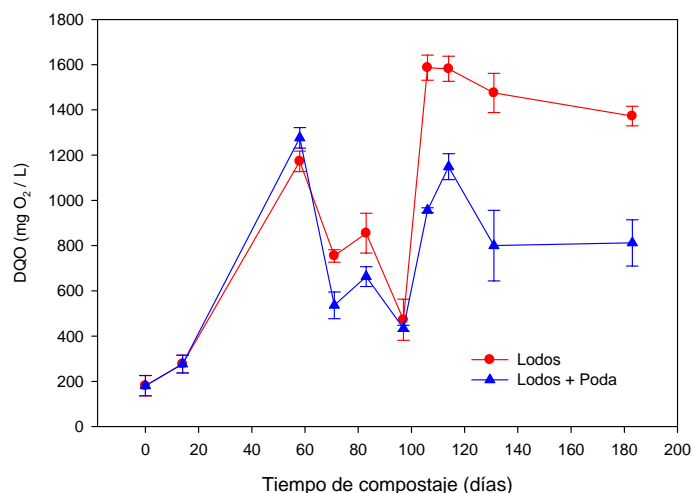


Figura 101. Evolución de la DQO de los extractos acuosos durante el compostaje para los dos tratamientos estudiados.

Otra determinación análoga a expuesta anteriormente es el estudio de la carga orgánica mediante la determinación del carbono total en los extractos acuosos. En la siguiente figura se ha representado la concentración de carbono orgánico disuelto, la evolución del contenido en carbono orgánico en los extractos acuosos atiende a los mismos patrones evolutivos que la DQO.

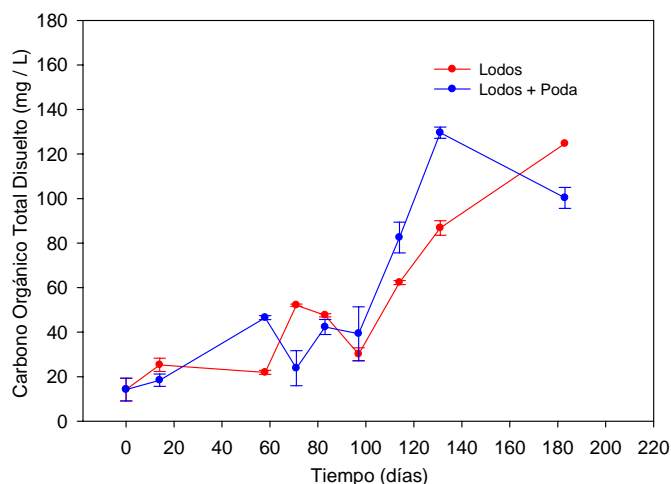


Figura 102. Formas de carbono disuelto en el extracto acuoso de lodos de EDAR compostados con poda.

En condiciones de actividad biológica intensa, la liberación de carbono inorgánico que procede de la respiración debería de incrementar su concentración en la mezcla, al menos durante las fases más activas (Figura 72). Habiendo visto por el resto de determinaciones que el proceso biológico está impedido en el secado de lodos, y ralentizado en el tratamiento de la mezcla con restos de poda, la evolución del Carbono Inorgánico que se detalla en Tabla 34 y Tabla 35, confirma que los tratamientos no han evolucionado correctamente.

Días de tratamiento	Carbono Total (mg/L)	C-Orgánico (mg/L)	C-Inorgánico (mg/L)
0	47.6 ± 2.3	14.2 ± 2.1	33.4 ± 2.6
14	55.5 ± 4.5	25.3 ± 3.0	30.2 ± 2.5
35	136.5 ± 17.2	64 ± 5.5	72.5 ± 1.7
58	67.5 ± 0.7	21.9 ± 0.9	45.5 ± 0.2
71	115.2 ± 8	52.1 ± 0.5	63.1 ± 1.1
83	91.8 ± 1.2	47.6 ± 0.7	44.2 ± 1.9
97	82.5 ± 0.5	30.1 ± 2.9	52.3 ± 2.4
106	191.9 ± 9.9	127.5 ± 8.4	64.3 ± 1.5
114	139.6 ± 0.1	62.3 ± 0.9	77.2 ± 0.8
131	158.7 ± 3.8	86.8 ± 3.3	71.9 ± 7.1
183	194.6 ± 1.0	124.7 ± 0.0	69.8 ± 0.9

Tabla 34. Formas de carbono disuelto en el extracto acuoso de lodos de EDAR secados tal cual.

Días de tratamiento	Carbono Total (mg/L)	C-Orgánico (mg/L)	C-Inorgánico (mg/L)
0	47.6 ± 2.3	14.2 ± 2.1	33.4 ± 2.6
14	50.7 ± 5.8	18.4 ± 2.8	32.2 ± 1.9
35	286.5 ± 24.7	241.8 ± 24.9	36.7 ± 3.3
58	95.8 ± 2.3	46.5 ± 0.9	49.3 ± 1.3
71	48.5 ± 9.4	23.8 ± 7.9	24.7 ± 1.4
83	64 ± 2.8	42.3 ± 3.4	21.7 ± 0.5
97	72 ± 2.2	39.3 ± 12.1	32.7 ± 9.8
106	153.9 ± 0.5	101.5 ± 2.7	52.4 ± 2.2
114	129.4 ± 5.4	82.5 ± 6.9	47.1 ± 1.5
131	162.6 ± 2.9	129.6 ± 2.5	32.9 ± 0.3
183	113 ± 6.3	100.3 ± 4.7	12.6 ± 1.4

Tabla 35. Formas de carbono disuelto en el extracto acuoso de lodos de EDAR compostados con poda.

El COT es una medida del contenido de carbono y no de la demanda de oxígeno del material orgánico, el COT no proporciona ninguna información respecto del estado de oxidación o del grado de biodegradabilidad de la materia orgánica, es decir, muestras con idéntico COT pueden ejercer un muy diferente efecto. La utilización de la DQO resulta más ventajosa. La relación DQO/COT pone de evidencia la diferencia de los materiales que se están degradando. Como se ha comentado en el apartado 5.1.1.4 una alta relación DQO/COT identifica mezclas donde el carbono está fundamentalmente reducido, y aquellas con baja relación DQO/COT corresponden con materiales donde predominan las formas de carbono oxidadas, más propias de los procesos de compostaje. En las siguientes Figuras puede observarse la diferencia entre ambos tratamientos, el compostaje con restos de poda arroja relaciones DQO/COT más bajas que las del proceso de secado de lodos tal cual, lo que indica que en este segundo proceso apenas ha existido una oxidación-mineralización de la materia orgánica.

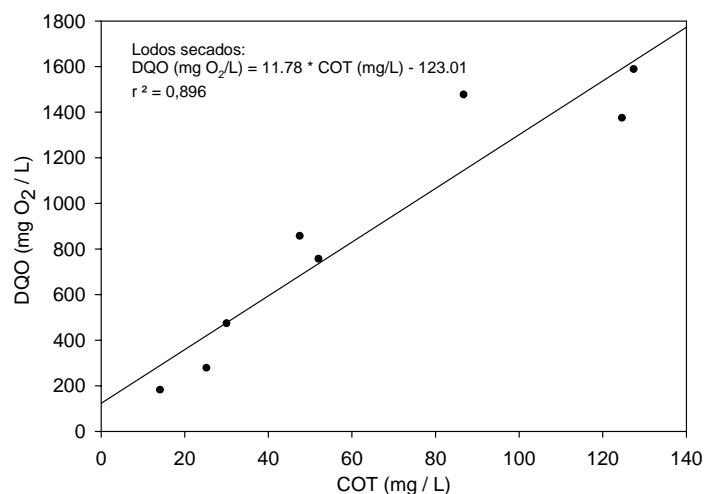


Figura 103. Relación entre DQO y COT en Lodos.

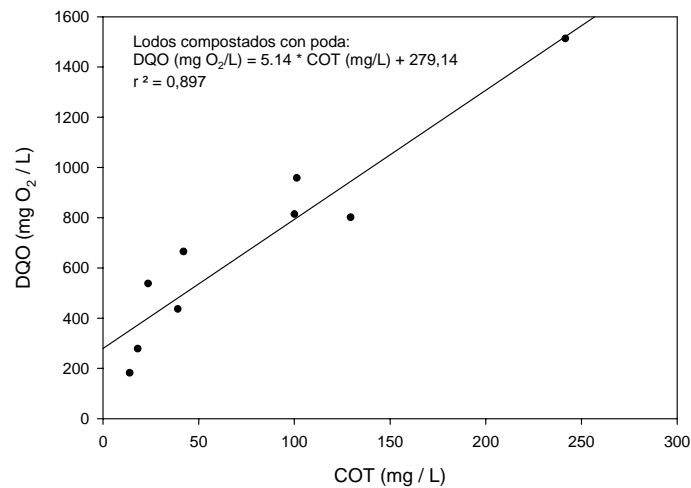


Figura 104. Relación entre DQO y COT en Lodos + Poda.

Es este uno de los principales problemas que atañe al tratamiento de lodos de EDAR o biosólidos, la carga orgánica disuelta, que acompaña a los lixiviados que se generan. Es evidente que en el proceso de compostaje o secado se generan cuantiosas cantidades de lixiviados que habrá que gestionar de la forma más eficiente posible. Durante el experimento, el tratamiento de este residuo líquido, que se genera en diferentes puntos del proceso, fue la evaporación.

5.1.4. Aplicación de técnicas respirométricas a la comparación de sistemas de compostaje.

Aunque existen numerosas tecnologías y sistemas de compostaje en el mercado uno de los métodos más comunes de restauración del oxígeno es el sistema de pilas volteadas periódicamente, mediante volteos mecánicos, en el que se ha profundizado en los apartados anteriores. Este sistema no requiere mucha tecnología pero hace que los tiempos de residencia en planta de los residuos a tratar sean largos hasta alcanzar el umbral de estabilización, rondando generalmente los cuatro meses de tratamiento.

Como alternativa se propone cada día más el tratamiento en sistemas cerrados, usando túneles de ventilación forzada para la primera etapa. Los túneles que se han estudiado en este apartado, permiten someter a condiciones controladas de temperatura y humedad al residuo durante un tiempo definido, con el objetivo de mantener las condiciones óptimas para la microbiota. Estos túneles requieren cierta sofisticación técnica, avanzada en el apartado 4.2.3, aunque no llegan a ser

especialmente costosos o difíciles de manejar. El objetivo de esta parte del trabajo es conocer qué efecto provoca un túnel de fermentación con ventilación forzada sobre la aceleración del proceso, en definitiva determinar o cuantificar la eficacia del proceso de compostaje utilizando estos reactores cerrados mediante las técnicas respirométricas.

Es de prever una aceleración en del compostaje por el control ejercido sobre las variables del proceso; principalmente por el reemplazo del aire. El control de la aireación permite establecer diferentes perfiles de temperatura que responden a las etapas de calentamiento, higienización, estabilización y enfriamiento.

Durante 140 días se compostaron dos pilas de aproximadamente 140000 Kg de FORSU procedente de municipios del Sur de la Provincia de Sevilla y de composición muy parecida a la FORSU de la ciudad de Córdoba. Se introdujo una de las pilas de residuos durante 14 días en un túnel cerrado, mientras que otra se acumuló en el exterior sin tratamiento alguno, a partir de las dos semanas recibieron un tratamiento paralelo, del tipo pilas volteadas, hasta su refinó a los 75 días. Posteriormente se mantuvieron en maduración hasta su comercialización.

La evolución de las temperaturas alcanzadas por la pila introducida en el túnel se representa en la Figura 105. Durante los 14 primeros días la temperatura no bajó de los 50°C donde actúan los microorganismos termófilos. La higienización del producto fue la correcta alcanzándose temperaturas superiores a 60°C durante más un día, llevada a cabo por microorganismos termófilos. El máximo (70 °C) refleja que a pesar de ser muy alto, dista bastante de los 77°C que alcanza una pila normal de FORSU (Ver Figura 106) debido a que las condiciones en el túnel son de aireación controlada y se previene que la temperatura suba de forma descontrolada (Koenig *et al.*, 1996 y 2000). Cabe destacar que la temperatura alcanzada por la pila FORSU de Córdoba, que también recibió un tratamiento de pilas volteadas tipo windrow (Figura 52), también fue extraordinariamente alta, 79°C, valores que responden al escaso control que se ejerce sobre estas pilas en los momentos de máxima actividad biológica.

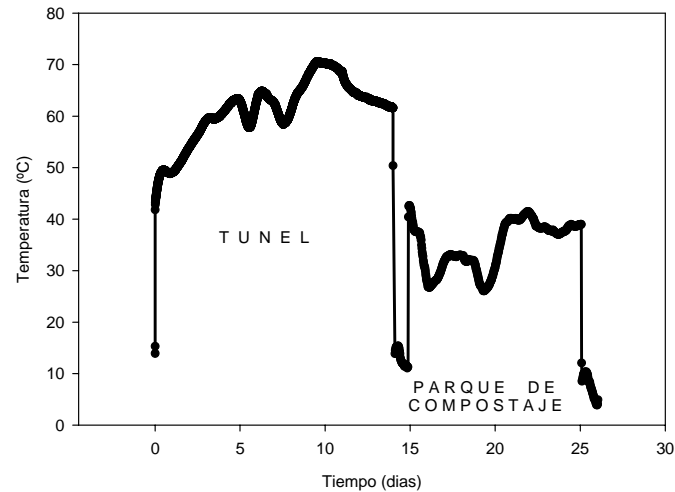


Figura 105. Compostaje de la Fracción Orgánica de Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) en la planta de compostaje de Estepa con tratamiento en túnel.

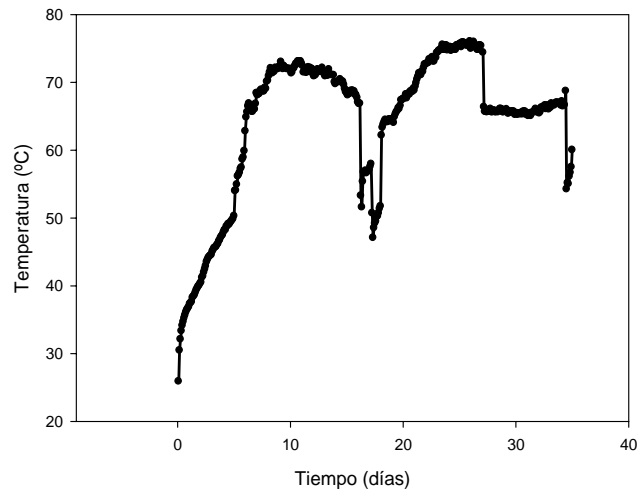


Figura 106. Evolución de la temperatura del material sometido exclusivamente a volteos mecánicos

Esta diferencia de comportamiento es consecuencia de un balance entre los aportes (debidos a la energía calorífica generada en la degradación biológica de la materia orgánica biodegradable, el calor sensible del gas de entrada y el calor sensible y latente del vapor de agua entrante) y las pérdidas (el calor que se retira con el gas de salida, el utilizado para calentar y evaporar el agua y el que se pierde por conducción, convección y radiación) (Mason y Milke, 2005). Los términos de este balance no juegan el mismo papel en ambos procesos.

Así, en el túnel, la recirculación parcial de aire de salida (a mayor temperatura que el de entrada) y la menor pérdida de calor por conducción (ya que las paredes del túnel

dificultan esta pérdida) deberían favorecer el incremento de temperatura en la masa del material que se está comportando. Sin embargo, la aireación forzada que se provoca para asegurar una buena oxigenación aumenta notablemente las pérdidas de calor por convección (en comparación con lo que ocurren en los sistemas abiertos). El resultado neto depende de los valores de consigna que fijemos en el túnel, pero suele operarse en condiciones tales que no se alcancen temperaturas por encima de los 60°C-70°C.

La menor temperatura alcanzada en túneles frente a la que se logra en sistemas abiertos no implica una menor intensidad de degradación y por tanto una menor generación de calor, sino que, como se ha indicado, se debe a una mayor velocidad de extracción del calor generado. De hecho, la ausencia del déficit de oxígeno como factor limitante permite suponer una mayor degradación en los túneles que en los sistemas abiertos, aunque no se alcancen temperaturas mayores (Adani *et al.*, 2002). Parece evidente que el descenso de temperatura que se observa en la segunda mitad de los ciclos en los sistemas abiertos se debe al agotamiento del oxígeno disponible, ya que un nuevo volteo, y por tanto reaireación, provoca un nuevo incremento de la temperatura a altos valores. Sin embargo, en los túneles, el descenso de temperatura se debe probablemente al agotamiento de la materia orgánica más fácilmente biodegradable.

Es importante notar la velocidad de adaptación a estas condiciones, estando ausente una etapa mesofílica o de adaptación de la microbiota. Sin embargo, en condiciones de apilamiento a la intemperie dicha etapa de calentamiento de la masa dura 3-4 días. Una vez que el residuo sale del túnel posee cierta estabilización que queda patente por las temperaturas alcanzadas en el parque de Compostaje o eras de estabilización (Figura 105), las cuales son sensiblemente inferiores a las alcanzadas en el túnel y a las de la pila de FORSU montada en paralelo, que todavía posee una intensa actividad biológica pasados los 14 días (Figura 106).

La temperatura de higienización del producto se alcanzó con ambos tratamientos. Pasadas las dos primeras semanas de fase activa, el proceso de maduración se desarrolla en rango mesofílico para la pila con tratamiento en túnel (hasta 42°C), mientras que la pila que no se ha tratado en túnel, todavía desarrolla etapas en rango termofílico (hasta 77°C).

No puede concebirse el túnel como un sistema de tratamiento único, ya que el material que sale del túnel no es estable y los microorganismos mantienen su actividad degradativa en las eras de volteo. Así pues, parece evidente que el sistema de compostaje ha de ser mixto, o en su defecto, el tiempo en túnel debería ampliarse significativamente.

Como en apartados anteriores, se han realizado ensayos respirométricos (SOUR) de autocalentamiento y determinaciones de parámetros físico-químicos (C/N, absorbancia, etc.) para ver cual de estas variables refleja mejor la evaluación del proceso.

5.1.4.1. Resultados respirométricos

Haciendo una comparación de la Fracción orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos de este experimento con la recogida en la ciudad de Córdoba (apartado 5.1.1), la $VECO_{max}$ denota una mayor biodegradabilidad para los residuos estudiados en este apartado, procedentes de zonas rurales del Sur de la Provincia de Sevilla. El valor de $VECO_{max}$ para los residuos de la provincia de Sevilla fue de $56.8 \pm 7.5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, valor mucho mas alto que el encontrado para la capital Cordobesa ($31.4 \pm \text{mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$). Un hecho que puede responder a diferentes hábitos o costumbres, sistemas de recolección, factores estacionales, factores culturales.

En la Figura 107 se representa la evolución de la Velocidad específica de Consumo de Oxígeno para muestras de 14, 90 y 140 días, observándose la tendencia a la baja de la $VECO_{max}$ conforme avanza el proceso.

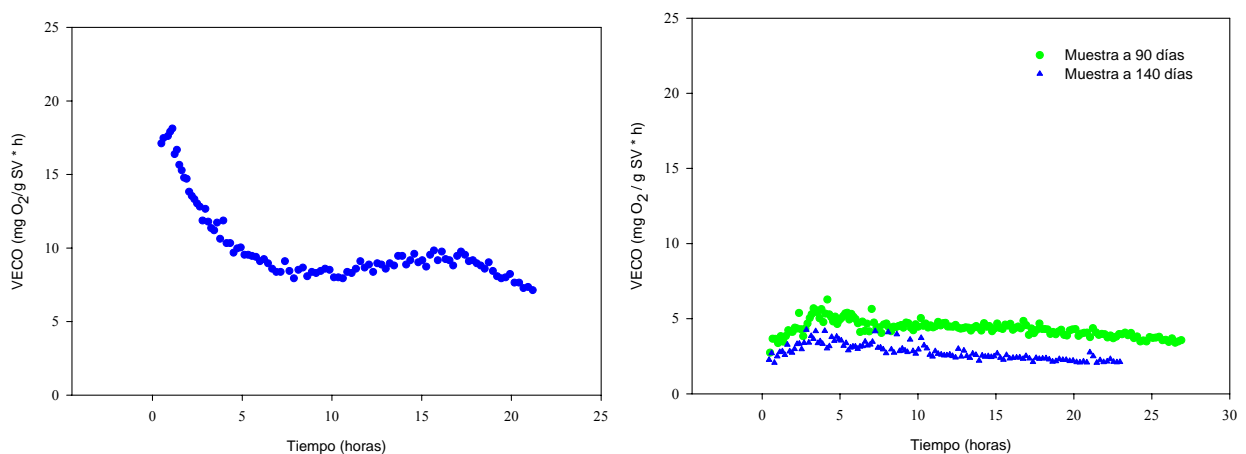


Figura 107. Evolución de la VECO para la FORSU de Estepa con tratamiento en túnel a los 14, 90 y 140 días.

Las diferencias entre el residuo fermentado en el túnel y el sistema de volteo simple son de nuevo visibles cuando comparamos el consumo de oxígeno (Figura 108). El residuo que ha pasado por el túnel, 14 días, muestra un consumo horario de oxígeno aproximadamente la mitad que el residuo que ha sido apilado.

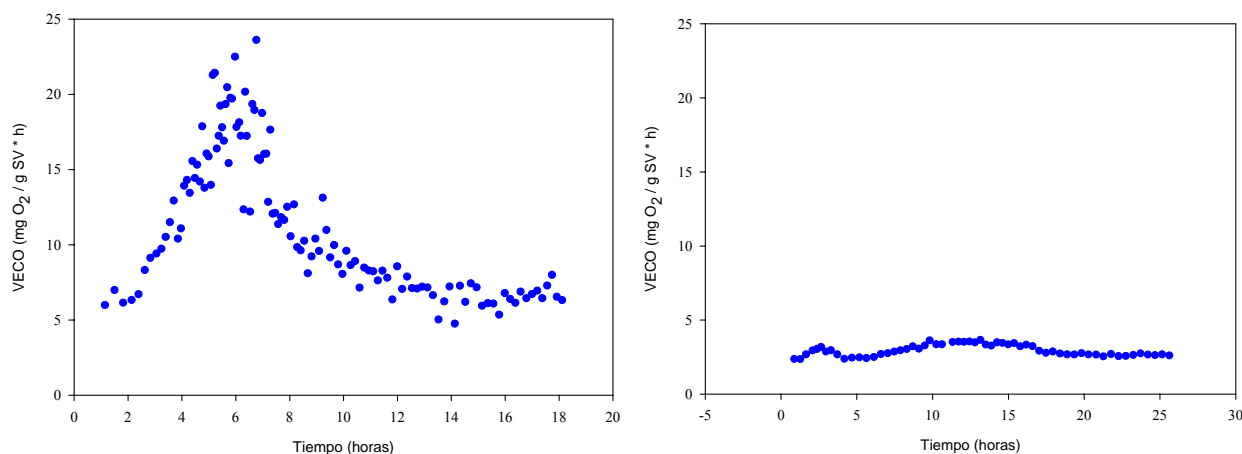


Figura 108. Evolución de la VECO para la FORSU de Estepa sin tratamiento en túnel a los 14 días (izquierda) y 140 días (derecha).

Si centramos nuestro estudio en un parámetro más fácilmente comparable como la $VECO_{max}$ tenemos como resultado la Figura 109, en la que se ha representado el valor que alcanza dicha variable en los dos sistemas conforme avanza el tiempo de tratamiento. El sistema de fermentación con ventilación forzada es capaz de reducir la biodegradabilidad, medida a través de la $VECO_{max}$ en los primeros 14 días en un 70% del que presenta la FORSU inicial, mientras que en condiciones de aireación pasiva se reduce en un 40%.

$VECO_{max}$ (mg O ₂ · gSV ⁻¹ · h ⁻¹)	Con túnel	Sin túnel
FORSU inicial	56.8 ± 7.5	56.8 ± 7.5
14 días	17.1 ± 1.5	33.9 ± 0.4

Tabla 36. Reducción de la biodegradabilidad medida por la $VECO_{max}$ según el sistema empleado.

Al ajustar todas las muestras en el periodo de 140 días a una cinética de primer orden, se observa que la cinética de degradación en el caso del túnel es más rápida, más del doble ($k = 0.0295 \text{ d}^{-1}$), que en el caso de la pila volteada ($k = 0.0157 \text{ d}^{-1}$). En el caso de la FORSU fermentada en túnel considerando como bueno el ajuste realizado, podemos estimar que el proceso se haya completamente estabilizado en torno a los 119 días, tiempo en el cual la $VECO_{max}$ sería $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ - valor que como

hemos adelantado se acepta por la comunidad científica como de muy buena estabilización - mientras que en el otro caso (sin túnel) se necesitarían 300 días para alcanzar dicho valor. En la figura adjunta, se representan los valores experimentales de la máxima velocidad de consumo de oxígeno encontrada en los test respirométricos y los ajustes correspondientes a una cinética de primer orden.

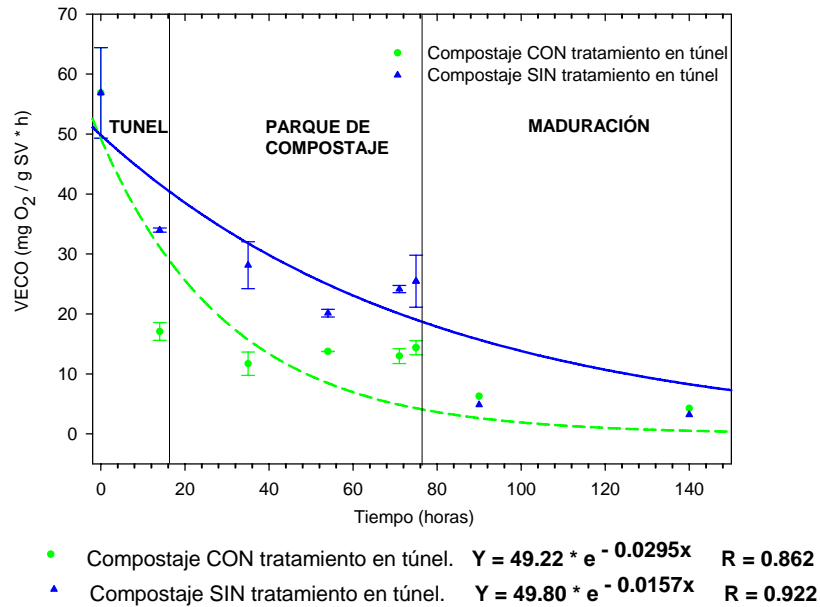


Figura 109. Comparativa de la $VECO_{max}$ durante el compostaje de FORSU en la planta de Estepa para dos pilas con distinto tratamiento.

Análoga tendencia de degradación se ha encontrado para la evolución del Consumo Acumulado a las 20 horas CAO_{20} (Figura 110) que, como ya se comentó para los experimentos anteriores muestra el inconveniente de que tiene mayor dispersión en los datos.

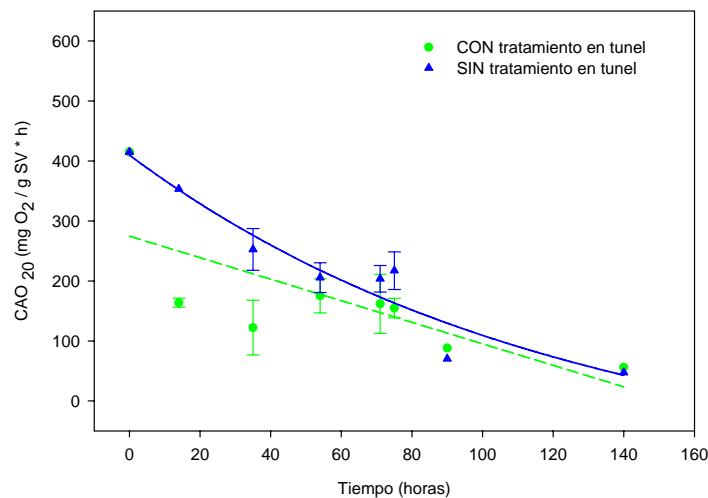


Figura 110. Comparativa de la evolución del CAO_{20} durante el compostaje de FORSU en la planta de Estepa para dos pilas con distinto tratamiento

5.1.4.2. Test de Autocalentamiento.

Que la actividad degradativa haya sido más intensa dentro del túnel que fuera, queda reflejado cuando sometemos a un ensayo de autocalentamiento a muestras que tienen el mismo tiempo de fermentación pero con distintos tratamientos (Figura 111). Mientras que la muestra que ha pasado por el túnel no pasa de los 45 °C ($43.9\text{ °C} \pm 1.8\text{ °C}$), la muestra que no ha recibido tal tratamiento, alcanza los 60°C ($60.6\text{ °C} \pm 5.2\text{ °C}$), típicos de una FORSU inicial (Figura 56).

El sistema mixto con túneles de ventilación forzada durante las dos primeras semanas de tratamiento muestra ser eficiente desde el principio como indica la Figura 111. De acuerdo a los cinco niveles de estabilidad propuestos por Brinton y colaboradores (1995), la FORSU que fue tratada en túnel ($\Delta T = 25\text{ °C}$) puede clasificarse, después de este tratamiento, como de tercera clase de estabilidad, es decir, con un incremento sobre la temperatura de control de entre 20°C y 30°C, denominándose; “*material todavía en descomposición o compost activo*”. Por el contrario, la FORSU que fue tratada en pilas volteadas ($\Delta T = 44\text{ °C}$) se clasifica como de segunda clase de estabilidad (incrementos entre 40°C-50°, “*inmaduro, compost muy activo*”).

La temperatura máxima alcanzada en el test de Autocalentamiento es significativa de la actividad potencial del residuo y ha de advertirse que es muy parecida a la que alcanza el residuo en la propia pila de compostaje, de ahí que pueda utilizarse la temperatura alcanzada en el vaso Dewar como la temperatura de proceso (Dios *et al.*, 2002).

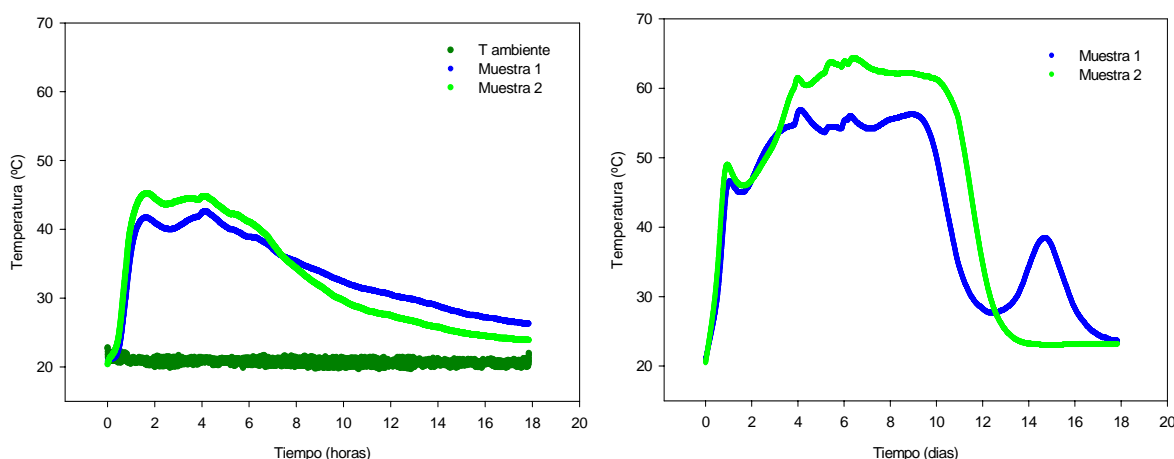


Figura 111. Autocalentamiento para dos muestras fermentada durante 14 días en túnel (izquierda) y 14 días en pila (derecha).

Cuando las pérdidas de calor superan al calor generado por la oxidación biológica de la materia orgánica fácilmente biodegradable, la temperatura desciende con forma de hipérbola negativa. Esta tendencia se repite en los procesos industriales de compostaje (Dalzell *et al.*, 1981) debido fundamentalmente al agotamiento de la materia fácilmente biodegradable y al bloqueo o dificultades de difusión de oxígeno.

Estudiando la T_{\max} con respecto al tiempo en 4 muestras tomadas antes del refino observamos una tendencia bien diferente para cada sistema (Figura 112). En primer lugar hay que recordar que en el caso de la FORSU de Córdoba no se observaron cambios significativos en la T_{\max} hasta pasados los 80 días (Figura 57), manteniéndose Temperaturas máximas en torno a 60 °C. Igual tendencia encontramos en el caso del residuo que ha pasado por el túnel hasta los 70 días, pero en este caso la temperatura media se mantiene en torno a los 42°C, desde el mismo momento de la salida del túnel. No se ensayaron muestras después del refino por lo que es difícil conocer la tendencia posterior, que es de suponer sea similar a la razonada en el apartado 5.1.1.2. Si bien es cierto que el túnel provoca una aceleración en la degradación de la materia orgánica, dicha tendencia se ve ralentizada una vez situado en las eras de estabilización, tiempo durante el cual el residuo que no ha pasado por el túnel realiza un compostaje clásico de las pilas volteadas, llegándose al cabo de 70 días al mismo termino (41.7 °C), es decir, semejante estabilidad, al menos aparentemente y considerando tan solo este test.

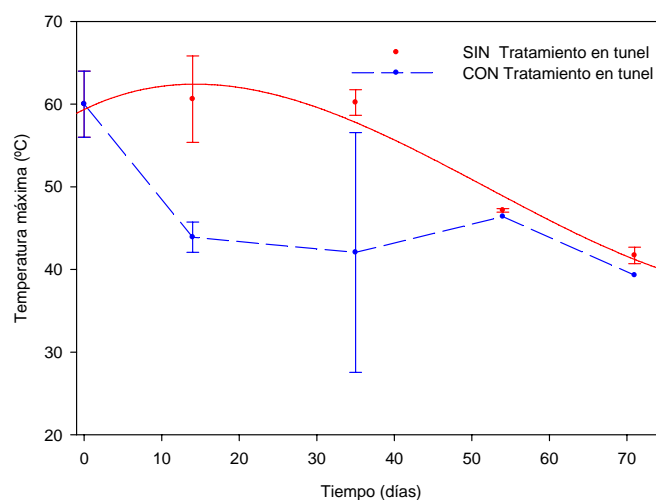


Figura 112. Evolución de la Temperatura Máxima en el Autocalentamiento en la Planta de Compostaje de Estepa en pilas con distinto tratamiento.

5.1.4.3. Otros métodos de medida de la estabilidad biológica.

El compost producido en ambos casos posee una mas baja capacidad de fertilización nitrogenada que el compost producido en la capital cordobesa, (1.5% frente al 2.5%) pero semejante al producido por los municipios del Sur de la Provincia de Córdoba. La relación C/N se encuentra por debajo de 20, lo que también pone de manifiesto la estabilización del residuo, si bien es cierto que la relación C/N inicial no era mucho mayor y por tanto el descenso ha sido cuantitativamente menor. Tampoco han existido perdidas evidentes de nitrógeno en ninguno de los dos sistemas de tratamiento (Tabla 37).

Parámetro	FORSU inicio	En Pilas Volteadas exclusivamente	Con túneles de aireación forzada
Humedad (%)	48.4	40.6	21.4
Materia orgánica (% s.m.s)	46.5	48.4	43.7
N-Kjeldhal (% s.m.s.)	1.5	1.5	1.7
C/N	24.6	18.7	14.8
pH	6.4	8.1	8.3
DQO Cr ₂ O ₇ ⁼ (mg/L)	356.3	557.2	624.2
COT (mg/L)	166.0	359.0	258.0

Tabla 37. Caracterización del material inicial (FORSU) y el compost afinado producido con diferentes sistemas.

Humedad:

Es de advertir que la mezcla de residuos se empobrece drásticamente en agua a partir del primer mes, lo que ralentiza sobremanera las reacciones biológicas. Así pues, en el afino el requerimiento legal para la humedad no se cumple (la humedad debe estar entre el 30% y 40% de acuerdo el Real Decreto 824/2005. Ver Tabla 37). Aunque la modificación de esta variable es de fácil reparación, se ha detectado que es una deficiencia que se puede extrapolar al resto de procesos y plantas de compostaje de nuestra región, y es que, las necesidades técnicas impuestas por la mesa densimétrica en el proceso de afino y las presiones en la gestión de los residuos, obligan a los gestores a maximizar los rendimientos del proceso de afino bajando el contenido de humedad, progresivamente.

La pila mantiene humedad hasta el día 60, razón por la cual se mantiene el proceso degradativo durante mas tiempo, mientras que con túnel la humedad cae drásticamente a los 14 días, ralentizando estos procesos degradativos.

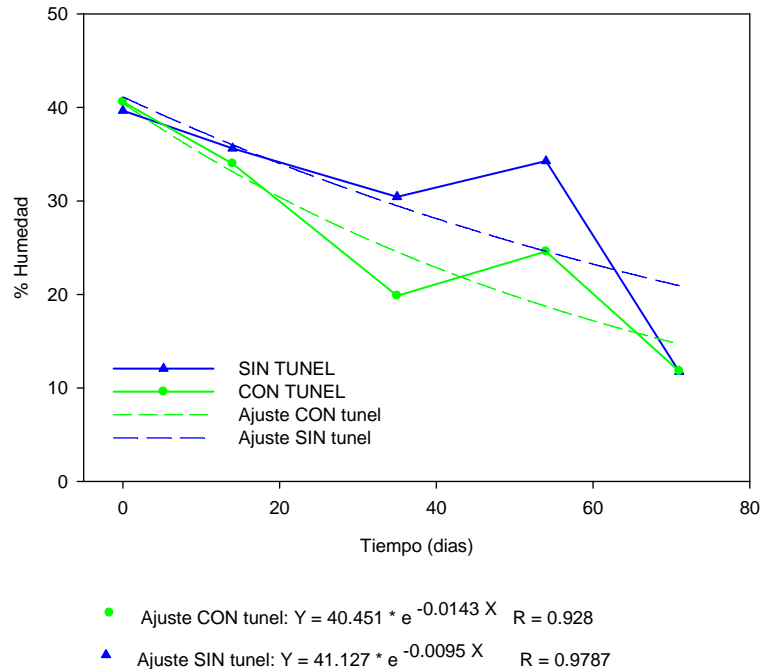


Figura 113. Evolución de la Humedad durante el compostaje de RSU con distintos tratamientos. Planta de Compostaje de Estepa.

El pH:

En cuanto a la evolución del pH, se puede decir que es la normal de un proceso de compostaje clásico (Tabla 38), destacando que siempre la pila que tuvo el tratamiento en túnel ha estado por encima y manteniéndose casi estable desde su salida del túnel, mientras que la pila volteada sigue evolucionando al alza hasta valores similares de estabilidad media y alta. La diferencia de pH es más significativa a la salida del túnel (14 días), como ocurre con la $VECO_{max}$, T_{max} , Materia Orgánica total. El perfil de esta evolución responde al descrito por Dalzell (1981) con la excepción de que no se aprecia la fase previa de acidificación de la masa en los primeros días que debe ocurrir en los momentos de depósito, transporte y acopio de los residuos orgánicos desde los hogares hasta la planta de compostaje. Esta fase de disminución del pH además no es deseable para el proceso ya que podría inhibir o dificultar el comienzo de la fase termofílica (Reinhardt, 2002).

Tiempo de compostaje	Pila volteada	Túnel de fermentación
0 días	6.48	6.48
14 días	7.58	8.25
35 días	7.32	7.63
71 días	8.01	8.47
75 días	8.13	8.33

Tabla 38. Evolución y comparativa del pH. Estepa, 2004.

La conductividad (Tabla 39) no supuso un factor limitante en la degradación de la materia orgánica porque se mantuvo por debajo de los 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el compostaje de FORSU que recibió tratamiento en túnel. Sin embargo la conductividad creció extraordinariamente en la pila de residuos sin tratamiento en túnel coincidiendo este muestreo con la fase en la que la masa de residuos comenzaba a secarse y la concentración de sales pudo aumentar poniendo en riesgo la velocidad del proceso. Una conductividad anormalmente alta, que sin embargo, no compromete la degradación. El valor de conductividad máximo ocurre a los 35 días, siendo muy superior a los anteriores, en rango de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y solo parece mejorar a partir del afino.

Tiempo de compostaje	Pila volteada	Túnel de fermentación
0 días	2240	2240
14 días	1800	1194
35 días	2790	2480
71 días	1572	1102
75 días	987	1346

Tabla 39. Evolución y comparativa de la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Estepa, 2004.

El contenido en materia orgánica:

Junto con la relación C/N, la evolución de la Materia orgánica ha sido el parámetro que ha caracterizado tradicionalmente a un proceso de compostaje (Muller et al., 1998). La materia orgánica, medida como sólidos volátiles, decrece en un orden de magnitud similar al de la humedad. Si bien, en esta caso el contenido en materia orgánica al final del proceso de compostaje si cumple los requerimientos legales del RD 824/2005 (materia orgánica total mayor al 35%).

Ajustándose a la ya mencionada cinética de primer orden, se repite que el parámetro de degradación k , relacionado con la velocidad del proceso, es casi el doble en el caso de que la FORSU haya pasado por el túnel de fermentación (Figura 114).

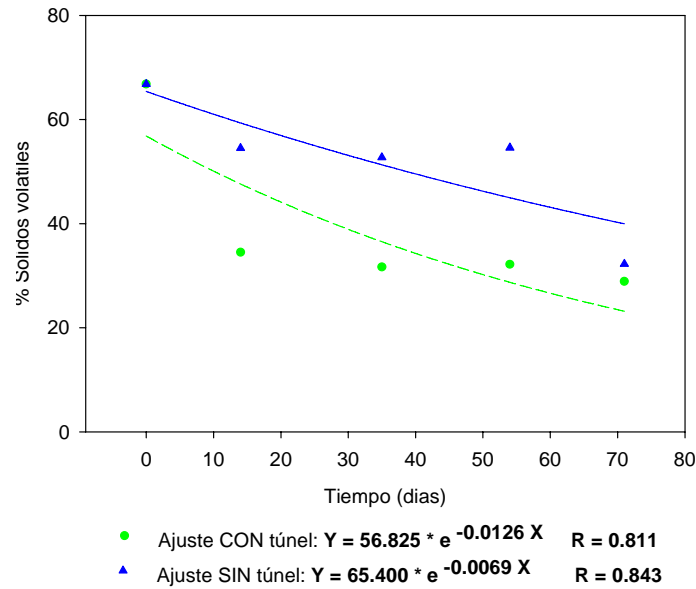


Figura 114. Evolución de la Materia Orgánica durante el compostaje de RSU con distintos tratamientos. Planta de compostaje de Estepa.

Otra forma manera de determinar el contenido de materia orgánica, aunque de forma indirecta, es la determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en los extractos acuosos o bien del Carbono Orgánico Total disuelto (COT).

Se ha determinado el contenido en DQO (Figura 115) como en apartados anteriores sin encontrar ahora un descenso exponencial como era de esperar en otros casos. Un análisis del COT pone de manifiesto resultados análogos, si bien la diferencia entre tratamientos no es tan acusada (Figura 116). Los valores de DQO y COT son similares a los encontrados en los experimentos anteriores con pilas volteadas para FORSU (5.1.1y 5.1.2) y lodos de EDAR (5.1.3) y a los expuestos por Mohedo (2002) lo que no permite sacar conclusiones evidentes de este tipo de test.

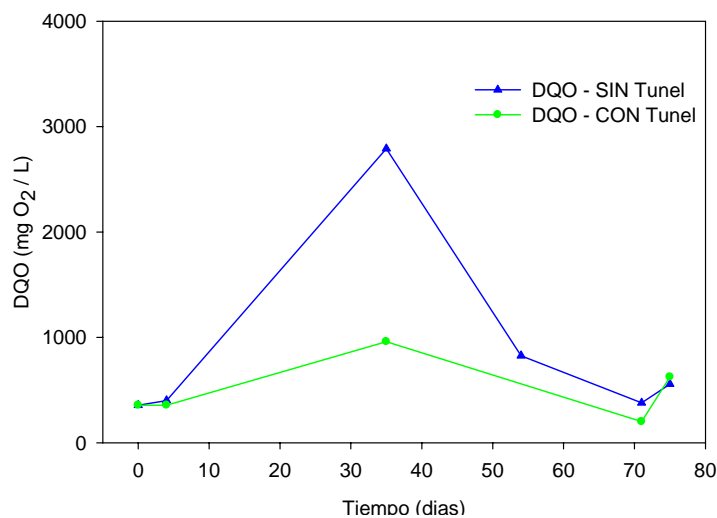


Figura 115. Comparativa de la evolución de la DQO durante el compostaje de una pila con tratamiento en túnel y otra con volteo simple durante 75 días. Planta de compostaje de Estepa.

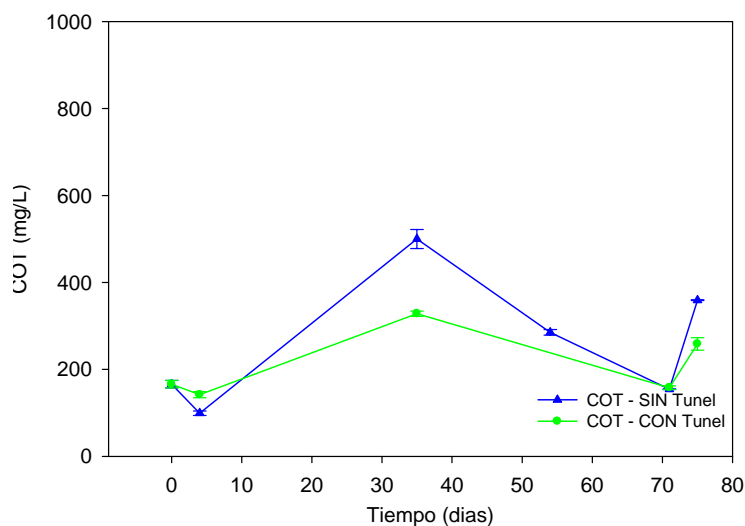


Figura 116. Comparativa de la evolución del Carbono Orgánico Total durante el compostaje de una pila con tratamiento en túnel y otra con volteo simple durante 75 días. Planta de compostaje de Estepa.

Como en apartados anteriores (5.1.1.4, 5.1.2.4 y 5.1.3.3), se ha relacionado el contenido de DQO con el contenido en carbono disuelto en el lixiviado, ya que mucha de la materia oxidable químicamente no responde a compuestos de carbono orgánico. A menor pendiente DQO/COT, mayor grado de oxidación de la materia orgánica y por tanto mayor mineralización de los nutrientes. En la Figura 117, se ha realizado esta relación lineal segregando los dos tratamientos que estamos estudiando. El estudio pone de manifiesto una mayor relación DQO/COT con respecto al residuo tratado en túnel (5.3 frente a 3.5), evidenciando que el primer tratamiento genera productos con alta concentración de compuestos reducidos y por tanto con todavía alta energía

disponible, cuantificable por otra parte con test de tipo respirométrico o de autocalentamiento.

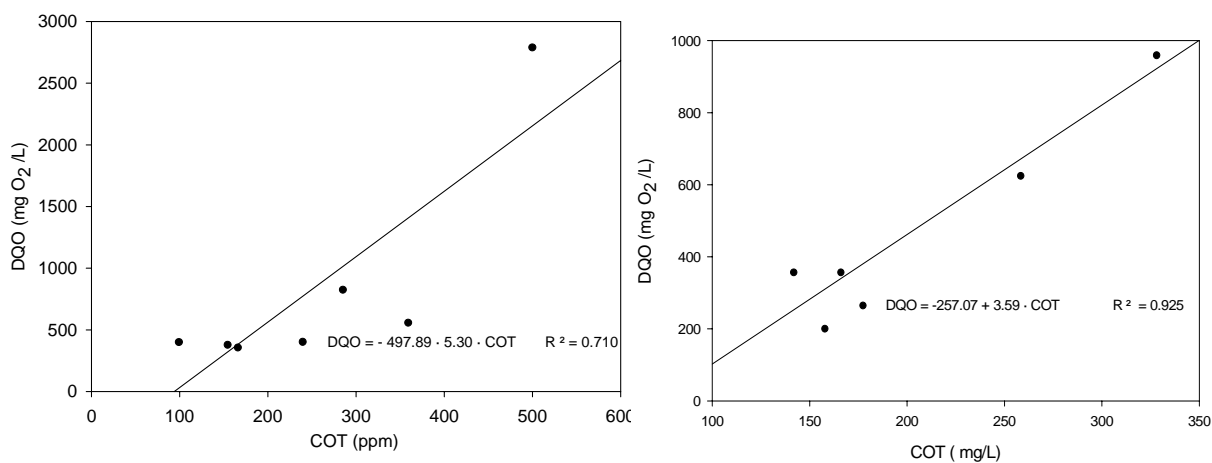


Figura 117. Relación entre DQO y COT en el tratamiento SIN túnel (izquierda) y el tratamiento CON Túnel (derecha).

A la luz de los resultados anteriores (Figura 73, Figura 87, Figura 103 y Figura 104) y los presentes, esta medida se demuestra válida para ver el estado de oxidación de la materia orgánica lo que nos puede dar una idea de la estabilidad del producto. Sin embargo, la necesidad de un gran número de muestreos a lo largo del proceso, y la necesidad de que se desarrolle gran parte del tratamiento para obtener resultados fiables, hacen que aunque la bondad del método sea adecuada, no pueda servir como un método para la monitorización de procesos.

Absorbancia de los extractos acuosos:

Por último, se quiere dedicar parte del estudio a seguir profundizando en la espectrofotometría como método para la determinación de la estabilidad, en concreto la absorbancia en el Ultravioleta-Visible de los extractos acuosos y que como hemos visto en los apartados 5.1.1 y 5.1.3 puede servir como medida de la estabilidad.

Un mayor pardeamiento de los extractos acuosos se corresponde con una mayor liberación de sustancias a la disolución y sobre todo de las llamadas sustancias húmicas (Tomati *et al.*, 2001), lo que evidenciaría superiores estadios de estabilidad.

En las Figura 118, Figura 119 y Figura 120 se muestran los resultados experimentales para la absorbancia medida a 280, 480 y 665 nm. Con este experimento se pone de manifiesto, de nuevo, que el método es medianamente sensible para discriminar mejoras en la estabilidad de la materia orgánica según los tratamientos aplicados (Véase Figura 118 y Figura 119) pero no goza de buena reproducibilidad para todas las medidas (Véase Figura 120), ni tampoco sirve para discriminar diferentes clases de estabilidad.

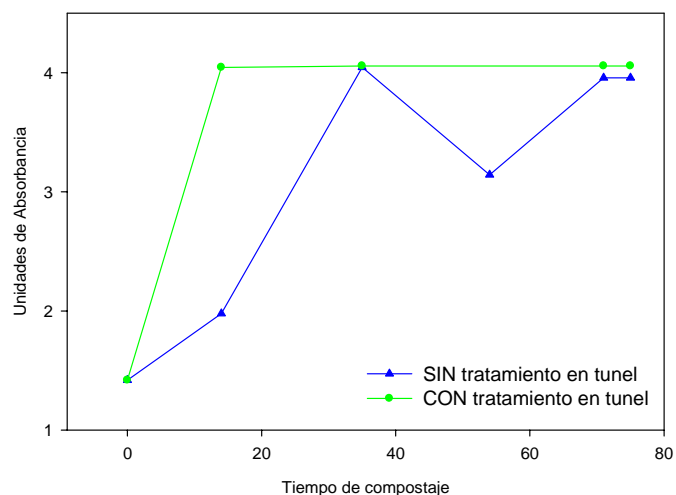


Figura 118. Evolución de la absorbancia a 280 nm para las dos pilas de compost con distinto tratamiento. Planta de compostaje de Estepa.

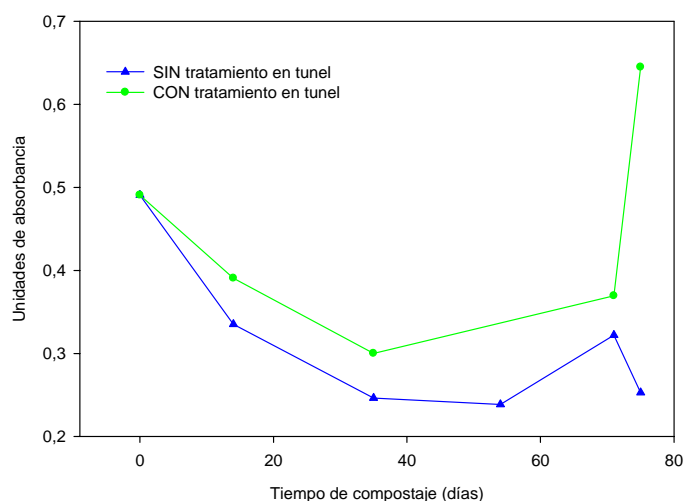


Figura 119. Evolución de la absorbancia a 480 nm para las dos pilas de compost con distinto tratamiento. Planta de compostaje de Estepa.

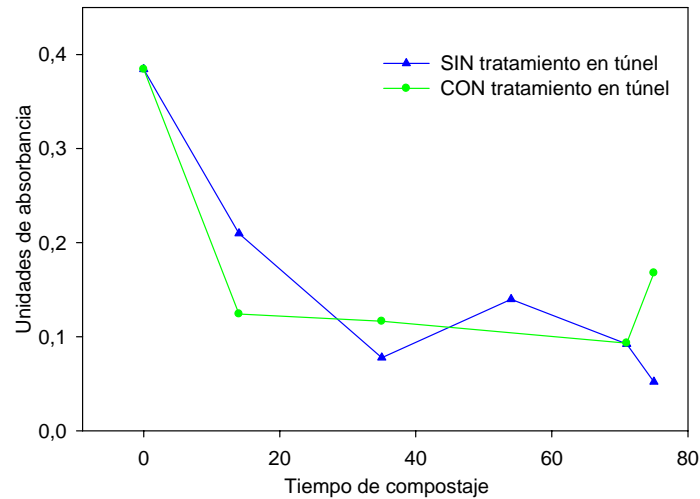


Figura 120. Evolución de la absorbancia a 665 nm para las dos pilas de compost con distinto tratamiento. Planta de compostaje de Estepa.

Una variable óptica más fue analizada, se trata de la longitud de onda a la que se alcanza la máxima absorbancia en el rango Ultravioleta-Visible estudiado. El estudio puso de manifiesto, que como en el caso de la FORSU de la capital cordobesa (apartado 5.1.1), la longitud de máxima absorbancia ocurre a 242 nm., y se estabiliza en dicho valor cuando los extractos acuosos se pardean, lo que está relacionado con la liberación de sustancias coloreadas (humus) al medio. Este estado se alcanza con mayor rapidez para el residuo que recibe el tratamiento en túnel, pues a la salida de dicho reactor (14 días) ya ha alcanzado dicho umbral de estabilización, mientras que las pilas necesitaran 40 días más para alcanzar similar estado. La poca sensibilidad de este estudio para determinar estadios de estabilidad posteriores desaconseja su uso.

Tanto la medida del cociente E4/E6, como de la integral bajo la curva que describe el espectrograma en el rango 200-800 nm., que también fueron analizadas, no arrojaron información adicional acerca de la estabilización del residuo.

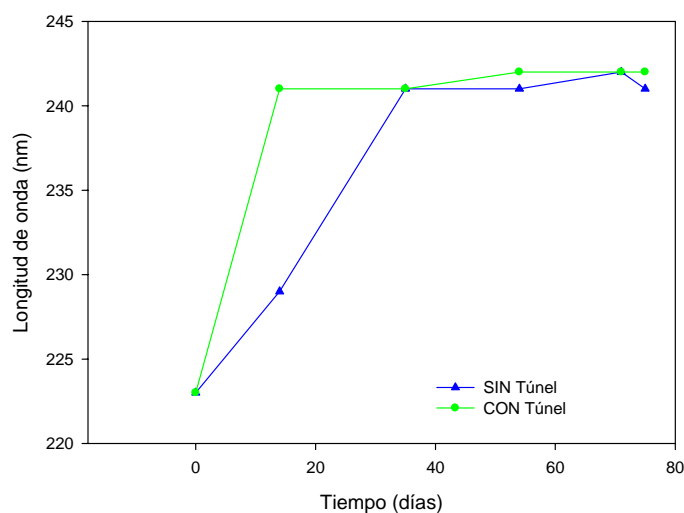


Figura 121. Longitud de onda a la que se alcanza la máxima absorbancia en el rango Ultravioleta-Visible (200-800 nm) para las dos pilas de compost con distinto tratamiento. Planta de compostaje de Estepa.

5.1.5. Discusión general de resultados.

En el intento de estudiar qué variable se comporta mejor para la evaluación de la estabilidad, la siguiente Tabla, pone de manifiesto que algunos de las variables estudiadas para la determinación de la estabilidad, evolucionan de distinta forma frente al tiempo de compostaje, a pesar de lo cual se pueden extraer conclusiones coincidentes de todos ellos. Los tres indican que la estabilización y madurez del compost no se consigue hasta pasados los 100-120 días de compostaje en sistemas de pilas volteadas. Es, no obstante, el ensayo respirométrico (determinación de la $VECO_{max}$) el que muestra una mayor reproducibilidad y correlación entre muestras, convirtiéndolo en un método fiable para la determinación de la estabilidad. El ajuste de las curvas con los datos experimentales confirma esta afirmación.

Nivel de estabilidad	Nivel 1 Baja	Nivel 2 Media	Nivel 3 Alta
$VECO_{max}$. ($mg\ O_2 \cdot g\ SV^{-1} \cdot h^{-1}$)	50 – 10	10 – 5	< 5
T_{max} . Autocalentamiento	60 - 55	55 – 40	< 40
Ensayo de germinación (% germinación en pimiento)	< 20%	20-50%	>50%
Tiempo de compostaje en pilas (días)	0 – 60	60 – 100	> 100

Tabla 40. Clasificación propuesta de niveles de estabilidad en función de los parámetros estudiados (Dios *et al.*, 2003a).

El Test de la VECO, o de la SOUR, es el que hasta ahora ha dado los mejores resultados para convertirse en el mejor indicador del proceso de estabilización. Toma valores iniciales característicos de cada residuo y cae exponencialmente hasta el final del proceso. La tendencia, lógica por otra parte, es tan grande que hace que el método sea muy sensible al cambio. Respecto a las ventajas e inconvenientes que muestra cada uno de los métodos, cabría destacar las siguientes:

	Ensayo Respirométrico	Ensayo de Autocalentamiento	Ensayo de Germinación
Duración de cada ensayo	2 – 3 días	7 – 10 días	40 – 45 días
Cualificación para su manejo	Alta	Media	Baja
Tecnología empleada	Alta	Media	Baja
Costes de la tecnología	Altos	Altos	Bajos

Tabla 41. Comparativa entre los distintos métodos de estabilidad estudiados

Respecto a la comparativa de los tratamientos para los lodos de EDAR se concluye que la adición de material estructurante favorece la aceleración del proceso de estabilización reduciéndolo más del 25 %. El método SOUR no solo es indicativo de la estabilización del compost sino que nos sirve también para comparar distintas formas de tratamiento y conocer la gestión más eficaz del residuo. Debido a que en un año se reciben 60000 Tm (80% Humedad) procedentes de la EDAR de la Golondrina en Córdoba, de las cuales aproximadamente la mitad se destinan a compostaje y la otra mitad a vertedero, la optimización y aceleración de los procesos de eliminación y tratamientos son fundamentales, de ahí el interés de este estudio.

En cuanto a los rendimientos obtenidos en cada tratamiento se han obtenido los siguientes. Debido a las pérdidas que ocurren durante la respiración (como anhídrido carbónico y vapor de agua) y por el alto contenido en impropios que acompaña a la materia orgánica desde el principio, que termina como rechazo al final de la fase de afino, los rendimientos son generalmente bajos, pero similares a los encontrados en Bibliografía (Mohedo, 2002 y Rosal 2007). El proceso llevado a cabo en la Planta de Córdoba es el que goza de un mayor rendimiento debido en parte al esfuerzo realizado en la recogida selectiva, que enriquece desde el principio del tratamiento la mezcla en materia orgánica.

	FORSU Córdoba (127 días)	FORSU Prov.Córdoba (75 días)	LODOS COMPOSTADOS (183 días)	LODOS SECADOS (183 días)
Peso inicio (Kg.)	28500	30650	71000	59000
Humedad(%)	33	50.8	74	82.5
Materia Orgánica (%)	59.4	39.4	74.3	75.4
Peso final (Kg.)	17500	18700	21300 (30%)	26000 (44.06%)
Humedad(%)	35.1	32.1	19	47.9
Materia Orgánica (%)	23.7	33.0	71.4	69.4
Refino (Kg.)	5850 (20.5%)	3200 (10.4%)	12000 (13%)	--
Humedad(%)	39.5	32.8	14	--
Materia Orgánica (%)	29.8	33.0	68.2	--
Rechazo (Kg.)	10870	14800	9300	--

Tabla 42. Rendimientos obtenidos para los 4 tratamientos estudiados.

Como conclusión parcial de este apartado se puede decir que obtener un Compost que cumpla las exigencias comunitarias que se anuncian será muy difícil, a no ser que se mejore radicalmente el proceso de recogida selectiva, el tratamiento de residuos urbanos o se opte por la mezcla del Compost con otros sustratos de bajo contenido metálico. A pesar de esta dificultad, el volumen de Compost que se va a generar en los próximos años obliga a hacer los esfuerzos necesarios en este campo para garantizar la producción de un Compost de Calidad, con una buena comercialización para su uso agronómico.

Estableciendo la velocidad de degradación de la materia orgánica:

Entre las utilidades que tienen los métodos respirométricos está la de determinar experimentalmente la velocidad de degradación de la materia orgánica y del compost k que han sido usualmente determinadas por medio de un balance de materia o conversión de sólidos volátiles (Mohee y White, 1997). En este trabajo se ha utilizado una cinética de primer orden de acuerdo a los modelos propuestos a partir de estudios respirométricos o basados en el consumo de oxígeno. La velocidad de degradación puede ser definida de la siguiente forma:

$$R_m = \frac{m_t - m_e}{m_0 - m_e} = e^{-k(x_1, x_2, \dots, x_n)t}$$

R_m representa la velocidad de degradación comprendida entre 0 y 1. Donde m_t es la masa del material orgánica biodegradable, m , al tiempo t y m_e es la masa que

remanente cuando ya no ocurren pérdidas de material. Keener (1993) introduce el concepto de equilibrio másico m_e para hacer referencia a la fracción de material orgánico que resta al final de un largo periodo de fermentación. Según esta definición coincidiría con toda la materia biodegradable. Esta expresión corresponde con una exponencial negativa donde, x_i representa el efecto de diferentes factores ambientales sobre el proceso. Sin embargo, en algunos casos, es posible encontrar una cinética de segundo orden en las primeras etapas de degradación.

El ajuste experimental de la $VECO_{max}$ a una cinética de primer orden nos ofrece una poderosa herramienta para indicarnos la mejor forma de operación en una planta de compostaje industrial de acuerdo al manejo, al sistema de compostaje, a la mezcla de los residuos o al tiempo de fermentación hasta que el compost es refinado.

La Figura 122 muestra el ajuste a una cinética de primer orden para un típico proceso de degradación de la materia orgánica muy similar llevado a cabo en tres plantas diferentes con 4 tratamientos diferentes. La planta de compostaje Et y Ep compostan idéntico residuo en dos sistemas diferentes, con túneles (Et) y sin túneles (Ep), la evolución de este proceso coincide con el estudio llevado a cabo en el apartado 5.1.4. La planta de compostaje C trabaja con un sistema de pilas volteadas y corresponde con el tratamiento estudiado en el apartado 5.1.1 mientras que la planta de compostaje M, también utiliza un sistema de pilas volteadas pero con menor frecuencia de volteo, coincide con el proceso estudiado en el apartado 5.1.2.

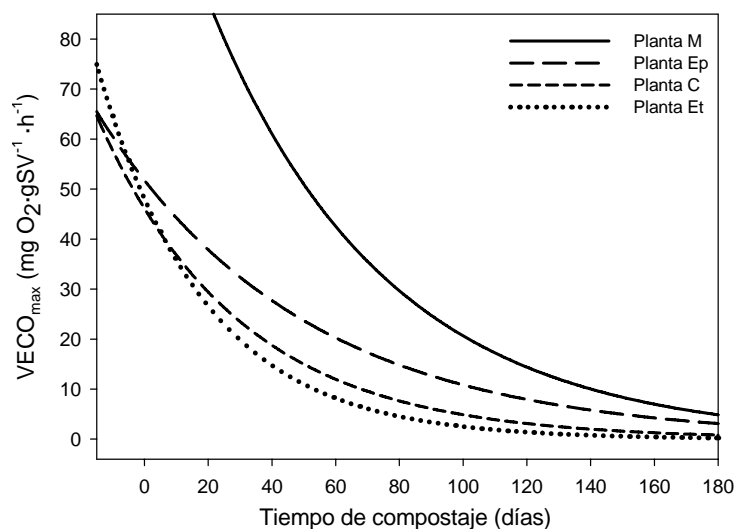


Figura 122. Evolución de la $VECO_{max}$ en diferentes procesos de Compostaje para la Fracción Orgánica de RSU.

Considerando el valor de $1 \text{ mg O}_2 \text{ gSV}^{-1}\text{h}^{-1}$ y la evolución de estabilidad ajustada a una cinética de primer orden según la ecuación expuesta ($Y = a \cdot e^{-k \cdot X}$), podemos encontrar diferencias significativas, en tiempo, para obtener un producto estable según el tratamiento aplicado (Tabla 43). Por ejemplo, el tiempo de estabilización puede estar en 130 días, como el previsto para la planta de compostaje *Et* usando túneles ventilados con la cinética de degradación mas alta encontrada ($k = 0.0295 \text{ día}^{-1}$) y 249 días para la misma materia orgánica, cuando usamos pilas volteadas incluso en la misma planta de compostaje (para *Ep*, $k = 0.0157 \text{ día}^{-1}$). En otros casos, puede encontrarse incluso tiempos de estabilización mayores, como el caso de la planta M, que composta la fracción orgánica de la mitad Sur de la Provincia de Córdoba y que trabaja con volteos periódicos cada quince días, en ésta, la estabilización del producto se consigue con 268 días (para la planta M, $k = 0.0181 \text{ día}^{-1}$).

Tratamiento	$k \text{ (día}^{-1}\text{)}$	R	Tiempo (días) para $\text{VECO}_{\text{max}} = 1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$
Planta C (Ver 5.1.1.)	0.0225	0.904	170
Planta M (Ver 5.1.2.)	0.0181	0.880	268
Planta Ep(Ver 5.1.4.)	0.0157	0.922	249
Planta Et (Ver 5.1.4.)	0.0295	0.862	130

Tabla 43. Parámetros de ajuste una cinética de primer orden para las cuatro plantas de compostaje estudiadas.

Los tiempos de estabilización, considerando el umbral mas bajo previsto, el de $1 \text{ mg O}_2 \text{ gSV}^{-1}\text{h}^{-1}$, pueden aumentar extraordinariamente en residuos como los lodos de depuradora estudiados en el 5.1.3., y que tienen tiempos de estabilización por si solos de 414 días ($k = 0.0106 \text{ día}^{-1}$) o de 360 días cuando se mezclan con restos de poda ($k = 0.0116 \text{ día}^{-1}$).

5.2. Estudio del Compostaje de FORSU y Poda en Milán (Italia). Estudio sobre la influencia del Tiempo de Residencia en túnel.

Visto en el capítulo anterior el comportamiento del test de biodegradabilidad o de determinación de la estabilidad mediante la determinación de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno, método SOUR, se hace necesario comparar dicha técnica con otra del tipo respirométrico. En este capítulo se estudia la utilización del método DRI (Dynamic Respiration Index) como método para la determinación de la estabilidad. Dicho método se compara con las determinaciones realizadas por el test de la SOUR en Italia, en un equipo de similares características al desarrollado por nuestro grupo de investigación.

Se estudiaron las variaciones de estabilidad durante el proceso de compostaje en túnel de la FORSU procedente de área metropolitana de Milán variando el tiempo de residencia en túnel; durante 9 días en túnel (en Sesto) o 24 días en este tipo de reactor (en La Spezia). Cada túnel se llenó con 190000 Kg de mezcla de residuos orgánicos y vegetales y una vez terminado este ciclo se dejó 40 días para su maduración (ver apartado 4.2.4., de Materiales y Método)

Las características de la materia prima para ambos experimentos fue lo mas parecida posible a pesar de proceder de diferentes localizaciones. En la Tabla 44 se muestra la caracterización química de la mezcla utilizada para el compostaje en las plantas de La Spezia y de Sesto.

	La Spezia	Sesto
pH	4.93 ± 0.04	5.18 ± 0.11
Carbono (%)	42.27 ± 0.83	42.49 ± 1.15
Nitrógeno (%)	1.58 ± 0.04	1.72 ± 0.18
Humedad (%)	53.3 ± 0	55.4 ± 0
Sólidos Volátiles (%)	75.08 ± 0	76.85 ± 0.11

Tabla 44. Caracterización de la materia prima en ambas plantas de compostaje.

En la Figura 123 se representa la evolución de la temperatura en el túnel con 24 días de residencia, alcanzándose temperaturas de higienización ($> 60^{\circ}\text{C}$) durante 13 días y superiores a 80°C durante 7 días. La concentración de oxígeno no bajo del 6 %, límite considerado umbral aeróbico para un óptimo compostaje (Joshua *et al.*, 1998).

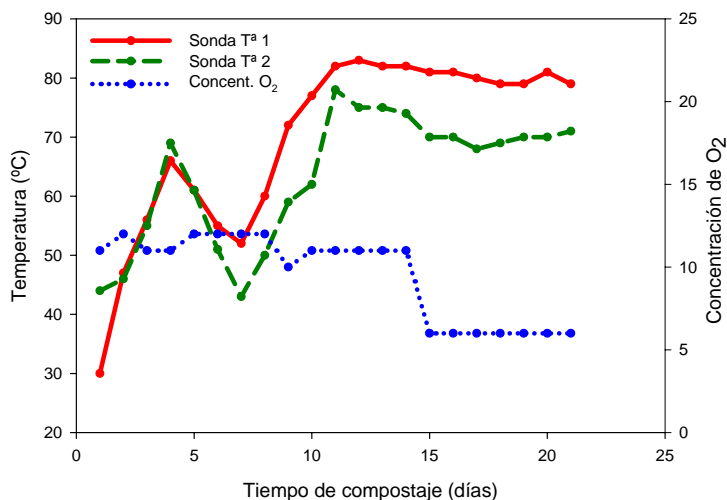


Figura 123. Evolución de la Temperatura y Concentración de Oxígeno durante la etapa de compostaje dentro del túnel. Planta de La Spezia.

5.2.1. Ensayo de respirometría SOUR.

En la Tabla 45 se muestra el valor de la VECO_{max} en $\text{mg O}_2\cdot\text{g SV}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ para cada una de las muestras. En ambos casos, el túnel, independientemente de su tiempo de residencia, consigue la reducción de la actividad en un 51%, siendo la degradación más lenta durante la etapa de maduración. Por tanto, según este ensayo podemos afirmar que no existen diferencias entre el material resultante si variamos el tiempo de residencia en el túnel.

	FORUSU inicial			Salida túnel			Madurado 40 días		
	R1	R2	Media	R1	R2	Media	R1	R2	Media
La Spezia (24 días)	9.13	10.25	9.69 ± 0.79	4.99	4.95	4.97 ± 0.03	3.87	5.89	4.88 ± 1.42
Sesto-Cologno (9 días)	15.67	14.35	15.01 ± 0.93	6.67	8.78	7.73 ± 1.49	6.28	6.20	6.24 ± 0.06

Tabla 45. VECO_{max} ($\text{mg O}_2\cdot\text{gSV}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) para cada muestra. Milán, 2004.

Los siguientes resultados muestran la evolución de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno para cada muestra que se hizo por duplicado. Es de advertir su buena reproducibilidad y la repetición en la forma de la curva.

En la primera columna se presenta la VECO de la Planta de Compostaje de *La Spezia* (24 días en túnel) y en la segunda columna la de *Sesto-Cologno* (9 días en túnel). Nótese como varía la $VECO_{max}$ con el tiempo de compostaje.

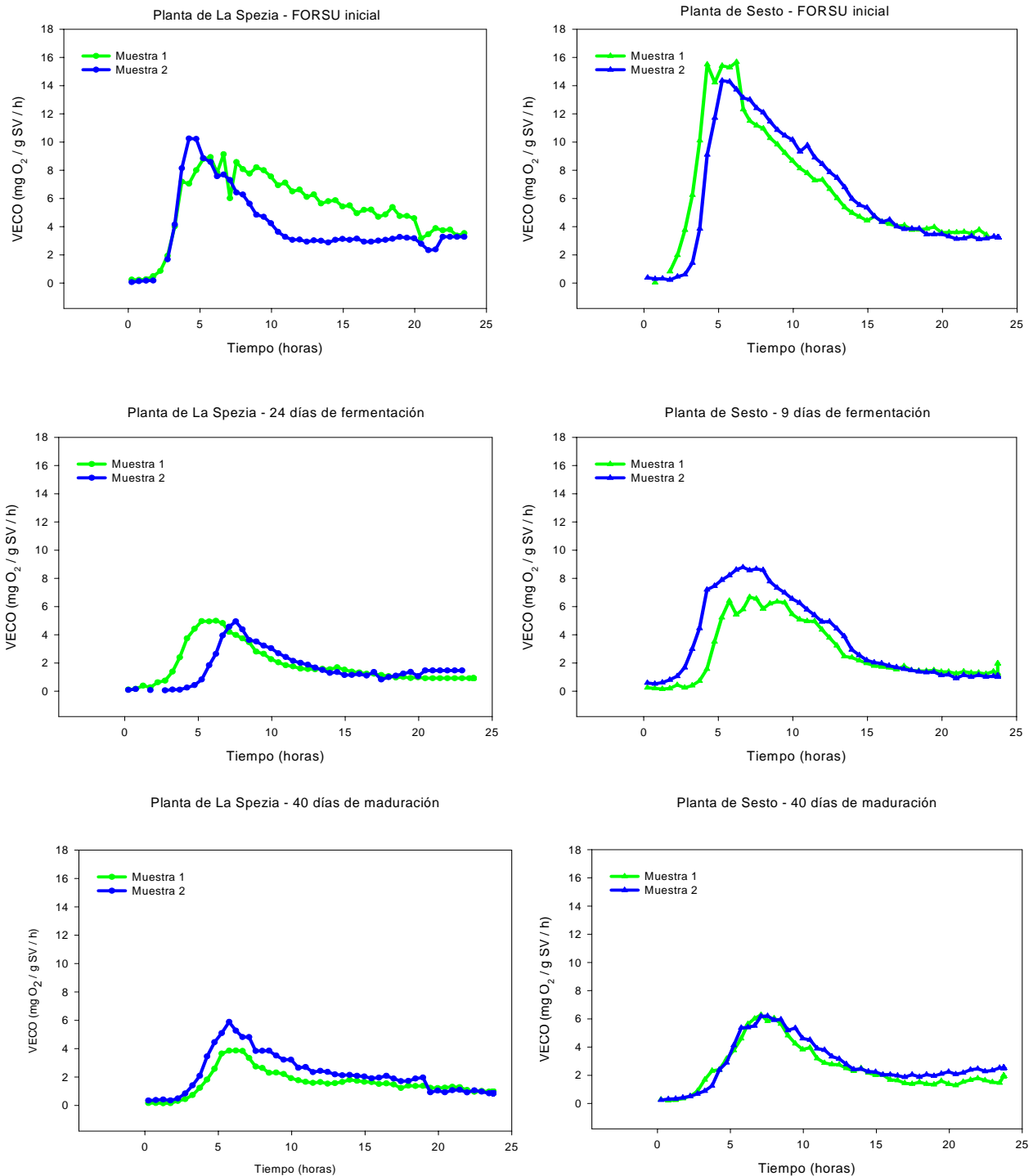


Figura 124. Evolución de la VECO para el residuo FORSU evolucionado al final de la etapa de fermentación y transcurridos 40 días de maduración para las dos plantas de compostaje comparadas.

5.2.2. Ensayo de respirometría DRI.

Durante la estancia en Milán se iniciaron los primeros experimentos con el equipo de respirometría dinámica DRI. La monitorización continua de la Temperatura, caudal de aire aportado y concentración de oxígeno proporciona información suficiente (Ver Figura 127 y Figura 128) de la marcha del ensayo. Como parámetros de control se puede utilizar:

- El Índice de Respiración Dinámico máximo (IRD_{max}).
- El Índice de Respiración Dinámico (IRD), que es la media de las 24 horas de máxima actividad (Apartado 4.5.3. de Material y Métodos)
- La temperatura máxima (T_{max}).
- La temperatura media de las 24 horas utilizadas en el cálculo del IRD (T_{IRD})

En la Figura 125 se representa la evolución del IRD y IRD_{max} , ambos parámetros podrían ser útiles para la evaluación del proceso. De la interpretación de los resultados se pueden extraer las primeras conclusiones parciales que deberán ser refrendadas por el resto de análisis realizados:

- Según el resultado del IRD, en los dos túneles, la materia orgánica se degrada mas rápidamente (mayor pendiente), por lo que a mayor tiempo de residencia, mas rápida será la estabilización.
- Según el IRD_{max} se aprecia que la FORSU compostada en los túneles de Sesto (9 días) no reduce su inestabilidad biológica, mientras que sí lo hace el residuo tratado en La Spezia, evolucionando con una pendiente muy similar al IRD.

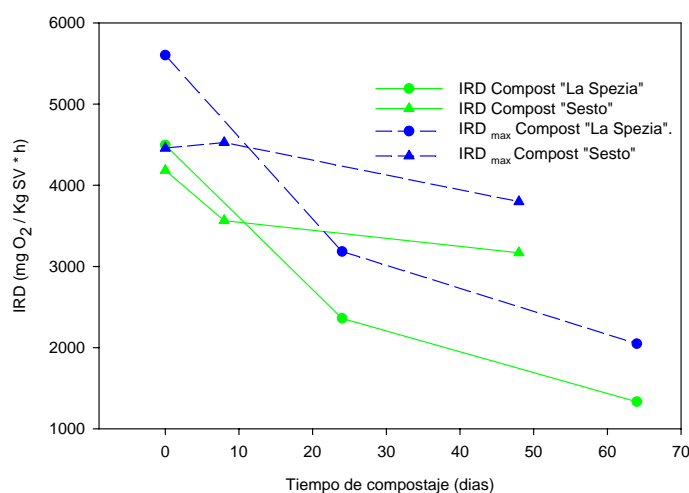


Figura 125. Comparativa de la evolución de IRD e IRD_{max} para el compost producido en la "La Spezia" y el producido en "Sesto".

En cuanto a la temperatura (Figura 126) podría hacerse el mismo razonamiento que con el IRD y el IRD_{max} , ya que al tratarse la T_{IRD} de una media de 24 valores estará menos influenciada por máximos en la temperatura que de hecho son menos frecuentes que los de consumo de oxígeno debido a la inercia térmica del proceso. Respecto a la Figura 126 se puede afirmar que:

- Según la Temperatura media de las 24 horas utilizadas para el cálculo del IRD (T_{IRD}^a) podemos afirmar que en la planta de Sesto incluso se pierde estabilidad en el residuo durante la etapa de maduración.
- El resultado de la variable T_{IRD} en la planta de La Spezia hace prever que la degradación continúe a la misma velocidad durante la etapa de maduración.
- Respecto a la Temperatura Máxima alcanzada en el reactor las conclusiones son análogas, pues los resultados son paralelos.

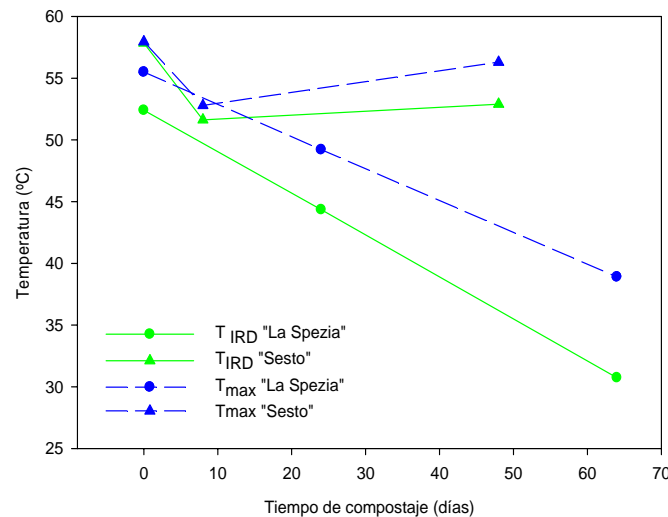
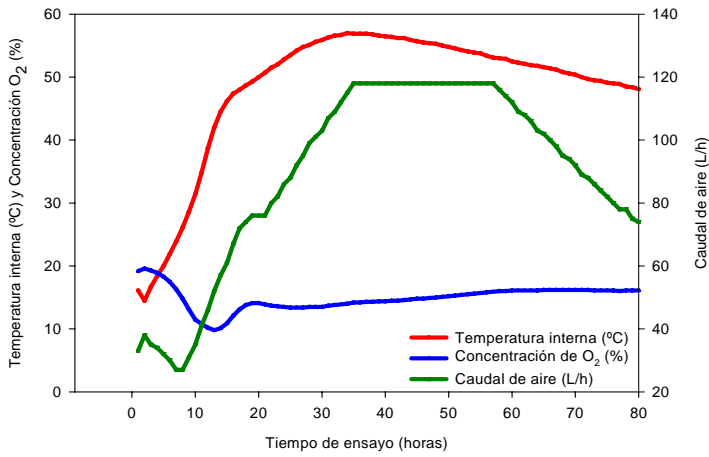


Figura 126. Comparativa de la evolución del T_{IRD} y T_{max} para el compost producido en la "La Spezia" y el producido en "Sesto".

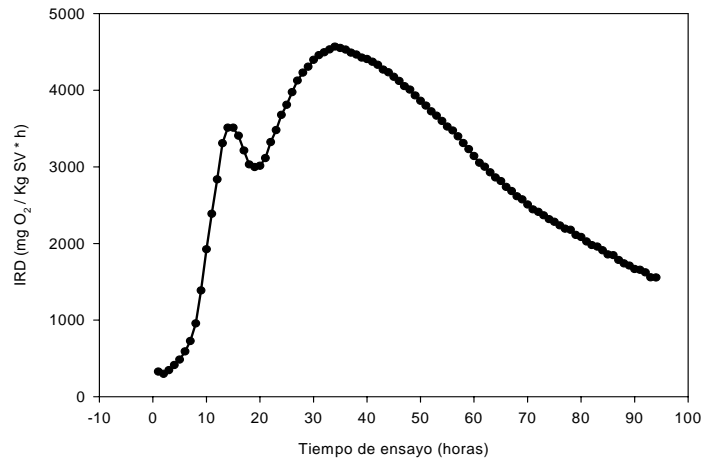
En cuanto a la eficiencia y velocidad del proceso, este ensayo demuestra diferencias notables en el caso de mantener durante más tiempo el residuo en túnel. Partiendo de un Índice de Respiración muy parecido, pasado igual tiempo, se consigue una mayor reducción en la actividad y el proceso avanza mejor en la etapa de maduración.

A continuación se presenta la evolución de las variables y resultado del ensayo.

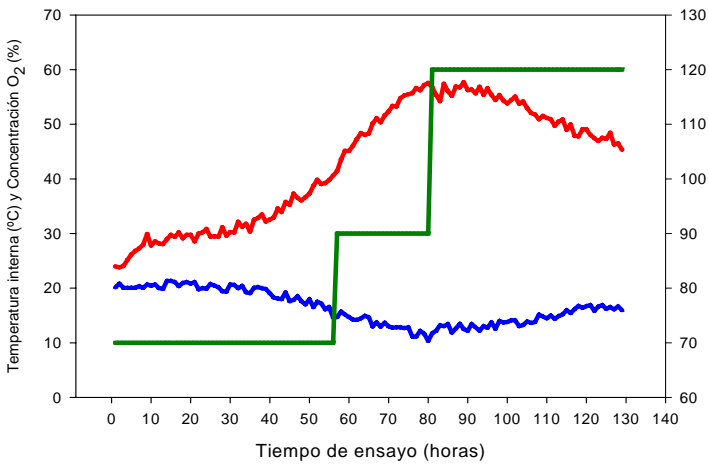
Evolución de las variables Temperatura, Concentración de Oxígeno y Caudal de aire aportado durante el ensayo. FORSU-Sesto (0 días).



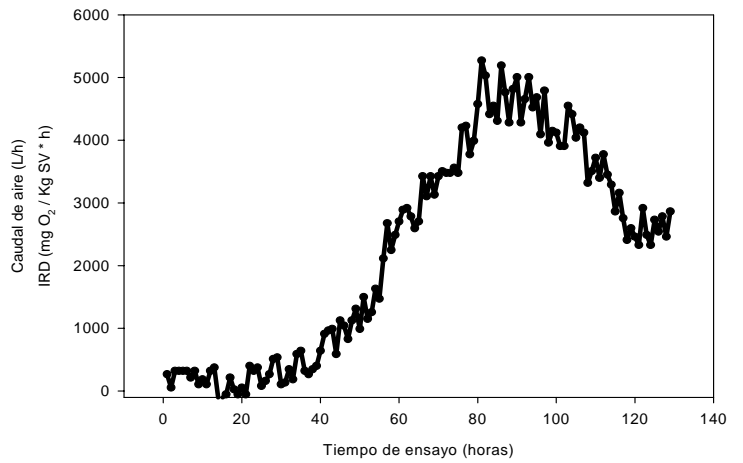
Evolución del Índice de respiración Dinámico durante el ensayo. FORSU -Sesto (0 días)



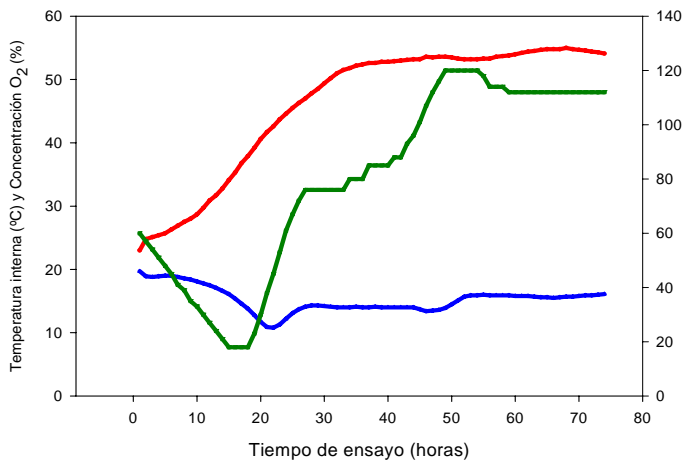
Evolución de las variables Temperatura, Concentración de Oxígeno y Caudal de aire aportado durante el ensayo. FORSU-Sesto (9 días).



Evolución del Índice de Respiración Dinámico durante el ensayo. FORSU-Sesto (8 días).



Evolución de las variables Temperatura, Concentración de Oxígeno y Caudal de aire aportado durante el ensayo. FORSU-Sesto (49 días).



Evolución del Índice de Respiración Dinámico durante el ensayo. FORSU-Sesto (49 días).

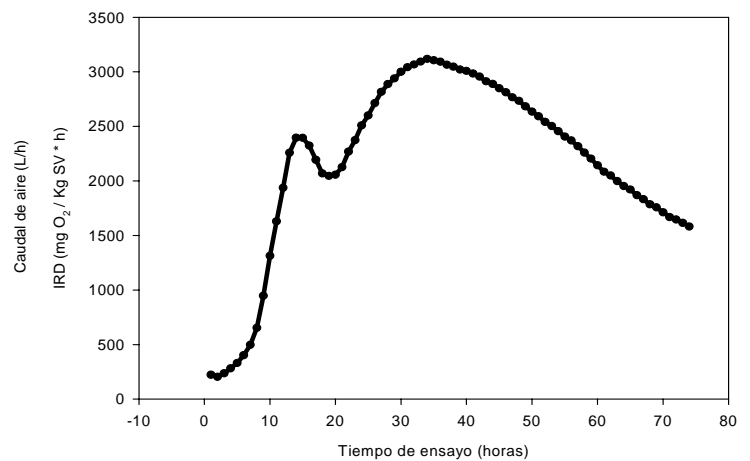
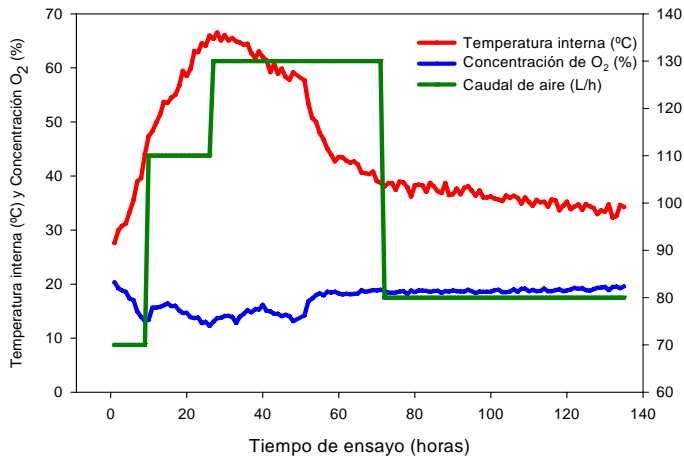
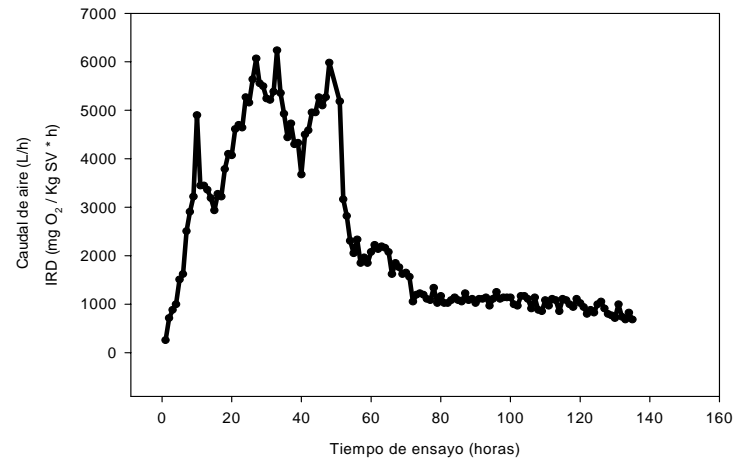


Figura 127. Evolución de las variables temperatura, concentración de oxígeno, caudal de aire y cálculo del IRD para la FORSU compostada en Sesto (3 muestras). Nótese el leve descenso de actividad en el túnel y la maduración (T_{max} y IRD_{max}).

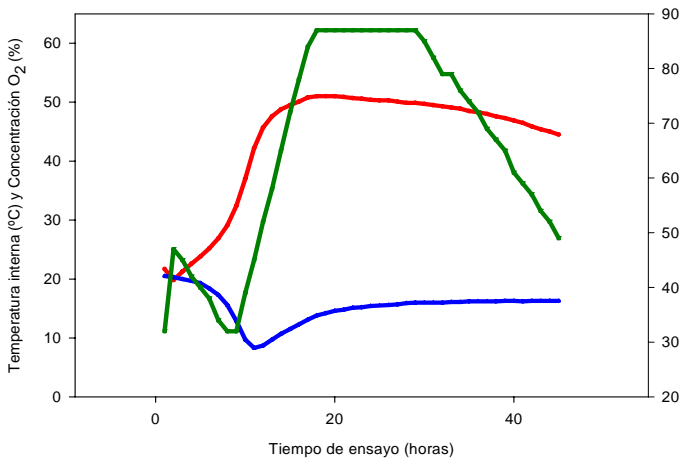
Evolución de las variables Temperatura, Concentración de Oxígeno y Caudal de aire aportado durante el ensayo. FORSU-La Spezia (0 días).



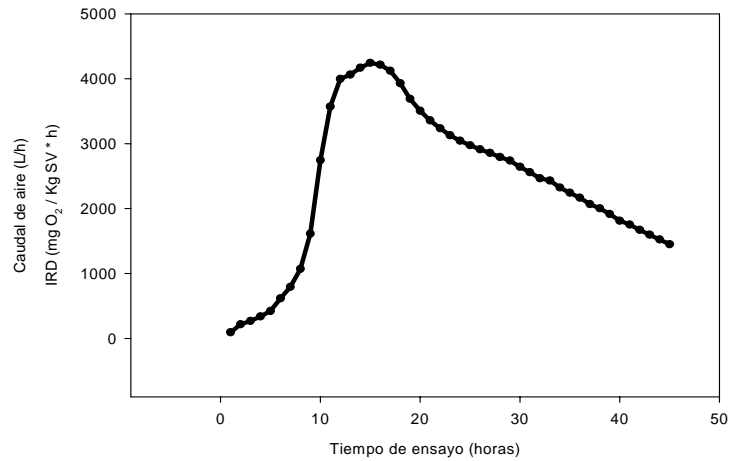
Evolución del Índice de Respiración Dinámico durante el ensayo. FORSU-La Spezia (0 días).



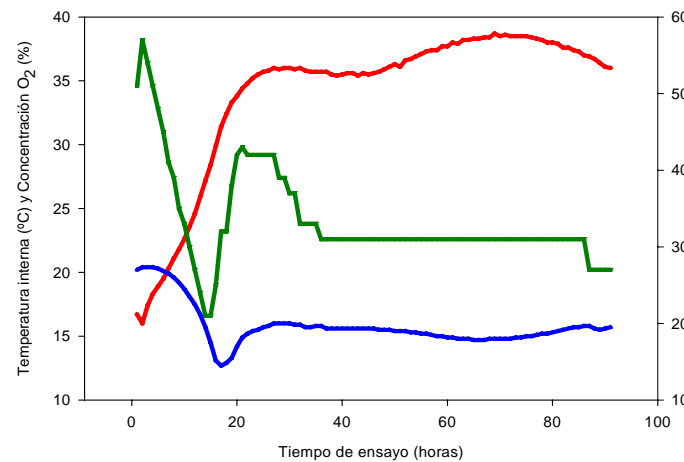
Evolución de las variables Temperatura, Concentración de Oxígeno y Caudal de aire aportado durante el ensayo. FORSU-La Spezia (24 días).



Evolución del Índice de Respiración Dinámico durante el ensayo. FORSU-La Spezia (24 días).



Evolución de las variables Temperatura, Concentración de Oxígeno y Caudal de aire aportado durante el ensayo. FORSU-La Spezia (64 días).



Evolución del Índice de Respiración Dinámico durante el ensayo. FORSU-La Spezia (64 días).

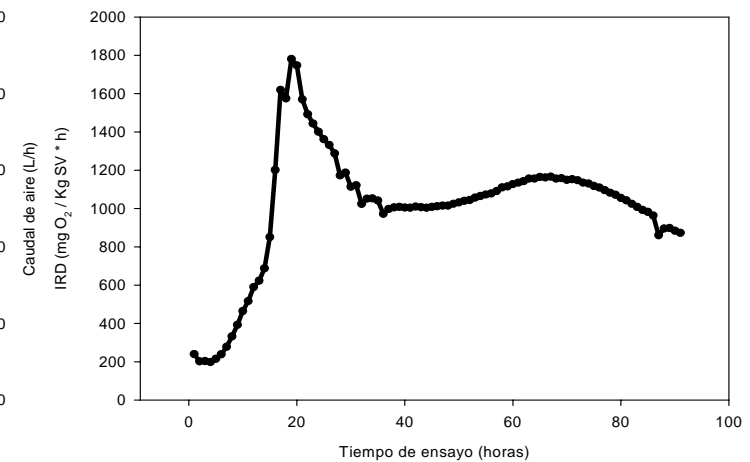


Figura 128. Evolución de las variables temperatura, concentración de oxígeno, caudal de aire y cálculo del IRD para la FORSU compostada en La Spezia (3 muestras). Nótese el leve descenso de actividad en el túnel y la maduración (T_{max} y IRD_{max}).

5.2.3. Otros métodos de medida de la estabilidad.

Evolución de la materia orgánica y el pH:

Como en los experimentos anteriores se representa la evolución del pH y la materia orgánica como parámetros clásicos que definen la degradación del residuo. Estos parámetros indican la buena velocidad del proceso de compostaje cuando la FORSU ha estado 24 días en el túnel y una mala evolución del compostaje con bajos tiempos de residencia en túnel. Bajos tiempos de residencia en túnel provocan que los ácidos orgánicos volátiles generados en las primeras etapas del proceso se concentren, confiriéndole poder xenobiotico, ralentizando el proceso en ultimo término. La hipótesis es confirmada por la nula degradación de la materia orgánica (Figura 129), también por el pH que se muestra invariable en la planta de Sesto pasados 50 días (Figura 130). Por el contrario, en la planta de *La Spezia* la buena marcha del proceso queda confirmada por la rápida degradación de la Materia Orgánica y evolución del pH a valores básicos típicos de las etapas de maduración.

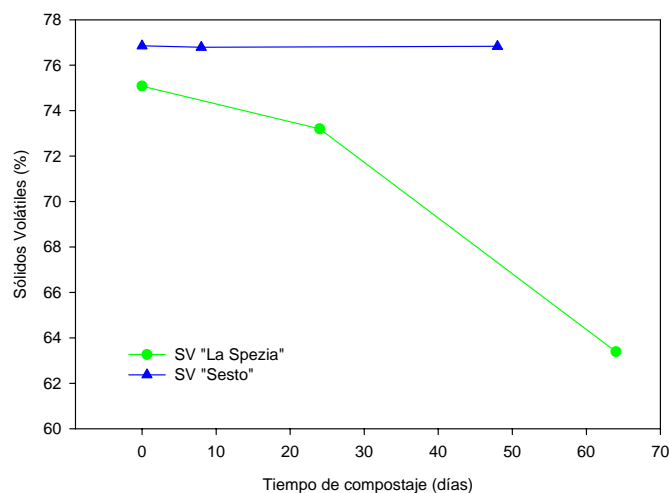


Figura 129. Comparativa de la evolución de los Sólidos Volátiles para el compost producido en "La Spezia" y el producido en "Sesto".

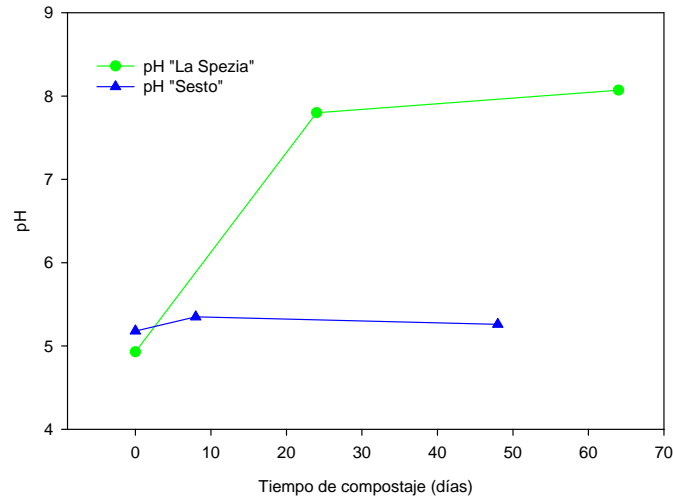


Figura 130. Comparativa de la evolución de pH para el compost producido en "La Spezia" y el producido en "Sesto".

La relación C/N y la humedad:

Un largo tiempo de residencia en túnel provoca un secado extraordinario del producto que sin duda podría retrasar el periodo de estabilización (Figura 131). Sin embargo la utilización de los métodos IRD, T_{max} y SOUR, para obtener un valor de biodegradabilidad potencial nos ponen de evidencia que la degradación ha sido intensa, ya que las condiciones de humedad se estandarizan, para las dos primeras variables al 75% de la máxima capacidad de campo y para el método SOUR por disolución de la matriz sólida en un medio líquido.

La escasa humedad de la muestra a los 24 días (9.5%) hizo necesario humedecer el residuo de La Spezia, aunque el residuo de la planta de Sesto todavía muestra una alta humedad a la salida del túnel (51% a los 9 días) lo que podría favorecer los fenómenos de anaerobiosis que ya hemos supuesto anteriormente.

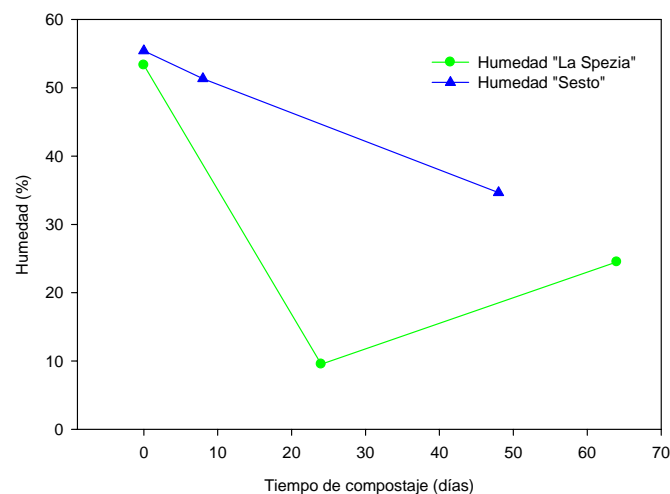


Figura 131. Comparativa de la evolución en humedad para el compost producido en "La Spezia" y el producido en "Sesto".

Respecto a la relación C/N (Figura 132) los datos son contradictorios con el resto de los resultados respirométricos, físicos y químicos expuestos con anterioridad. Se trata de que la degradación, medida por la relación C/N parece mas rápida en el túnel de Sesto con tan sólo 9 días de tiempo de residencia. El alto contenido en humedad, los malos olores al acabar este tratamiento, la alta inestabilidad de los residuos en este momento, el bajo pH hace prever que una parcial anaerobiosis pudo estar presente en gran parte del proceso.

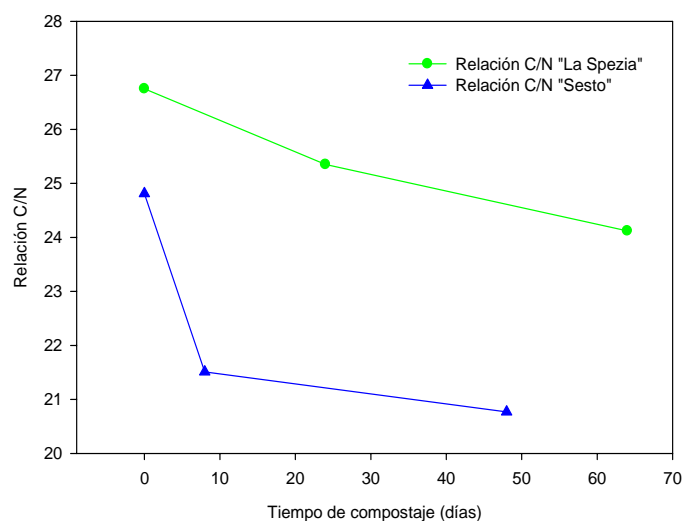


Figura 132. Comparativa de la evolución en la relación C/N para el compost producido en "La Spezia" y el producido en "Sesto".

5.2.4. Ensayo de crecimiento con *Latucca Sativa*.

En las mismas instalaciones de la *Facoltà Agronoma* de la *Università degli Studio di Milano* se desarrolló el ensayo de crecimiento sobre lechuga que es muy sensible a los fitotóxicos. Se ensayaron los cernidos de las muestras que salen del túnel y las que han sido maduras 40 días. Todas ellas resultaron fitotóxicas con este tiempo de compostaje, lo que indican independientemente de la buena marcha del proceso, que éste no ha finalizado. El resultado final se contrastó estadísticamente con el análisis de la varianza (ANOVA) para comprobar si había diferencias significativas con el testigo (0 tn Resido / ha s.s.). Todos resultaron ser significativamente diferentes con un 95% de confianza. Sin embargo podemos afirmar que la toxicidad es mucho más patente en el caso de la planta de Sesto (confirma que el proceso de degradación está impedido por los xenobióticos) y apenas existe diferencia entre la muestra con 9 y 49 días de fermentación (Ver Figura 133 y Figura 134).

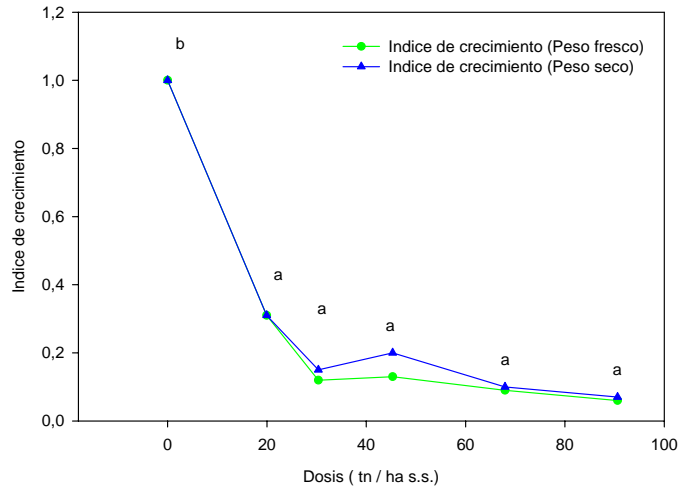


Figura 133. Evolución del índice de crecimiento, compost fermentado 9 días, Planta de Sesto.

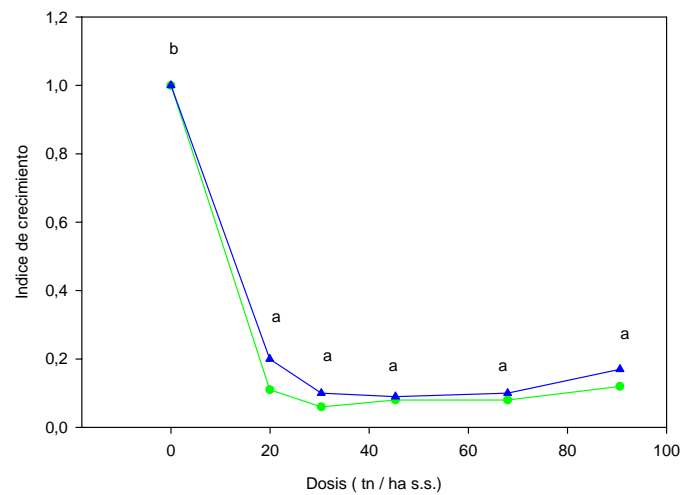


Figura 134. Evolución del índice de crecimiento, compost fermentado 49 días, Planta de Sesto

Respecto al proceso desarrollado en la planta de La Spezia, si bien la FORSU con 40 días de maduración (Figura 136) de esta planta, todavía provocó la inhibición del 53% del crecimiento (para una dosis de 20 tn/ha s.s.), este valor es relativamente mejor que la inhibición provocada por el compost de Sesto que provocó una inhibición del 89 % (Figura 134).

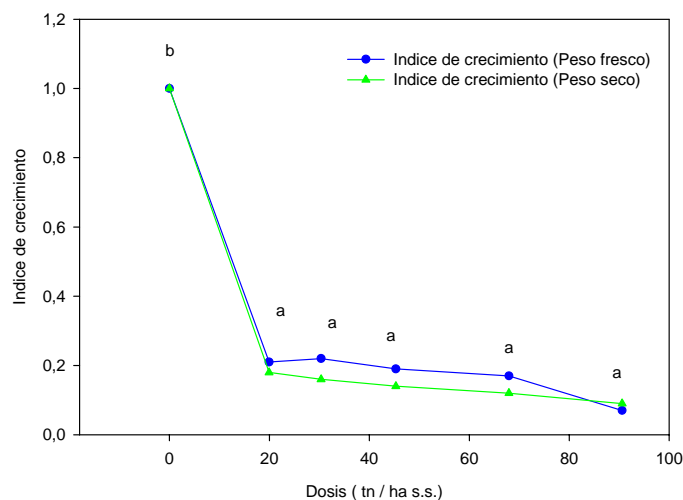


Figura 135. Evolución del índice de crecimiento, compost fermentado 24 días, Planta de La Spezia

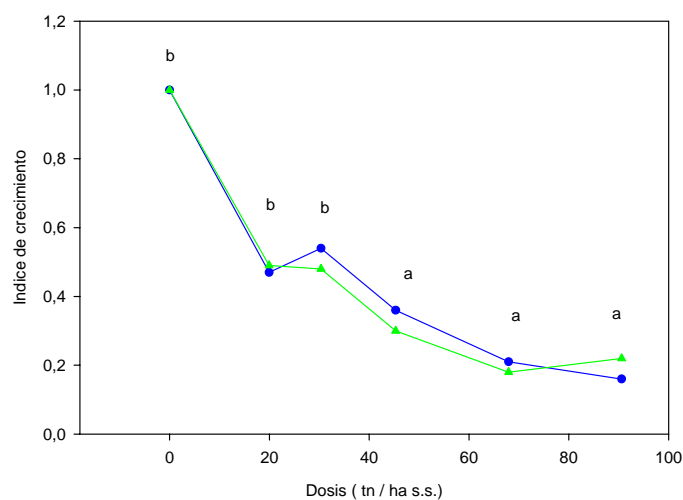


Figura 136. Evolución del índice de crecimiento, compost fermentado 64 días, Planta de La Spezia

5.2.5. Discusión de los resultados.

A la luz de estos resultados podemos definir que en este experimento el método de la SOUR no ha sido representativo de la biodegradabilidad del sustrato, pues no ha sido capaz de discriminar pequeñas diferencias de estabilidad. De entre todas las variables que se pueden deducir del test respirométrico DRI (IRD , IRD_{max} , T_{IRD} , T_{max}) parece ser el IRD_{max} la que mejor se comporta para poner de manifiesto diferencias de biodegradabilidad en el material.

En las siguientes tablas se muestra a modo de resumen la evolución de las variables estudiadas en los tres estadios del proceso de compostaje estudiados (inicio, salida de túnel y maduración).

Tabla 46. Resumen de Resultados. Planta de La Spezia.

PARAMETRO	MUESTRA 1 (0 días)			MUESTRA 2 (24 días en túnel)			MUESTRA 3 (40 días maduración)		
	R1	R2	MEDIA ± SD	R1	R2	MEDIA ± SD	R1	R2	MEDIA ± SD
IRD (mg O ₂ / Kg SV ·h)	4168.99	4822.26	4495.63 ± 461.93	1758.78	2961.24	2360.01 ± 850.27	1548.05	1118.95	1333.50 ± 303.42
IRD _{max.} (mg O ₂ / Kg SV ·h)	4969.11	6236.66	5602.88 ± 896.29	2152.02	4215.70	3183.86 ± 1459.24	2315.74	1780.00	2047.87 ± 378.82
IRD _{72h} (mg O ₂ / Kg SV)	191029.65	243429.32	217229.5 ± 37052.1	74424.22	127610.80	101017.51 ± 37608.59	124923.08	72356.66	98639.87 ± 37170.1
T _{IRD} (°C)	42.25	62.66	52.46 ± 14.43	44.28	44.39	44.34 ± 0.08	30.34	31.13	30.74 ± 0.56
T _{max.} (°C)	45.10	66.05	55.58 ± 14.81	47.50	50.90	49.20 ± 2.40	39.10	38.70	38.90 ± 0.28
T _{72h.} (°C)	2497.40	3629.28	3063.34 ± 800.36	-	-	-	2460.30	2383.50	2421.90 ± 54.31
Q _{medio} (L/h)	72.85	99.32	86.09 ± 18.72	50.07	65.76	57.92 ± 11.09	60.10	33.42	46.76 ± 18.07
pH	4.90	4.95	4.93 ± 0.04	7.83	7.77	7.80 ± 0.04	8.05	8.09	8.07 ± 0.03

PARAMETRO	MUESTRA 1 (0 días)			MUESTRA 2 (24 días en túnel)			MUESTRA 3 (40 días maduración)		
	R1	R2	MEDIA \pm SD	R1	R2	MEDIA \pm SD	R1	R2	MEDIA \pm SD
VECO _{max} (mg O ₂ / g SV · h)	9.13	10.25	9.69 \pm 0.79	4.99	4.95	4.97 \pm 0.03	3.87	5.89	4.88 \pm 1.42
CAO ₁₂ (mg O ₂ / g SV)	93.17	53.60	73.39 \pm 27.98	32.06	27.08	29.57 \pm 3.52	27.89	42.21	35.05 \pm 10.12
CAO ₂₀ (mg O ₂ / g SV)	151.87	77.50	114.69 \pm 52.59	42.20	41.22	41.71 \pm 0.69	51.61	71.03	61.32 \pm 13.73
Carbono Total (%)	42.85	41.68	42.27 \pm 0.83	44.90	39.34	42.12 \pm 3.93	43.51	38.28	40.90 \pm 3.70
Nitrógeno (%)	1.61	1.55	1.58 \pm 0.04	1.69	1.63	1.66 \pm 0.04	1.80	1.59	1.70 \pm 0.15
Relación C/N	26.61	26.89	26.75 \pm 0.20	26.56	24.13	25.35 \pm 1.72	24.17	24.07	24.12 \pm 0.07
Humedad (%)	53.33	-	53.33 \pm 0.00	9.54	-	9.54 \pm 0.00	24.50	-	24.50 \pm 0.00
SV (%)	75.08	-	75.08 \pm 0.00	73.64	72.76	73.20 \pm 0.62	64.04	62.75	63.39 \pm 0.91
Fitotoxicidad	++	++	++	++	++	++	+	+	+

Tabla 47. Resumen de resultados. Planta de Sesto.

PARAMETRO	MUESTRA 1 (0 días)			MUESTRA 2 (9 días en túnel)			MUESTRA 3 (40 días maduración)		
	R1	R2	MEDIA ± SD	R1	R2	MEDIA ± SD	R1	R2	MEDIA ± SD
IRD (mg O ₂ / Kg SV ·h)	4099.81	4266.89	4183.35 ± 118.14	2828.25	4302.55	3565,40 ± 1042.49	2911.96	3422.93	3167.45 ± 361.26
IRD _{max.} (mg O ₂ / Kg SV ·h)	4345.60	4567.70	4456.65 ± 157.05	3780.17	5271.43	4525,80 ± 1054.48	3117.30	4479.40	3798.35 ± 963.15
IRD _{72h} (mg O ₂ / Kg SV)	215157.83	230835.74	222996.8 11087.0	17259.52	76288.57	46774,05 41739.84	157534.99	173150.50	165342.80 ± 11041.8
T _{IRD} (°C)	59.96	55.71	57.84 ± 3.01	47.45	55.80	51,63 ± 5.90	51.80	53.96	52.9 ± 1.56
T _{max.} (°C)	58.90	57.00	57.95 ± 1.34	47.90	57.67	52,79 ± 6.91	56.10	56.50	56.3 ± 0.28
T _{72h.} (°C)	3656.60	3476.30	3566.45 ± 127.49	2097.40	2541.64	2319,52 ± 314.13	3107.00	7240.70	5173.8 ± 2922.97
Q _{medio} (L/h)	97.94	85.59	91.77 ± 8.73	50.47	92.71	71,59 ± 29.87	87.81	79.88	83.85 ± 5.59
pH	5.10	5.25	5.18 ± 0.11	5.32	5.38	5,35 ± 0.04	5.22	5.30	5.26 ± 0.05

PARAMETRO	MUESTRA 1 (0 días)			MUESTRA 2 (9 días en túnel)			MUESTRA 3 (40 días maduración)		
	R1	R2	MEDIA ± SD	R1	R2	MEDIA ± SD	R1	R2	MEDIA ± SD
VECO _{max} (mg O ₂ / g SV · h)	15.67	14.35	15.01 ± 0.93	6.67	8.78	7.73 ± 1.49	6.28	6.20	6.24 ± 0.06
CAO ₁₂ (mg O ₂ / g SV)	118.20	85.52	101.86 ± 23.11	46.04	75.77	60.91 ± 21.12	39.75	41.94	40.85 ± 1.55
CAO ₂₀ (mg O ₂ / g SV)	177.30	113.72	145.51 ± 44.96	59.47	97.04	78.26 ± 26.57	54.20	59.45	56.83 ± 3.71
Carbono Total (%)	41.68	43.31	42.49 ± 1.15	44.42	44.38	44.40 ± 0.02	44.02	45.50	44.77 ± 1.05
Nitrógeno (%)	1.59	1.85	1.72 ± 0.18	2.11	2.02	2.07 ± 0.06	2.15	2.16	2.16 ± 0.01
Relación C/N	26.21	23.41	24.81 ± 1.98	21.05	21.97	21.51 ± 0.65	20.47	21.06	20.77 ± 0.42
Humedad (%)	55.4	55.4	55.41 ± 0.00	51.33	-	51.33 ± 0.00	34.66	-	34.66 ± 0.00
SV (%)	76.93	76.77	76.85 ± 0.11	76.62	76.95	76.79 ± 0.23	77.28	76.39	76.83 ± 0.63
Fitotoxicidad	++	++	++	++	++	++	++	++	++

La utilización de una alta proporción de poda y rechazos en la mezcla de residuos favorece notablemente la aireación y aunque gran parte se elimina con el rechazo, repercute en un ahorro energético por un mejor rendimiento de las soplantes. También una mayor cantidad de material vegetal fresco puede favorecer su acidificación, e incluso un incremento no deseado de la humedad.

A la vista de los resultados de pH, materia orgánica y ensayos de crecimiento, identificamos que el proceso funciona bien en La Spezia y mal en Sesto, siendo la mejor variable de control el IRD_{max} , seguidos de las temperaturas de autocalentamiento inducidas en el reactor (T_{IRD} y T_{max}) y que a diferencia del test de autocalentamiento están influenciadas por el aporte continuo de aire necesario para mantener un umbral de O_2 superior al 16%. Tanto el IRD como la $VECO_{max}$ no reflejaron en este caso lo que parece estar sucediendo.

En cuanto al breve estudio destinado a conocer la influencia del tiempo de residencia en el túnel, el test respirométrico SOUR indica que no existen diferencias importantes si variamos el tiempo de residencia en el túnel, ya que en ambos casos (24 días en *La Spezia* y 9 días en *Sesto-Cologno*) se produjo una reducción del 51 % de la actividad respiratoria a la salida del túnel. Sin embargo si hacemos caso del test respirométrico DRI vemos que existen diferencias notables comparando cualquiera de sus parámetros IRD, IRD_{max} , T_{IRD} y T_{max} , aunque es el IRD_{max} el que mejor se ha comportado frente a los cambios, por esto se propone como el mas representativo. A pesar de ser un valor puntual, no se han encontrado valores extremos anómalos en las determinaciones que pudieran hacer desechar su utilización como variable de estudio.

Un mayor tiempo de residencia en túnel se traduce en un menor índice de respiración (medio o máximo), también en una menor temperatura de la biomasa a la salida del túnel. La utilización de grandes cantidades de residuo (15 Kg. aproximadamente) con las que opera este respirómetro hace mas patente estas diferencias de operación en planta que son avaladas por los resultados de pH y materia orgánica principalmente.

En ultimo lugar, en cuanto a los test de crecimiento ensayado, estos se muestran presumiblemente mas sensibles que los ensayos de germinación, éste hecho, unido a la existencia de una normativa que estandariza el método y discrimina estabilidad del compost en base a diferencias estadísticas entre el crecimiento testigo y el provocado por el compost, posicionan a este test, de tipo agronómico como una importante

herramienta en la determinación de estabilidad. Lo laborioso de su desarrollo y el tiempo requerido para la obtención de resultados son los principales inconvenientes que juegan en su contra.

5.3. Aplicación de técnicas respirométricas a la determinación de la capacidad de mineralización del carbono y del nitrógeno contenido en las fuentes de materia orgánica.

Los suelos agrícolas y los sustratos de crecimiento utilizados en viveros, son frecuentemente enriquecidos con enmiendas de materia orgánica, tales como residuos de cultivos, estiércoles y compost. La materia orgánica del suelo juega un importante papel en el suelo en varios procesos agro-ecológicos afectando fuertemente también a la fertilidad del suelo (Khalil *et al.*, 2005, Yamulki, 2006). Está demostrado que estos aportes de materia orgánica pueden suplir los nutrientes para las plantas de los que carecen los suelos, incrementan la capacidad de supresividad del suelo contra patógenos (Veeken *et al.*, 2004b) y mejoran características físicas y químicas del suelo como la capacidad de cambio catiónico y la capacidad de retención de agua (Cookson *et.al.*, 2005, Giusquiani *et.al.*, 2005, Veeken *et.al.*, 2005).

No obstante, los aportes de materia orgánica pueden causar efectos negativos, como una caída temporal de la concentración de oxígeno, desnitrificación, inmovilización del nitrógeno cuando la relación C/N es alta, o una estimulación de patógenos vegetales (Yamulki, 2006). Para maximizar los efectos positivos y minimizar los efectos negativos de los aportes de materia orgánica es importante aplicar una apropiada cantidad y calidad de materia orgánica en el tiempo apropiado. Un importante aspecto de la calidad de la materia orgánica, como se ha comentado, es la estabilidad. Para la correcta gestión de la materia orgánica por parte de los agricultores, se necesitan test rápidos y fiables que puedan ser usados para evaluar la calidad de la materia orgánica más conveniente para una situación específica. Estos test son, por ejemplo, necesarios para el desarrollo de una adecuada estrategia de fertilización que considere no solo los niveles de nitrógeno mineral durante la siembra, sino también la cantidad de nitrógeno que se espera esté disponible a través de los procesos de mineralización durante el periodo de crecimiento y que minimice las pérdidas así como el daño al medio ambiente, debido a la volatilización de NH_3 , lixiviación de NO_3^- , y emisiones de N_2O (Chaves *et al.*, 2005, Erhart *et al.*, 2005). También, para la industria dedicada a los medios de crecimiento en viveros, estos test tienen un valor añadido,

pues se está observando un incremento en el uso de compost para reemplazar parcialmente la turba en las mezclas fabricadas para jardinería (Evanylo y Daniels, 1999, Abad *et al.*, 2004, Bugbee, 2002, Papafotiou *et al.*, 2004). Una cuidadosa selección de compost de alta calidad es necesaria para evitar la fitotoxicidad y la inmovilización del nitrógeno, así como para optimizar la actividad microbológica, maximizando la capacidad de supresión de patógenos (Iannotti *et al.*, 1993, 1994, Veeken *et al.*, 2005).

Para los test cuyo objetivo es la caracterización de la calidad de la materia orgánica, tanto las dinámicas de transformación del carbono como del nitrógeno son relevantes porque ambos elementos constituyen la velocidad de descomposición de la materia orgánica. Se entiende por mineralización del carbono, la oxidación de este elemento hasta anhídrido carbónico para la obtención de energía; por mineralización del nitrógeno la liberación de nitrógeno amoniacal al medio, que es la forma disponible para los seres vivos y que aparece por la hidrólisis del nitrógeno orgánico.

Para evaluar la estabilidad o la capacidad de aporte de nitrógeno de las diferentes matrices orgánicas, se han utilizado diferentes aproximaciones. Muchos test son métodos de incubación de suelos en los cuales la materia orgánica es mezclada con el suelo e incubada bajo condiciones estándar (Bernal *et al.*, 1998, Chaves *et al.*, 2004). Estos métodos necesitan una labor intensa, además de mucho tiempo, ya que requieren entre 2 y 36 semanas y los resultados son escasamente reproducibles, debido al hecho de que dependen de ciertas características del suelo específico usado para el test, tales como el pH, la textura, el contenido inicial de materia orgánica y el contenido en nutrientes, y porque otros factores no son fáciles de estandarizar, tales como, la porosidad del suelo o el mantenimiento de la humedad durante un largo periodo (Jensen *et al.*, 1996, Bernal *et al.*, 1998, Agehara y Wamke, 2005 Beraud *et al.*, 2005, Khalil *et al.*, 2005, McDowell *et al.*, 2006). Un problema identificado en los test de incubación de suelos es el riesgo de que se desarrollen puntos anaerobios, lo que depende de la porosidad y de la carga de materia orgánica. En estas zonas, con deficiencia de oxígeno, la desnitrificación está garantizada, con la consiguiente pérdida de nitrógeno. Estas pérdidas raramente son tenidas en cuenta, resultando, por tanto, la estima de velocidad de mineralización de nitrógeno errónea (Bernal *et al.*, 1998, Agehara y Warnke, 2005). Estos inconvenientes del test de incubación no lo hacen recomendable como un método de rutina, por lo que son necesarios otros tipos de test (Grigatti *et al.*, 2007).

Además de los métodos de incubación, otros métodos analíticos han sido propuestos para la determinación de la estabilidad de la materia orgánica en fertilizantes y compost. Estas alternativas incluyen mediciones de la relación $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$, de la relación C/N en el extracto acuoso (Chanyasak y Kubota, 1981), la capacidad de autocalentamiento de las muestras incubadas en recipientes aireados (United States Composting Council, 1997a), así como la producción de CO_2 y NH_3 medida a través del kit comercial Solvita® (Wang *et al.*, 2004b). Se han descrito, en los antecedentes, varios métodos recientes que son objeto de estudio en esta Tesis y que determinan el consumo de oxígeno de muestras incubadas bajo diferentes condiciones (Iannotti *et al.*, 1993, 1994, Lasaridi y Stentiford, 1996, 1998, United States Composting Council, 1997b, Adani *et al.*, 2004). El método del DRI, por ejemplo (Adani *et al.*, 2004), ha recibido una considerable atención en Italia como método para la determinación de estabilidad de residuos y compost, la principal debilidad de este método es que no se realiza bajo condiciones suficientemente estandarizadas, resultando por tanto una baja reproducibilidad. Algunos factores que no pueden ser suficientemente controlados derivan fundamentalmente de la compactación, que crea canales preferentes de difusión de aire, la limitación de nutrientes (que da como resultado un detrimento de la velocidad de descomposición) y la presencia de las reacciones de nitrificación y desnitrificación que afectan a la medida de la velocidad de respiración.

Varios sistemas respirométricos han sido desarrollados comercialmente para medir la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) de aguas residuales (Ros *et al.*, 1988, Lasaridi y Stentiford, 1998, du Plessis *et al.*, 2001), tales como el Sapromat® (del tipo electroquímico) o el sistema Micro-Oxymax® (del tipo consumo específico SOUR). Las desventajas que estos sistemas muestran respecto al que se estudia en este apartado, es que son más costosos que el se analiza, en algunos casos su manejo no es fácil, y no están diseñados para la determinación simultánea de mineralización del carbono y del nitrógeno.

En los test respirométricos, en los cuales las muestras son incubadas, la transferencia de oxígeno a través de la pared celular es reconocida como la etapa limitante (Paletsky y Young, 1995). Una alta reproducibilidad puede ser alcanzada cuando la respiración es determinada en una suspensión líquida. Un ambiente líquido evita las diferencias que puedan existir en la matriz, permitiendo una adecuada mezcla de todas las sustancias y favorece el contacto directo entre el sustrato, la microbiota y el oxígeno, dando como resultado la generación de un máximo de respiración a un tiempo dado (Lasaridi y Stentiford, 1998). En este estudio, se utiliza un sistema

disponible comercialmente, el OxiTop®, (WTW, Wilhem, Germany), para determinar simultáneamente la mineralización potencial del carbono y la del nitrógeno en la materia orgánica.

En el sistema OxiTop®, el consumo de oxígeno es indirectamente determinado por la medida de la presión en la fase gas sobre la suspensión. Como el CO₂ es atrapado y la nitrificación es inhibida, el consumo de oxígeno puede ser únicamente relacionado con la mineralización del carbono. La inhibición de la nitrificación también es importante en el sentido de que previene las pérdidas de nitrógeno como óxido nitroso y de esa forma, facilita la medida de la mineralización del nitrógeno monitorizando tan solo la concentración de N-NH₄⁺. El sistema se ha provisto de un dispositivo de muestreo de la fase líquida a través de una jeringa acoplada a una llave de paso para no interferir la presión de la fase gaseosa.

El objetivo parcial de este estudio es el desarrollo de un método estandarizado, fiable, rápido y relativamente económico que pueda ser usado como un método de rutina para el testeo de las matrices orgánicas. Para optimizar y evaluar el procedimiento, tres matrices orgánicas diferentes, suelo, corteza de pino y estiércol de vacuno, que representan a materiales con alta, mediana y baja estabilidad respectivamente, han sido utilizadas en este estudio. Este trabajo tiene un doble objetivo y por eso se divide en dos partes: (i) configuración de un dispositivo analítico para determinar simultáneamente la velocidad de mineralización del carbono y del nitrógeno en un medio líquido para un amplio rango de muestras y (ii) selección del tipo y concentración de un inhibidor de la nitrificación que suprima completamente la actividad nitrificante sin afectar a la degradación de la materia orgánica.

5.3.1. Procedimiento

5.3.1.1. Materiales de referencia.

Suelo, corteza de pino sin compostar y estiércol de vaca fueron seleccionados como fuentes de materia orgánica con diferente composición y con diferente estabilidad. Tanto el suelo como el estiércol fresco y sólido de vaca fueron recogidos de una granja experimental en Droevendaal, de la Universidad de Wageningen (NL), mientras que la corteza se consiguió comercialmente. Todas las muestras fueron secadas en una estufa de ventilación forzada a 30°C hasta humedad constante. Después del secado, se utilizó la fracción que pasa a través de una malla de 2 mm.

Los lodos activados que se usan como inóculo nitrificante, fueron recogidos del sistema de lodos activos de la depuradora de Bennekom (Wageningen, NL). Las características de las muestras se recogen en la siguiente tabla.

Material	ST (%)	SV (%)	C (%)	N (%)	N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	C/N
Suelo	99.3±0.002	5.4±0.11	1.5±0.02	0.12±0.003	8.1±0.02	1.92±0.091	12.2
Corteza	91.5±0.003	88.1±0.26	53.6±0.76	0.44±0.005	29.2±0.65	5.48±0.249	122.0
Estiercol	94.3±0.004	70.9±0.81	37.4±1.38	1.89±0.004	79.8±0.62	23.70±1.091	19.8
Lodo activo	0.6±0.004	87.3±0.23	39.3±0.66	6.45±0.001	2416±427	245±8.127	6.1

*Los datos están expresados en base a los sólidos totales.

Tabla 48. Principales características de los materiales ensayados y de los lodos activados usados en los experimentos. Los valores representan la media ± desviación estándar para las muestras de cada material ($n=3$).

5.3.1.2. Selección de los inhibidores de la nitrificación.

La inhibición de la nitrificación fue estudiada para dos compuestos químicos seleccionados de la literatura:

- N-Aliltiourea (ATU, de Fluka), la cual es recomendada en el test de la DBO para aguas residuales (Reuschenbach *et.al.*, 2003). Es un derivado de la Tiourea, que es la que utilizamos para el test de la SOUR.
- 2-Etilpiridina (ETY, de Sigma-Aldrich), la cual es aconsejada como el mejor inhibidor en los test de incubación de suelos (McCarty y Bremner, 1989).

Los experimentos fueron llevados a cabo con los tres tipos de materia orgánica en las siguientes condiciones:

- Sin inhibidor de la nitrificación (control).
- Con concentraciones de ATU de 2, 10, 50, 100 y 200 mg·l⁻¹.
- Con concentraciones de ETY de 1, 10, 25, 50 and 100 mg·l⁻¹.

Los compuestos que inhiben la nitrificación fueron ensayados para comprobar su eficacia sobre la inhibición de la nitrificación y comprobar la posible toxicidad sobre la actividad microbiológica de las bacterias heterótrofas. Para asegurar que la actividad nitrificante sea lo suficientemente alta y encontrar diferencias entre los tratamientos, se añadieron 10 ml de lodos activos frescos a la disolución. Una incubación a 25°C se llevó a cabo por duplicado para cada muestra durante 168 horas. Al principio y al final de la incubación se recogieron muestras líquidas para el análisis de N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺.

También se muestreó el espacio libre de las botellas a través de un puerto de muestreo y el N_2O fue determinado por cromatografía de gases (Hewlett-Packard mod. 8890) al final de los experimentos. Para la determinación de N_2O por cromatografía se ha utilizado una columna empaquetada Molsieve 5A de 30 m de longitud, utilizando el Helio como gas portador. Las temperaturas del puerto de inyección, horno y detector de captura electrónica fueron mantenidas a 200°C, 190°C y 300°C, respectivamente (Weiss, 1981).

5.3.1.3. Determinación simultánea de las velocidades de mineralización de carbono y del nitrógeno.

Tras poner a punto el método, estableciendo un inhibidor adecuado, así como una dosis adecuada para bloquear el proceso de nitrificación, se determinó la velocidad de mineralización del carbono y del nitrógeno para las tres fuentes de materia orgánica durante 168 horas de incubación, por triplicado.

En todos los casos se aportó la cantidad máxima de muestra que consiguiera una respiración apreciable y evitara al mismo tiempo el consumo total del oxígeno de la fase gaseosa de las botellas. La caída de presión fue monitorizada continuamente a través de los manómetros digitales de los que dispone el sistema OxiTop®, mediante un puerto infrarrojo.

Las muestras líquidas para el análisis de $N-NO_3^-$ y $N-NH_4^+$ fueron recogidas a las 0, 18, 26, 42, 50, 70, 94, 118, 142 y 168 horas utilizando el dispositivo de muestreo modificado expuesto en Material y Métodos.

5.3.2. Resultados obtenidos

5.3.2.1. Contribución de la nitrificación sobre el consumo de oxígeno medido.

La contribución de la nitrificación sobre el Consumo Acumulado de Oxígeno (CAO) fue estudiado para las tres fuentes de materia orgánica mencionadas con 0, 0.1, 1 y 10 ml de lodos activos añadidos.

Puede concluirse de las pequeñas cantidades de NO_3^- producidas, que la actividad nitrificante de las tres fuentes de materia orgánica fue muy baja en el tratamiento sin lodos, resultando 9.0, 3.4, 7.6 mg N kg^{-1} SV⁻¹ para el suelo, corteza y estiércol respectivamente. El consumo de oxígeno debido a nitrificación fue calculado

asumiendo que cada mg de NO_3^- producido requiere el consumo de 4.57 mg de oxígeno (Reuschenbach *et.al.*, 2003) de acuerdo a la siguiente expresión:



La cantidad calculada de oxígeno dedicada a nitrificación fue de $1.3 \cdot 10^{-3}$, $4.8 \cdot 10^{-4}$ y $1.1 \cdot 10^{-4}$ mol O_2 Kg^{-1} SV para el suelo, la corteza y el estiércol, respectivamente, la cual es despreciable comparada con el consumo total de oxígeno que fue de 0.13, 0.51 y 0.89 mol O_2 Kg^{-1} como muestra la Figura 137.

Las cantidades de sólidos volátiles y nitrógeno amoniacal añadidas con los lodos fueron relativamente pequeñas, 0.0052 g de SV, 0.014 mg de N-NH_4^+ para 1 ml de lodos y 0.052 g de SV, 0.14 mg N-NH_4^+ para 10 ml de lodos. Por tanto, se concluye que la contribución de los lodos activos a la respiración fue prácticamente despreciable.

En cambio en las muestras con 10 ml de lodos, la producción total de N-NO_3^- fue de 5073, 4801 y 7530 mg N Kg^{-1} SV para el suelo, la corteza y el estiércol respectivamente. La cantidad de oxígeno consumida por la actividad nitrificante se calculó como se ha descrito anteriormente y reportó unas cantidades de 0.72, 0.69 y 1.08 mol O_2 $\text{kg} \cdot \text{SV}^{-1}$, que ya no son despreciables, lo que hace necesario inhibir la nitrificación.

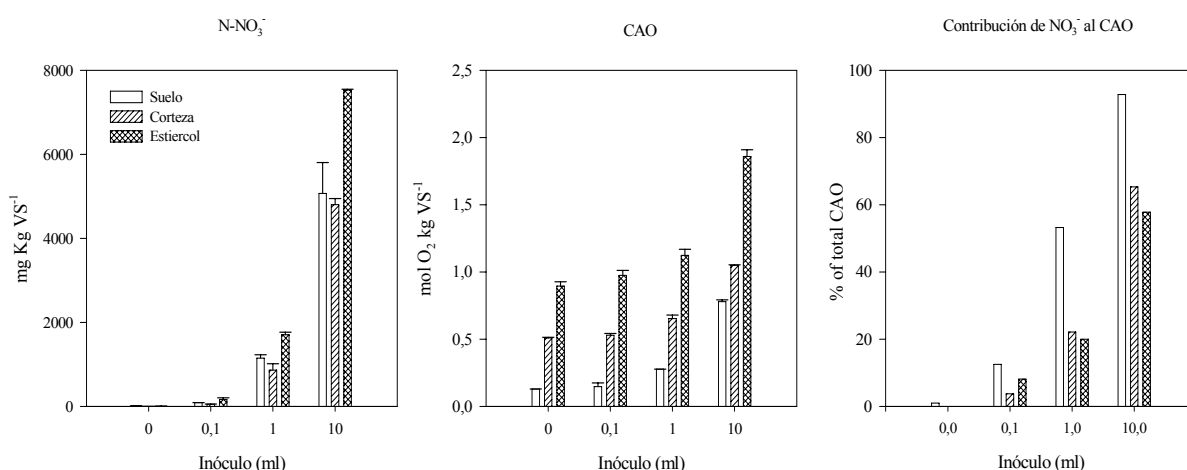


Figura 137. Producción de nitratos, Consumo Acumulado de Oxígeno (CAO) y la contribución de la nitrificación al CAO en el suelo, corteza y estiércol después de 48 horas de incubación (25°C). Las barras de error representan la desviación de la media (n=2).

En los test de respiración, es esencial el prevenir la nitrificación por dos razones. La primera razón es que el oxígeno es consumido por las bacterias nitrificantes,

resultando una sobreestimación de las velocidades de mineralización del carbono. La segunda razón es que durante la nitrificación, el Nitrógeno puede perderse en forma de N_2O , resultando una estima poco adecuada de las velocidades de mineralización del nitrógeno (Wrage *et al.*, 2001, Chaves *et al.*, 2004, 2005). Naturalmente es necesario que el inhibidor de la nitrificación no sea tóxico para la actividad de las bacterias heterótrofas que son responsables de la degradación de la materia orgánica (Lasaridi y Stentiford, 1998).

En presencia de 10 ml de lodos activos añadidos, el 93%, 65% y el 58% del total del CAO en suelo, corteza y estiércol respectivamente puede ser atribuido exclusivamente a la actividad nitrificante (Figura 137). Por tanto, se ha comprobado en este método, que la actividad nitrificante puede tener un efecto significativo en el consumo total de O_2 en las muestras, lo que confirma que es necesaria la inhibición de la nitrificación. El ión NH_4^+ , que es el sustrato de la nitrificación, está siempre disponible para las bacterias nitrificantes ya que es añadido en una cantidad considerable en la solución de macronutrientes, con el objetivo de proporcionar un medio no limitante para las bacterias heterotróficas que degradan la materia orgánica.

5.3.2.2. Efecto de los inhibidores de la nitrificación sobre la OUR y la nitrificación.

El compuesto ATU muestra una buena inhibición de la nitrificación para 2.0 mg l^{-1} aunque con algunas diferencias entre las tres muestras estudiadas (Figura 138). La supresión de la nitrificación a 2.0 mg l^{-1} de ATU fue de 99.1%, 71.7% y 96.3% relativa al suelo, corteza y estiércol respectivamente. Para alcanzar la completa inhibición de la nitrificación, 10.0 mg l^{-1} de ATU fueron necesarios. El compuesto ETY a concentraciones de 1 mg l^{-1} dio como resultado una inhibición del 99.1%, 97.6% y del 97.3% relativa al suelo, corteza y estiércol respectivamente. Para alcanzar la completa inhibición con ETY, también fue necesaria la dosis de 10 mg l^{-1} . A dosis más altas de ATU y ETY, la velocidad de respiración permaneció constante (Figura 138), indicando que la actividad microbológica (o velocidad de degradación de la materia orgánica) no está significativamente afectada por las dosis aplicadas de ATU y ATY.

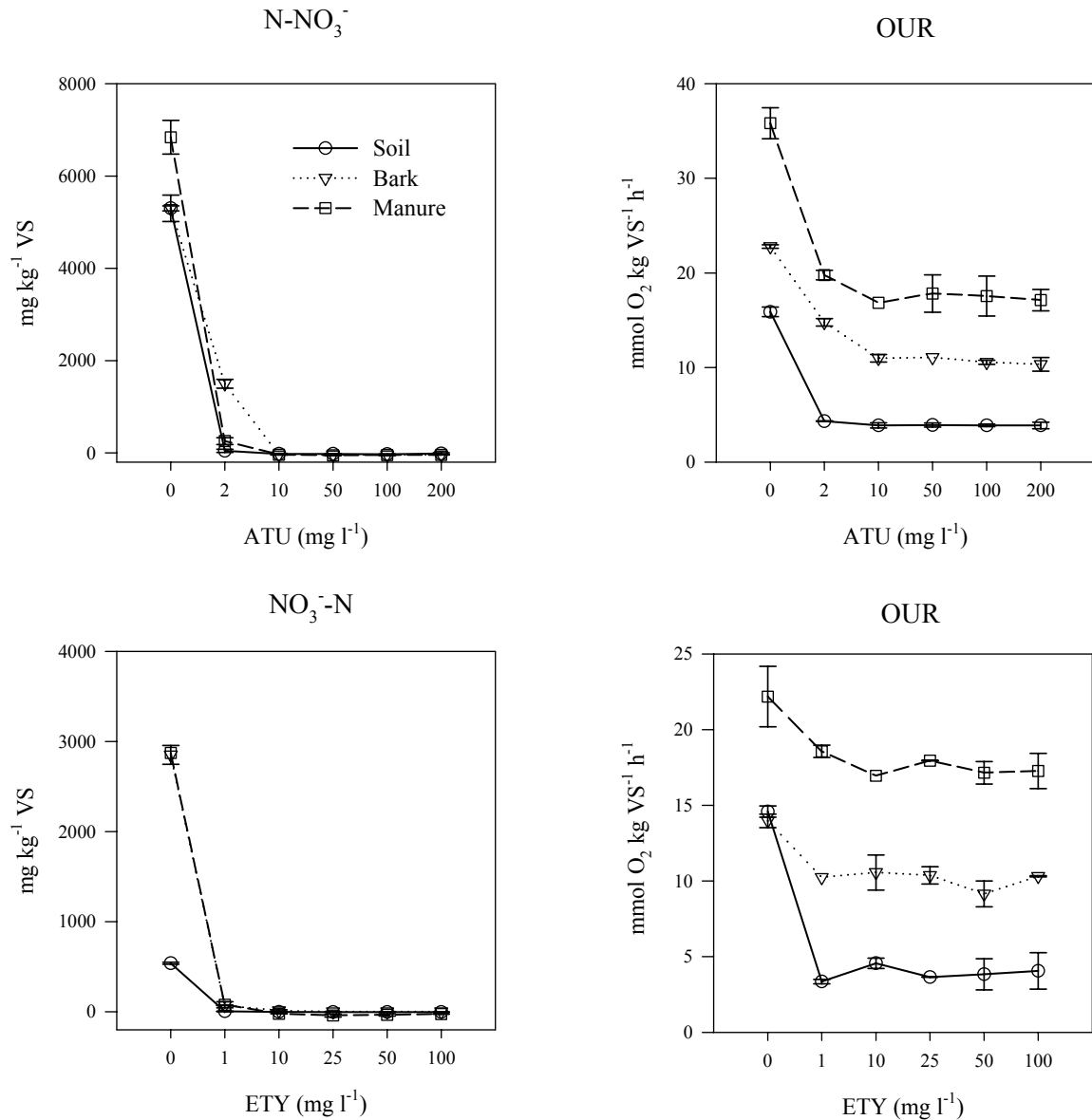


Figura 138. Evolución del contenido en N-NO₃⁻ y OUR en función de la concentración de N-Aliltiurea (ATU) y 2-Etiniipiridina (ETY), después de 168 horas de incubación (25°C, 10 ml de inóculo). Las barras de error representan la desviación estándar para la media ($n=2$).

Debido a las condiciones experimentales elegidas, con alta cantidad en materia orgánica, del orden de 10 veces más que los test de respiración para aguas residuales, la dosis estándar de 1 mg ATU l⁻¹ aplicada a estos test no es suficiente para inhibir completamente la nitrificación. Para bajas concentraciones de inhibidor, se encontraron bajos porcentajes de inhibición para la corteza y el estiércol comparándolas con el suelo. Esto puede ser explicado por la adsorción de los inhibidores a la lignina presente en la corteza y por la degradación microbiana o de enzimas libres en el estiércol y corteza (Barth *et.al.*, 2001).

La inhibición total de la nitrificación fue obtenida para una concentración de 10 mg l⁻¹ o mas alta, tanto de ATU como de ETY, la cual está en concordancia con los resultados por McCarty y Bremner (1989) y Reuschenbach *et.al.* (2003). La velocidad de mineralización no fue afectada para los rangos de concentración en los que fueron aplicados estos compuestos ATU y ETY. Estos resultados además están en consonancia con otros estudios, en los cuales la alil-tiourea aplicada en similares concentraciones tampoco tuvo efecto nocivo para la respiración de bacterias heterótrofas (Surmacz-Gorska *et.al.*, 1996, Reuschenbach, 2003). La especificidad de los inhibidores testeados para la nitrificación permite asegurar que el uso de ellos en los experimentos certifica una inhibición de la nitrificación para las altas cargas de materia orgánica aplicadas a este estudio.

Por otra parte, en el experimento sin la adición de inhibidores, se detectó la presencia de N₂O en la fase gas en cantidades apreciables: 88.7 ± 27.4 ppm para el experimento con ATU y 69.3±25.6 ppm para el experimento con ETY. Esto significa que tras un proceso de nitrificación, una parcial desnitrificación estuvo presente.

La cantidad de N-NO₃⁻ en la fase líquida se correlaciona fuertemente ($r = 0.92$, $P < 0.001$) con la cantidad de N₂O en la fase gaseosa (Figura 139). Cuando ambos inhibidores se añaden en concentraciones de 10 mg l⁻¹ o mayores, la formación de N₂O se suprime completamente.

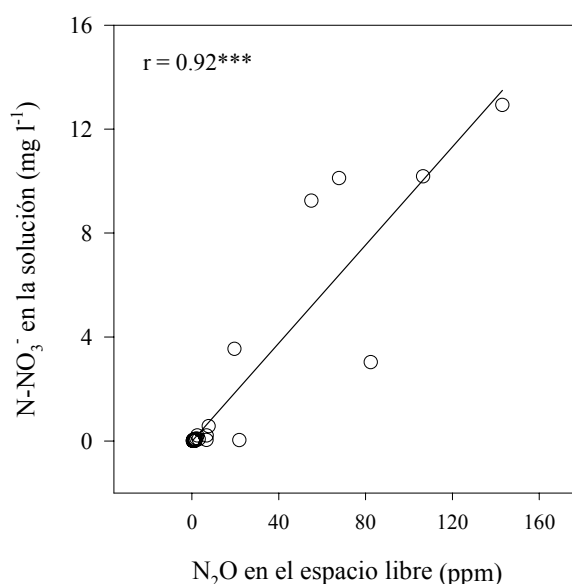


Figura 139. Correlación entre la concentración de N₂O en el espacio superior de la botella, y la de N-NO₃⁻ en la fase líquida, para los experimentos con N-Allylthiourea (ATU) y 2-Ethynylpyridine (ETY) ($n=30$).

Una limitación muy importante de los test de incubación de suelos, es la dificultad para prevenir las pérdidas de nitrógeno en la forma gaseosa N_2O y N_2 consiguiendo así una subestimación de la velocidad de mineralización (Agehara y Warncke, 2005). Sin embargo, en el ambiente líquido de incubación, la aplicación de ATU y ETY bloquea por completo la nitrificación, y asegura que no se produzca N_2O como subproducto de la nitrificación. La posibilidad de que el nitrógeno molecular, N_2 y el N_2O se produzca por la desnitrificación del nitrato, también presente en la materia orgánica, será discutida mas adelante.

5.3.2.3. *Determinación de la velocidad de mineralización del carbono y del nitrógeno.*

El sistema de recogida de datos permite inspeccionar en cada momento la marcha del experimento por si existiera cualquier alteración durante la incubación. También se comprobó que la extracción del líquido en los frecuentes muestreos no influyó en la presión.

El uso de un tampón fosfato permitió que los valores de pH de la suspensión estuvieran en torno a 7, porque este pH es óptimo para el crecimiento bacteriano y porque evita las pérdidas de nitrógeno como NH_3 a la fase gaseosa, siendo sus valores 6.8 ± 0.08 , 6.9 ± 0.07 y 7.4 ± 0.07 para el suelo, la corteza y el estiércol respectivamente.

La Figura 140 muestra la evolución de la caída de presión (hPa) y el Consumo Acumulado de Oxígeno (en $molO_2 \cdot kg SV^{-1}$) para el suelo, la corteza y el estiércol usando ATU ($50 mg l^{-1}$) como inhibidor de la nitrificación. Las muestras fueron incubadas durante 140 horas.

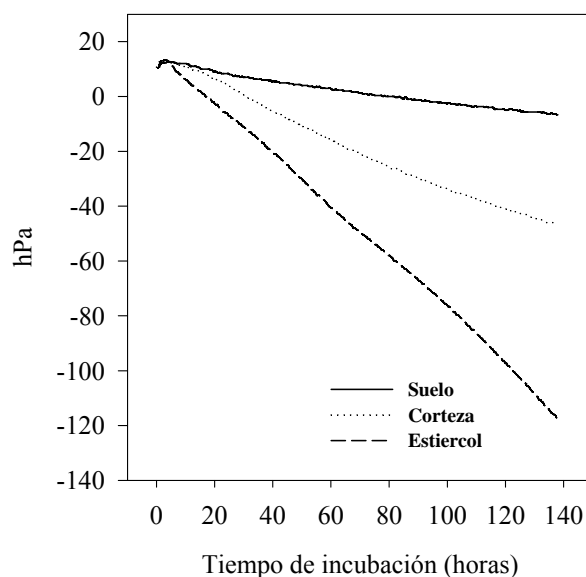


Figura 140. Evolución de la caída de presión para el suelo, corteza y estiércol incubado con N-aliltiourea (ATU, 50 mg l⁻¹) a 25°C durante 140 h.

La Figura 140 sirve para ilustrar la buena adaptación de las muestras a las condiciones de ensayo, ya que el rango lineal se extiende casi en la totalidad de la duración del ensayo.

Sin embargo otras matrices orgánicas, tales como los lodos de depuradora citados en el punto 5.1.3, muestran claramente las tres fases que pueden ser distinguidas durante un ensayo, aunque no siempre todas las fases están representadas (Figura 141). En la fase 1, la presión está influenciada por la diferencia de temperatura entre la muestra y el armario de incubación, la cual afecta relativamente a la humedad de la fase gas y produce cambios en la presión interna, que puede incluso, subir ligeramente. Este efecto puede ser prevenido equilibrando las muestras al principio de la incubación. No obstante la Fase 1 podría aparecer como una fase “lag” donde la actividad microbiológica también tiene una velocidad limitada. Ambos factores pueden dar como resultado un parcial incremento de la presión como es visible en la Figura 141. En la Fase 2, las propiedades del sustrato determinan la velocidad de degradación y la presión decrece linealmente. Esta parte de la curva es la que se ha utilizado para calcular la OUR (mmol O₂·kg SV⁻¹·h⁻¹) directamente como el coeficiente de la regresión lineal que resulta. Eventualmente, la Fase 3 se alcanza en ocasiones cuando el oxígeno llega a ser limitante en la suspensión, la presión baja más de 200 hPa con respecto al inicio.

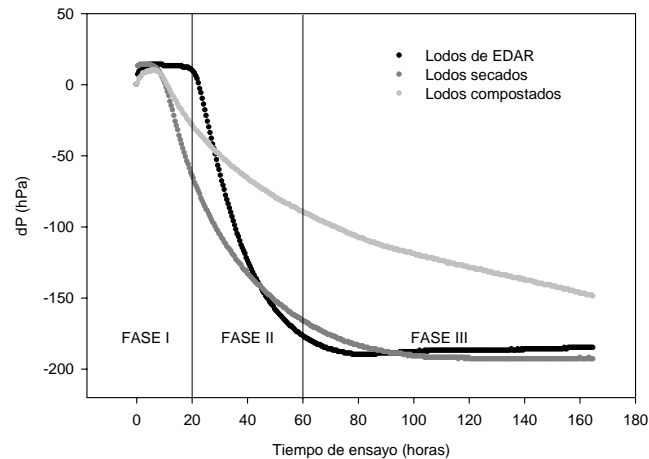


Figura 141. Evolución de la presión para el cálculo de la OUR en tres muestras de lodos con diferentes niveles de estabilidad.

En los test llevado a cabo en este estudio (Figura 140), la Fase 2, empieza después de un máximo de 20 horas y la Fase 3 no se aprecia.

La velocidad de mineralización para el carbono y el nitrógeno se determinaron durante el desarrollo del test de forma simultánea. El Consumo Acumulado de Oxígeno (CAO) fue de 0.59, 1.42 y 2.67 mol O₂ kg SV⁻¹ para el suelo, corteza y estiércol respectivamente (Figura 142).

La OUR, que no es sino una transformación de la pendiente vista en la Figura 140 fue de 3.7±0.1, 9.4±0.3, 17.7±0.1 mmol O₂·kg SV⁻¹·h⁻¹ para el suelo, corteza y estiércol respectivamente. Los pequeños valores de la desviación estándar muestra la alta reproducibilidad del sistema en la medida del consumo de oxígeno.

La evolución del nitrógeno mineral (N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ en mg N kg SV⁻¹) durante el tiempo de incubación, también se representa en la Figura 142. La mineralización de compuestos con nitrógeno como las proteínas, mediante degradación microbológica, se ha referido a los Sólidos Volátiles presentes, igual que se hace con el consumo de oxígeno para la mineralización del carbono.

Como la nitrificación ha sido completamente inhibida, el balance de la mineralización puede ser directamente calculado en base a la concentración de N-NH₄⁺ solamente; por ejemplo, como la diferencia entre la concentración de N-NH₄⁺ al tiempo t y a tiempo cero (Baggs, *et.al.*, 2000, Weiske *et.al.*, 2001, Chaves *et.al.*, 2005). Las tres

muestras mostraron un comportamiento sustancialmente diferente en la mineralización del nitrógeno.

El suelo tiene una fase inicial de estabilización del contenido en N-NH_4^+ , seguida por una fase de mineralización que comienza después de 50 horas de incubación. El balance neto total en el suelo ascendió a $348 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ SV}$ después de 168 horas. Fijándonos en la concentración de nitratos, la suspensión del suelo tenía una concentración de N-NO_3^- de $47.4 \pm 3.97 \text{ mg N} \cdot \text{kg SV}^{-1}$ al comienzo de la incubación, la concentración decreció hasta $13.6 \pm 7.90 \text{ mg N kg SV}^{-1}$ hasta el final de la incubación. Esta pérdida de una relativamente pequeña cantidad de NO_3^- puede ser probablemente explicada por la desnitrificación ocurrida en la microporosidad del sustrato, evolucionando el NO_3^- hasta N_2O y/o N_2 a costa de consumir el nitrógeno amoniacal que se está liberando en la mineralización.

La muestra de corteza muestra una pendiente negativa, la mineralización neta del nitrógeno fue de $-1334 \text{ mg N kg}^{-1} \text{ SV}$, la cual es acorde a la elevada relación C/N que posee el material (Khalil *et.al.*, 2005).

Por último, el estiércol mostró una tendencia diferente a estas dos, después de un periodo de mineralización suave, hay otro de inmovilización, o descenso, del nitrógeno amoniacal, resultando una mineralización neta de $437 \text{ mg N} \cdot \text{kg SV}^{-1}$ transcurrido el tiempo de incubación (Figura 142). Esto es probablemente debido a la presencia de nitrógeno fácilmente mineralizable procedente de aminoácidos y proteínas o por la hidrólisis del ácido ureico (Sommer y Hutchings, 2001). Como en la muestra de suelo, el estiércol mostró una reducción del contenido total de N-NO_3^- , equivalente a una contribución sobre el CAO de $-1.62 \cdot 10^{-3} \text{ mol O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$, lo que supone un despreciable 0.06% del CAO que fue de $2.67 \text{ mol O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}$.

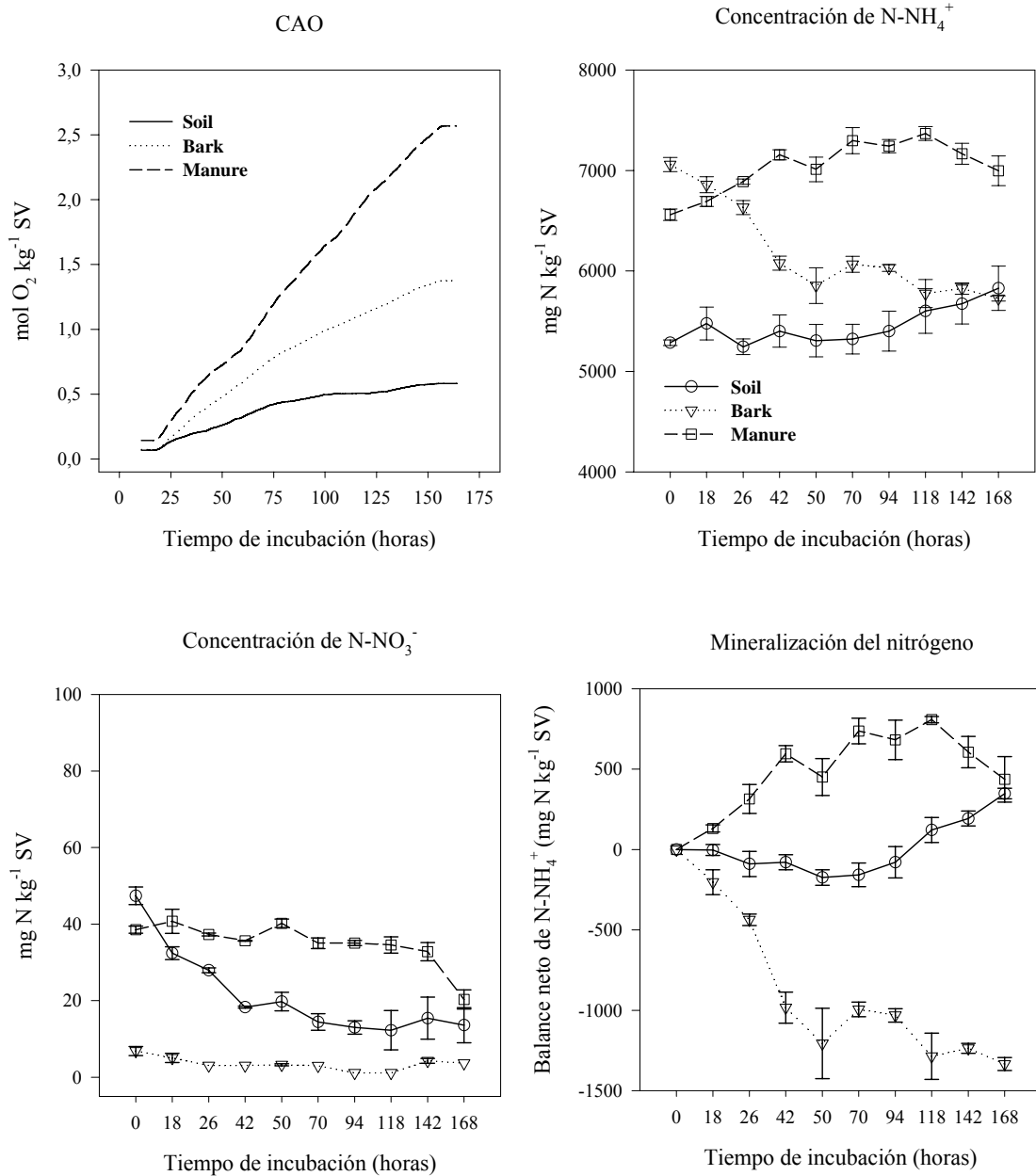


Figura 142. Evolución del Consumo Acumulado de Oxígeno (CAO), NH₄⁺-N total y NO₃⁻-N y balance neto de la mineralización para el suelo, corteza y estiércol. Las barras de error representan la desviación estándar para la media (n=3).

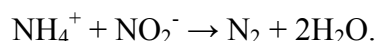
5.3.2.4. La posible producción de N₂ y N₂O y su efecto sobre los resultados.

Los compuestos de Nitrógeno N₂ and N₂O pueden ser producidos por varias rutas diferentes. Una visión detallada del proceso la exponen Wrage *et.al.* (2001) y Ahn (2006).

Los principales procesos son la *nitrificación*, la *desnitrificación* y la *nitrificación-desnitrificación* vía nitrito. La *nitrificación* es la oxidación de NH_3 o NH_4^+ vía NO_2^- hasta NO_3^- , un proceso llevado a cabo bajo condiciones aeróbicas. La *nitrificación* es principalmente llevada a cabo por bacterias autótrofas del género *Nitrosomona*, *Nitrospira* and *Nitrobacter* (Surmacz-Gorska *et.al.*, 1996, Kowalchuk y Stephen, 2001) pero también ha sido descrita la *nitrificación* llevada a cabo por bacterias heterotróficas (Wrage *et.al.*, 2001).

La *desnitrificación* es un proceso respiratorio anóxico, realizado principalmente por bacterias heterotróficas. Los géneros más representativos incluyen *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* y *Thiosphaera*. La *desnitrificación* supone la reducción de NO_3^- a N_2O y finalmente a N_2 , es llevada a cabo en una serie de pasos hasta la formación de N_2 . En cada uno de estos pasos participan distintas enzimas, la más importante es la óxido nitroso reductasa, que cataliza la transformación de N_2O a N_2 . Esta enzima es inhibida en presencia de oxígeno disuelto, liberando N_2O al ambiente (gas con el mayor potencial efecto invernadero, 296 veces mayor que el CO_2).

El último de los procesos, también puede ser una importante fuente de N_2O a pH bajo. La *nitrificación-desnitrificación* vía nitrito es llevada a cabo por las bacteria autótrofas que oxidan NH_3 a NO_2^- , siendo más tarde el compuesto reducido a N_2O y N_2 . Este proceso que ocurre de forma natural tiene especial interés en la Ingeniería Ambiental, concretamente en la depuración de Aguas Residuales. Como se plantea en la Figura 143, el nitrito es un intermediario común en el proceso *nitrificación-desnitrificación*. La formación de nitrato en la *nitrificación* y la formación de nitrito en la *desnitrificación* implicaría un gasto innecesario de energía (Oxígeno y Materia orgánica respectivamente). En el proceso global, *nitrificar* solamente hasta nitrito requiere un 25% menos de consumo de Oxígeno disuelto en la etapa aerobia, y de un 40 a un 60% de ahorro en Materia Orgánica en la etapa anóxica. El proceso Anammox es el acrónimo de anaerobic ammonium oxidation (Mulder *et ál.*, 1995), proceso autótrofo descubierto recientemente en el que el amonio y el nitrito son transformados a nitrógeno molecular en ausencia de oxígeno. En contraste con el proceso convencional de *nitrificación-desnitrificación*, solamente la mitad del nitrógeno tiene que ser oxidado a nitrito. Este proceso biológico puede expresarse de forma simplificada mediante la siguiente expresión:



Junto a estos tres procesos, sería de utilidad distinguir otro más la *nitrificación-desnitrificación acoplada*, la cual produce en primer lugar NO_3^- que es utilizada por las desnitrificantes para producir N_2O y N_2 . Estas reacciones acopladas pueden ocurrir en la interfase de microhabitats aerobios-anóxicos (Wrage *et.al.*, 2001).

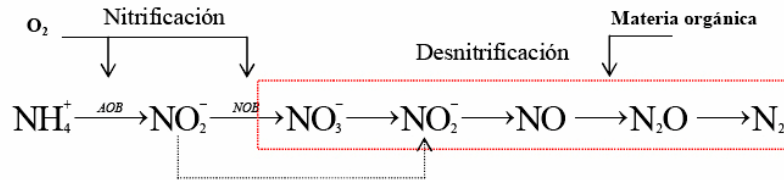


Figura 143. Esquema del proceso de nitrificación, desnitrificación y nitrificación-desnitrificación vía nitrato.

Como se mencionó anteriormente, la producción de N_2 y N_2O durante la incubación puede influenciar de forma negativa en la exactitud de los resultados.

Además, se usó la diferencia entre la concentración inicial y final de NO_3^- para extraer conclusiones sobre la inhibición de la actividad nitrificante de las muestras. No obstante, para que estas conclusiones sean validadas, habría que ser capaz de asumir que la nitrificación-desnitrificación vía nitrito, nitrificación-desnitrificación acoplada o la desnitrificación no ocurren en gran medida. El N_2O fue producido en cantidades apreciables en las suspensiones complementadas con lodos. Cuando los inhibidores de la nitrificación, ATU o ETY fueron aplicados en una concentración de 10 mg l^{-1} o más alta, no se detectó óxido nitroso (N_2O). Esto es un fuerte indicador de que la nitrificación-desnitrificación vía nitrato, la nitrificación-desnitrificación acoplada o la desnitrificación fueron despreciables. Teóricamente el óxido nitroso producido mediante estos procesos podría haber sido convertido hasta N_2 pero esto es demasiado irreal bajo las condiciones aerobias que se daban en el test, ya que la enzima responsable para la reducción de N_2O a N_2 , la óxido nitroso reductasa, es inhibida más fuertemente por el oxígeno que el resto de las enzimas que intervienen en las diferentes variantes de la desnitrificación (Wrage *et.al.*, 2001).

Aunque la ausencia de producción de N_2O en los sistemas con inhibidores de la nitrificación indican que la desnitrificación no fue importante en este estudio, el ligero descenso de la concentración de la concentración de nitratos, NO_3^- , en las suspensiones de suelo y de estiércol, podría indicar que algo de actividad nitrificante

podría haber ocurrido bajo las condiciones de este test. Los procesos de desnitrificación ocurren bajo condiciones limitantes de oxígeno, y aunque la difusión de oxígeno a la fase gaseosa no está limitada, la presencia de micrositios anóxicos en el centro de las partículas de sustrato y en las biopelículas que crecen sobre las partículas no están excluidas completamente (Wrage *et.al.*, 2001, Jang *et.al.*, 2001, Kremen *et.al.*, 2005). Para estimar el potencial efecto de la desnitrificación del nitrato presente inicialmente en la muestra sobre las interferencias en el consumo de oxígeno, un análisis de sensibilidad fue llevado a cabo. Para esto, un factor de conversión de nitrato a oxígeno fue tenido en cuenta, de forma que se consideró que se generan 2.96 g de O₂ por gramo de N-NO₃⁻ (Copp y Dold, 1998). La influencia de la desnitrificación sobre el Consumo Acumulado de Oxígeno del suelo estudiado en este estudio fue de 3.12 10⁻³ mol O₂ kg⁻¹ SV. Esto representa un despreciable 0.53% del CAO encontrado para el suelo (0.59 mol O₂ kg⁻¹ VS). Para extrapolar esta afirmación se asumieron concentraciones iniciales de nitrato de 10, 100 y 1000 mg kg⁻¹ SV. Estas cantidades corresponden a una contribución sobre el CAO de 9.3 10⁻⁴, 9.3 10⁻³ y 9.3 10⁻² mol O₂ kg⁻¹ SV, respectivamente, asumiendo una completa desnitrificación. Combinando estos valores con los valores de Consumo Acumulado de Oxígeno de las fuentes de materia orgánica utilizadas en este estudio se constata que la contribución de la desnitrificación al valor de CAO para una concentración inicial de nitratos hipotética de 10, 100 y 1000 mg kg⁻¹ SV fue, como máximo, del 0.2%, 1.6% y 16% para el suelo, 0.07%, 0.7% y 6.5%, para la corteza, y 0.03%, 0.3% y 3.5% para el estiércol. Estos valores ponen de manifiesto que las fuentes de materia orgánica más estables, poseen un mayor potencial de desnitrificación del nitrato que las fuentes de materia orgánica más inestables. De todas formas, los valores expuestos suponen máximos hipotéticos en condiciones óptimas de desnitrificación, si bien se ha considerado que tan solo una muy limitada actividad desnitrificante puede ser esperada bajo las condiciones de este test. Por tanto se concluye que, la desnitrificación del nitrato presente en las muestras estudiadas no afectó de forma significativa a las velocidades de respiración.

5.3.2.5. *Discusión general de resultados y evaluación del nuevo método.*

Se ha desarrollado un nuevo método para la determinación de forma simultánea de la capacidad de mineralización del carbono y del nitrógeno contenido en la materia orgánica por medio de una incubación aerobia de la suspensión que contiene dicha

fuerza orgánica. El método propuesto está basado en la determinación del consumo de oxígeno, monitorizado indirectamente a través de la caída de presión, mientras que la determinación para conocer la mineralización del nitrógeno fue a través de la medida periódica del $\text{NH}_4^+\text{-N}$, de la suspensión. La suspensión fue estandarizada respecto a la composición de nutrientes y pH y la incubación controlada bajo las condiciones deseadas.

Como hemos visto en los antecedentes existe una necesidad general para encontrar procedimientos de confianza que caractericen y evalúen las fuentes de materia orgánica en términos de su relativa estabilidad (capacidad de mineralización del carbono) y/o la capacidad de mineralización del nitrógeno en aras de optimizar la aplicación de la materia orgánica. A menudo, los test de incubación de suelos son usados para este propósito. De todas formas, los resultados de estos test no solo están determinados por las propiedades intrínsecas de los materiales estudiados, sino también las condiciones ambientales en las que se desarrolla el método, las cuales son difíciles de estandarizar (Alvarez *et.al.*, 1995, Jensen *et.al.*, 2003 Cronje *et.al.*, 2004, Mikha *et.al.*, 2005). Además, los resultados de éstos son claramente función del suelo en el que la materia orgánica es mezclada. En contraposición a los métodos de incubación de suelos, este método descarta las condiciones del suelo y refleja las propiedades que son intrínsecas a la propia materia orgánica exclusivamente. El método es más reproducible que los test de incubación que son habitualmente usados en el campo agronómico.

En el procedimiento desarrollado en este capítulo, tanto las velocidades de mineralización del carbono, como las del nitrógeno fueron determinadas bajo estrictas condiciones que fueron estandarizadas y que son reproducibles, las cuales fomentan una óptima degradación de la materia orgánica, para de esta forma conseguir el objetivo que se persigue. Junto con el relativo bajo precio y el fácil uso del equipo y un corto periodo de incubación (inferior a una semana) hacen de este equipo una valiosa y práctica herramienta cuando la calidad de la materia orgánica necesita ser caracterizada o comparada.

Dos inhibidores de la nitrificación, N-Aliltiourea y 2 Etinilpiridina, fueron ensayados a diferentes concentraciones, para tres muestras de referencia, suelo, corteza y estiércol. Ambos inhibidores bloquean la formación de NO_3^- sin suprimir la actividad de las bacterias heterotróficas, lo que permite la correcta determinación de la OUR (Oxygen Uptake Rate). Cuando los inhibidores de la nitrificación fueron añadidos, no

se detectó óxido nítrico en la fase gaseosa del sistema, lo que confirma que la nitrificación fue inhibida e indica que la desnitrificación y la nitrificación-desnitrificación vía nitrito fue prácticamente despreciable. La velocidad de mineralización fue determinada mediante un muestreo frecuente de la fase líquida a través de un sistema que no obstaculiza a la medida de la presión durante la incubación, posteriormente se determinó la concentración de $\text{NH}_4^+\text{-N}$. El método presente permite la determinación fiable y relativamente rápida y económica de la determinación simultánea de la velocidad de mineralización para un amplio rango de fuentes de materia orgánica. El método es del orden de 5 a 10 veces más rápido y más reproducible que los test de incubación de suelos que son habitualmente usados para este objetivo. También parece útil para obtener información basada en las características inherente a las muestras para el modelado de la dinámica de la materia orgánica.

Otras aplicaciones del método están principalmente en caracterizar la capacidad de fertilización que tienen las enmiendas orgánicas respecto al nitrógeno. En muchas ocasiones, esto se realiza usando funciones o modelos matemáticos que describen la mineralización del nitrógeno en el suelo (Benbi y Richter, 2002, Wang *et.al.*, 2004a). Dos importantes parámetros que son usados en la mayoría de los modelos son N_0 , que es el potencial de mineralización del Nitrógeno y k , que es la velocidad de mineralización. Los valores de N_0 y k son con frecuencia derivados de los test de incubación suelos. Además de los inconvenientes que muestran estos test, ya mencionados, llevar a cabo este método llega a ser poco práctico si el número de muestras del suelo a estudiar es alto. Por tanto se propone, que también para estas aplicaciones, se ensaye el procedimiento descrito, que tiene un alto potencial como alternativa a los métodos ya existentes. En este mismo sentido, es necesario seguir investigando nuevas aplicaciones para explorar todo el potencial de este método al completo.

5.4. Aplicación de los índices respirométricos utilizados al estudio del compostaje.

En esta parte del trabajo se comparan tres métodos respirométricos, utilizados tradicionalmente en el campo de la tecnología ambiental, los cuales han experimentado un gran desarrollo, con el fin de evaluar la actividad biológica de diferentes matrices orgánicas y bioresiduos.

Para cumplir el reto impuesto para el 2016, el envío a vertedero de menos del 35% en peso de la cantidad total de los residuos urbanos biodegradables generados en 1995, se fomentan 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 necesaria 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. Sin embargo, como hemos visto, la comunidad científica no ha discernido que método es el mejor (Cossu *et al.*, 2001). Como se ha comentado, es objetivo de este trabajo arrojar cuanta información sea posible para conocer qué método refleja más fielmente la realidad de la estabilidad de la materia orgánica. 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 (AT_4): 10 mg O_2 / g materia seca.

-Índice de Respiración Dinámica (ASTM D 5975-96): 1000 mg O_2 / Kg SV/h.

La cuestión sería, discriminar cuál de los métodos se comporta mejor desde el punto de vista analítico. En el presente capítulo, se comparan los tres principales métodos respirométricos descritos, SOUR, DRI y OUR con el objetivo de arrojar información acerca de las debilidades y fortalezas de cada uno. El primero, basado en un respirómetro discontinuo en fase líquida, para la determinación de la velocidad de consumo de oxígeno instantánea. El segundo, de tipo manométrico, para la

determinación de la OUR mediante el sistema Oxitop®. Por último, otro respirométrico 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. Cualquiera de estos métodos podría ser una interesante herramienta para hacer una estimación de la tasa respiratoria en cuatro días (AT₄).

5.4.1. Comparativa de los parámetros que son representativos de la estabilidad en cada método.

Debido a que algunos de estos métodos respirométricos, ofrecen varias variables de salida como resultado de su análisis, conviene determinar cuál de ellas es la más interesante para su aplicación rutinaria en la determinación de la estabilidad biológica; así como ver la relación entre ésta y las otras variables de salida que ofrece cada método.

Para el primero de los métodos, el de la SOUR, se ha estudiado la relación entre los dos principales resultados que reporta este test, la VECO_{max} y el CAO₂₀. El valor máximo de consumo de oxígeno por unidad de materia orgánica y tiempo (VECO_{max}), así como el oxígeno consumido en 20 horas (CAO₂₀) muestran una buena correlación (R=0.804) en todo el rango de medida que oscila entre 0 y 80 mg O₂·gSV⁻¹·h⁻¹ (Figura 144) siendo mas riguroso para residuos medianamente estabilizados con una VECO_{max} entre 0 y 35 mg O₂·gSV⁻¹·h⁻¹ (Figura 145, R=0.898), lo que indica que se pueden utilizar indistintamente para evaluar la actividad de los residuos y calidad del compost. Este último rango cubre mas del ochenta por ciento de los puntos de muestreo analizados y es el que predomina en el compostaje de residuos municipales salvo en los momentos de inicio, recién formadas las pilas, cuando mayor es la heterogeneidad y la inestabilidad biológica del material. En la representación la línea discontinua representa el intervalo de confianza al 95%.

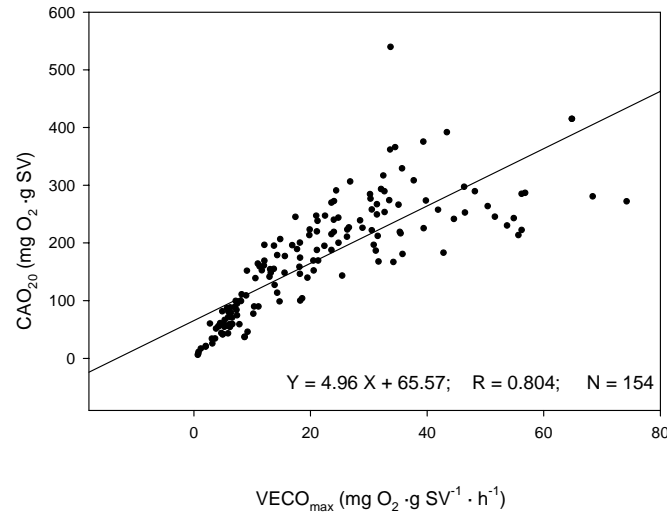


Figura 144. Relación entre CAO_{20} y $VECO_{max}$ en diferentes residuos orgánicos en todo el rango explorado.

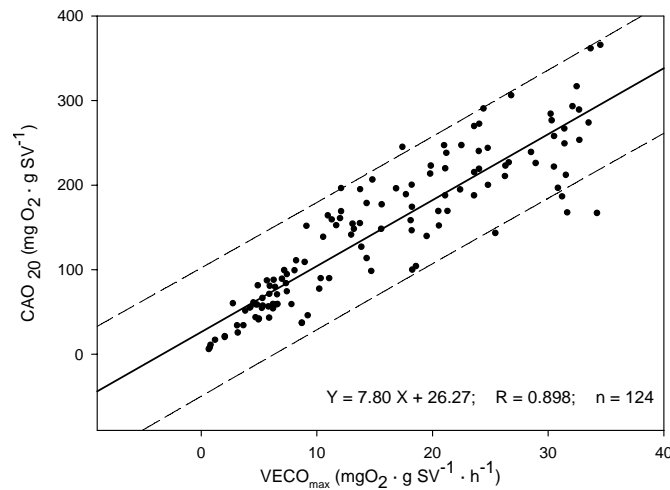


Figura 145. Relación entre CAO_{20} y $VECO_{max}$ en diferentes materiales considerados en el rango de estabilidad bajo y medio

Respecto al método de la OUR al generar un único valor de velocidad de consumo de oxígeno, deducido de todo el rango lineal, será ésta velocidad media de consumo de oxígeno, OUR en $mg O_2 \cdot gSV^{-1} \cdot h^{-1}$, el valor de salida a utilizar en este método.

Sin embargo, en el test del DRI existen muchos parámetros de los que se puede inferir la estabilidad de los residuos. Tres de ellos son los más utilizados. Se trata además del propio índice IRD, que es media de los 24 valores en los que la actividad de la materia orgánica es máxima, de otros resultados que están derivados de la capacidad de autocalentamiento que tiene la materia orgánica dentro del reactor: la temperatura máxima alcanzada durante el ensayo (T_{max}), y la temperatura media alcanzada durante las 24 horas de máxima actividad (T_{IRD}).

Al representar los valores experimentales obtenidos de IRD frente a sus correspondientes valores de T_{\max} y T_{IRD} se observa que su correlación es, en ambos casos, aceptable tan solo en el caso de residuos homogéneos, procedentes de recogida selectiva (Figura 146), mientras que, ésta correlación desaparece al tratar residuos heterogéneos procedentes de la recogida "todo en uno" (Figura 147). Así pues el uso alternativo de estas dos variables para el análisis de la estabilidad del material no es recomendable, por su variabilidad en función del tipo de recogida del residuo.

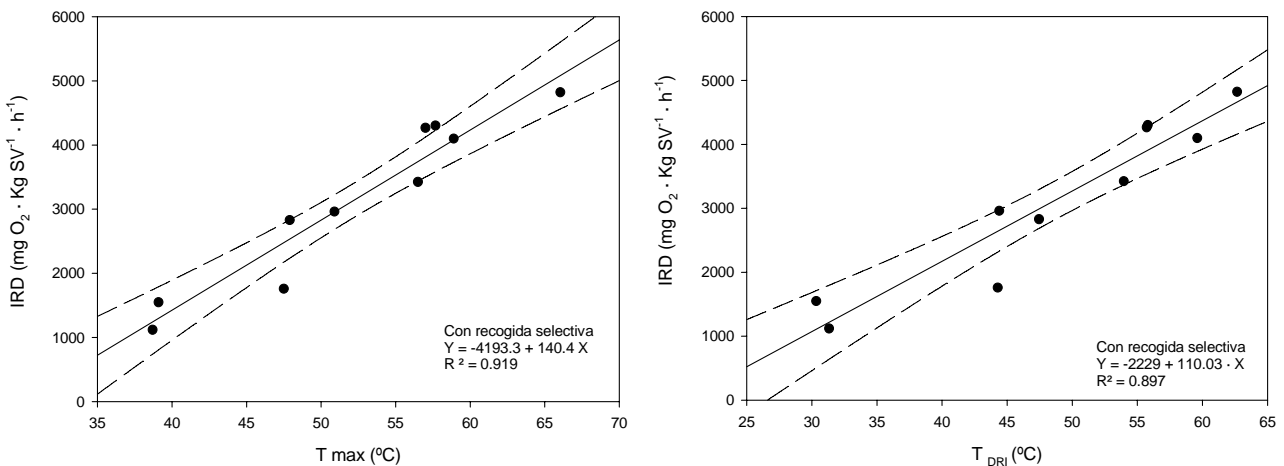


Figura 146. Relación entre el índice IRD y la Temperatura máxima o T_{IRD} para RSU con recogida selectiva.

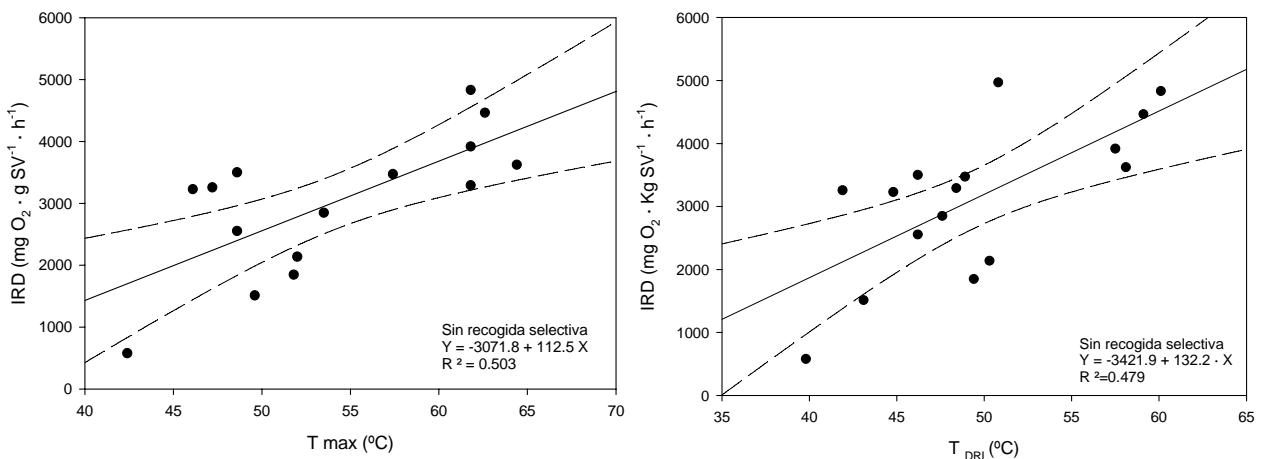


Figura 147. Relación entre el índice IRD y la Temperatura máxima o T_{IRD} para RSU sin recogida selectiva.

5.4.2. El índice de Respiración dinámico como herramienta para conocer las necesidades reales de aire en las plantas de compostaje.

El equipo utilizado para la determinación del Índice de respiración dinámico, proporciona otro dato que podría usarse para caracterizar la estabilidad de un material; es el caudal de aire inyectado por el equipo, ya que éste es directamente proporcional a la demanda de oxígeno y varía de forma automática para mantener el nivel por encima de una consigna dada.

En este sentido, la Figura 148 muestra que no siempre la correlación entre IRD y caudal máximo de aire insuflado es buena, mientras que la Figura 149 indica que sí lo es en el caso de utilizar como variable el caudal medio inyectado durante el tiempo total de ensayo.

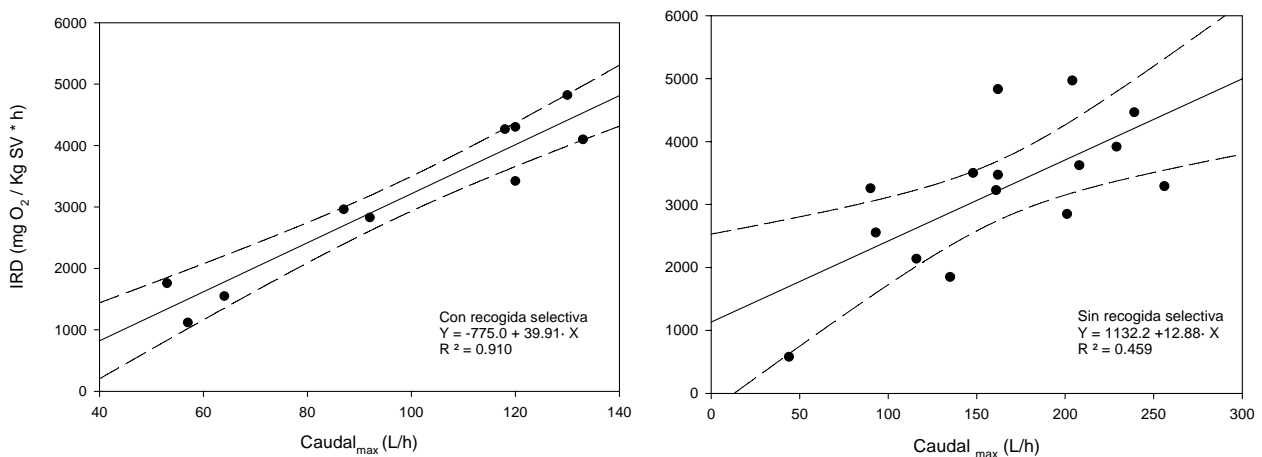


Figura 148. Correlación entre el IRD y el caudal máximo proporcionado por el equipo.

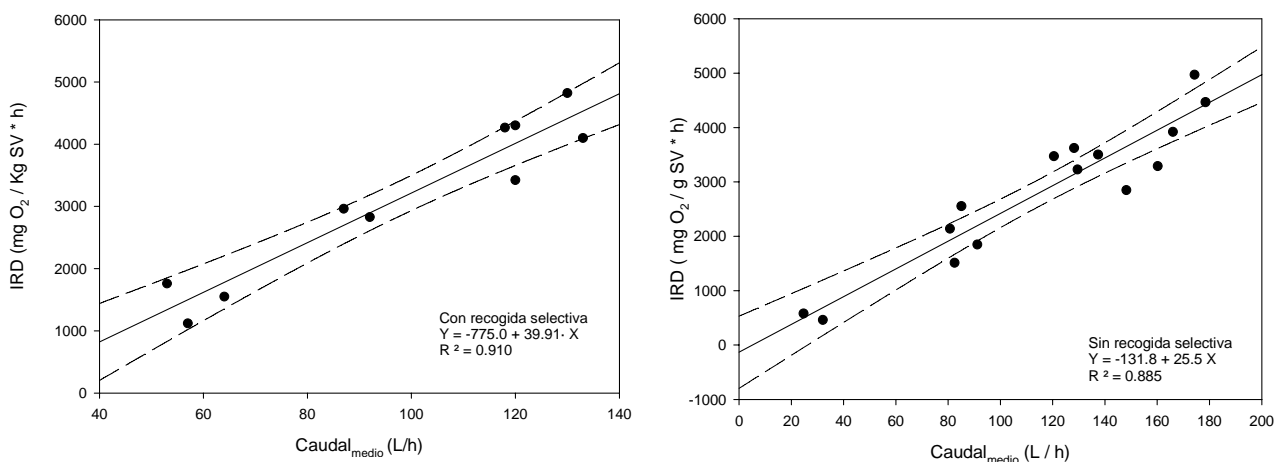


Figura 149. Correlación entre el IRD y el caudal medio proporcionado por el equipo.

Dado que el método del DRI recrea un proceso de compostaje con aireación forzada, a pequeña escala, y que la Figura 149 muestra que existe una buena correlación entre el IRD medido de un material y el caudal medio de aire necesario para mantenerlo en condiciones de aireación que favorezcan su biodegradación, se podría utilizar éste método para evaluar las necesidades de aire en una planta de compostaje para compostar un material con un IRD conocido.

Esta última afirmación se ha puesto a prueba analizando si las necesidades de oxígeno están cubiertas en dos plantas de compostaje que trabajan con sistemas diferentes. Así, se ha estudiado si la aireación proporcionada por las soplantes está ajustada a las necesidades en los túneles de la planta de La Spezia (Italia), y en la planta de compostaje de Estepa (Sevilla). La diferencia fundamental entre ambas plantas de compostaje radica en que, en la primera, la aireación es constante y fijada exclusivamente en función de la cantidad de material a tratar; en la segunda existe un control mediante que garantiza que el nivel de oxígeno permanezca en el 20.5% vol. El resultado es que la primera de las plantas proporciona un caudal de aire constante de $16 \text{ m}^3 \cdot \text{Tn s.m.s.}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (lo que supone un total de $840 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ por túnel) y la segunda un caudal medio calculado de $22.9 \text{ m}^3 \cdot \text{Tn s.m.s.}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ($1340 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ por túnel, como valor medio). En la Figura 150 y en la Figura 151 se ha representado la evolución de la temperatura en dos puntos del túnel para ambos sistemas de operación. Igualmente se ha representado la concentración de oxígeno.

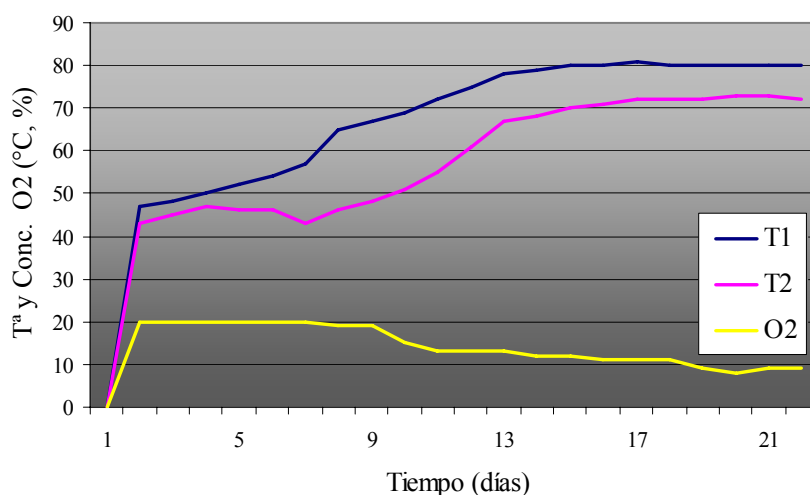


Figura 150. Evolución de la Temperatura y concentración de oxígeno en un túnel sin control de la ventilación (Planta de La Spezia).

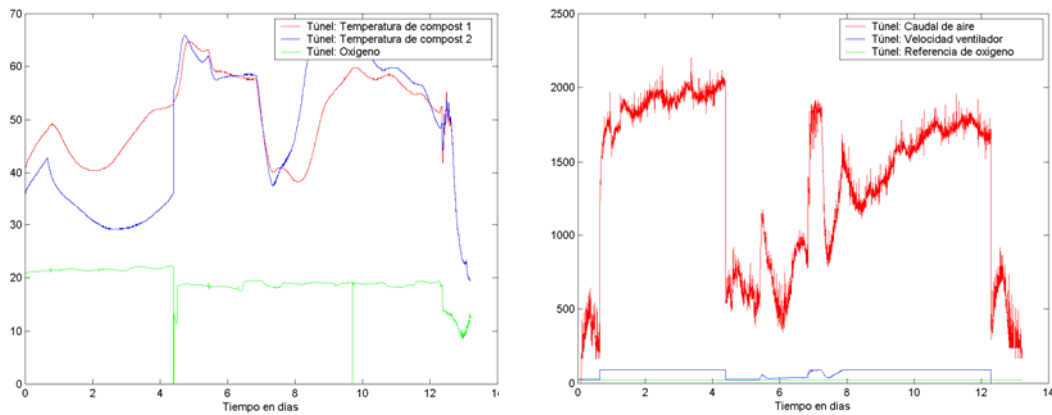


Figura 151. Evolución de la Temperatura (°C), concentración de oxígeno (%) y Caudal ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) en un túnel con control PID (Planta de Estepa).

Se pone de manifiesto que, en un túnel sin control y con una consigna de aireación constante, además de no existir un control de la temperatura, elevándose sobremanera a partir de los 10 días, el nivel de oxígeno también entra en valores por debajo del 10% vol. lo que favorecerá la parcial anaerobiosis en algunos puntos del túnel, afectando al proceso de compostaje. Las altas temperaturas son capaces de higienizar la masa de forma excesiva, dificultando las etapas de maduración del producto. Por el contrario, en un túnel con control de la aireación, el perfil de temperaturas responde al deseado, con una breve pero justa higienización (62°C durante 48 horas), y con etapas anteriores y posteriores de precompostaje y de compostaje.

Utilizando como base el índice de respiración dinámico (IRD) del material de partida se puede conocer si el aire aportado en cada caso fue suficiente para cubrir las necesidades de respiración de la materia orgánica biodegradable contenida en los residuos. El resultado es que para el sistema sin control no se cubren las necesidades para la oxidación del material de entrada, que se evalúan en $23 \pm 1 \text{ m}^3 \cdot \text{Tn s.m.s.}^{-1}$. Sin embargo en el túnel con control de la aireación se identificó un exceso de aire, que según los datos de entrada y la Figura 149 se evalúa en $11.5 \pm 4.5 \text{ m}^3 \cdot \text{Tn s.m.s.}^{-1}$ en este caso.

Estos resultados corroboran lo observado en las Figura 150 y Figura 151. Un déficit en la aireación supone aumentar los periodos de estabilización para un mismo tipo de

residuo además de aumentar la temperatura hasta el punto de llegar a esterilizar el producto, algo no deseable para una enmienda orgánica que trata de ser algo más que un fertilizante mineral. Por otro lado, respecto al caudal en exceso aportado por el segundo de los sistemas, a pesar de incrementar los insumos para el tratamiento del residuo, tiene una gran utilidad práctica que es la de lograr una adecuada renovación del calor dentro de los reactores logrando que se alcancen los perfiles de temperatura deseados.

5.4.3. El método OUR aplicado a la determinación de la estabilidad final del compost.

Los productos finales obtenidos en los procesos de compostaje estudiados en los apartados 5.1.1, 5.1.2, 5.1.3 y 5.1.4. se analizan mediante el método manométrico OUR desarrollado con el equipo Oxitop®.

Estudio de la estabilidad del compost de FORSU en Córdoba.

Se ha realizado la determinación de la OUR (Oxygen Uptake Rate) para los compost de FORSU estudiados en los apartados 5.1.1 y 5.1.2.

El nivel final de estabilidad de este producto ha sido comparado con el que arroja una turba negra comercial para garantizar su correcta estabilización (Figura 152).

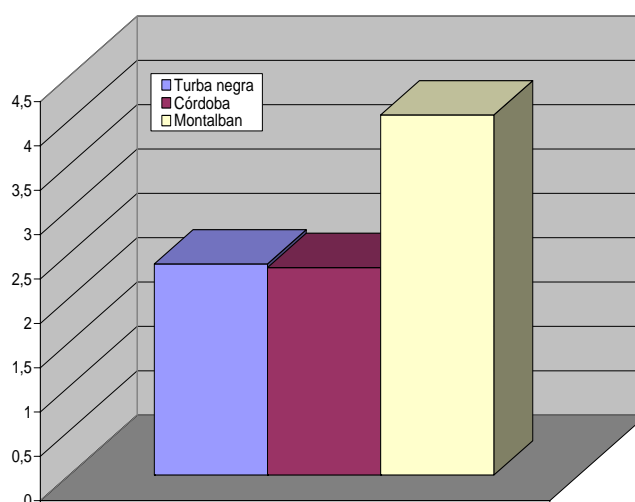


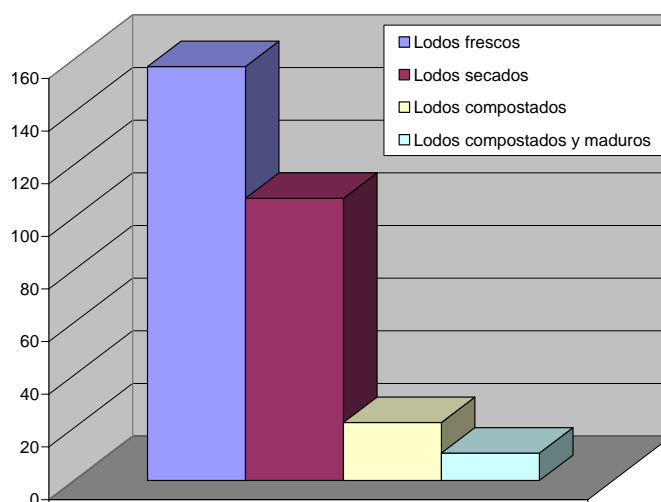
Figura 152. Comparación de la respiración, medida por el sistema Oxitop, entre los compost de FORSU producidos y la turba negra. La respiración está medida en $\text{mmol O}_2 \cdot \text{Kg SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

Se observa que el compost producido en Córdoba está más correctamente estabilizado, que el producido en Montalban.

Estudio de la estabilidad del compost a partir de lodos de EDAR.

Evaluada la actividad biológica mediante un sistema respirométrico manométrico mediante el equipo Oxitop®, la diferencia de estabilidad en el compostaje de lodos de EDAR con poda y sin poda resulta evidente (apartado 5.1.3), quedando patente que la reducción de biodegradabilidad es más eficiente en el sistema que ha evolucionado con poda. Pasado el tiempo de compostaje y refinado, el producto se almacenó durante un mes en el que siguió reduciendo su biodegradabilidad, es el producto denominado lodos compostados y maduros. En la Figura 153 se ha representado el nivel de estabilidad medido mediante el sistema respirométrico Oxitop. Las determinaciones se hicieron para el material de origen así como para los productos obtenidos al final del tratamiento. La diferencia de estabilidad es clara, siendo el compostaje de lodos mezclados con poda seguido de una maduración el tratamiento más adecuado, como era de esperar.

La máxima desviación estándar relativa para este test está en el 9% para la OUR que aunque aparentemente puede parecer elevada, es típica de técnicas que estudian procesos biológicos.

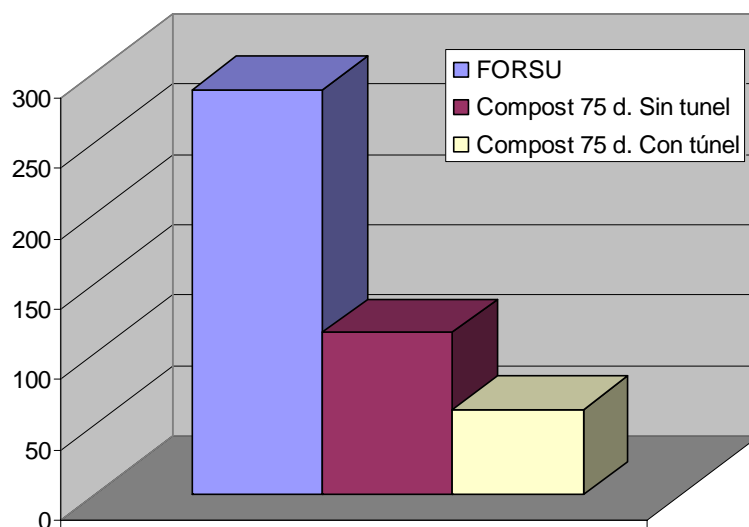


Respiración		Lodos Frescos	Lodos secados 6 meses	Lodos compostados 6 meses	Lodos compostados y maduros
Valor medio	mmol O ₂ ·kgSV ⁻¹ ·h ⁻¹	157.25	107.22	22.08	10.47
Desviación Estándar	mmol O ₂ ·kgSV ⁻¹ ·h ⁻¹	2.55	0.16	0.80	0.96
Desv. Std. Relativa	%	2	0.15	3.63	9.21

Figura 153. Comparación de la respiración, medida por el sistema Oxitop, para los lodos según el manejo. La respiración está medida en mmol O₂·Kg SV⁻¹·h⁻¹.

Estudio de la estabilidad en el compostaje de FORSU en túneles de ventilación forzada y pilas volteadas.

Como se ha visto en el apartado 5.1.4, aunque la aceleración de la velocidad de compostaje en túneles es evidente a los 75 días de compostaje, este periodo se muestra insuficiente para obtener un compost bien estabilizado, ya que de acuerdo al test de la OUR la actividad es de $60.3 \text{ mmol O}_2 \cdot \text{Kg} \cdot \text{SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ para los túneles, y en el caso del tratamiento sin túnel se alcanzó un valor de $115.4 \text{ mmol O}_2 \cdot \text{Kg} \cdot \text{SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, confirmándose, que una maduración-estabilización es imprescindible.



Respiración		FORSU	Compost 75 Sin túnel	Compost 75 d. Con túnel
Valor medio	$\text{mmol O}_2 \cdot \text{kgSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	287.9	115.4	60.35
Desviación Estándar	$\text{mmol O}_2 \cdot \text{kgSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$	25.2	7.7	6.0
Desv. Std. Relativa	%	8.7	7	9.9

Figura 154. Comparación de la respiración, medida por el sistema Oxitop, en la FORSU de Estepa y sus respectivos compost de 75 días obtenidos con distintos sistemas. La respiración está medida en $\text{mmol O}_2 \cdot \text{Kg} \cdot \text{SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

En la Tabla 49 el índice respirométrico OUR obtenido para los compost producidos es comparado con los resultados que arrojan otros compost comerciales y turbas de la región de Andalucía con diferentes procesos. En ella se observa la gran diferencia existente entre los materiales no acabados y los compost finales, y que el valor para

éstos últimos se encuentra, en todos los caso, por debajo de $4 \text{ mmol O}_2 \cdot \text{Kg SV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, equivalentes a $0.13 \text{ mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1}$.

Compost	OUR \pm Std.Dev. ($\text{mmol O}_2/\text{Kg SV} \cdot \text{h}$)
Compost "windrow" (75 días)	115 ± 7.7
Compost "túneles" (75 días)	60.3 ± 6.6
Compost Córdoba	2.3 ± 0.1
Turba negra	2.3 ± 0.1
Compost Ejido	2.8 ± 0.2
Compost Almería	4.0 ± 0.3

Tabla 49. Determinación de la estabilidad, en diferentes compost comerciales.

5.4.4. Comparativa de los métodos SOUR, OUR y DRI.

Se correlacionan aquí los tres métodos estudiados con el fin de estudiar el grado de intercambiabilidad de sus resultados.

Existe una buena relación del método de la SOUR ($R=0.943$, Figura 155) con el de la OUR, cuantificada mediante la siguiente relación, $\text{VECO}_{\text{max}} (\text{mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}) = 6.21 \cdot \text{OUR} (\text{mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1})$. Los valores de VECO_{max} resultan por tanto seis veces más elevados que los de la OUR para un mismo material. Esto es debido a que la VECO_{max} determina un valor puntual máximo de consumo de oxígeno.

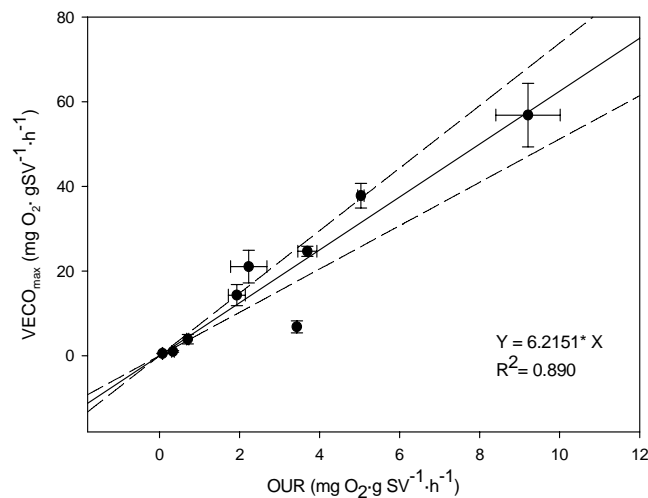


Figura 155. Relación entre el método de de la SOUR y la OUR.

Respecto a la comparación con el método dinámico, DRI, en la Figura 156 se observa que no existe una buena correlación entre $VECO_{max}$ e IRD. Además los valores de $VECO_{max}$ para un material dado son siempre superiores a los del IRD. Mientras que en el método DRI, el cálculo de la velocidad de consumo de oxígeno se efectúa en condiciones semejantes a la de un compostaje con aireación forzada, en el método SOUR la determinación de dicha velocidad se hace tras cribar la muestra con una luz de malla de 10 mm. y en un medio acuoso; con estas dos actuaciones se facilita el acceso del material a nutrientes y oxígeno, con lo que el grado de respiración obtenido se maximiza. En este caso también ocurre, aunque con menor intensidad, lo que al comparar resultado de SOUR y OUR; la $VECO_{max}$ ofrece un máximo puntual de consumo de oxígeno y el IRD proporciona un máximo ponderado en 24 horas.

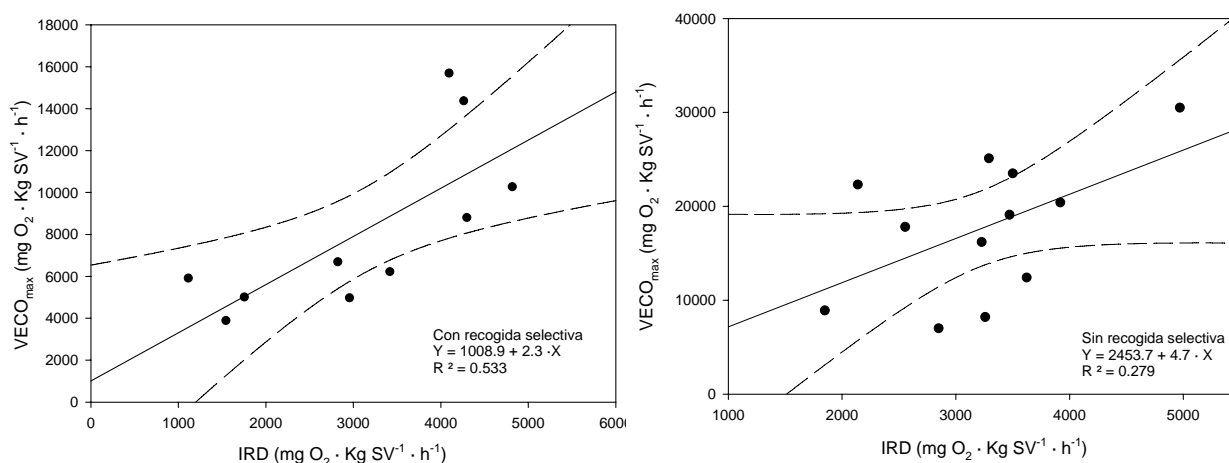


Figura 156. Relación entre el método la SOUR y DRI para FORSU con distintos tiempos de fermentación y según el tipo de recogida.

Efectivamente los métodos SOUR y OUR, ambos realizado en fase líquida y con la muestra en un medio nutritivo optimizado son los que ofrecen un mayor grado de correlación, mientras que el método DRI al realizarse en fase sólida y sin adición de nutrientes ofrece unos resultados menos correlacionables con los otros métodos. En cuanto al valor numérico que estos tres métodos ofrecen para la razón de consumo de oxígeno, que indirectamente mide la biodegradabilidad del material, es el de la SOUR el que presenta el mayor. Al ser este método el que opera con menor tamaño de partícula, y mayor facilidad de acceso a los nutrientes, el dato de biodegradabilidad que resulta es un máximo teórico por lo que podríamos hablar de medida de biodegradabilidad potencial del residuo.

En conclusión, cada uno de los tres métodos tiene sus propias condiciones y especificidades, por lo que los valores de sus respectivos parámetros no son directamente intercambiables. Sin embargo, cada uno de ellos por separado permite distinguir entre los diferentes grados de estabilización de un material dado, y ofrecen valores definitorios de una correcta estabilidad que se recogen y equiparan en la tabla adjunta:

Índice	Valores de referencia
AT ₄	10 mg O ₂ ·gMS
VECO _{max}	4 mg O ₂ ·gSV ⁻¹ ·h ⁻¹
CAO ₂₀	50 mg O ₂ ·gSV ⁻¹
OUR	0.13 mg O ₂ ·gSV ⁻¹ ·h ⁻¹ (= 4 mmol O ₂ ·KgSV ⁻¹ ·h ⁻¹)
IRD	1 mg O ₂ ·gSV ⁻¹ ·h ⁻¹ (=1000 mg O ₂ ·KgSV ⁻¹ ·h ⁻¹)

Tabla 50. Valores de referencia para considerar un material correctamente estabilizado según los diferentes índices respirométricos.

5.5. Influencia de las variables de operación en el método SOUR.

5.5.1. El efecto de la temperatura en el método SOUR.

El método SOUR se utiliza en diferentes laboratorios de distintos países para analizar la estabilidad durante el compostaje (además de nuestro laboratorio por ejemplo, en el laboratorio del propio Stentiford en Leeds, Inglaterra, y en el de Adani en Milán, Italia), pero también para otras aplicaciones en procesos de eliminación de materia orgánica en aguas residuales, test de biodegradabilidad, actividad de bacterias nitrificantes.

Aunque en la mayoría de los métodos se describe a 30°C o 37°C por considerar este intervalo el óptimo para el desarrollo de la microbiota mesófila, no se ha encontrado en bibliografía un estudio que describa la influencia real de la temperatura de trabajo sobre los resultados del método SOUR, por lo que dicho estudio se aborda en este apartado.

Se han realizado medidas de $VECO_{max}$ a un mismo material de partida, variando la temperatura de operación del sistema entre 25 °C y 75°C. El material ensayado fue tomado de la planta de RSU con recogida selectiva de fracción orgánica de Córdoba. La toma de muestra se realizó en una pila volteada con 21 días de compostaje. A este tiempo la fase activa del compostaje ha degradado la mayoría de los compuestos lábiles y la velocidad máxima de consumo de oxígeno ha caído hasta valores comprendidos entre 25 y 30 mg $O_2 \cdot gSV^{-1} \cdot h^{-1}$ para este material.

Todos los experimentos, a cada una de las temperaturas, se realizaron dos veces, lo que, unido a los dos reactores con los que cuenta el equipo, resulta un total de cuatro resultados. El valor medio es la media aritmética de tres valores una vez despreciado el más alejado de la media inicial. El valor medio de $VECO_{max}$ y la desviación estándar para los tres mejores resultados podemos encontrarlo en la siguiente tabla.

Temperatura ensayo (°C)	VECO _{max} mg O ₂ ·gSV ⁻¹ ·h ⁻¹	CAO ₂₀ mg O ₂ ·gSV ⁻¹
25	13.8 ± 1.2	108 ± 7
30	16.5 ± 1.0	158 ± 54
37	26.3 ± 0.7	179 ± 45
42	25.3 ± 0.7	187 ± 40
56	26.3 ± 0.7	171 ± 15
62	32.6 ± 1.5	196 ± 29
70	59.1 ± 0.7	226 ± 21
75	35.2 ± 1.0	204 ± 10

Tabla 51. Determinación de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno y consumo acumulado de oxígeno a las 20 horas para la muestra ensayada a cada temperatura.

El ajuste de estos datos si no tenemos en cuenta la caída ocurrida por encima de los 70°C se ajusta a una típica exponencial definida por la ecuación de Arrhenius. El principio teórico es evidente, a temperaturas más altas, la probabilidad de que choquen dos moléculas es mayor que a temperaturas menores, este hecho tiene trascendencia sobre la energía de activación que es la cantidad de energía necesaria para asegurarse de que suceda una reacción. Hablando estrictamente, la ecuación de Arrhenius debe de circunscribirse a un proceso elemental, si bien su extrapolación a una reacción total representa con bastante precisión los datos experimentales. La siguiente ecuación calcula el efecto de la temperatura sobre la constante cinética de reacción:

$$k(T) = A \cdot e^{\left(\frac{-E_a}{R \cdot T}\right)}$$

donde A es una constante, E_a es la energía de la activación, R es la constante de los gases y T es la temperatura de referencia.

Si tenemos en cuenta que la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno (VECO_{max}) es directamente proporcional a la $k(T)$ según Cronjé y colaboradores (2003), se puede obtener la ecuación siguiente:

$$VECO_{MAX}(T) = 91738 \cdot e^{-2601.6 \cdot T}$$

En la Figura 157 se representa la variación de la VECO_{max} en el rango citado y para el que los resultados se ajustan a una ecuación exponencial con dos parámetros, análoga la de Arrhenius. La primera conclusión que puede extraerse, de este ajuste,

es que debido a la variabilidad de los datos a distintas temperaturas se hace imprescindible acompañar los resultados en todas las determinaciones realizadas por métodos respirométricos, de la temperatura de análisis, ya que éstos dependen exponencialmente de la variable Temperatura según se muestra.

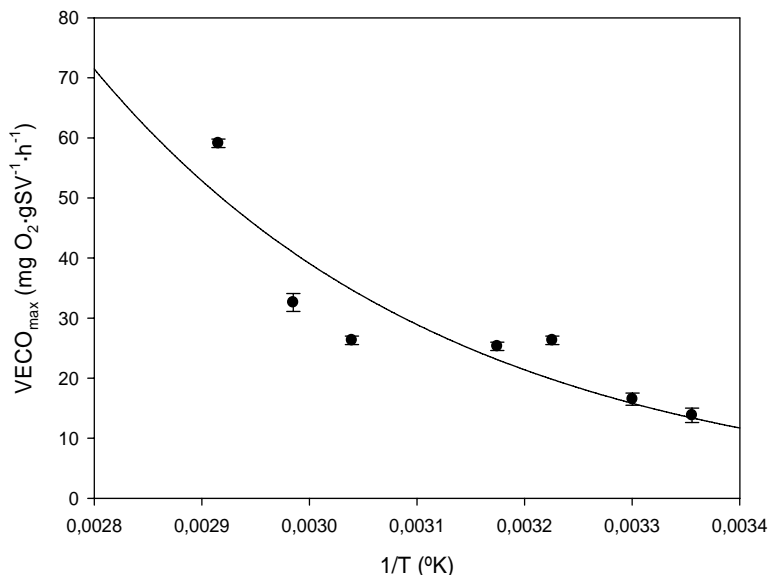


Figura 157. Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno frente a la temperatura de ensayo en el rango de 20°C a 70°C.

Teniendo en cuenta la totalidad de los resultados y representándolo directamente frente a la temperatura, se obtiene la Figura 158; se podría pensar en ajustarla a una función con forma de pico, la que más fielmente ajusta nuestros resultados ($R = 0.811$) es una función Lorentziana del tipo:

$$VECO_{\max}(T) = \frac{a}{1 + \left(\frac{T - T_0}{b}\right)^2}$$

en la que $b = 37.8$, $T_0 = 77.5$ y $a = 44.3$, que sería el máximo valor de la actividad microbiana descrito por esta función, que se conseguiría a la Temperatura T_0 correspondiendo con el máximo descrito por la función.

Sin embargo, esta función tiene dos debilidades, la primera es que no se ajusta bien al máximo, y en segundo lugar no es fiel a la caída de actividad que ocurre pasados los 70°C de temperatura (también, Cronjé *et al.*, 2004 observan que la velocidad de respiración, se incrementa exponencialmente con la temperatura de incubación hasta un máximo comprendido entre 60°C y 70°C, a partir del cual la actividad cae

bruscamente hasta anularse). Por tanto, se hace necesario buscar un nuevo modelo que ajuste mejor los datos experimentales.

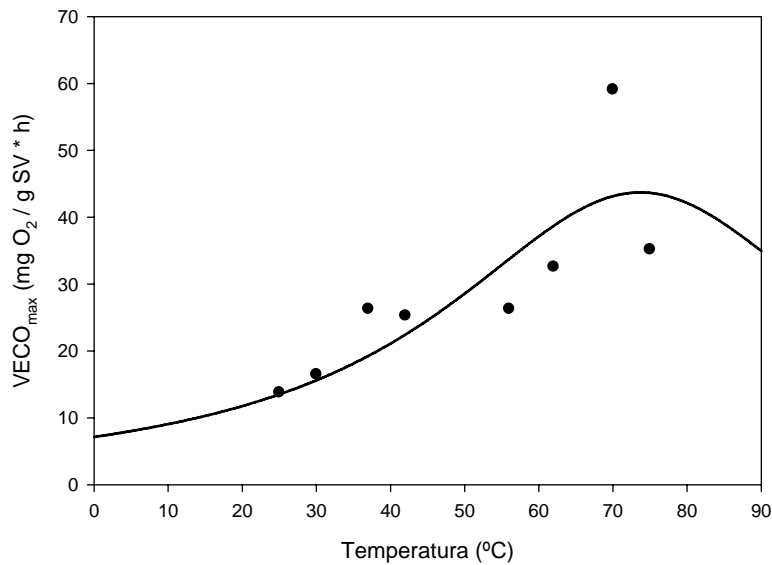


Figura 158. Máxima Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno frente a la temperatura de ensayo en todo el rango ensayado y ajustada a una función de pico (Lorentziana).

Para describir la cinética de la digestión aerobia de residuos líquidos se ha propuesto (Andrews y Kambhu, 1973, Haug 1993) una ecuación en la que se ajusta la constante cinética k_t a una función de tres parámetros del tipo:

$$k(T) = k_{TR1} (C_1^{T-TR1} - C_2^{T-TR2})$$

donde k_{TR1} es la velocidad de reacción a la temperatura de referencia (TR1), C_1 y C_2 son constantes definidas a la temperatura de referencia 1 y 2, respectivamente, y T es la temperatura del sustrato en °C. Esta ecuación ha sido ensayada con nuestros datos, encontrándose que el modelo ajusta los datos experimentales, si bien es cierto que los datos disponibles por encima de 60°C son escasos, lo que provoca que el ajuste pierda rigor en esta zona de la representación gráfica, serían necesarios ensayos por encima de esta temperatura para terminar de ajustar al máximo los coeficientes C_1 y C_2 . Para esta modelización se ha utilizado el programa de representación gráfica y estadística SigmaPlot 9.01. Las temperaturas de referencia fueron elegidas según lo recomendado en bibliografía, siendo TR1, 20°C y TR2, diez grados menos que la temperatura de máxima actividad, por lo se eligió 56°C.

En la siguiente figura podemos ver este ajuste, que es más representativo del comportamiento de la VECO_{max} con respecto a la temperatura que los anteriores.

Como no existe un método analítico estandarizado para calcular el coeficiente de reacción para el compostaje de material orgánico (Stentiford, 1993), aquí el valor empírico de k se calculó usando la relación entre la velocidad específica de consumo de oxígeno, $VECO_{max}$, y la demanda química de oxígeno, DQO, del material compostado ($105.6 \text{ mg O}_2\text{-gSV}^{-1}$) y tiene la dimensión de t^{-1} (Cronjé *et al.*, 2004).

$$k(T) = \frac{VECO_{MAX}(T)}{DQO}$$

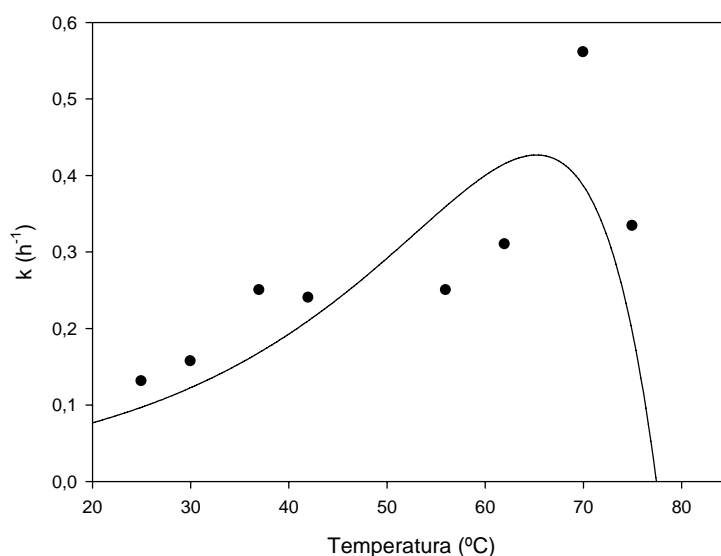


Figura 159. Evolución de la cinética de degradación (k) con respecto a la temperatura.

Las constantes y parámetros de la ecuación $k(T) = k_{TR1} (C1^{T-20} - C2^{T-56})$ que ajustan los resultados representados con anterioridad se muestran en la siguiente tabla:

TR1	TR2	k_{TR1}	C1	C2	R	T^a (k_{max})	T^a ($k=0$)
20	56	0.077	1.049	1.137	0.713	65.5	77.5

Tabla 52. Valores de las constantes que describen la de dependencia de $k(T)$ con respecto a la temperatura.

Con estos valores la ecuación quedaría:

$$VECO_{max}(T) = 8.18 \cdot (1.049^{T-20} - 1.137^{T-56})$$

Los resultados mostrados en la tabla contrastan con los encontrados en bibliografía sobre todo en lo referente a la temperatura de cese de la actividad. Temperaturas de 60°C son suficientes para que la actividad de algunas enzimas como las celulasas (Keener *et al.*, 1993) empiecen a declinar y temperaturas entre 70°C y 75°C son letales para la mayoría de los microorganismos (Van Ginkel, 1998). Cronje y colaboradores (2004) encuentra temperaturas para la máxima velocidad de actividad biológica a 63°C. Salvando las diferencias entre experimentos, el resultado expuesto en bibliografía se realiza en medio sólido con purines y el nuestro, en medio líquido con fracción orgánica de RSU, la temperatura a la que se alcanza la máxima velocidad de degradación en nuestro caso es 65.5°C, se vislumbra como un resultado real a pesar de estar algo alejado de los predichos para la materia orgánica de los residuos ganaderos. Además, los resultados obtenidos son muy aproximados a las máximas temperaturas registradas a nivel de planta industrial, en las que durante los primeros 20 días del compostaje las temperaturas rozan estos niveles, cercanos a los 70°C. La temperatura de cese de la actividad biológica se ha estimado para la fracción orgánica de RSU en 77.5°C mientras que en el caso de residuos ganaderos se adelanta a temperaturas de 71°C-72°C. La diferencia de comunidades microbiológicas y las ventajas que ofrece el medio líquido al inicio y mantenimiento de una reacción química o biológica se destacan como las principales razones que hacen que estos resultados estén algo más elevados que los citados con anterioridad.

En conclusión, la SOUR supone una vez más un claro indicador de actividad microbiológica durante el compostaje. En condiciones de una óptima accesibilidad del oxígeno a las partículas, adecuado tamaño de partícula y sin límites de micronutrientes se ha determinado el valor de la constante cinética k a distintas temperaturas. La actividad en rangos termofílicos fue notablemente mas alta que en rangos mesofílicos. El punto de máxima actividad biológica encontrado a 66°C es la temperatura a la que el proceso debería de operar, logrando, además de una mayor velocidad en el proceso de degradación, la higienización de patógenos. Las expresiones mostradas pueden servir para realizar una aproximación a un modelo dinámico del compostaje basado en la descomposición del sustrato.

5.5.2. El efecto de la agitación en el test respirométrico sobre la determinación de la SOUR.

Además de la temperatura, el método de la SOUR es sensible a otras variables que son capaces de modificar los resultados respirométricos. Entre estas variables están las formas de operar como son; el muestreo, la selección del tamaño de partícula, adición de coadyuvantes como macronutrientes, micronutrientes o inhibidores de la nitrificación y el grado de agitación impuesto en la fase líquida que permite un mayor contacto entre el oxígeno del medio y la población microbiana que se desarrolla.

Se suelen estandarizar las condiciones en términos semejantes al test de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO); los macronutrientes son los típicos de la DBO, el tamaño de partícula se hace menor de 2 mm., nunca se añaden micronutrientes y como inhibidores de la nitrificación se utiliza en todos los casos la Tiourea. Estas condiciones están bastante estandarizadas en la realización de este método, sin embargo, una variable como la velocidad de agitación, aparentemente poco importante, se muestra como decisiva a la hora de comparar resultados, y es que la agitación es una condición que permite un contacto mas íntimo entre la partícula y el medio nutritivo en el que se encuentra el oxígeno disuelto; regimenes de agitación bajos mantienen a la mezcla en decantación o con pobre grado de mezclado; por otra parte, se espera que a partir de un determinado umbral de agitación, esta fuerza sea la suficiente para permitir la mezcla completa del material, favorecer la disgregación de agregados y solubilización de nutrientes al medio, favoreciendo en consecuencia la asimilación del carbono, que es la fuente de alimentación principal de la biomasa cuando la nitrificación está inhibida. La disolución de Carbono al medio se estima como la condición indispensable para que se produzcan las mayores tasas de respiración.

Se han estudiado cuatro regimenes de agitación, (100, 300, 500 Y 700 rpm). A continuación se muestran los resultados respirométricos para estos cuatro experimentos y el valor de la k aparente, determinada de acuerdo al método utilizado en el apartado anterior.

Agitación (RPM)	VECO_{max} mg O₂·gSV⁻¹·h⁻¹	CAO₂₀ mg O₂·gSV⁻¹	k (h⁻¹)
100	9.3 ± 2.4	88.0 ± 59.5	0.088
300	16.2 ± 0.5	119.3 ± 6.5	0.153
500	27.7 ± 2.4	208.3 ± 26.2	0.263
700	19.9 ± 6.5	144.6 ± 36.4	0.189

Tabla 53. Determinación de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno y consumo acumulado de oxígeno a las 20 horas para distintos grados de agitación.

Como en el caso de la temperatura, e incluso mejor en este caso, los datos se pueden ajustar a una gráfica de pico, de tipo Lorentziana (R = 0.996). La función ajustada concretamente sería la siguiente:

$$VECO_{MAX} = \frac{27.7}{1 + \left(\frac{x - 526.0}{281.9} \right)^2}$$

En la siguiente representación se detalla cómo esta función ajusta con gran rigor los datos experimentales, que figuran con la desviación estándar correspondiente, media de tres experimentos. Cabe destacar que los valores obtenidos para el más alto de los regímenes de agitación (700 rpm), fueron más dispares y no permiten sacar conclusiones rotundas para este valor de la variable.

No obstante, los resultados parecen confirmar que hay una zona óptima de valores de agitación, que hace máximo el valor medido de VECO_{max}, que estaría en torno a los 526 revoluciones por minuto, y que valores de agitación significativamente mayores, empiezan a dar problemas en la microbiota, que no puede crecer adsorbida a las partículas y que empieza a sufrir estrés por cizalladura.

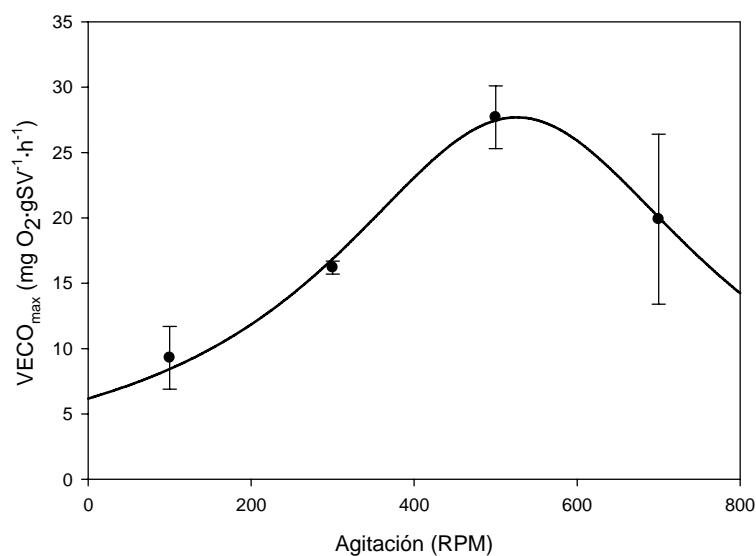


Figura 160. Máxima Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno frente a la temperatura de ensayo en todo el rango ensayado y ajustada a una función de pico (Lorentziana)

En conclusión queda ampliamente confirmado que todos los resultados respirométricos deben de ir acompañados de las condiciones de operación (Baeza 2002), incluido la temperatura de ensayo y el grado de agitación, ya que el método SOUR es dependiente de estas condiciones como hemos visto en este subapartado y en el anterior.

Finalmente, se ha ensayado una combinación de los efectos de la temperatura y la agitación sobre la $VECO_{max}$ medida, ajustando los datos a una curva Lorentziana de dos variables independientes. Utilizando dicha función para un total de 35 experimentos la ecuación obtenida fue la siguiente:

$$VECO_{max} = \frac{77.8}{\left(1 + \left(\frac{T(^{\circ}C) - 82.1}{39.6}\right)^2\right) * \left(1 + \left(\frac{R(RPM) - 523.0}{-285.8}\right)^2\right)}; R = 0.864$$

Esta función cuenta con una fuerte debilidad y es que no reproduce las condiciones por encima de los 70°C de Temperatura a partir de la cual la actividad enzimática y por tanto biológica cae de forma mas brusca, no obstante sirve para conocer el comportamiento de la medida de la $VECO_{max}$ con respecto a las dos variables.

La escasa disparidad entre los valores críticos encontrados en la ecuación que combina ambos efectos (82°C y 523 rpm) y las originales por separado, parece indicar que ambos efectos son efectivamente independientes entre sí.

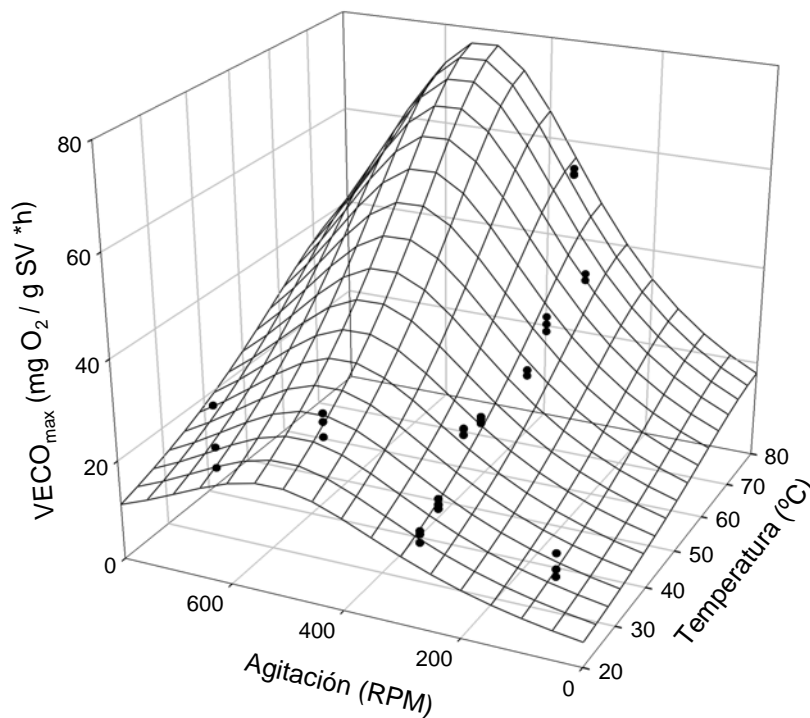


Figura 161. Dependencia de la Velocidad Específica de Consumo de Oxígeno máxima con respecto a la Temperatura de ensayo y grado de agitación

5.5.3. Análisis interlaboratorio para el método SOUR.

Además del efecto de la temperatura de incubación y la velocidad de agitación, existen otras variables en el método de la SOUR que dependen del operador o del equipo con el que se está desarrollando la medición. En el respirómetro SOUR utilizado en la Universidad de Milán se identificaron severas diferencias con el usado en Córdoba que hicieron pensar en la posibilidad de obtener resultados diferentes en función del aparato usado para medir la $VECO_{max}$. Dichas diferencias estaban fundamentalmente en:

- Los matraces están abiertos al aire. La determinación en vaso abierto, que favorecería la disolución de oxígeno de la fase gaseosa al líquido, no supuso sin embargo ningún problema, ya que se cuantificó el coeficiente de transferencia de oxígeno, $K_L a$ y resultó prácticamente despreciable.
- Los macronutrientes añadidos son los mismos pero no se añade Tiourea, lo que sólo será crítico cuando se desarrollen bacterias nitrificantes.
- En cuanto a la adquisición de los datos primarios también existen algunas diferencias; mientras en nuestro equipo la adquisición de cada pendiente se hace en un rango de concentraciones de oxígeno definido por el operador (6.8 y 7.0 mg O₂·L⁻¹ la mayor parte de las veces) en el equipo utilizado en Italia se realiza por tiempo, 15 minutos de adquisición (en los cuales se muestrea la concentración de oxígeno cada 30 segundos) seguida de 15 minutos de aireación. Debido a que la reaireación se hace también por tiempo podría ocurrir que en los momentos de mayor actividad existiera una parcial anaerobiosis, este problema se soluciona porque existe una aireación de emergencia si la concentración de oxígeno baja de 2 mg/L.

Con el objeto de verificar la reproducibilidad de los resultados obtenidos en estos dos laboratorios, se realizaron los experimentos cuyos resultados se recogen en la Tabla 56 y 57, con 6 muestras analizadas por duplicado en Milán y Córdoba, pero a una misma temperatura (37°C).

A continuación se muestra el detalle de los resultados obtenidos en ambos laboratorios para las mismas muestras.

RESULTADOS CON EL RESPIROMETRO DE LA UNIVERSITA DEGLI STUDIO DI MILANO (Di.Pro.Ve)

PARAMETRO	MUESTRA 1 (0 días)			MUESTRA 2 (24 días en túnel)			MUESTRA 3 (40 días maduración)		
	R1	R2	MEDIA \pm SD	R1	R2	MEDIA \pm SD	R1	R2	MEDIA \pm SD
VECO _{max} (mg O ₂ · g SV ⁻¹ · h ⁻¹)	9.13	10.25	9.69 \pm 0.79	4.99	4.95	4.97 \pm 0.03	3.87	5.89	4.88 \pm 1.42
CAO ₁₂ (mg O ₂ · g SV ⁻¹)	93.17	53.60	73.39 \pm 27.98	32.06	27.08	29.57 \pm 3.52	27.89	42.21	35.05 \pm 10.12
CAO ₂₀ (mg O ₂ · g SV ⁻¹)	151.87	77.50	114.69 \pm 52.59	42.20	41.22	41.71 \pm 0.69	51.61	71.03	61.32 \pm 13.73

RESULTADOS CON EL RESPIROMETRO DE LA UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA (Departamento de Ingeniería Química)

PARAMETRO	MUESTRA 1 (0 días)			MUESTRA 2 (24 días en túnel)			MUESTRA 3 (40 días maduración)		
	R1	R2	MEDIA \pm SD	R1	R2	MEDIA \pm SD	R1	R2	MEDIA \pm SD
VECO _{max} (mg O ₂ · g SV ⁻¹ · h ⁻¹)	11.07	14.70	12.89 \pm 2.57	5.87	5.32	5.90 \pm 0.93	5.24	6.56	5.60 \pm 0.39
CAO ₁₂ (mg O ₂ · g SV ⁻¹)	65.79	73.50	69.65 \pm 5.45	39.42	54.23	44.95 \pm 12.56	36.07	53.83	46.83 \pm 10.47
CAO ₂₀ (mg O ₂ · g SV ⁻¹)	89.84	98.47	94.16 \pm 6.10	43.21	57.44	62.76 \pm 11.46	54.66	70.86	50.33 \pm 10.06

Tabla 54. Resultados correspondientes al análisis interlaboratorio para las muestras de La Spezia.

RESULTADOS CON EL RESPIROMETRO DE LA UNIVERSITA DEGLI STUDIO DI MILANO (Di.Pro.Ve)

PARAMETRO	MUESTRA 1 (0 días)			MUESTRA 2 (9 días en túnel)			MUESTRA 3 (40 días maduración)		
	R1	R2	MEDIA ± SD	R1	R2	MEDIA ± SD	R1	R2	MEDIA ± SD
VECO _{max} (mg O ₂ · g SV ⁻¹ · h ⁻¹)	15.67	14.35	15.01 ± 0.93	6.67	8.78	7.73 ± 1.49	6.28	6.20	6.24 ± 0.06
CAO ₁₂ (mg O ₂ · g SV ⁻¹)	118.20	85.52	101.86 ± 23.11	46.04	75.77	60.91 ± 21.12	39.75	41.94	40.85 ± 1.55
CAO ₂₀ (mg O ₂ · g SV ⁻¹)	177.30	113.72	145.51 ± 44.96	59.47	97.04	78.26 ± 26.57	54.20	59.45	56.83 ± 3.71

RESULTADOS CON EL RESPIROMETRO DE LA UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA (Departamento de Ingeniería Química)

PARAMETRO	MUESTRA 1 (0 días)			MUESTRA 2 (9 días en túnel)			MUESTRA 3 (40 días maduración)		
	R1	R2	MEDIA ± SD	R1	R2	MEDIA ± SD	R1	R2	MEDIA ± SD
VECO _{max} (mg O ₂ · g SV ⁻¹ · h ⁻¹)	18.25	18.56	18.41 ± 0.22	9.21	8.69	8.95 ± 0.37	7.40	10.19	8.79 ± 1.97
CAO ₁₂ (mg O ₂ · g SV ⁻¹)	68.97	74.62	71.80 ± 4.00	4.82	1.83	3.33 ± 2.11	45.92	69.27	57.60 ± 16.51
CAO ₂₀ (mg O ₂ · g SV ⁻¹)	100.12	104.15	102.14 ± 2.85	45.97	36.95	41.46 ± 6.38	74.47	-	74.47 ± 0.00

Tabla 55. Resultados correspondientes al análisis interlaboratorio para las muestras de Sesto.

El análisis de la Varianza (ANOVA) con un nivel de confianza $p > 0.05$ denota en 5 de las 6 muestras ensayadas existe reproducibilidad en el resultado en los dos respirómetros y que los errores provocados por el método superan las diferencias que puedan darse por la forma de proceder en ambos laboratorios. Es de destacar que en todos los casos se aprecia una diferencia al alza en el caso del respirómetro de la Universidad de Córdoba, si bien estas diferencias no resultaron significativas y quizá podrían ser atribuidas a operar a una mayor velocidad de agitación.

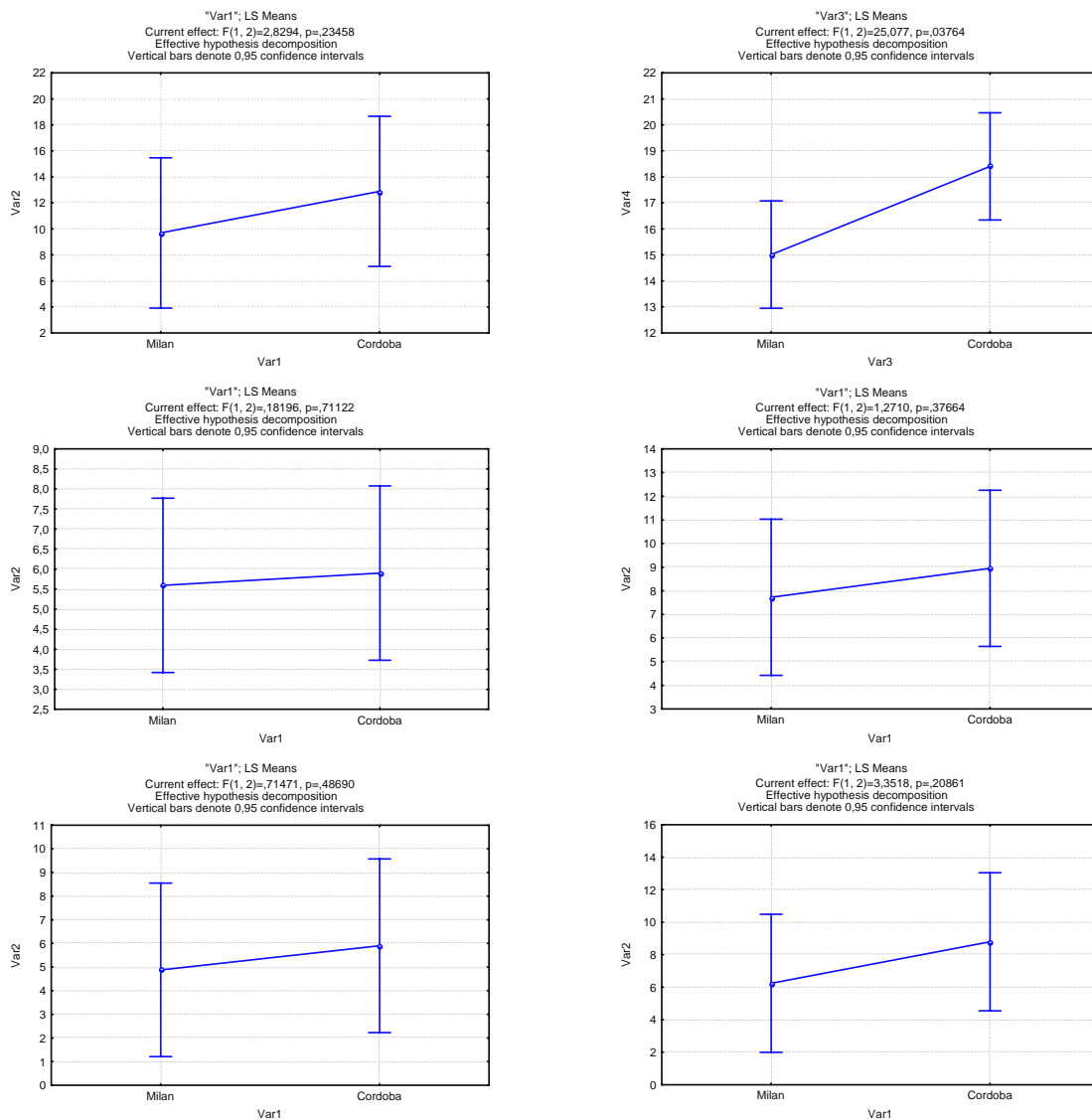


Figura 162. Representación del Análisis de la varianza para las 6 muestras.

5.6. Uso del compost como promotor de la hidrólisis en un proceso de digestión anaerobia de la Fracción Orgánica de la RSU.

5.6.1. Mejora de la etapa hidrolítica en tratamientos biológicos.

El proceso de Digestión anaerobia de FORSU es otra interesante opción para paliar parcialmente el problema de la gestión de los Residuos Municipales (FORSU y Lodos de EDAR) y tiene importantes ventajas, como la baja generación de lodos y su rentabilidad energética por la producción de metano.

Sin embargo su principal desventaja es su lentitud (Morread y Nordstedt, 1993). De las tres etapas en las que se divide el proceso (hidrólisis, acetogénesis, metanogénesis), es la hidrólisis de compuestos complejos y su incorporación a la fase líquida la que principalmente limita la velocidad del proceso global. Por tanto se hace imprescindible la utilización de pretratamientos que mejoren la velocidad y rendimiento de esta etapa.

El principal objetivo del pretratamiento es mejorar la etapa limitante del proceso, asegurando una liberación importante de materiales orgánico/biológicos; es decir, la hidrólisis de las proteínas, carbohidratos y ácidos grasos, incrementando la solubilización de la materia orgánica, mejorando la biodegradabilidad del sustrato y en consecuencia incrementando la velocidad de reacción.

Convencionalmente los tratamientos térmicos y químicos con bases, son los más utilizados en la industria y han sido descritos con esperanzadores resultados con FORSU, sin embargo implican el uso de tecnologías avanzadas y complejas, aportes energéticos y reactivos químicos. En este experimento se han estudiado y desarrollado pretratamientos de tipo biológico analizando la mejora de la capacidad hidrolítica que ejercen. Su importancia radica en que reducen los costes considerablemente a nivel industrial por tratarse de procesos biológicos con inóculo de bajo coste.

Este mismo principio del pretratamiento puede ser aplicado al proceso de compostaje. La etapa hidrolítica correspondería con la fase de bio-oxidación acelerada o fase ACT (Active Composting Time) que coincide con la mayor actividad de las enzimas hidrolíticas, los mayores consumos de oxígeno y la descomposición del material más fácilmente biodegradable (Veeken y Hamelers, 1999). En la línea de optimización del proceso de compostaje y aumento de la eficiencia, reduciendo los tiempos de procesado, los pretratamientos hidrolíticos juegan un importante papel, pues una mayor y más rápida liberación de los constituyentes de la materia en sus unidades más simples, acortaría considerablemente etapas posteriores del proceso (la etapa termófila y la de humificación, en el caso del compostaje) y en consecuencia, al descender el tiempo de residencia, el volumen de los reactores de un proceso anaerobio o aerobio sería menor.

Los objetivos específicos de este apartado en particular fueron: estudiar la influencia de la estabilidad del inóculo, del porcentaje de inoculación, del grado de agitación y del tiempo de residencia sobre la capacidad hidrolítica inducida.

5.6.2. Experimentos realizados y métodos empleados.

Se estudió el efecto hidrolítico que induce la biomasa contenida en dos inóculos de compost con distinta estabilidad. Se trata del compost obtenido en la planta de Compostaje de Las Calandrias, en Jerez de la Frontera, con un sistema de fermentación en trincheras de 3 meses aproximadamente. Uno de ellos fue inoculado sin periodo de maduración (Inóculo A) y otro con una maduración extra de dos meses (Inóculo B). La FORSU fue obtenida de la misma planta de compostaje y corresponde a una recogida selectiva de escasa calidad del propio término municipal. Se realizaron 21 experimentos que combinaban el tipo de inóculo introducido a la FORSU (Inóculo A o B), la cantidad de inóculo (2.5%, 5% y 10% del peso total), el tiempo de residencia (6, 12 y 24 horas) y el efecto de la agitación (Régimen estático o dinámico aplicado para el inóculo B y 24 horas de Tiempo de residencia). Los ensayos se realizaron por duplicado en reactores de diseño propio del Dpto. de Ingeniería Química de la UCA en una mezcla semilíquida con 30% de sólidos totales. Una vez cerrados los reactores, se les dotó de un sistema de aireación y se incubaron a una temperatura de 37°C.

Los experimentos fueron llevados a cabo en discontinuo; la capacidad de cada uno de estos reactores era de 1.1 litros (escala laboratorio), siendo el volumen neto ocupado de 0.7 litros. Cada reactor contó con una agitación independiente del orden de 14 RPM. La temperatura de operación fue de 37°C controlada y monitorizada por un termostato.



Figura 163. Aspecto de los reactores durante uno de los ensayos y detalle del interior.

Se realizaron determinaciones de humedad (gravimetría a 105°C), materia orgánica (gravimetría a 550°C según método 2540 B de la APHA-AWWA-WPFC), y nitrógeno total (método Kjeldahl 4500 N-org-B con digestión ácida a 225°C). Los parámetros elegidos para estudiar el efecto hidrolítico fueron el carbono orgánico total (Analizador Shimadzu TOC-505a según método 5310B), carbono inorgánico (por diferencia con el total), alcalinidad (valoración potenciométrica hasta punto final, según método 2320-B), pH (Hanna 210), conductividad (portátil-WTW) y Nitrógeno amoniacal por retrovaloración con ácido sulfúrico 0.02 N del destilado de una muestra previamente tamponada con tampón borato y recogido el destilado sobre ácido bórico (Método Kjeldahl, 4500 NH₃-E). Los análisis se realizaron a los materiales de partida y a la mezcla final.

Además de las determinaciones analíticas realizadas al residuo final digerido que delatan la presencia de los elementos simples y que evidencian el proceso de hidrólisis, se ha caracterizado químicamente y determinado el grado de estabilidad a los tres materiales de partida ensayados (FORSU + Inoculo A y B) con las siguientes técnicas: el test de autocalentamiento en vaso adiabático Dewar; la Respirimetría en fase líquida (Specific Oxygen Uptake Rate, SOUR); y la Respirimetría en estado Sólido de carácter dinámico (Dynamic Respiration Index, DRI). También se ha determinado la OUR (Oxygen Uptake Rate) mediante Oxitop® pero con las

modificaciones que permiten su utilización con muestra sólida para poder comparar este índice de estabilidad con los anteriores. Estas modificaciones son dos, de forma que el matraz de reacción cuenta con un mayor volumen libre y se dispone de un gran recipiente para la colocación de una disolución básica en el interior. Por último se ha realizado un estudio termogravimétrico, ATG, de las tres matrices, que completa el espectro de técnicas utilizadas para caracterizar la estabilidad del compost.

5.6.3. Caracterización Química y Biológica de las materias utilizadas.

A continuación se exponen los resultados que revelan la distinta calidad del sustrato, compost, desde el punto de vista de la estabilidad. En la siguiente tabla, se muestra a modo de resumen, la caracterización química y la caracterización referente a la estabilidad biológica.

	FORSU	COMPOST A	COMPOST B
Humedad (%)	6.89	20.91	15.44
Materia Orgánica (%)	33.39	46.03	35.19
Nitrógeno NTK (%)	0.731	1.011	0.943
Relación C/N	26.56	26.48	21.69
pH	7.61	7.21	8.19
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	452	533	427
Alcalinidad (g CaCO_3/L)	0.132	0.472	0.084
T^a max. Autocalentamiento (°C)	-	64.8	22.7
VECO_{max} (mg O₂ /g SV *h)	-	6.20	1.30
CAO₂₀ (mg O₂ /g SV)	-	90.45	15.71
OUR-Oxitop (mg O₂/ Kg SV * h)	106	32.9	30.6
IRD (mg O₂/ Kg SV * h)	-	3701	195
IRD_{max} (mg O₂/ Kg SV * h)	-	4957	543
ATG (dy / dx)_{max} (240 °C)	0.95	0.72	0.70
ATG (dy / dx)_{max} (410 °C)	0.50	0.49	0.72

Tabla 56. Caracterización química y biológica de las materias utilizadas en la realización del experimento.

La técnica ATG:

Junto con las técnicas respirométricas, entre las técnicas utilizadas, las determinaciones termogravimétricas son las más novedosas. Se han elegido los picos

a 240°C y 410°C como los más característicos en los que ocurre pérdida de peso con mayor velocidad en la materia orgánica por diversos procesos (deshidratación del agua de constitución y calcinación del carbono). La FORSU presenta la mayor pérdida de peso a los 240°C y poca a los 410°C. Sin embargo, a medida que avanza el proceso de compostaje y la estabilización del producto, la velocidad y cantidad de pérdida de peso es mas parecida en ambos rangos de temperatura. La diferencia entre las velocidades de pérdida de peso a 240°C y 410°C podría ser un buen indicador del grado de estabilización, tendiendo a cero para los sustratos mas estabilizados.

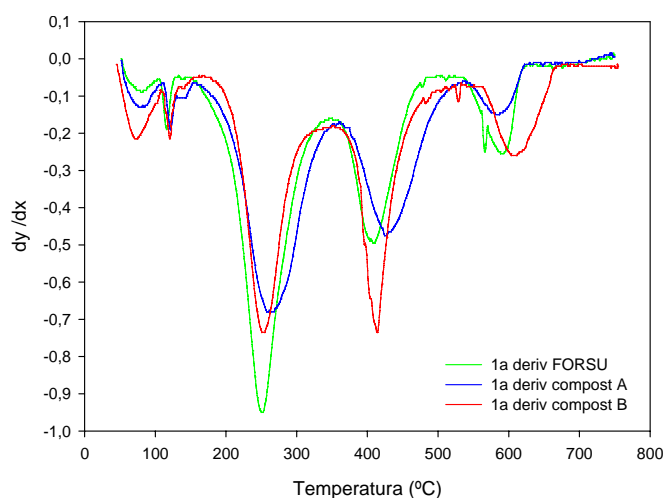


Figura 164. Comparativa de la velocidad de pérdida de peso para los tres materiales ensayados.

Test de Autocalentamiento:

La determinación de la estabilidad mediante el test de autocalentamiento (Koenig y Bari, 2000) se acepta como una técnica simple, y económica capaz de hacer una buena aproximación a la estabilidad real del sustrato.

La Figura 165 muestra cómo el Compost tipo A tiene una alta actividad biológica transcurridos 3 meses de compostaje (64.8°C), mientras el compost tipo B, con dos meses de maduración adicionales, goza de una estabilidad biológica apta para su consumo agrícola (22.7°C). Dicha afirmación queda más que contrastada con los ensayos respirométricos realizados. Los análisis de la SOUR, como técnica respirométrica realizada en medio líquido y de tipo estático, y el DRI, como técnica de

tipo dinámico realizada en estado sólido permiten asegurar que existe una más que notable diferencia entre los dos inóculos.

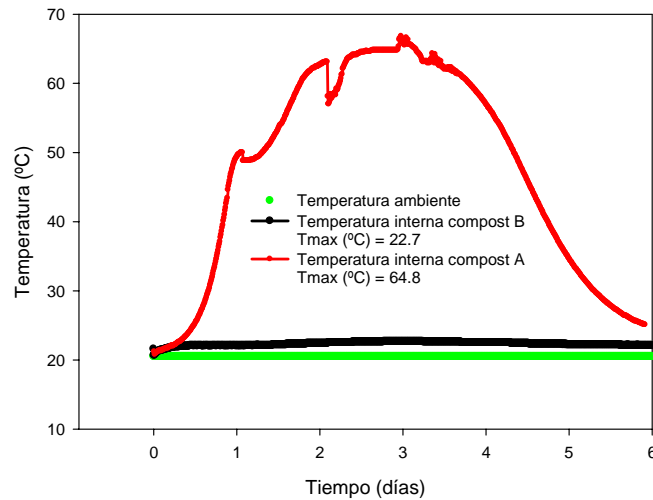


Figura 165. Evolución de la temperatura de autocalentamiento para los dos compost utilizados como inóculo.

Resultados respirométricos. Método SOUR.

La técnica de la SOUR corrobora los resultados arrojados por el test de autocalentamiento. En la Figura 166 y Figura 167 puede observarse la diferente estabilización de estos sustratos. El primero, el compost A, al tratarse de un compost sin periodo de maduración, tiene una máxima velocidad específica de consumo de oxígeno que se encuentra por encima de $6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, lo que supone una biodegradabilidad claramente mayor, que el segundo inóculo ensayado, el compost tipo B, cuyo máximo valor de velocidad específica de consumo de oxígeno se encuentra en torno a $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{gSV}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, con lo que el material se considera completamente estable.

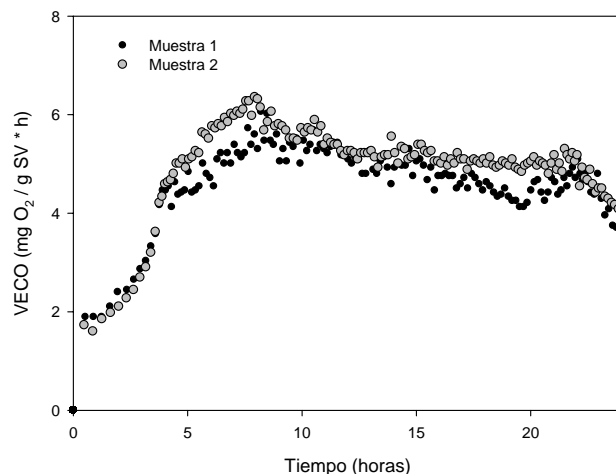


Figura 166. Test respirométrico SOUR para el compost tipo A.

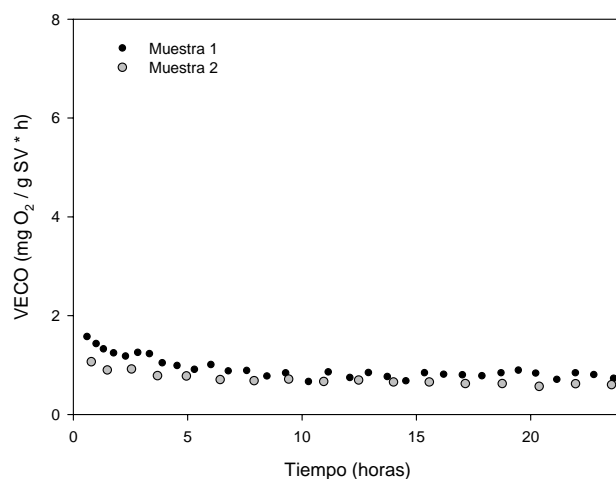


Figura 167. Test respirométrico SOUR para el compost tipo B.

Resultados respirométricos. Método DRI.

La técnica del DRI (Dynamic Respiration Index) recrea el proceso a escala semi-industrial, y sus resultados pueden extrapolarse a escala completa al trabajar con grandes cantidades. En la Figura 168 se representa una comparativa del resultado respirométrico entre los dos compost ensayados y en la Figura 169, un detalle del ensayo para el compost con mayor actividad (el tipo A), en el que pueden observarse la evolución de las variables temperatura, oxígeno y caudal de aire. Este método corrobora, una vez más, la diferente estabilidad de los compost A y B.

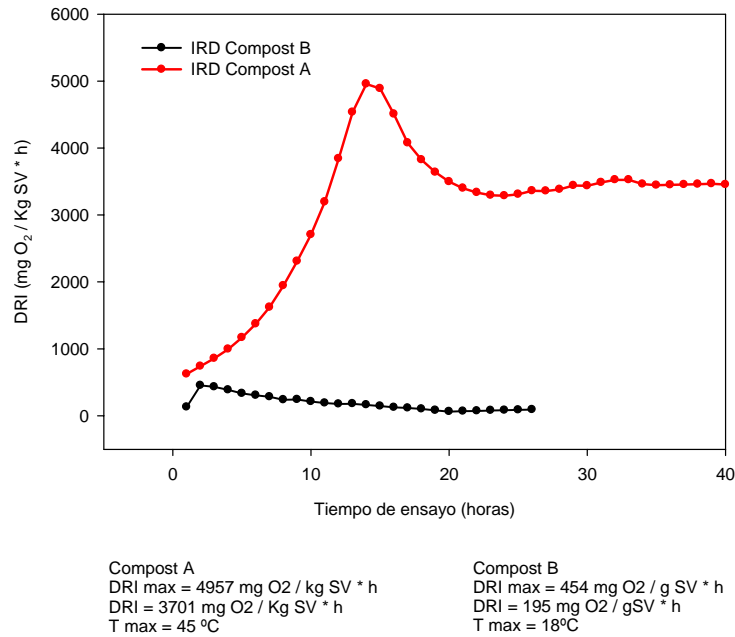


Figura 168. Evolución del índice de respiración dinámica para los dos compost utilizados como inóculo.

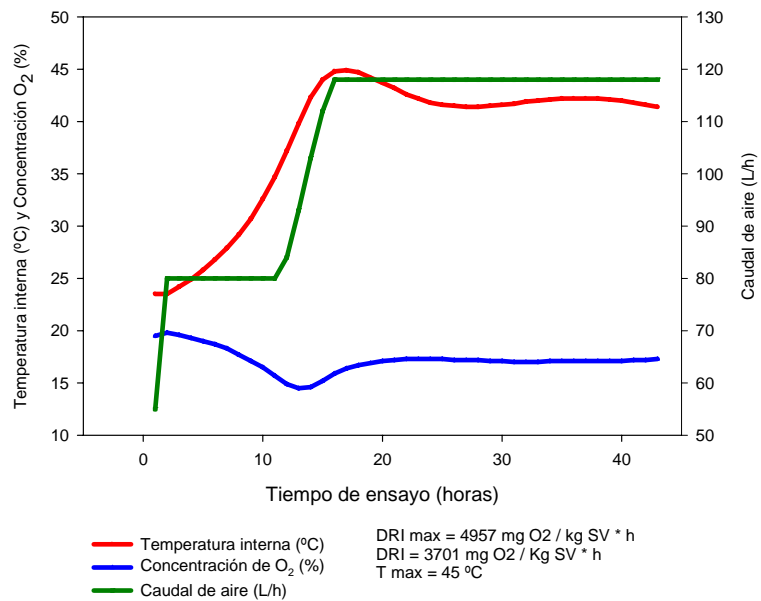


Figura 169. Evolución de la temperatura, concentración de oxígeno y caudal de aire aportado durante el test del IRD para el inóculo A.

Resultados respirométricos. Método OUR.

Las diferencias de estabilidad para el compost A y el B, puestas de manifiesto con el método SOUR y DRI, se reproducen, aunque no tan acusadamente, al aplicar el método de la OUR en fase sólida. En la Figura 170 se representan las pendientes

ocasionadas por 1.8, 2.3 y 1.9 g SV de FORSU, Compost A y Compost B respectivamente.

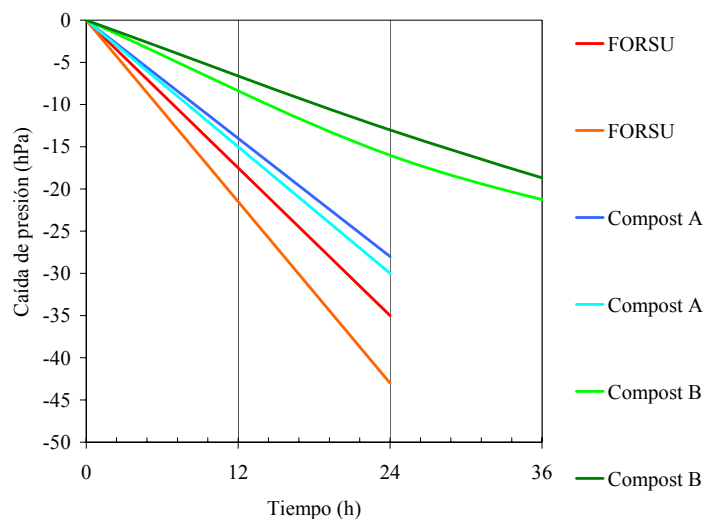


Figura 170. Evolución de la caída de presión para los tres materiales de partida

5.6.4. Efecto de la inoculación del compost.

La inoculación sobre la FORSU durante un máximo de 24 horas no tuvo efecto apreciable sobre la humedad, materia orgánica total, pH y conductividad; por contra, afectó significativamente a los valores de Carbono orgánico total disuelto, amonio y alcalinidad.

A continuación puede verse el comportamiento de los experimentos con los inóculos A y B a los tres tiempos de residencia ensayados y con porcentajes crecientes de inoculación para las dos principales variables de respuesta, el COT disuelto y la liberación de NH_4^+ . (Figura 171 y Figura 172). En ellas se aprecian dos cosas: en primer lugar, la importancia del tiempo de contacto en la liberación de nutrientes a la fase líquida, siendo mayor a medida que aumenta el tiempo de contacto; en segundo lugar, que los valores máximos de concentración de COT disuelto y Amonio para todos los experimentos son similares.

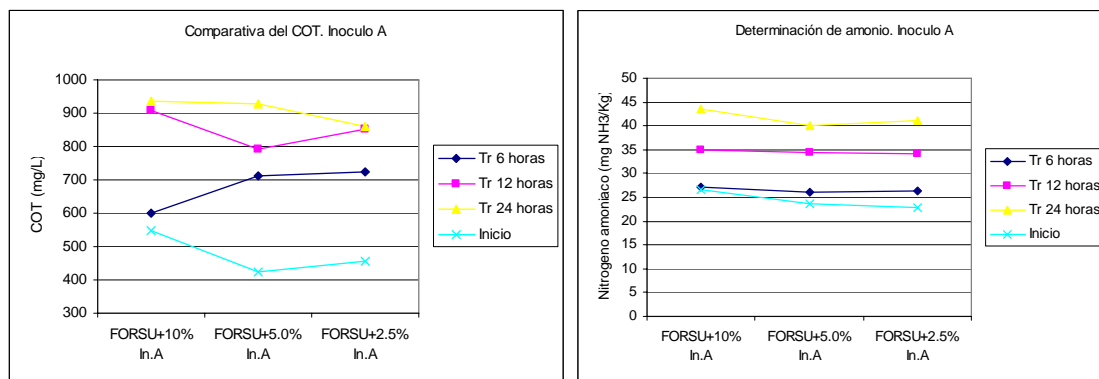


Figura 171. Determinación de COT disuelto y amonio para el inóculo A para las combinaciones de tiempo de residencia y porcentaje de inoculación (Las concentraciones de inicio son media de los respectivos valores de cada experimento al comienzo).

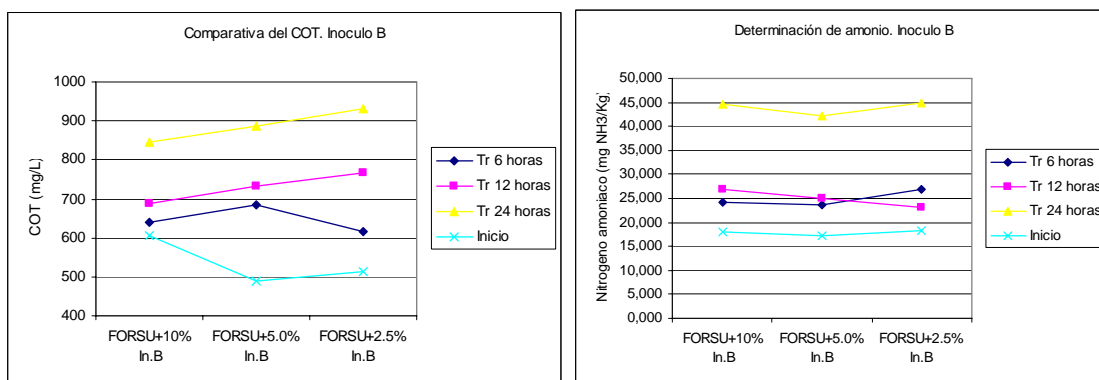


Figura 172. Determinación de COT disuelto y amonio para el inóculo B para las combinaciones de tiempo de residencia y porcentaje de inoculación. (Las concentraciones de inicio son media de los respectivos valores de cada experimento al comienzo).

Sin embargo, relativizando los valores a la concentración inicio particular de cada experimento (Tabla 57), se aprecia que hay una dependencia entre la estabilidad del compost y la capacidad de mejora de la hidrólisis del inóculo. La diferencia puede ser relacionada con el tipo de microorganismos presentes en el compost (Ryckeboer y Mergaert, 2003).

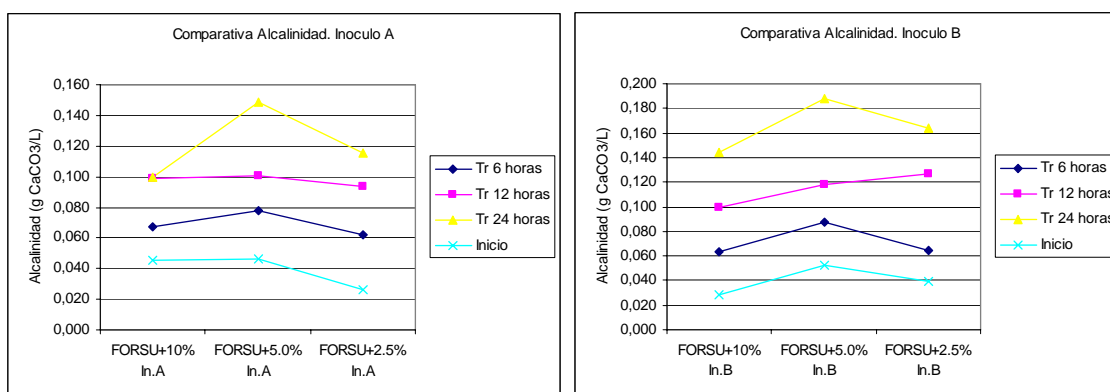
Así, el inóculo A (que se puede catalogar como compost inmaduro, aún biológicamente activo) reporta los mejores resultados para la liberación de carbono al medio, al tiempo de contacto de 24 horas y con un porcentaje de inoculación del 5%, consiguiendo un incremento del 118.9 % del carbono orgánico total disuelto después del tratamiento. Sin embargo es el inóculo B (considerado completamente estabilizado, de acuerdo a los ensayos de estabilidad mostrados en la Tabla 56), el que consigue los mejores porcentajes de hidrólisis para el amonio, con un incremento relativo del 148.3% en el amonio disuelto en el extracto acuoso, en este caso para la combinación

con mayor porcentaje de inóculo y a mayor tiempo de contacto (24 horas), si bien las concentraciones del 5% y del 2.5% generaron unos resultados muy parecidos. Este hecho supone una ventaja para la implantación de estos resultados a escala industrial por los menores aportes que se requerirían de este material. En definitiva, la utilización de un inóculo de mayor o menor estabilidad vendría impuesto por la liberación de nutrientes que se quiera favorecer. Compost A, inmaduro para la liberación de carbono y Compost B, maduro para la liberación de nitrógeno.

	Tiempo de contacto	Compost A			Compost B		
		Inóculo (%)			Inóculo (%)		
		10	5	2.5	10	5	2.5
COT_d (%)	24	70.6	118.9	88.4	39.3	81.4	82.2
	12	65.5	86.2	87.1	13.2	50.0	50.1
	6	9.2	68.1	59.1	5.7	39.8	20.5
NH₄⁺ (%)	24	62.6	69.0	79.5	148.3	145.3	145.6
	12	30.5	45.7	48.9	48.8	44.7	27.3
	6	1.3	10.6	14.4	34.4	37.8	47.2

Tabla 57. Incremento del carbono orgánico disuelto y del contenido en amonio para cada compost (A y B), porcentaje de inóculo (2.5, 5 y 10%) y tiempo de contacto (6, 12 y 24 horas).

Al analizar la variación de la alcalinidad con respecto al testigo (Figura 173), se ratifica la importancia del tiempo de contacto y en este caso la poca diferencia entre porcentajes de inoculación y tipo de inóculo.



*Las concentraciones de inicio son media de los valores de inicio particulares de cada experimento

Figura 173. Determinación de la alcalinidad para las combinaciones de tiempo de residencia y porcentaje de inoculación para los dos inóculos ensayados.

Finalmente, en cuanto al régimen de agitación, los experimentos realizados en régimen estático produjeron una hidrólisis del material entre un 50% y 80% menor que en régimen dinámico (Figura 174).

NH_4^+ según Régimen de agitación
 Régimen estático: $Z = 5.707 - 0.038X - 33.92Y$ ($R=0.957$)
 Régimen dinámico: $Z = 31.5297 - 0.0098X - 22.1551Y$ ($R=0.392$)
 X (COT en mg/L), Y (Alcalinidad en gCaCO_3/L), Z (Amonio en $\text{mg NH}_3/\text{Kg}$)

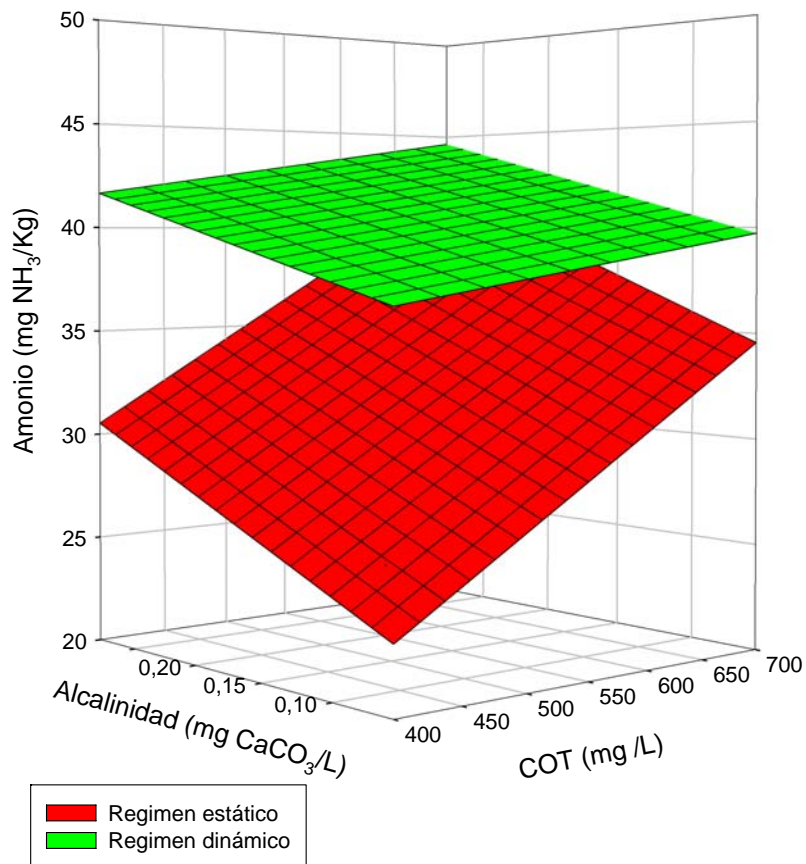


Figura 174. Función polinómica NH_4^+ para los dos inóculos ensayados con 24 horas de incubación y distinto régimen de agitación.

La agitación de la mezcla supone un mejor contacto entre el sustrato y la comunidad microbiana que se traduce en una mayor liberación de nutrientes al medio. El efecto de la hidrólisis en régimen dinámico queda constatado en la Figura 174 en donde se representa la combinación de Amonio ($\text{mg NH}_3/\text{Kg}$)-Alcalinidad ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$)-COT (mg/L) para los experimentos que se desarrollaron en régimen dinámico y estático con un tiempo de contacto de 24 horas. En todos los casos los resultados del régimen estático estuvieron por debajo de los generados en régimen dinámico.



CONCLUSIONES

6. CONCLUSIONES

A través de la investigación expuesta en esta memoria, y los resultados alcanzados en la misma, es posible llegar a las siguientes conclusiones generales:

1.- Se ha analizado el compostaje en pilas volteadas en la Planta de Recuperación y Compostaje de Córdoba, encontrándose que:

- La variación de la $VECO_{max}$ con el tiempo de compostaje permite seguir la evolución del proceso de degradación de la materia ajustándose ésta a una cinética de primer orden, con valor de $k=0.022\text{ d}^{-1}$. La variación del CAO_{20} con el tiempo de compostaje se puede ajustar a una ecuación del mismo tipo, pero refleja peor los resultados experimentales, cuanto mayor es el grado de estabilización alcanzado.

- El Test de Autocalentamiento refleja bien la evolución del proceso de compostaje, pero es muy poco sensible a cambios de estabilidad en las primeras fases del proceso (sin embargo, las más activas).

- El Test de germinación ensayado, con tomate y pimiento, ha demostrado que el grado de estabilidad del compost afecta al porcentaje de germinación de estas plantas y al tiempo necesario para dicha germinación. En definitiva es un buen ensayo de madurez del material compostado.

- Otras variables ensayadas, como la evolución de la relación C/N, que pasa de 18 a 8, o la reducción de la materia orgánica presente en el material, que se reduce en un 50%, dan lugar a curvas de poca pendiente con lo que no son herramientas sensibles para seguir el avance del proceso de compostaje a lo largo del mismo. Los valores absolutos obtenidos son bajos, con respecto a lo recogido en bibliografía, para otros materiales, pero normales para Residuos Sólidos Urbanos.

- Diferentes parámetros ensayados, en relación con la absorbancia de los extractos acuosos tomados a lo largo del proceso de compostaje tampoco permiten su uso como variable de control y seguimiento de dicho proceso.

- La DQO evoluciona con el tiempo de compostaje de forma análoga a como lo hace la $VECO_{max}$ encontrándose un valor de la constante de degradación de $k=0.1346\text{ d}^{-1}$, muy diferente de otros encontrados en bibliografía para residuos análogos.

- Los datos obtenidos de $VECO_{max}$ a lo largo del experimento, se han relacionado con las temperaturas de autocalentamiento y las humedades de las muestras correspondientes, ajustándose a una ecuación de dos variables independientes que indica que los valores más elevados de $VECO_{max}$ es decir los momentos de mayor actividad respiratoria se obtienen cuando la humedad está en torno a un máximo situado en 44°C y cuando la temperatura es más elevada.

2.- Se ha analizado el compostaje en pilas volteadas en la Planta de Recuperación y Compostaje de Montalbán, encontrándose que:

- La variación de la $VECO_{max}$ y la del CAO_{20} con el tiempo de compostaje permiten seguir la evolución del proceso de degradación de la materia ajustándose a una cinética de primer orden, con valor de $k=0.018 \text{ d}^{-1}$ y $k=0.012 \text{ d}^{-1}$, respectivamente. El ajuste en este caso es peor que en el anterior, debido probablemente a que se cuenta con menos datos.

- El Test de Autocalentamiento es poco concluyente en esta ocasión, por la misma razón.

- El Test de germinación ensayado, con tomate, pimiento y melón, ha demostrado que el grado de estabilidad del compost afecta al porcentaje de germinación de estas plantas y al tiempo necesario para dicha germinación.

- Otras variables ensayadas, como la evolución de la relación C/N, que se mantiene en torno a 20, o la prácticamente inexistente reducción de la materia orgánica presente en el material, así como la baja velocidad de degradación obtenida al ajustar la variación de la DQO con el tiempo de compostaje, indican que el proceso de compostaje no se ha desarrollado en buenas condiciones en esta planta.

3.- Se han estudiado dos tratamientos diferentes dados a pilas de lodos de EDAR, encontrándose que:

- La variación de la $VECO_{max}$ con el tiempo de compostaje permite seguir la evolución del proceso de degradación de la materia ajustándose ésta a una cinética de primer orden, con valor de $k=0.0106 \text{ d}^{-1}$ y $k=0.0116 \text{ d}^{-1}$, para Lodos Secados y Lodos Compostados con una baja relación de Poda, respectivamente. El resultado final de $VECO_{max}$ refleja la falta de estabilización suficiente en los productos finales, debida a un deficiente compostaje observado por los bajos valores de K, y las bajas temperaturas alcanzadas durante el compostaje. En resumen, se puede afirmar que ha existido una degradación, aunque ha sido lenta. El método SOUR es capaz, no

sólo, de determinar diferencias de estabilidad, sino diferencias entre tratamientos. El valor de estabilidad para el producto final es aceptable, pero insuficiente para su correcta aplicación agrícola.

- El Test de Autocalentamiento refleja bien la evolución del proceso de compostaje, aunque se pone de manifiesto una vez más que no sirve para discriminar estadios muy cercanos de fermentación aunque pueden ser interesante para revelar grandes diferencias de estabilidad.

- Otras variables ensayadas, como la prácticamente inexistente reducción de la materia orgánica presente en el material, así como la evolución al alza de la DQO con el tiempo de compostaje, indican que el proceso de compostaje no se ha desarrollado en buenas condiciones.

- Diferentes parámetros ensayados, en relación con la absorbancia de los extractos acuosos tomados a lo largo del proceso de compostaje tampoco permiten su uso como variable de control y seguimiento de dicho proceso, resultaron poco significativos y no suministraron información adicional.

4.- Se han estudiado dos tratamientos diferentes dados a pilas de FORSU (con túnel para la primera fase de compostaje y sin túnel), encontrándose que:

- La variación de la $VECO_{max}$ con el tiempo de compostaje permite seguir la evolución del proceso de degradación de la materia ajustándose ésta a una cinética de primer orden, con valor de $k=0.0295\text{ d}^{-1}$ y $k=0.0157\text{ d}^{-1}$, para el material tratado en túnel y el tratado sin túnel, respectivamente. Una vez más, el método SOUR es capaz, no sólo, de determinar diferencias de estabilidad, sino diferencias entre tratamientos.

- El Test de Autocalentamiento refleja bien los diferentes comportamientos de los dos tratamientos ensayados; es fiel reflejo de la evolución de la temperatura del proceso de compostaje, pero no refleja diferencias finales entre los productos producidos.

- Otras variables ensayadas, como la evolución de la relación C/N, que pasa de 25 a 15 y 19, respectivamente, o la disminución a la mitad en el contenido en sólidos volátiles, corroboran los resultados encontrados con el método de la SOUR.

- Diferentes parámetros ensayados, en relación con la absorbancia de los extractos acuosos tomados a lo largo del proceso de compostaje tampoco permiten su uso como variable de control y seguimiento de dicho proceso.

5.- Se han cotejado los resultados obtenidos en los estudios realizados en las Plantas de Córdoba, Montalbán y Estepa, encontrándose que:

- El Test de la SOUR, a través de su variable más representativa, la $VECO_{max}$ es el que hasta ahora ha dado los mejores resultados para convertirse en el indicador de seguimiento y control del proceso de estabilización. Toma valores iniciales característicos de cada residuo y cae exponencialmente hasta el final del proceso, de acuerdo con una cinética de degradación de primer orden. El método SOUR no solo es indicativo de la estabilización del compost sino que nos sirve también para comparar distintas formas de tratamiento y conocer la gestión más eficaz del residuo.

- El ajuste de la curva de $VECO_{max}$ con el tiempo de compostaje a una ecuación del tipo:

$$VECO_{max} = a \cdot e^{-k t}$$

Conduce a los valores que se recogen en la tabla siguiente:

Tratamiento	k	R	Tiempo (días) para $VECO_{max} = 1 \text{ mg O}_2\text{-gSV}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$
Planta C	0.0225	0.904	170
Planta M	0.0181	0.880	268
Planta Ep	0.0157	0.922	249
Planta Et	0.0295	0.862	130
Lodos Secados	0.0106	0.953	414
Lodos+Poda Comp.	0.0116	0.982	360

- Respecto a la comparativa de los tratamientos para los lodos de EDAR se concluye que la adición de material estructurante favorece la aceleración del proceso de estabilización reduciéndolo más del 25%, aunque en ambos casos el proceso resulta deficiente, desde el punto de vista de la conversión de la materia inicial en compost.

6.- Se ha analizado el compostaje con túneles en la Planta de Compostaje de Sesto y en la Planta de Bioestabilización de La Spezia, ambas en Milán (Italia), encontrándose que:

- A la vista de los resultados de pH, materia orgánica y ensayos de crecimiento, identificamos que el proceso funciona bien en La Spezia y mal en Sesto, siendo la mejor variable de control el IRD_{max} , seguidos de las temperaturas de

autocalentamiento inducidas en el reactor (T_{IRD} y T_{max}) y que a diferencia del test de autocalentamiento están influenciadas por el aporte continuo de aire necesario para mantener un umbral de O_2 superior al 16%.

- El Test de la SOUR no reflejó bien, en este caso, lo que parece estar sucediendo, debido probablemente a la escasez de datos de muestreo, y al excesivamente bajo valor de la $VECO_{max}$ encontrado desde el inicio.

- Un mayor tiempo de residencia en túnel se traduce en un menor índice de respiración (medio o máximo), también en una menor temperatura de la biomasa a la salida del túnel. La utilización de grandes cantidades de residuo (15 Kg. aproximadamente) con las que opera este respirómetro hace mas patente estas diferencias de operación en planta que son avaladas por los resultados de pH y materia orgánica principalmente.

- En ultimo lugar, en cuanto al Test de Crecimiento vegetal ensayado, se muestra presumiblemente mas sensible que los ensayos de germinación, éste hecho, unido a la existencia de una normativa que estandariza el método y discrimina estabilidad del compost en base a diferencias estadísticas entre el crecimiento testigo y el provocado por el compost, posicionan a este test, de tipo agronómico, como una importante herramienta en la determinación de estabilidad. Lo laborioso de su desarrollo y el tiempo requerido para la obtención de resultados son los principales inconvenientes que juegan en su contra.

7.- Se ha estudiado la técnica respirométrica manométrica OUR, aplicándola a la determinación de la degradación de moléculas carbonadas y nitrogenadas, encontrándose que:

- Se ha desarrollado un nuevo método para la determinación de forma simultánea de la capacidad de mineralización del carbono y del nitrógeno contenido en la materia orgánica por medio de una incubación aerobia de la suspensión que contiene dicha fuente orgánica. El método propuesto está basado en la determinación del consumo de oxígeno, monitorizado indirectamente a través de la caída de presión, método OUR, mientras que la determinación para conocer la mineralización del nitrógeno fue a través de la medida periódica del NH_4^+-N , de la suspensión. La suspensión fue estandarizada respecto a la composición de nutrientes y pH y la incubación controlada bajo las condiciones deseadas.

- Tanto las velocidades de mineralización del carbono, como las del nitrógeno fueron determinadas bajo estrictas condiciones que fueron estandarizadas y que son reproducibles, las cuales fomentan una óptima degradación de la materia orgánica,

para de esta forma conseguir el objetivo que se persigue. Junto con el relativo bajo precio y el fácil uso del equipo y un corto periodo de incubación (inferior a una semana) hacen de este equipo una valiosa y práctica herramienta cuando la calidad de la materia orgánica necesita ser caracterizada o comparada.

- Dos inhibidores de la nitrificación, N-Aliltiourea y 2 Etinilpiridina, fueron ensayados a diferentes concentraciones, para tres muestras de referencia, suelo, corteza y estiércol. Ambos inhibidores bloquean la formación de NO_3^- sin suprimir la actividad de las bacterias heterotróficas, lo que permite la correcta determinación de la OUR (Oxygen Uptake Rate).

8.- Se han estudiado y comparado tres métodos respirométricos, SOUR, OUR, y DRI, aplicados al análisis del proceso de compostaje y evaluación de la estabilidad biológica de residuos orgánicos urbanos, encontrándose que:

- De las diferentes variables que se pueden utilizar para analizar la evolución del compostaje y del grado de estabilización de un determinado material, la VECO_{max} y el CAO_{20} se pueden utilizar indistintamente al usar el método SOUR, mientras que al usar el método DRI es conveniente centrarse en la medida del IRD, que es media de los 24 valores en los que la actividad de la materia orgánica es máxima. El método OUR sólo genera una velocidad media de consumo de oxígeno, OUR.

- El método del DRI se puede utilizar para evaluar las necesidades de aire en una planta de compostaje para compostar un material con un IRD conocido. Esta estimación aplicada a dos casos reales ha sido contrastada, prediciéndose el déficit de aire encontrado en la Planta de La Spezia y el exceso de aireación utilizado en la Planta de Estepa (en este caso impuesto para bajar artificialmente la temperatura de fermentación)

- El método OUR ha permitido discernir el diferente grado de estabilización logrado por diversos materiales compostados.

- Al comparar estos tres métodos entre sí se concluye que, cada uno de los tres métodos tiene sus propias condiciones y especificidades, por lo que los valores de sus respectivos parámetros no son directamente intercambiables. Sin embargo, cada uno de ellos por separado permite distinguir entre los diferentes grados de estabilización de un material dado, y ofrecen valores definitorios de una correcta estabilidad que se recogen y equiparan en la tabla adjunta:

Índice	Valores de referencia
AT ₄	10 mg O ₂ ·gMS
VECO _{max}	4 mg O ₂ ·gSV ⁻¹ ·h ⁻¹
CAO ₂₀	50 mg O ₂ ·gSV ⁻¹
OUR	0.13 mg O ₂ ·gSV ⁻¹ ·h ⁻¹ (= 4 mmol O ₂ ·KgSV ⁻¹ ·h ⁻¹)
IRD	1 mg O ₂ ·gSV ⁻¹ ·h ⁻¹ (=1000 mg O ₂ ·KgSV ⁻¹ ·h ⁻¹)

9.- Se ha estudiado el efecto de las principales variables de operación en el método SOUR, encontrándose que:

- El valor encontrado de la VECO_{max} al analizar la estabilidad de un material, es función de la temperatura de operación, variando exponencialmente, de acuerdo con la ecuación:

$$VECO_{\max}(T) = 8.18 \cdot (1.049^{T-20} - 1.137^{T-56})$$

El valor más elevado de la VECO_{max} se obtendría operando a 65.5°C, y sería prácticamente nula a partir de 77°C

- Los resultados de VECO_{max} en el método SOUR varían con la velocidad de agitación a la que se efectúe la medida, confirmándose que hay una zona óptima de valores de agitación, que hace máximo el valor medido de VECO_{max}, que estaría en torno a las 526 revoluciones por minuto.

- El análisis de la Varianza (ANOVA) con un nivel de confianza $p > 0.05$ denota en 5 de 6 muestras ensayadas existe reproducibilidad en el resultado en dos respirómetros parecidos, con los que se opera en las Universidades de Milán y Córdoba, y que los errores propios del método superan las diferencias que puedan darse por la forma de proceder en ambos laboratorios.

10.- Se ha estudiado el uso del compost como promotor de la hidrólisis en un proceso de digestión anaerobia de FORSU, encontrándose que:

- Una vez más, se ha comprobado la eficacia de los métodos SOUR, OUR, y DRI, y del Test de Autocalentamiento, en este caso, para caracterizar el grado de estabilización de diferentes materiales y compost. Se ha ensayado una nueva técnica, termogravimetría ATG, que parece que también podría ser un buen indicador del grado de estabilización de un material.

- La inoculación sobre FORSU durante un máximo de 24 horas de dos inóculos de diferente grado de estabilidad, no tuvo efecto apreciable sobre la humedad, materia orgánica total, pH y conductividad; por contra, afectó

significativamente a los valores de Carbono orgánico total disuelto, amonio y alcalinidad. Este efecto fue directamente proporcional al tiempo de incubación de las muestras.

- El inóculo A (un compost inmaduro) reporta los mejores resultados para la liberación de carbono al medio, consiguiendo un incremento de hasta el 118.9 % del carbono orgánico total disuelto después del tratamiento. Sin embargo es el inóculo B (completamente estabilizado), el que consigue los mejores porcentajes de hidrólisis para el amonio, con un incremento relativo de hasta el 148.3% en el amonio disuelto en el extracto acuoso.

- Finalmente, en cuanto al régimen de agitación, los experimentos realizados en régimen estático produjeron una hidrólisis del material entre un 50% y 80% menor que los realizados en régimen dinámico.



BIBLIOGRAFÍA

7. BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M., Noguera, P., Bure's, 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.
- Abate M.T., Canali S., Trinchera A, Benedetti A., Sequi P. 1998. Thermal analysis in the evaluation of compost stability: a comparison with Humification parameters. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51, pp. 217–224.
- Abate M.T., Benedetti A., Sequi P. 2000. Thermal methods of organic matter Maturation monitoring during a composting process. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 61, pp. 389-396.
- Adani, F., Confalonieri, R., Tambone, F., 2004. Dynamic respiration index as a descriptor of biological stability of organic wastes. *Journal of Environmental Quality* 33, 1866-1876.
- Adani F., Genevini P.L., Tambone F. 1995. A new index of organic matter stability. *Compost Science & Utilization*, 3 (2), pp. 25-37.
- Adani F., Genevini P.L., Gasperi F., Zorzi G. 1997. Organic Matter Evolution Index (OMEI) as a measure of composting efficiency. *Compost Science & Utilization*, 5 (2), pp. 25-37.
- Adani F., Tambone F., Genevini P.L., Calcaterra E. 1998. Stabilization of Municipal Solid Waste Fractions: A Laboratory Approach. *Technology & Environment*, 4, pp. 2-8.
- Adani 1999a. Il processo di compostaggio. Definizioni e principi biochimici. Produzione ed impiego del compost di qualità. CIC, pp.1-19.
- Adani F., P.L. Genevini F., Gasperi., F. Tambone. 1999b. Composting and Humification. *Compost Science & Utilization*, 7 (1), pp. 24-33
- Adani F., Scatigna L., Genevini P.L. 2000a. Biostabilization of mechanically separated municipal solid waste fraction. *Waste Management & Research*, 18, pp. 1-9.
- Adani F., Tambone F., Scaglia B., Genevini P.L. 2000b. Stabilità Biologica - report. <http://users.unimi.it/~ricicla/ricicla.htm>.
- Adani F., Tambone F., Scaglia B., Genevini P.L. 2000c. Tecniche di stabilizzazione aerobica per il pre-trattamento dei rifiuti prima del deposito in discarica - report. <http://users.unimi.it/~ricicla/ricicla.htm>.

- Adani F., Scatigna L., Genevini P. 2000d. Biostabilization of mechanically separated municipal solid waste fraction. *Waste Management Resouce* 2000, 18. pp 471-477.
- Adani F., Lozzi P., Genevini P.L. 2001. Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. *Compost Science & Utilization*, 9 (2), pp. 163-178.
- Adani F., Baido D., Calcaterra E., Genevini P. 2002. The influence of biomass temperature on biostabilization-biodrying of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 83, pp 173-179.
- Adani F., Gigliotti G., Valentini F., Laraia R. 2003a. Respiration Index Determination: A Comparative Study of Different Methods. *Compost Science & Utilization*, 11 (2), pp. 144-151.
- Adani F., Tambone. 2003b. *Stabilita Biológica, Legge 748/84 e Qualitá dei Compost. RS, Rifiuti Solidi, XVII (6), Italia.*
- Adani F. 2004a An Interlaboraty Study of Heavy Metal Content in Compost. *Compost Science & Utilization*, 12 (3), pp 285-292.
- Adani F., Confalonieri R., Tambone F. 2004b. Dynamic Respiration Index as a Descriptor of the Biological Stability of Organic Wastes. *Jorunal Environmental Quality*, 33.
- Adani F., Tambone F., Gotti A. 2004c. Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Management*, 24, pp 775-783.
- Adani F., Ubbiali C. 2004d. L'indice di Respirazione Dinámico: Disamina delle banche dati del Di.Pro.Ve dell'I.S.S. e dell'A.R.P.A.V. in Relazione ad altri parametri di Processo e verfica di limiti di stabilitá biologica proposti. *Rifiuti Solidi, Italia.*
- Adani F., Ubbiali C., Genevini P. 2004e. The determination of Biological Stability of Composts using the dynamic Respiration Index: The Results of experience after two years. (Submitted to *Waste Management*, 2004.)
- Agehara, S. y Warncke, D.D., 2005. Soil Moisture and Temperature Effects on Nitrogen Release from Organic Nitrogen Sources. *Soil Science. Society. American. Journal* 69, 1844-1855.
- Ahn, Y., 2006. Sustainable nitrogen elimintion biotechnologies: a review. *Rocess Biochemistry* 41, 1709-1721.
- Alvarez, R., Santanatoglia, O.J., Garcíã, R., 1995. Effect of temperature on soil microbial biomass and its metabolic quotient in situ under different tillage systems. *Biology and Fertility of Soils* 19, 227-230.
- Álvarez, J.M. 1998. Plantas de biometanización para la fracción orgánica de RSU: I Marco de aplicación, *Residuos*, 42, pp. 40-43.
- Álvarez-Gallego, C.J. 2005. Ensayo de diferentes procedimientos para el arranque de un proceso de codigestión anaerobia seca de FORSU y Lodos de Depuradora en rango termofílico. Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz.

- Andrews J.F., Kambhu K. 1973. Thermophilic aerobic Digestion of organic Solid wastes. EPA- 670/2-73-061, PB 222 396. NTIS, Springfield, VA, USA
- Ansorena J. 1994. Sustratos. Propiedades y Caracterización. Ed. Mundi Prensa. Bilbao.
- ASTM. 1992. Standard test method for determining aerobic biodegradation of plastic materials under controlled composting conditions. American Society for testing and materials , D 5338–92.
- ASTM 1996. Standard test method for determining the stability of compost by measuring oxygen consumption. American Society for testing and materials, D 5975–96.
- Association of Official Analytical Chemists. 1980. Official Methods of Analysis, Minor Nutrients by Atomic Absorption Spectrophotometry. Washinton, D.C, USA.
- Astori C. 1998. Fitotossicità. In *Compost e Agricoltura*. P.L. Genevini (Eds.), Fondazione Lombardia per l’Ambiente, pp. 186-189.
- Avnimelech Y., Bruner M., Ezrony I., Sela R., Kochba M. 1996. Stability indexes for Municipal Solid Waste Compost. *Compost Science & Utilization*, 4 (2), pp. 3-20.
- Baeza J.A., Gabriel D., La-Fuente F.J. 2002. In-line fast OUR measurement for monitoring and control of WWTP. *Water Science and Technology* 45(4-5), pp. 19-28.
- Baggs, E.M., Rees, R.M., Smith, K.A., Vinten, A.J.A., 2000. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil Use and Management* 16, 82–87.
- Baido D., 1998. Studio del processo di bioessiccamento e di biostabilizzazione di Rifiuti Solidi Urbani. Tesi di laurea. Università degli Studi di Milano, Italia. Facoltà di Agraria. Anno accademico 1997/1998.
- Barth, G., von Tucher, S., Schmidhalter, U., 2001. Influence of soil parameters on the effect of 3,4-dimethylpyrazole-phosphate as nitrification inhibitor. *Biology and Fertility of Soils* 34, 98-102.
- Benbi, D.K., Richter, J., 2002. A critical review of some approaches to modelling nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils* 35, 168-183.
- Beraud, J., Fine, P., Yermiyahu, U., Keinan, M., Rosenberg, R., Hadas, A., Bar-Tal, A., 2005. Modeling Carbon and Nitrogen Transformation for Adjustment of Compost Application with Nitrogen Uptake by Wheat. *Journal of Environmental Quality* 34, 664-675.
- Bernal, M.P., Navarro, A.F., Sánchez-Monodero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., 1998. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 305-313.
- Brinton W.F., Evans E., Droffner M.L., Brinton R.B. 1995. Standardized test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle*, 36 (11), pp. 68-69.
- Binner E., Zach A., 1998. Biological Reactivity of Residual Wastes in Dependence on the Duration of Pretreatment. In 3° Swedish Landfill Symposium.

- Boletín Oficial del Estado. 1998. Ley de Residuos de 21 Abril de 1998. BOE N° 96 de 22/4/1996.
- Boletín Oficial del Estado. 1998. Orden de Fertilizantes y Afines de 28 de Mayo de 1998. BOE N° 131 de 2/6/1998.
- Boletín Oficial del Estado. 2000. Plan Nacional de Residuos Urbanos 2000-2006). Resolución de 13 de Enero. BOE N° 28 de 2/2/2000.
- Boletín Oficial del Estado. 2001. Plan Nacional de Lodos de Depuradoras de Aguas Residuales 2001-2006). Resolución de 14 de Junio. BOE N° 28 de 12/7/2001.
- Boletín Oficial del Estado. 2002. Real Decreto 1481/2001 de 27 de Diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. BOE N° 25 de 29/1/2002.
- Boletín Oficial del Estado. 2005. Real Decreto 824/2005 de 8 de julio, sobre productos fertilizantes. BOE N° 171 de 19/7/2005.
- Brodie H.L. 1996. Exporting Nutrients as Compost. *Animal Agriculture and the Environment*. New York, USA, pp. 277-287.
- Bugbee, J.G., 2002. Growth of ornamental plants in container media amended with biosolids compost. *Compost Science and utilization* 10, 92-98.
- Calcaterra E. 1996. Impianto innovativo per la produzione di RDF dalla frazione non recuperabile derivante dalla raccolta differenziata di RSU – risultati e consuntivi. In *Atti del convegno di Inquinamento dell'aria e tecniche di riduzione*. Università degli Studi di Padova, Italia. pp. 53-64.
- Calcaterra E., Baldi M., Adani F. 2000. An innovative technology for municipal solid waste (MSW) energy recovery. IV European waste Forum, Innovation in waste management (volume II), CIPA (ed.), CIPA Milano. pp. 123-135.
- Carmona F.J. 2004. Diseño y construcción de un respirómetro. Proyecto fin de carrera de Ingeniería Automática y electrónica industrial. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Córdoba.
- Castillo J.E., Herrera F., Lopez L., Chica F., Dios M., Benitez J. 2005. Influencia del compost de residuos sólidos urbanos (RSU) en el rendimiento y calidad del ajo (*Allium sativum* L.). I Congresso Ibérico de Ciências Hortícolas. IV Congresso Ibersoamericano de Ciências Hortícolas. Porto, Portugal.
- Chanyasak, V., and Kubota, C., 1981. Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as a measure of composting degradation. *Journal of Fermentation Technology* 59, 215-219.
- Chaves, B., De Neve, S., Lillo Cabrera, M.d.C., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Hofman, G., 2005. The effect of mixing organic biological waste materials and high-N crop residues on the short-time N₂O emission from horticultural soil in model experiments. *Biology and Fertility of Soils* 41, 411-418.

- Chaves, B., De Neve, S., Hofman, G., Boeckx, P., Van Cleemput, O., 2004. Nitrogen mineralization of vegetable root residues and green manures as related to their (bio)chemical composition. *European Journal of Agronomy* 21, 161–170.
- Chen I., Senesi N., Schnitzer M. 1977. Information provided on humic substances by E4/E6 ratio *Soil science Soc. Am. J.*, 41, 352-358.
- Chen Y., Inbar Y. 1993. Chemical and spectroscopical analyses of organic matter transformation during composting in relation to compost maturity. *Science and Engineering of Composting: design, Environmental, Microbiology and Utilization Aspects*, Hoitink H.A.J., and H.M. Keener (Eds.). The Ohio State University, USA, pp. 551-600.
- Chen Y. 2003. Nuclear Magnetic Resonance, Infra-Red and Pyrolysis: Application of Spectroscopic Methodologies to Maturity Determination of Composts. *Compost Science & Utilization*, 11 (2), pp 152-168.
- Chica A., Diaz M.M., Revilla, J.R., Diz J., 2001a. Compostaje de Lodos de Depuradora y FORSU proveniente de recogida selectiva. *PROMA '01*. Bilbao, España, pp. 495-505.
- Chica A., Mohedo J.J., Martín M.A., Martín A., Diz J., Revilla J. 2001b. Determinación de la estabilidad de un compost de residuos municipales. *Retema*. Julio-Agosto. pp. 49-57
- Chica A., Rosal A., Mohedo J.J., Dios M. 2003a. El compost de residuos municipales como enmienda para el suelo. *PROMA '03*. Bilbao, España, pp. 47-54.
- Chica A., Mohedo J.J., Martín M.A., Martín A. 2003b. Determination of the Stability of MSW Compost using a Respirometric Technique. *Compost, Science & Utilization*, 11(2), pp. 169-175.
- Ciccotti A.M., Toller G., 1990. Rassegna bibliografica di metodi respirometrici e descrizione di un semplice apparecchio per la misura dell'attività respiratoria di compost e terreni. *Acqua Aria*, 4, pp. 377-384.
- Cookson, W.R., Abaye, D.A., Marschner, P., Murphy, D.V., Stockdale, E.A., Goulding, K.W.T., 2005. The contribution of soil organic matter fractions to carbon and nitrogen mineralization and microbial community size and structure. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1726-1737.
- Copp, J.B., Dold, P.L., 1998. Confirming the nitrate to oxygen conversion factor for denitrification. *Water Research* 32, 1296-1304.
- Costa F., García C., Hernández T., Polo A. 1995. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. CSIC. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura. Murcia, España.
- Costa Yague F., García Izquierdo C., Hernández Fernández T., Ayuso García M. 1990. Índices de madurez de lodos de depuradora. *Actas del I Congreso Internacional de Química de ANQUE*. Tenerife, España. Vol.I, pp. 259-266.
- Costech Internacional. 1999. *Manuale del Sistema portatile Dewar-Combi CO₂ Biomass™*.

- Cossu R., Laraia R., Adani F., Raga R 2001. Test Methods for the characterization of Biological Stability of pretreated municipal solid waste in compliance with EU Directives. Eight International Waste Management and Landfill Symposium.
- Cronje A.L., Turner C., Williams A.G., Barker A.J., Guy S. 2004. The Respiration Rate of composting Pig Manure. *Compost Science & Utilization*, 12 (2), pp. 119-129.
- Dalzell H.W., Gray K.R., Biddlestone, A.J. 1981. Composting in tropical agriculture. 2ªEd. International Institute of biological Husbandry. 36 pp. England.
- De Bertoldi M., Grapelli A., Guidi A. 1982. Guida alla utilizzazione in agricoltura dei fanghi, derivante dai trattamenti biologici delle acque di scarico urbane. Collana del progetto finalizzato Promozione della qualità dell'ambiente. C.N.R. Roma, Italia.
- De Bertoldi M., Vallini G., Pera A., 1983. The biology of composting: a review. *Waste Management and Research*, 1, pp. 157-176.
- du Plessis, C.A., Barnard, P., Naldrett, K., de Kock S.H., 2001. Development of respirometry methods to assess the microbial activity of thermophilic bioleaching archaea. *Journal of Microbiological Methods* 47, 189–198.
- Diaz L.F., Savage M.S., Gouleke C.G. 1982. Composting. Pp. 95-120. In *Resource Recovery from Municipal Solid Wastes. Volume II - Final Processing*. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida.
- Diaz Bernardo P. 2006. Comparative analysis of the dry and humid anaerobic digestion technologies for the treatment of urban wastes. Abstracts 6th ANQUE International Congreso of Chemistry.
- Dipartimento di Produzione Vegetale di la Università degli Studi di Milano. Determinazione della Stabilità Biologica per mezzo dell'Indice di Respirazione Dinamico. 2004. Método Di.Pro.Ve.
- Dios M., Mohedo J.J., Rosal A., Chica A., Martín A. 2002. Determinación de la estabilidad del compost mediante un test de autocalentamiento. I Congreso Andaluz de Ciencias Ambientales. Córdoba, España, pp. 177-179.
- Dios M., Mohedo J.J., Rosal A., Chica A. 2003. El compostaje como prevención de la contaminación ambiental: presente y futuro. *Almirez*. Año XI, Nº 12, pp. 29-47.
- DI.VA.P.R.A. and I. P. L. A. 1992. Umidità totale; Umidità residua; Sostanze volatili e ceneri;. In *Metodi di Analisi dei Compost*, DI. VA. P. R. A. and I. P. L. A (Eds). Collana Ambiente, Assessorato all'Ambiente, Regione Piemonte, pp.15-18; 70-73.
- Ekinci K., Keener H.M., Akbolat D. 2004. Effect of thermocouple location on the optimum composting rate. *Biosystem Engineering*, 89(3), pp. 345–353.
- Ekinci K., Keener H.M. y Elwell D.L. 2002. Composting short paper fiber with broiler litter and additives: evaluation and optimization of decomposition rate versus mixing ratio. *Compost Science and Utilization*, 10(1): 16-28.
- Eftoda G., McCarteney D. 2004. Determining the critical bulking agente requirement for Municipal Biosolids Compostings. *Compost Science and Utilization*, 12 (3), pp. 208-218.

- Elwell D.L., Borger D.C., Blaho D.V., Fahrni J.K., Keener H.M., Willett L.B. 2004. Changes in Concentrations of Malodorous Compounds During Controlled Aeration Composting. *Compost Science and Utilization*, 12 (2), pp. 102-107.
- El-Fadel M., Massoud M. 2001. Methane emissions from wastewater management. *Environmental Pollution*, 114, pp. 177-185.
- Environmental Protection Agency. 1978. Process Design Manual of Sludge Landfills. EPA-625/1-78-010.
- Epstein K. 1997. *The Science of Composting*. Technomic Publishing, Lancaster.
- Erhart, E., W. Hartl, B. Putz 2005. Biowaste compost affects yield, nitrogen supply during the vegetation period and crop quality of agricultural crops. *European Journal of Agronomy* 23, 305-314.
- European Community 2001. Working Document – Biological Treatment of Biowaste 2nd draft, 12 february 2001.
- Evanylo, G.K. and Daniels, W.L. 1999. Paper mill sludge composting and compost utilization. *Compost Science and Utilization* 7, 30-39.
- Eweis J.B., Ergas S.J., Chang D.P.E, Schroeder E.D. 1999. Principios de Biorrecuperación (Biorremediación). Ed. McGraw-Hill. Madrid, España.
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2002. El Cultivo protegido en Clima Mediterraneo. Manuel preparado por el grupo de cultivos hortícolas. Dirección de Producción y Protección Vegetal. Capítulo 5, Medios y técnicas de producción.
- Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H., Mara D.D. 1978. *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Federal Compost Quality Assurance Organization. 1994. *Methods Book for the Analysis of Compost*.
- Feldman K. 1995. Stability Index Determination. *BioCycle*. 36 (11), pp. 68-69.
- Felipó M.T. 1992. Contaminación del suelo e impacto ambiental. Seminario "Contaminación, protección y saneamiento de suelos". UIMP, Valencia.
- García C. 1990. Estudio del compostaje de residuos orgánicos. Valoración agrícola. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Químicas y Matemáticas. Universidad de Murcia, España.
- García C. y Polo A. 1999. Estudio de parámetros bioquímicos en procesos de estabilización de residuos orgánicos urbanos. *Residuos*, 51, pp. 76-81. España.
- García C., Hernández T., Costa F. 1994. Biochemical parameters in soils regenerated by the addition of organic wastes. *Waste Management*, N° 12, pp. 457-466.
- Gasser J.K.R. (1985). *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Elsevier Applied Science; London, U.K.

- Gea T., Barrena R., Artola A., Sánchez A. 2004. Monitoring the biological activity of the composting process: oxygen uptake rate (OUR), respirometric index (RI) and respiratory quotient (RQ). *Biotechnology Bioengineering*, 88, pp 520-527.
- Genevini P.L., Adani F., Villa C. 1997a. Rice hull degradation by co-composting with dairy cattle slurry. *Soil science and Plant Nutrition*, 43 (19), pp.135-147.
- Genevini P.L., Adani F., Borico D., Tambone F. 1997b. Heavy Metal Content in Selected European Commercial Composts. *Compost Science & Utilization*, 5 (4), pp. 102-107.
- Golueke C.G. 1975. Composting. A Review of rationales principles and Public health. *Compost Science*. 17 (1), pp. 11-14.
- Guidi G. 1992. Effetti del compost sulle proprietà fisiche del terreno. *Acqua-Aria*, 10, pp. 983-987.
- Giusquiani, P., Pagliai, M., Gigliotti, G., Businelli, D., Benetti, A., 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality* 24, 175–182.
- Gray K.R., Sherman K., Biddlestone A.J. 1971a. A review of composting - Part 1. *Process Biochemistry* 6(6), 32-36.
- Gray K.R. y Biddlestone A.J. 1981. The composting of agricultural wastes. Pp. 99-111. In B. Stonehouse (Ed.) *Biological Husbandry*. Butterworths, London.
- Grigatti M., Dios Pérez M., Wim J. Blok, Claudio Ciavatta, Adrie Veeken. A standardized method for the determination of the intrinsic carbon and nitrogen mineralization capacity of natural organic matter sources. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 1493-1503.
- Hoitink H.A.J., y Fahy P.C. 1986. Basis for the control of soilborne plant pathogens with composts. *Ann. Rev. Phytopathol*, 24, 93-114.
- Haug Roger T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida, USA.
- Hamelers H.V.M. 2002. Modelling composting kinetics: A deductive approach. In JG Press (Eds.) *Proceedings of the 2002 International Symposium: Composting and Compost Utilization*, Columbus, Ohio, USA.
- Hernandez T., Garcia C., Costa F., Valero J.A., Ayuso M. 1992. Utilización de residuos urbanos como fertilizantes orgánicos. *Suelo y Planta*, 2, pp. 373-383
- Iannotti, D.A., Grebus, M.E., Toth, B.L., Madden, L.V., Hoitink, H.A.J., 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* 23, 1177–1183.
- Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M., Hoitink, H.A.J., 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science and Utilization* 1, 52–65.
- Iannotti D. F., Toth L., Hoitink H.A.J. 1992. Compost stability. *BioCycle*, November, pp. 62-66.

- Iannotti D.M., Grebus M.E., Toth B.L., Madden L.V., Hoitink H.A.J. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted MSW. *Environmental Quality*, 23, pp. 1177-1183.
- IWA, Task Group on Respirometry in control of the activated sludge Process. 2002. *Respirometry in Control of the activated Sludge Process: Benchmarking control Strategies*. 191 pp. TJ International (Ltd), Pad stow, Cornwall, UK.
- Jang, A., Yoon, Y.H., Kim, I.S., Kim, K.S., Bishop, P.L., 2003. Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor. *Journal of Biotechnology* 105, 71-82.
- Jensen, L.S., McQueen, D.J., Ross, D.J., Tate, K.R., 1996. Effects of soil compaction on N mineralization and microbial C and N. II. Laboratory simulation. *Soil Tillage and Research* 38, 189-202.
- Joshua R.S., Macauley B.J., Mitchell H.J. 1998. Characterization of temperature and Oxygen Profiles in Windrow Processing Systems. *Compost Science & Utilization*, 6 (4), pp. 15-28.
- Juste C., Pommel B. 1977. *La valorisation agricole des déchets. I. Les compost urbain*. Ministère de la culture et de L'Environnement. Ministère de l'Agriculture. 75p.
- Khalil, M.I., Hossain, M.B., Schmidhalter, U., 2005. Carbon and nitrogen mineralization in different upland soils of the subtropics treated with organic materials. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1507-1518.
- Kargi, F., Serkan, E., 2006. Effect of sludge age on the performance of an activated sludge unit treating 2,4 dichlorophenol-containing synthetic wastewater. *Enzyme and Microbial Technology* 38, 60-64.
- Keener, H. M., Marugg C., Hansen R.C., Hoitink H.A.J. 1993. Optimizing the efficiency of the composting process. *Science and Engeneering of Composting: design, Environmental, Microbiology and Utilization Aspects*, Hoitink H.A.J., and H.M. Keener (Eds.). The Ohio State University, pp. 59-94.
- Koenig A., Bari Q.H. 2000. Application of self-heating test for indirect estimation of respirometric activity of compost: Theory and Practice. *Compost science & utilization*, 8 (2), pp. 99-107.
- Koenig A., Tao G.H. 1996. Accelerated Forced Aeration Composting of Solid Waste. *Proceedings of the Asia-Pacific Conference on Sustainable Energy and Environmental Technology*. World Scientific Publishing. pp 450-457 Singapore.
- Kowalchuk, G.A., Stephen, J.R., 2001. Ammonia-oxidizing bacteria: a model for molecular microbial ecology. *Annual Reviews of Microbiology* 55, 485-529.
- Kremen, A., Bear, J., Shavit, U., Shaviv, A., 2005. Model Demonstrating the Potential for Coupled Nitrification Denitrification in Soil Aggregates. *Environmental Science and Technology* 39, 4180-4188
- Kuokkanen T., Va" Ha" Oja P., Va" Lima" Ki I. and Lauhanen, R. 2004. Suitability of the respirometric BOD OxiTop method for determining the biodegradability of oils in groundwater using forestry hydraulic oils as model compounds. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 84, 677-689.

- Lasaridi K.E., Stentiford E.I. 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research*, 32, N° 12, pp. 3717-3723.
- Lasaridi K.E., Stentiford E.I. 1996. Respirometric techniques in the context of compost stability assessment: principles and practice. *The Science of Composting*, De Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes and T. Papi (Eds). Blackie Academic & Professional, London, pp. 567-576.
- Liang C., Das K.C., McClendon R.W. 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*, 86, pp. 136-137.
- Lima N., Nolasco D., Salazar J.M.L., Hernández P.A., and Pérez N.M. 2002. Dynamics of non-controlled emission of biogas from landfills. In *Waste Management and the Environment* (Eds.: Almorza D., Brebbia C.A., Sale D. and Popov V.), WITpress Southampton, Boston, pp. 469-478.
- Lindberg C.F., Carlsson B., 1996. Estimation of the respiration rate and oxygen transfer utilizing a slow DO sensor. *Water Science and Technology*, 33(1), 325-333.
- Lossin R.D. 1971. Compost studies. Part III. Disposing of animal wastes: measurement of the COD of compost. *Compost Science*. 12 (2), pp. 31-32.
- Martínez, J.A. 2001. Tratamiento de Residuos: Un problema medioambiental y socioeconómico. *Revista de estudios Locales*. Extra Julio, pp. 303-311.
- Mason, I.G., Milke M.W. 2005. Physical modelling of the composting environment: A review. Part 1. Reactor systems. *Waste Management*, 25, pp. 481-500.
- Mass E. V. 1990. Crop salt tolerance. In K.K. Tanji (ed.) *ASCE manuals and reports on engineering*, 71. ASCE, New York.
- Mass E. V. y Hoffman G.J. 1977. Crop salt tolerante current assesment. *J. irrig. Drainage Div. Am. Soc. Vig. Eng.* 103, 115-134.
- McCarty, G.W., Bremner, J.M., 1989. Inhibition of nitrification in soil by heterocyclic nitrogen compounds. *Biology and Fertility of Soils* 8, 204-211.
- McDowell, W.H., Zsolnay, A., Aitkenhead-Peterson, J.A., Gregorich, E.G., Jones, D.L., Jödemann, D., Kalbitz, K., Marschener, B., Schewesig, D., 2006. A comparison of methods to determine the biodegradable dissolved organic carbon from different terrestrial sources. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1933-1942.
- McGregor, S.T., Miller F.C., Psarianos K.M., Finstein M.S. 1981. Composting Process Control Based on Interaction between Microbial Heat Output and temperature. *Applied Environmental Microbiology*. N° 41, pp. 1321-1330.
- Melis P., Castaldi P. 2004. Thermal analysis for the evaluation of the organic matter evolution during municipal solid waste aerobic composting process. *Thermochimica Acta*, 413, 209-214
- M.A.P.A. 1994. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. *Métodos Oficiales de Análisis*. Tomo III. Madrid.

- Mikha, M.M, Rice, C.W., Milliken, G.A., 2005. Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting cycles. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 339–347.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2003. I Conferencia de prevención de Residuos.
- Mohedo J.J. 2003. Estudio de la estabilidad durante el compostaje de residuos municipales. Tesis Doctoral. Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química. Universidad Córdoba, España.
- Mohee R., White R.K. 1998. Simulation Model for Composting Cellulosic (Bagasse) Substrates. *Compost Science & Utilization*, 6(2), 82-92.
- Morel J.L. 1982. L'Evaluation de la maturité des compost urbains par une méthode colorimétrique. *Compost Information*. 10, pp. 4-9.
- Muller W., Fricke K., Vogtmann H. 1998. Biodegradation of organic matter during mechanical biological treatment of MSW. *Compost Science & Utilization*, 6, (3), pp. 42-52.
- Naganawa T., Kyuma K., Yamamoto H., Tatsuyama K. 1990. Automatic measurement of CO₂ evolution in multiple samples in small chambers. *Soil Sci. Plant Nutr.* 36 (1), pp. 141-143.
- Navarro P., Moral Herrero, Gómez lucas, mataix Beneyo. 1995. Residuos orgánicos y agricultura. Universidad de Alicante, 108 pp.
- Moorhead K.K., Nordstedt R.A. 1993, Batch anaerobic digestion of water hyacinth: Effects of particle size, plant nitrogen content, and inoculum volume. *Bioresource Technology*, 44(1), pp. 71-76.
- Mustin M. 1987. Le compost, gestion de la matière organique. Ed. François Dubusc. 954p. París, Francia.
- Mulder, A.; van de Graaf, A.A.; Robertson, L.A. y Kuenen, J.G. 'Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor' *FEMS Microbiology Ecology* (1995) 16 (3), pp 177-183.
- Nappi P., Consiglio M. 1992. Saggi di fitotossicità: risultati della ricerca per l'elaborazione di una metodologia. Atti del simposio "Fanghi di depurazione in agricoltura". Italia.
- Naylor L.M., Loehr R.C. 1984. Priority pollutants in municipal sewage sludge. Managing sludge by composting. *Biocycle*, pp. 185-206.
- Negro M.J., Solano M.L. 1996. Laboratory composting assays of the solid residue resulting from the flocculation of oil mill wastewater with different lignocellulosic residues. *Compost Science & Utilization*. 4 (4), pp. 62-71.
- Nicolardot B., Germon J.C., Chaussod R., Cautroux G. 1982. Une technique simple pour déterminer la maturité des compost urbains. *Compost Information*, 10, pp. 2-4.
- Nogales R., Elvira C., Benitez E., Gallardo-Lara F. 1995. Uso agrícola de compost y vermicompost de basuras urbanas (III): Capacidad de cesión de nutrientes al suelo y a la planta. *Residuos*, 29, pp. 61-67.

- Noguera P., Abad M., Puchades R., Noguera V., Maquieira A., Martínez J. 1997. Physical and Chemical properties of coir waste and their relation to plant growth *Acta Horticulturae*, 450.
- INSHT. Instituto Nacional de la Seguridad e Higiene en el trabajo. Nota técnica de prevención, número 597. NTP 597. Plantas de compostaje para el tratamiento de residuos: riesgos higiénicos.
- OECD Guidelines. OECD Guidelines for testing of chemicals, Paris. 1993. OECD 301 A: DOC Die-Away-Test; OECD 301 B: CO₂ Evolution Test; OECD 301 C: Modified MITI Test (I); OECD 301 D: Closed Bottle Test; OECD 301 E: Modified OECD Screening Test; OECD 301 F: Manometric Respirometry Test; OECD 302 B: Zahn-Wellens/EMPA test.
- Paletski W., Young J.C. 1995. Stability Measurement of Biosolids Compost by Aerobic Respirometry. *Compost Science & Utilization*, 3, (2), pp.16-24.
- Paletsky, V.T, and Young, J.C., 1995. Stability measurement of biosolids compost by aerobic respirometry. *Compost Science and Utilization* 3, 16-24
- Papafotiou, M., Phsyhalou, M., Kargas, G., Chatzipavlidis, I., Chronopoulos, J., 2004. Olive-mill wastes compost as growing medium component for the production of poinsettia. *Scientia Horticulturae* 102, 167-175.
- Polo A.M., Suarez A., Tobajas M., Mohedano A.F., Rodríguez J.J. 2007. Use of respirometry for biodegradability characterization of toxic compounds on activated sludge. II International Congress SmallWat 07. Wastewater Treatment in Small Communities and keynote speeches. SmallWat07.
- Polanco F.F. y Encina A.G. 2000. Procesos Biológicos Anaerobios. Jornadas sobre tratamientos biológicos de residuos orgánicos. Universidad de valladaolidad. *Acta*, pp.1 – 45.
- Porta J. , López- Acevedo M. , Roquero C. 1999. Edafología para la agricultura y el medio ambiente, pp. 657-660.
- Ramalho R.S. 1991. Tratamiento de Aguas Residuales. Editorial Reverté S.A. Barcelona, España.
- Regione Lombardia 1999. Studio degli impianti di produzione di compost e definizione delle corrispondenti linee guida. Approvato nella seduta del Comitato Tecnico, ex art. 17 l.r. 94/80 del 6/4/1999, e nella seduta del CRIAL ex art. 1 l.r. 35/84 in data 12/5/1999: 2-3.
- Regione Piemonte 1998. Metodi di analisi dei compost. Determinazioni chimiche, fisiche, biologiche, microbiologiche e analisi merceologica dei rifiuti. Regione Piemonte-Assessorato all'Ambiente (Eds.), pp. 89-91.
- Reinhardt T. 2002. Organic acids as a decisive limitation to process dynamics during composting of organic matter. Insam, H., Riddech, N. & Klammer S. (Eds.)
- Reuschenbach P., Pagga U. 2003. A critical comparison of respirometric biodegradation tests based on OECD 301 and related test methods. *Water Research*, 37(7), pp. 1571-1582.

- Richard T.L., Hamelers H.V.M., Veeken A., Silva, T. 2002. Moisture relationships in composting processes. *Compost Science and Utilization* 10:286-302.
- Rosal A. 2007. Caracterización y mejora de la calidad en el compostaje de residuos municipales. Tesis doctoral. Departamento de Química Inorgánica e Ingeniería Química. Universidad de Córdoba.
- Roš, M., Dular, M., Farkas, P.A., 1988. Measurements of respiration of activated sludge. *Water Research* 22, 1405-1411.
- Ryckeboer J., Mergaert J. 2003. Microbiological aspects of biowaste during composting in monitored compost bin. *Journal of Applied microbiology*, 94, 127-137.
- Rudrum, D.P. (2005) Innovations in composting pig manure. PhD thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, pp. 170.
- Saneamientos de Córdoba, Empresa Municipal 2004. Memoria anual.
- Sanchez-Monedero M.A., Roig A., Bernal M.P. 2001a. 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, pp. 301-308.
- Sanchez-Monedero M.A., Roig A., Bernal M.P. 2001b. The water-soluble organic fraction and its relationship to the degree of maturity of organic matter during composting. *Orbit Journal* 01/2001.
- Scaglia B., Tambone F., Genevini P.L., Adani F. 2000. Respiration Index Determination: A Dynamic and Static Approach. *Compost Science & Utilization*, 8, (2), pp. 90-98.
- Schulze K. L. (1962). Automatic temperature and air control in composting. *Compost science (winter 1962)*: 31-34.
- Sommer, S.G., and Hutchings, N.J., 2001. Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *European Journal of Agronomy* 15, 1-15.
- Surmacz-Gorska, J. Gernaey, K., Demunych, C., Vanrolleghem, P., Verstraete, W., 1996. Nitrification monitoring in activated sludge by oxygen uptake rate (OUR) measurements. *Water Research* 30, 1228-1236.
- Spanjers H., Vanrolleghem P., Olsson G., Dold P.L. 1998. *Respirometry in Control of the activated sludge Process. Principles*. IAWQ. J.W. Arrowsmith Ltd., Bristol, England.
- Stentiford E., Lasaridi K. 2000.. Why and how to test composts for stability. *Waste Management*, Aug, pp 47-48.
- Spohn E. 1978. Determination compost maturity. *Compost Science*. 19, 26-27.
- Sundberg C. 2005. Thesis "improving Compost Efficiency by Controlling Aeration, Temperatura and pH". Faculty of natural Resources and Agricultural Sciences. Department of biometry and Engineering. Uppsala.
- Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S.A. 1996. *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw-Hill. Madrid, España.

- Tejada M., Dobao M.M., Benitez C., Gonzales J.L. 1998. Calidad del compost de residuos sólidos urbanos. *Residuos*. Nº 44, pp. 31-37.
- The composting Association 2001. *Large-Scale Composting. A practical manual for the UK*.
- Theodore L., Buonocore A., McKenna J., Irwin J., Jeris J.S., Santoleri J.J., McGowan T.F. 2001. *Manual del Ingeniero Químico. Gestión de Residuos*. Vol 4. Perry R.H., Green D.W. (Eds.). Ed. Mc Graw Hill. Madrid, España.
- Tomati U., Madejon E., Galli E., Capitani D., Segre A. L. 2001. Structural Changes of humic Acid during Olive Mill Pomace Composting. *Compost Science & Utilization*, 9 (2), pp 134-142.
- Ubbiali C. 2000. Studio per individuare i criteri di ammissibilità dei rifiuti pretrattati da depositare in discarica ed in particolare quelli che hanno subito un pretrattamento biologico. Tesi di ricerca, Università degli Studio di Milano. Italy.
- Ubbiali C., Laraia R., Adani F. 2003. Stabilità Biológica di rifiuti urbani residui da raccolta differenziata. *RS, Rifiuti Solidi*, XVII (3), Italia.
- UNI. 1998. Ente Nazionale Italiano di Unificazione. *Compost - Classificazione, requisiti e modalità di impiego*. Metodo 10780.
- UNI. 2006. *Compost - Determinazione della stabilità biologica mediante l'Indice di Respirazione Dinamico (IRD)*. Método 11184.
- U.S. Composting Council. 1997. *Test methods for the examination of composting and compost*, P.B. Leege and W.H.Thompson (Eds.). The U.S. Composting Council, Bethesda, Maryland, USA, pp. 9207-9216.
- U.S.C.C. (United States Composting Council). 1997a. Self heating test. In: P.B. Leege and W.H. Thomson (ed) *Test methods for the examination of composting and compost USCC*, Bethesda, MD.
- U.S.C.C. (United States Composting Council). 1997b. *Respirometry*. In: P.B. Leege and W.H. Thomson (ed) *Test methods for the examination of composting and compost USCC*, Bethesda, MD.
- Van Ginkel, J.T., I.A. Van Haneghem, and P.A.C. Raats. 2002. Physical properties of composting materials: Gas permeability, oxygen diffusion coefficient and thermal conductivity. *Biosyst. Eng.* 81:113–125.
- Veeken, A.H.M., Blok, W.J., Curci, F., Coenen, G.C.M., Termorshuizen, A.J., Hamelers, H.V.M., 2005. Improving quality of composted biowaste to enhance disease suppressiveness of compost-amended, peat-bases potting mixed. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 2131-2140.
- Veeken A.H.M., Wilde V.de, Woelders H., Hamelers H.V.M., 2004a. Advanced bioconversión of biowaste for production of a peat substitute and renewable energy. *Bioresource Technology*, 92(2), 121-131.
- Veeken A.H.M., Blok W.J., Curci F., Coenen G.C.M., Termorshuizen A.J., Hamelers H.V.M. Improving quality of composted biowaste to enhance disease

- suppressiveness of compost-amended, peat-based potting mixes. *Soil biology and Biochemistry*, 37, 2131-2140.
- Veeken A., Hamelers B. 1999. Effect of temperature on Hydrolysis rates of selected biowaste components. *Bioresource Technology*, 69, pp. 249-254.
- Veeken A., Wilde V., Hamelers B. 2002a. Passively aerated Composting of Straw-Rich Pig Manure: Effect of Compost Bed Porosity. *Compost Science & Utilization*, 10 (2), pp. 114-128.
- Veeken A., Hamelers B. 2002b. Sources of Cd, Cu, Pb and Zn in biowaste. *The Science of the Total Environment*, 300, pp. 87-98.
- Verdonck O. 1998. Compost from organic waste materials as substitutes for the usual horticultural substrates. *Biological wastes*, 26, pp. 325-350.
- Wang, J.W., Smith, C.J., Chen, D. 2004. Predicting Soil Nitrogen Mineralization Dynamics with a modified Double Exponential Model. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1256-1265.
- Wang, P., Changa, C.M., Watson, M.E., Dick, W.A., Chen, Y., Hoitink, H.A.J. 2004. Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 767-776
- Weiske, A., Benkiser, G., Herbert, T., Ottow, J.C.G. 2001. Influence of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole-phosphate (DMPP) in comparison to dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide emission, carbon dioxide fluxes and methane oxidation during 3 years of repeated application in field experiments. *Biology and Fertility of Soils* 34, 109-117.
- Weiss, R.F. 1981. Determinations of carbon dioxide and methane by dual catalyst flame ionization chromatography and nitrous oxide by electron capture chromatography. *Journal of Chromatographic Science* 19, 611-616.
- Wrage, N., Velthof, G.L., van Beusichem, M.L., Oenema, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 1723-1732.
- Van Der Werf H., Verstraete W. 1987. Estimation of active soil microbial biomass by mathematical analysis of respiration curves: development and verification of the model. *Soil Biol. Biochem.*, 19 (3), pp. 253-260.
- Wiemer K. E., Kern M., 1996. Mechanical-Biological Treatment of residual waste based on the dry stabilize method. *Abfall-Wirtschaft (Eds)*, M.I.C. Baeza-Verlag publisher Witzenhausen, Germany, p. 103.
- Wiley J.S. 1957. II Process report on high-rate composting studies. *Proceedings of the 12th Industrial Waste Conference*. Purdue University, pp. 596-603
- Wild S.R. y Jones K.C. 1992. Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. *The science of the total Environment*, 119, pp. 85-119.
- William F., Brinton. 1998. Volatile Organic Acids In Compost: Production and Odorant Aspects. *Compost Science & Utilization*, 6 (1), pp. 75-82.

- William T., Paletski., James C. Young. 1995. Stability measurement of biosolid compost by aerobic respirometry. *Compost Science & Utilization*, 3 (2), pp. 16-24.
- Wu L., Ma L.Q. 2001). Effects of Sample Storage on Biosolids Compost Stability and Maturity Evaluation. *Journal Environmental Quality*, 30, pp. 222-228.
- Wilson, G.B. y Dalmat, D. 1983. Sewage sludge composting in U.S.A. *BioCycle* 24(5), pp. 20-23
- Wu L. y Ma L.Q. 2001. Effects of Sample Storage on Biosolids Compost Stability and Maturity Evaluation. *Journal of Environmental Quality* 30:222-228.
- Yamulki, S. 2006. Effect of straw addition on nitrous and methane emission from stored farmyard manures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 140-145.
- Youngber C. 1992. Youngberg, G. 1992. Editor's note. Special issue on soil quality. *Am. J. Altern. Agric.*, 7, 2.
- Zimerman R.A. 1991. Oxygen Utilization as an Indicator of Municipal Solid Waste Compost Stability. *Proceedings of the 7th International Conference on Solid Waste Management and Secondary Material*. Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- Zucconi F., Forte M., Monaco A., De Bertoldi M. 1981. Biological Evaluation of compost maturity. *Biocycle*. 22, pp. 27-29.
- Zucconi F., de Bertoldi M. 1987. Composts specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. Pp. 30-50. In M. de Bertoldi, M.P. Ferranti, P.L'Hermite, and F. Zucconi (Eds.) *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science, London.

