



TESIS DOCTORAL

DESARROLLO DE UN BIORREACTOR PARA LA AUTOGESTIÓN DOMICILIARIA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS ORGÁNICOS

AUTOR

ING. CARLOS ALEJANDRO FALCÓ

DIRECTORA DE TESIS

D^{RA}. SUSANA BOEYKENS.

CO-DIRECTORA DE TESIS

D^{RA}. MARÍA DEL CARMEN TORTORELLI.

JURADOS:

D^{RA}. ANA MARÍA GIULIETTI, D^{RA}. MARTA ZUBILLAGA,
D^{RA}. PATRICIA DELLA ROCA, Y D^{RA}. RAQUEL BIELSA

LUGAR DE TRABAJO

LABORATORIO DE QUÍMICA DE SISTEMAS HETEROGENEOS (LAQUÍSiHE),
Y FUNDACIÓN ENLACES PARA EL DESARROLLO SUSTENTABLE

FACULTAD DE INGENIERÍA – UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES

BUENOS AIRES, DICIEMBRE DE 2015

a mis hijos...

con la vocación de ayudar a mejorar el mundo que les queda...



RESUMEN

En esta Tesis se presenta el diseño, construcción y optimización de la operación de un compostador automático continuo que permite gestionar los residuos orgánicos biodegradables en el hogar a medida que se generan, requiriendo una mínima intervención del usuario, que funciona en forma simple, limpia, segura, sin olores y a bajo costo.

El compostaje doméstico es una opción complementaria utilizada en las estrategias de gestión de residuos urbanos de ciudades desarrolladas, que reduce la cantidad de residuo que debe ser transportado, separado, tratado y dispuesto, con reducción de costos para el municipio y la comunidad, a la vez que favorece el reciclado del resto de los residuos, con otras ventajas ambientales y sanitarias. Sin embargo, se requiere de la participación activa de una proporción significativa de los ciudadanos para tener un impacto sensible en la tasa de desvío de estos residuos. Uno de los obstáculos para lograr un alto porcentaje de vecinos comprometidos con la implementación de procesos de compostaje en su hogar, es la idea de que es una operación sucia, y de que los métodos tradicionales de compostaje requieren una gran intervención personal, sumado al rechazo cultural asociado a tomar contacto con la basura. Entendiendo que además de trabajar fuertemente en educación y concientización ambiental, también debemos adaptar nuestras estrategias a las costumbres actuales, en esta Tesis se presenta una alternativa tecnológica, que brinda la comodidad y el confort que demanda el mercado actual.

Se diseñó y construyó un biorreactor cilíndrico con rotación automatizada, de 140 L de capacidad, con una compuerta para la introducción de residuos ubicada en la primera de 3 cámaras en serie. El compost resultante se descarga independientemente por otra compuerta de la última cámara. Para la búsqueda de las condiciones óptimas de operación a escala real se instaló un dispositivo que fue recibiendo todo el Residuo Orgánico Biodegradable (ROB) al ritmo de la generación de una familia tipo. Todo el dispositivo fue montado sobre celdas de una balanza conectada a una computadora que llevó un monitoreo continuo y automático del peso. Para evaluar la eficiencia del dispositivo y la calidad del compost obtenido se llevó adelante un completo plan de monitoreo.

ABSTRACT

In this Thesis, the design, construction and optimization of the operation of an automatic composter is presented. It allows management of biodegradable organic wastes at home as they are generated, requiring minimal user intervention and low cost, it works in simple, clean, safe and odorless form.

Home composting is a complementary option strategy used in urban waste management in developed cities, which reduces the amount of waste that must be transported, separated, treated and disposed. It reduces costs for the government and the community, and facilitates recycling of the rest of the wastes, with other environmental and health advantages. However, it requires the active participation of a significant proportion of citizens to have an appreciable impact on the rate of diversion of these wastes. One of the obstacles to achieving a high percentage of neighbors committed to the implementation process of composting at home is the idea that it is a messy operation, and that traditional composting methods require a personal intervention, coupled with rejection culturally associated with making contact with the trash. Understanding that in addition to working hard on environmental education and awareness, we must also adapt our strategies to current customs, in this Thesis an alternative technology, which provides the convenience and comfort that the current market demand is presented.

We designed and built a cylindrical bioreactor with automated rotation of 140 L capacity, with a gate to the introduction of residues located in the first of 3 chambers in serie. The resulting compost is downloaded by another independent gate in the latest camera. For finding the optimum operation conditions, a device that was getting all the ROB to the rhythm of the generation of a type family settled. The whole device was mounted on cells of a balance connected to a computer that allows a continuous and automatic monitoring of weight. To evaluate the efficiency of the device and the quality of the compost obtained a comprehensive monitoring plan was carried forward.



Agradecimientos

A Viviana, Nina y Nano, por la inspiración, el amor y el apoyo permanente,

A Susi,

Al LaQuiSiHe, por brindarme el espacio y las facilidades para hacer posible este trabajo,

A la Fundación Enlaces para el Desarrollo Sustentable por el financiamiento y el apoyo,

Al importante aporte económico de los Proyectos UBACyT; y PICT Agencia/FonCyT,

A Susana y María del Carmen por su buena y paciente dirección,

Al la SECID y la FIUBA,

A Christian Girardi de LogiK Soluciones integrales, por su gran ayuda con la estructura del dispositivo,

A Rosana Gutierrez (INTA Zárate) y Joaquín Gonzales (INTA San Pedro)

A Patricia Della Roca, Ana María Ginlietti, Marta Zubillaga, y Raquel Bielsa,

y a tanta gente por tantas cosas: A Nicolas Mazzeo, Carlos Pedelaborde, Cristina Vazquez,

Luis de la Fuente, Martin Gelaf, Luis Felker, Pablo Curti (Metalúrgica Curti) ,

Zaralum Aluminios, a Hugo y Pablo Concaro, Guillermo Bruno, Antonio Distasi,

Esteban García, Gastón Morales, Juan Carlos Picón, Alvaro y Felipe Villalobos,

Marcelo Escuin, Cristian D'Aquino, Néstor Caracciollo, Javier Meza, Carlos Zaballa,

Sergio Piris, Raúl Paez,, Tatiana Manotas, Diana Boborquez, Gabriela Trupia,...

...y una mención especial para todos los que me estoy olvidando...

¡Muchas Gracias!

ÍNDICES

RESUMEN	3
ABSTRACT	4
INDICES	6
I.1 INTRODUCCIÓN	11
I.2 FUNDAMENTACIÓN DEL TRABAJO	17
I.3 OBJETIVOS GENERAL Y PARTICULARES	18
I.4 TAREAS REALIZADAS	18
I.5 PRESENTACIÓN DEL TRABAJO	19
CAPITULO 1 :	21
CONCEPTOS BÁSICOS - BASE TÉCNICA	21
1.1. ANTECEDENTES.....	22
1.2 FUNDAMENTOS DEL PROCESO DE COMPOSTAJE	39
1.2.1 <i>Microorganismos dominantes en el compost</i>	42
1.2.2 <i>Parámetros importantes para el diseño y operación de compostadores</i>	46
1.2.2.1 <i>CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO (AIREACIÓN)</i>	46
1.2.2.2 <i>HUMEDAD</i>	51
1.2.2.3 <i>RELACIÓN C/N y NECESIDADES NUTRICIONALES</i>	53
1.2.2.4 <i>TEMPERATURA</i>	57
1.2.2.5 <i>pH</i>	60
1.3 <i>Criterios de estabilidad, madurez y calidad de un compost</i>	61
1.4 <i>Usos del compost</i>	76
1.5 <i>Cinética del compostaje</i>	79
1.5.1 <i>Expresiones cinéticas de balance de energía</i>	81
1.5.2 <i>Expresiones cinéticas de balances de materia</i>	84
CAPITULO 2 :	89
DISEÑO DE LA INGENIERÍA DEL BIORREACTOR	89
2.1 CONSIDERACIONES Y CONDICIONES DE BORDE PARA EL DISEÑO	90
2.2 CARACTERÍSTICAS DE LA ALIMENTACIÓN	97
2.3 PREDIMENSIONAMIENTO	100
2.4 PRUEBAS PILOTO	106
2.5 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DEL BIODIGESTOR.....	112



CAPITULO 3 :	120
OPERACIÓN DEL BIORREACTOR	121
3.1 <i>BALANCES DE MASA</i>	121
3.2 <i>BALANCES DE ENERGÍA</i>	128
CAPITULO 4 :	131
RESULTADOS ANALÍTICOS Y EXPERIMENTACIÓN DE CAMPO	131
4.1 PLAN DE MONITOREO	132
4.2 MATERIALES Y MÉTODOS	133
4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	138
CAPITULO 5 :	143
CONCLUSIONES	144
<i>BIBLIOGRAFÍA</i>	151
LISTA DE PUBLICACIONES Y TRABAJOS PRESENTADOS A CONGRESOS RELACIONADOS CON LA TESIS.....	176
LISTA DE PROYECTOS RELACIONADOS CON EL TEMA DE TESIS:.....	178
LISTA DE PROYECTOS CON LOS QUE SE FINANCIÓ ESTA TESIS:.....	179
ANEXO 1: GRÁFICOS DEL MONITOREO CONTINUO DEL PESO	
ANEXO 2: REGISTROS DEL PLAN DE MONITOREO MANUAL 2011 2012.	
ANEXO 3: RESULTADOS DEL MONITOREO CON EL ESPECTROFOTÓMETRO LASER LIBS2500+ (LASER INDUCED BREAKDOWN SPECTROSCOPY)	

ÍNDICE DE IMÁGENES

Imagen A-0-1 Jerarquías de estrategias de GIRSU.....	13
Imagen 1-1 Ejemplos de compostadores comunitarios municipales	26
Imagen 1-2 Unidades de Compostaje usados por Kumar et al. (2009) para sus ensayos	30
Imagen 1-3 Unidades de Compostaje usados por Kumar et al. (2009) para sus ensayos (Continuación):	32
Imagen 1-4 Compostadores de Harry Windle, 2004, y Lukkhana Benjawan, 2015	36
Imagen 1-5 Compostador de Lukkhana Benjawan et al., 2015	37
Imagen 1-6 Compostador de Longoria Ramirez et al., 2014	37
Imagen 1-7 Compostador Dinamarca (<i>Andersen et al., 2011</i>).....	37
Imagen 1-8 Descarga de ROB en Biodigestor	58
Imagen 1-9 Mezcla de ROB y biota en la primera cámara (F/M).....	58
Imagen 1-10 Compost Maduro de la tercera cámara	58
Imagen 2-1 Descarga de ROB.....	94
Imagen 2-2 Recipiente para ROB	97
Imagen 2-3 Dispositivo prototipo construido para las Pruebas Piloto	106
Imagen 2-4 Placas divisorias del Biodigestor Prototipo	107
Imagen 2-5 Vuelco de ROB en prototipo.....	109
Imagen 2-6 Retiro de compost del prototipo.....	110
Imagen 2-7 Vista isométrica de Animación 3D del diseño final del Biorreactor	112
Imagen 2-9 Construcción del dispositivo.....	114
Imagen 2-8 Placas divisorias.....	114
Imagen 2-10 Vista de bafle y sensor de temperatura	115
Imagen 2-11 Compuerta con pala de la 3 ^{er} cámara	115
Imagen 2-12 Filtro de lixiviados	116
Imagen 2-13 Biorreactor con aislación térmica	116
Imagen 2-14 Estructura	117
Imagen 2-15 Mecanismo de rotación.....	117
Imagen 2-16 Display de Balanza, y Control del Mecanismo de Rotación	118
Imagen 2-17 Vista de la impresión de pantalla de la computadora, donde se observa la ventana del soft de registro	118
Imagen 2-18 Vista del biorreactor fuera de la vivienda, y de la computadora en el interior	119
Imagen 4-1 Test de Dewar	135
Imagen 4-2 Vista del biorreactor desde la ventana	136
Imagen 4-3 Monitoreo de insectos	136
Imagen 4-4 Ensayo de control de enfermedades foliares.....	142



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla A-0-1 Disposición de RSU en los Rellenos Sanitarios del CEAMSE.....	12
Tabla A-0-2 Composición física promedio de los RSU en la C.A.B.A. (<i>CEAMSE, 2009</i>):.....	15
Tabla 1-1. Dimensiones de reactores para compostaje a escala de laboratorio y planta piloto encontrados en la bibliografía.....	28
Tabla 1-2. Comparación de diferentes modelos de compostadores tipo AC (<i>Kumar et. al (2009)</i>).	31
Tabla 1-3 Temperatura y tiempo de exposición necesario para la destrucción de algunos patógenos y parásitos comunes en RSU (<i>Tchobanoglous et al., 1998</i>)......	59
Tabla 1-4 Valores de referencia para parámetros del compost terminado: Límites para Metales ...	70
Tabla 1-5 Valores de referencia para parámetros del compost terminado.....	72
Tabla 1-6 Características físico-químicas de diferentes compost (adaptado de Laos et al., 2002; Tognetti et al., 2007; Kowaljow y Mazzarino, 2007; Leconte et al., 2009),	73
Tabla 1-7 Expresiones de primer orden de la velocidad de producción de calor biológico (E_b) (<i>Mason, 2006</i>)	87
Tabla 1-8 Expresiones tipo Monod de la velocidad de producción de calor biológico (E_b) para modelos de compostaje	87
Tabla 1-9 Expresiones Empíricas de la velocidad producción de calor biológico (E_b) para modelos de compostaje	88
Tabla 2-1 Humedad de algunos alimentos	98
Tabla 2-2 Relación C/N para algunos alimentos.....	99
Tabla 4-1 Resultados de los análisis realizados sobre el compost maduro.....	138

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1-1 Evolución de la Humedad, Kumar et al., (2009)	32
Gráfico 1-2 Evolución del pH, Kumar et al., (2009).....	33
Gráfico 1-3 Evolución del Fósforo, Kumar et al., (2009)	33
Gráfico 1-4 Evolución de C:N, Kumar et al., (2009).....	33
Gráfico 1-5 Tasa de reducción y eficiencias de las composteras, Kumar et al., (2009)	34
Gráfico 1-6 Requisitos de flujo de aire para tres tipos de compost en pila (Keener et al, 1997a)	47
Gráfico 1-7 Evolución de la temperatura del proceso.....	57
Gráfico 3-1 Balances de masa mensuales (kg).....	122
Gráfico 3-2 Evolución del peso (kg) durante períodos de una semana sin carga, y análisis de las líneas de tendencia	124
Gráfico 3-3 Evolución del peso (kg) durante seis meses, y análisis de la línea de tendencia durante los intervalos sin retiro de compost.....	124
Gráficos 3-4 Evoluciones del peso (kg) durante períodos de una semana, en ocasiones de lluvia	126
Gráfico 4-1 Distribución del tamaño de partícula	140

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1-1 Procesos Enzimáticos en la degradación de Residuos (LaGrega et al.,1996):.....	41
Figura 2-1 Flujos de Materia y Energía del sistema.....	92
Figura 2-2 Modelización del diseño de reactores de Flujo pistón de Levenspiel (2004).....	102
Figura 2-3 Dimensiones del Biorreactor	113



I. 1 INTRODUCCIÓN

La generación, recolección y tratamiento de los residuos sólidos urbanos es uno de los problemas ambientales actualmente más visibles en las zonas urbanas de la Argentina y del mundo en general. Esta problemática se ha incrementado a consecuencia de los procesos de urbanización e industrialización, de la modificación de los hábitos de consumo de la población, que a su vez está en aumento, y del desarrollo económico. Las grandes ciudades en Argentina han encontrado crecientes dificultades asociadas al manejo de los residuos sólidos generados debido a problemas políticos, regulatorios, técnicos, institucionales, financieros, culturales, entre otros, y a la reducida participación de los ciudadanos, por falta de comprensión, de educación y de involucramiento en la problemática. En la *Ciudad Autónoma de Buenos Aires* (CABA), cada persona genera, en promedio, más de 1,23 kg de residuos por día, con picos de 1,77 kg/día.hab. en barrios de mayor nivel socioeconómico, tales como Puerto Madero (CEAMSE, 2009). En el año 2011, la generación total de residuos del *Área Metropolitana de Buenos Aires* (AMBA) alcanzó su último record de 128 millones de toneladas anuales de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) ⁽¹⁾, los que fueron dispuestos sin separación ni tratamientos en *Centros de Disposición final* (CDF) ⁽²⁾. La composición de los RSU dispuestos incluye un 40,1% correspondiente a residuos alimenticios, un 3,6% de residuos de poda y jardín, un 18,4% de papeles y cartones, y un 20,0% de plásticos, entre otros *Tabla A-0-2* (CEAMSE, 2009). Sin embargo, CEAMSE informa que la cantidad de RSU potencialmente reciclables alcanzaría sólo el 11% del total de materiales dispuestos (CEAMSE, 2009). Esto señalaría que esta institución no tiene mayores expectativas de éxito para la separación en origen ni la recolección diferenciada.

En la CABA está vigente la *Ley N° 1854/2005 de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU)*, denominada *Ley de “Basura Cero”* ⁽³⁾, que entre sus metas, obliga a la CABA a la disminución de la cantidad de RSU enviados a CEAMSE en un 30% para el año 2010, en un 50% para el 2012 y en un 75% para el 2017 ⁽⁴⁾. Contrariamente, según vemos en la *Tabla A-0-1*, ⁽⁵⁾ se han conseguido mejoras, pero aún se está lejos de cumplir con estas metas.

¹ Datos oficiales actualizados proporcionado por CEAMSE : <http://ceamse.gov.ar/estadisticas-infografia/>

² CEAMSE (*Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado*) tiene actualmente tres CDF, en los que se emplea la tecnología de “Relleno Sanitario”; éstos son los denominados Norte III, Ensenada y González Catan III. Estos CDF están colmatados, y no existe aún definición de la selección e implementación de nuevos lugares posibles para el vuelco y disposición final de residuos.

³ Disponible en <http://www.cedom.gov.ar/es/legislacion/normas/leyes/html/ley1854.html>

⁴ Con respecto a lo enviado en 2004.

⁵ Estadísticas oficiales de CEAMSE disponibles en <http://ceamse.gov.ar/estadisticas-infografia/>

Tabla A-0-1 Disposición de RSU en los Rellenos Sanitarios del CEAMSE

	Total de CABA dispuesto en CEAMSE (ton)	% respecto de 2004	% de reducción obligado por Ley N° 1854/2005
2004	1.492.867	--	
2010	2.110.122	+ 41%	-30%
2011	2.277.772	+ 53%	
2012	2.153.777	+ 44%	-50%
2013	1.520.263	+ 2%	
2014	1.279.338	- 14%	
2017			-75%

Los problemas asociados a la descontrolada acumulación de residuos y a la ausencia de nuevos lugares disponibles para la disposición final en el AMBA son de público y notorio conocimiento, y forman parte de los temas prioritarios de nuestra realidad, por lo que evitaremos extendernos más en cuestiones generales asociadas a este punto en particular. Sólo haremos mención, como referencia, a una noticia de un periódico de circulación nacional del año 2012 ⁽⁶⁾ que expuso la magnitud de la crisis en los rellenos sanitarios de la CEAMSE, indicando en su momento que en el año 2013 no habría más espacio disponible en ellos para el vuelco de RSU. Sin embargo estando en Noviembre de 2015 los residuos del AMBA todavía se siguen disponiendo en los mismos CDF.

En el otro extremo de las posibilidades de la gestión urbana de residuos sólidos tomaremos de ejemplo el caso de la ciudad de Copenhague, Dinamarca, donde cada habitante genera aproximadamente 1,3 kg RSU/día, siendo sólo el 3% dispuesto finalmente en Rellenos Sanitarios (*Petersen y Kielland, 2003*). La segregación en origen tiene una masiva participación positiva de los ciudadanos, alcanzando un porcentaje de reciclado del 56% de los RSU generados; el 39% restante es segregado, clasificado y destinado a incineración, favoreciendo la producción de energía eléctrica (*Barradas, 2009*).

Entre las diversas estrategias que se llevan a cabo en Dinamarca para sostener con éxito la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos (GIRSU), y a fin de promover el compostaje doméstico, algunos *municipios entregan a los propietarios de las viviendas, de forma gratuita y con capacitación, dispositivos para realizar compost con su propia fracción orgánica alimenticia*, disponiendo generalmente la totalidad del producto resultante en el jardín familiar (*Andersen et al.,*

⁶ Nota del diario Clarín del 22/07/2012 acerca de la crisis de los rellenos sanitarios en el AMBA:

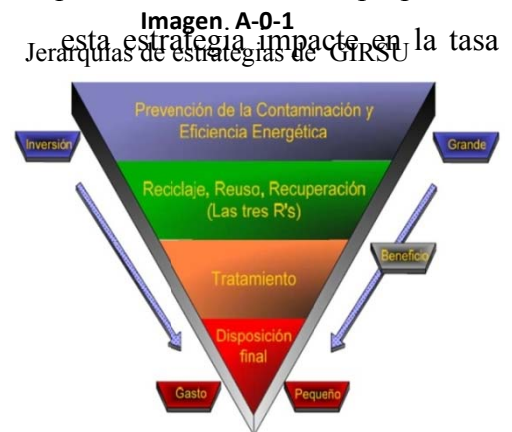
http://www.clarin.com/ciudades/Crisis-rellenos_0_741526057.html



2011). Esta estrategia reduce significativamente la cantidad de residuo que debe ser transportado, separado, tratado y dispuesto, con una importante reducción de costos para el Municipio. Así mismo, la segregación en origen de la fracción alimenticia aumenta considerablemente la reciclabilidad de las restantes corrientes de residuos al reducir y eliminar el requerimiento de lavados posteriores, permitiendo lograr el reciclado del 56% de los RSU generados.

El *compostaje doméstico no debe ser visto como una opción alternativa* de tratamiento para todos los residuos orgánicos, sino como una *solución complementaria* en la GIRSU. El compostaje doméstico proporciona una alternativa flexible y de bajo costo en la gestión de residuos, facilitando el reciclaje sostenible. Sin embargo, se requiere de la participación activa de una proporción significativa de los ciudadanos en una dada área para que de desvío de residuos. Con ese fin, los Municipios sostienen campañas de promoción del compostaje doméstico. (Andersen et al., 2011).

Entre las diversas actividades que implementan los gobiernos locales para llevar adelante estrategias exitosas de GIRSU que minimicen la cantidad de residuos que necesitan disposición final en rellenos sanitarios, existe una jerarquización que es posible resumirlas como muestra la Imagen A-0-1. Estas medidas también pueden ser agrupadas en 3 categorías (Barradas, 2009):



A. MEDIDAS PRIMARIAS

Prevención

Reducción Reutilización

Tratamientos In Situ (por ejemplo, compostaje domiciliario)

B. MEDIDAS SECUNDARIAS

Recuperación

Reciclaje

Otras formas de recuperación y/o valorización

Recuperación de Energía

C. MEDIDAS TERCIARIAS

Tratamientos aplicados sobre el Residuo

Pretratamientos, Compactación, Inertización, Neutralización, Inmovilización, etc., previas a la disposición final segura (Relleno Sanitario o de seguridad).

Nótese que las Medidas Secundarias y Terciarias requieren la existencia de servicios públicos dirigidos a su implementación, mientras que las Medidas Primarias no requieren de transporte ni tratamiento público de residuos, y no tienen costos para la comunidad. El compostaje de los residuos alimenticios en el hogar forma parte de este grupo de Medidas Primarias de los sistemas de GIRSU.

Las *ventajas económicas y ambientales* más directas asociadas al compostaje doméstico, en comparación con el compostaje comunitario, se asocian a la eliminación de los costos e impactos de la disposición transitoria en la vía pública, la reducción del costo de recolección y transporte de los residuos orgánicos, y de la emisión de lixiviados en camiones recolectores, compactadores y estaciones de transferencia.

Entre los *beneficios secundarios* que ofrece el uso de estos dispositivos en el hogar debemos resaltar que, al dejar de volcar y mezclar los residuos de alimentos con el resto de los RSU, se modifican sustancialmente el tipo y cantidad de RSU que requerirán recolección urbana. Así, es posible reducir en más del 40% el peso de los residuos que deben disponerse (Tabla A-0-2). Adicionalmente, la existencia de RSU libres de restos alimenticios favorece el potencial reciclado posterior de las diferentes corrientes de residuos, sobre todo si se verifica una correcta segregación del mismo en origen. Además, la ausencia de fracción orgánica alimenticia:

- ☑ minimiza la aparición de olores asociados a la descomposición anaeróbica de esta fracción durante el tiempo que transcurre desde la generación en el hogar, su transporte a la estación de transferencia y su disposición final. En los procesos de compostaje domiciliario, los residuos alimenticios ingresan directamente en el compostador, inmediatamente después de su generación, y, por ende, sin emisión de olores desagradables.
- ☑ reduce la presencia de vectores epidemiológicos en la vía pública (moscas, roedores, etc.).
- ☑ mejora la operación del relleno sanitario en que es dispuesta, generando menor volumen de lixiviados.
- ☑ favorece el aumento del tiempo de almacenamiento transitorio en el hogar de la fracción no-orgánica de los residuos, debido a la ausencia de generación de olores desagradables ni lixiviados, permitiendo la redefinición de los esquemas de recolección y reduciendo significativamente el costo de las subsiguientes etapas del transporte, reciclado, tratamiento o disposición final, disminuyendo el riesgo de proliferación de vectores y generación de olores, permitiendo optimizar el sistema de GIRSU, incluyendo sus costos e ingresos por venta de reciclables.

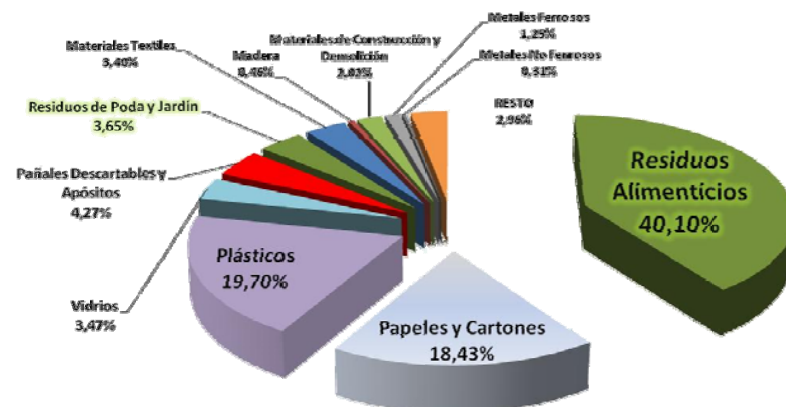


Tabla A-0-2 Composición física promedio de los RSU en la C.A.B.A (CEAMSE, 2009):

COMPONENTES	COMPOSICIÓN (% P/P)
Residuos Alimenticios	40,10%
Papeles y Cartones	18,43%
Diarios y Revistas	4,18%
Papel de Oficina (Alta Calidad)	1,08%
Papel Mezclado	7,84%
Cartón	4,57%
Envases Tetrabrik	0,76%
Plásticos	19,70%
PET (1)	2,07%
PEAD (2)	1,10%
PVC (3)	0,27%
PEBD (4)	12,06%
PP (5)	1,12%
PS (6)	2,20%
Otros (7)	0,87%
Vidrio	3,47%
Verde	1,77%
Ámbar	0,38%
Blanco	1,26%
Plano	0,07%
Pañales Descartables y Apósitos	4,27%
Residuos de Poda y Jardín	3,65%
Materiales Textiles	3,40%
Madera	0,46%
Materiales de Construcción y Demolición	2,02%
Metales Ferrosos	1,25%
Metales No Ferrosos	0,31%
RESTO	2,96%
Residuos Peligrosos	0,20%
Residuos Patogénicos	0,37%
Medicamentos	0,10%
Goma, cuero, corcho	0,72%
Pilas	0,03%
Material Electrónico	0,02%
Aerosoles	0,36%
Misceláneos Menores a 25,4 mm	1,16%
Otros	0,00%

Ref: CEAMSE, 2009

Gráfico de la Composición física promedio de los RSU en la C.A.B.A (CEAMSE, 2009)



Otras ventajas asociadas a la generación de compost a partir de RSU incluyen la mayor fijación de carbono, nitrógeno y fósforo en su estructura (⁷), la enmienda y el mejoramiento de la estructura del suelo, incrementando su retención de humedad y propiedades físicas, y disminuyendo la incidencia de patologías vegetales, favoreciendo la sustitución del uso de agroquímicos sintéticos. (McConnell et al, 1993; Jakobsen, 1995; Hargreaves et al, 2008; Martínez Blanco et al., 2009).

Más recientemente, el compost ha empezado a ser empleado en aplicaciones no tradicionales, incluyendo biofiltros, co-tratamiento de lodos de plantas cloacales y biorremediaciones de suelos como la presentada por Zubillaga M (2012). (ver punto 1.4).

Sin embargo, es cierto que si el proceso de compostaje no es realizado adecuadamente podría implicar impactos ambientales negativos, tales como emisiones contaminantes a la atmósfera de amoníaco, óxidos de nitrógeno, metano, VOCs, y otros gases de efecto invernadero (GEIs), que contribuyen al cambio climático y al calentamiento global, la producción de olores desagradables, o la proliferación de vectores. Los lixiviados emitidos pueden contaminar suelos, aguas superficiales y subterráneas. Algunos autores atribuyen al compostaje doméstico, en forma generalizada, la capacidad de emisión de GEIs al ambiente (Grau Calvo, J. et al., 2002; Castrillón et.al, 2006; Andersen et al.2011). Nosotros no concordamos con esta generalización, y consideramos que sólo es asignable a un incorrecto proceso de compostaje. Entendemos además que esta afirmación surge de un análisis incompleto e incorrecto del ciclo del carbono. Así , el carbono orgánico completará inexorablemente su ciclo, en un corto o mediano plazo, más allá de la vía seguida para su oxidación. Entendemos que la producción de compost a partir de la fracción orgánica de los residuos retrasa el ciclo de carbono, manteniéndolo durante más tiempo en el estado sólido, bajo la forma de moléculas orgánicas complejas presentes en el humus, en lugar de favorecer su rápida emisión a la atmósfera como CH₄, o CO₂, contribuyendo al efecto invernadero. La reducción de la velocidad de degradación del carbono orgánico a CO₂ debería considerarse como una reducción en el cálculo de la huella ecológica.

Existe una gran variedad de estrategias posibles para la implementación del proceso de compostaje en un hogar. Cada familia, en cada región del mundo, posee una cultura alimentaria propia, por lo que es posible encontrar una gran dispersión en las características cuali-cuantitativas de los residuos alimenticios crudos generados, así como del compost obtenido a partir de ellos. Por otra parte, es posible considerar una variedad de destinos pretendidos para el compost resultante, los

⁷ respecto de otras formas posibles en que termina siendo oxidada la materia orgánica en su ciclo natural



que establecerán sus respectivos condicionamientos sobre la técnica de compostaje aplicada. Esto configura un sistema complejo de múltiples variables, que indudablemente necesita ser estudiado con profundidad en virtud de su potencial incidencia directa en la calidad de vida de la sociedad humana (Colon et al., 2010; Andersen et al., 2011).

Uno de los obstáculos para lograr un alto porcentaje de vecinos comprometidos en la implementación de procesos de compost a partir de los residuos alimenticios generados en su hogar son los conceptos de que *se trata de una operación “sucia”*, y de que los métodos tradicionales de compostaje requieren una gran demanda de intervención personal, sumado a los prejuicios sobre la existencia de olores y moscas, y al rechazo cultural asociado a tomar contacto con la basura. Esto se resuelve, entre otras estrategias, con campañas sostenidas de Educación Ambiental. Una posible herramienta aplicable para ayudar a lograr la participación activa de una proporción significativa de ciudadanos que hagan compost doméstico, es ofrecer en el mercado dispositivos eficientes de bajo costo, de tamaño reducido, y que sean suficientemente automáticos y fáciles de usar, con prestaciones asimilables a las de un electrodoméstico de uso sencillo, como el que se desarrolla en este trabajo de tesis.

I. 2 FUNDAMENTACIÓN DEL TRABAJO

En relación al tratamiento y disposición adecuados de los residuos sólidos urbanos, necesariamente una cantidad crítica suficiente de la población humana deberá conocer y comprender la problemática planteada, para luego predisponerse a realizar los esfuerzos necesarios para producir los cambios culturales que se requieren. La respuesta a este dilema deberá surgir de adecuadas campañas de educación y concientización, promoviendo la participación del ciudadano.

Luego, entre otros muchos elementos, tales como mecanismos eficientes de recolección comunitaria diferenciada, mecanismos de segregación y reciclado adecuados, tratamientos pertinentes, disposición final segura y responsable, el ciudadano común debería contar además con métodos y herramientas apropiados que le permitan realizar, sencilla y eficientemente, algunas acciones individuales de racionalización, reducción, reutilización, tratamiento y/o reciclado de sus propios residuos, a la vez que incorpora culturalmente estos hábitos cotidianos. Hoy existe una importante porción de la población con disposición de hacer compost a partir de sus residuos domiciliarios, pero no cuenta con espacio o tecnología apropiada para hacerlo acorde a su cultura en una ciudad sin espacios verdes.

En este contexto reside la utilidad de generar alternativas de tratamiento para los residuos domiciliarios como la que este trabajo de tesis se propone, con la vocación de aportar tecnologías simples y efectivas, de fácil implementación doméstica, que permita distribuir la tarea de la GIRSU con la comunidad generadora.

I.3 OBJETIVOS GENERAL Y PARTICULARES

El objetivo general del presente trabajo de Tesis es determinar los aspectos tecnológicos y operativos asociados al diseño, construcción, instalación y operación de biorreactores continuos para la autogestión domiciliaria de Residuos Sólidos Orgánicos Biodegradables, evaluando la eficacia del biodigestor y la calidad del compost obtenido.

Se pretende con este dispositivo dar adecuado tratamiento in situ a la fracción de *Residuos Orgánicos Biodegradables*⁽⁸⁾ (ROB) del hogar, y se entiende como un beneficio secundario la obtención de compost utilizable como enmienda orgánica para los suelos o macetas.

El propósito del dispositivo propuesto, es convertirse en una nueva máquina-herramienta del hogar desarrollada a partir de Tecnología Nacional, que permita gestionar en el ámbito familiar domiciliario la porción orgánica biodegradable de los residuos domiciliarios, haciendo aportes en un área muy sensible del desarrollo de todas las comunidades como lo es la Gestión Integral de Residuos Sólidos urbanos (GIRSU), y promover futuros trabajos académicos de desarrollo e investigación que continúen el aquí presentado.

I.4 TAREAS REALIZADAS

Las tareas asociadas con este trabajo de tesis comenzaron en el año 2005 con la investigación para evaluar su viabilidad académica. En el año 2006 se iniciaron las pruebas piloto con el dispositivo prototipo, recibiendo desde entonces la totalidad de los residuos orgánicos biodegradables (ROB) que genera una familia tipo de clase media argentina, integrada por cuatro

⁸ Existe gran dispersión y distorsión en la bibliografía con relación a la denominación de esta corriente. Es frecuente hablar de Residuos Orgánicos, pero por ejemplo, los plásticos también son residuos orgánicos. Se pueden incluir en los ROB otros residuos además de los alimenticios, como pueden ser pequeñas cantidades de papeles o restos de poda o césped, etc.



miembros, dos adultos y dos menores. En agosto de 2009 se completó el montaje del biodigestor a escala real, el cual se encuentra actualmente en funcionamiento, llevando ya *su cuarto año ininterrumpido de operación*.

A continuación se resumen las tareas realizadas:

- Análisis previo de la viabilidad del tema de trabajo de tesis. Relevamiento del estado del arte y antecedentes;
- Relevamiento preliminar del ritmo y volumen de generación del grupo familiar. Predimensionamiento y definición del ensayo de prueba piloto.
- Construcción del prototipo, puesta en marcha, operación y ensayos de prueba piloto.
- Búsqueda y análisis de la bibliografía.
- Diseño y construcción del dispositivo.
- Desarrollo y montaje de la estructura, el mecanismo de rotación, la balanza y el sistema de registro automático.
- Puesta en marcha y operación del dispositivo.
- Diseño, desarrollo y análisis de los ensayos operativos.
- Diseño y ejecución del plan de monitoreo, tomas de muestra y análisis en laboratorios externos. Análisis de los resultados.
- Análisis de toda la información integrada y redacción de la tesis.

I.5 PRESENTACIÓN DEL TRABAJO

Este trabajo se divide en cinco Capítulos.

En el Capítulo 1 se describe el marco conceptual en el que se realiza esta tesis junto con los antecedentes que se utilizan para la elaboración de las hipótesis de trabajo. Se presentan los fundamentos del proceso de compostaje, los principales parámetros asociados al diseño y la operación, así como los criterios utilizados para la aprobación del compost resultante. Cierra el capítulo presentando las expresiones cinéticas de los balances de materia y energía.

En el Capítulo 2 se recorren los distintos aspectos y consideraciones asociados al diseño de la ingeniería del biorreactor. Se presentan los estudios de caracterización de la alimentación para realizar los primeros ensayos de predimensionamiento con los que se construyó el prototipo

experimental. Posteriormente se muestran los resultados de las pruebas piloto y se realiza el diseño final del dispositivo, mostrando además las diferentes etapas de su construcción.

En el Capítulo 3 se discuten los resultados obtenidos de las experiencias de la operación del biorreactor a escala real desde el primer día de su operación, presentando el recorrido hasta identificar los rangos óptimos de operación de cada parametro que influye en el proceso. Se discuten los balances obtenidos a partir del seguimiento automático continuo del peso y la operación de equipo en diferentes condiciones de ensayo.

En el Capítulo 4 se presenta el plan de monitoreo elegido y los métodos de ensayo utilizados. Seguidamente se informan y discuten todos los resultados analíticos y operativos de los diversos ensayos realizados,

En el Capítulo 5 se resumen las conclusiones generales de este trabajo.



CAPITULO 1 :

CONCEPTOS BÁSICOS BASE TÉCNICA



En este capítulo se describe el marco conceptual en el que se realiza esta tesis junto con los antecedentes que se utilizan para la elaboración de las hipótesis de trabajo. Se presentan los fundamentos del proceso de compostaje, los principales parametros asociados al diseño y la operación, así como los criterios utilizados para la aprobación del compost resultante. Cierra el capítulo pesentando las expresiones cinéticas de los balances de materia y energía.



1.1. ANTECEDENTES

El reciclado de los residuos orgánicos y el compostaje son tan antiguos como la práctica de la agricultura, en particular con la aparición de la horticultura intensiva. Existen evidencias de que se ha elaborado compost con los residuos orgánicos desde hace más de 4.000 años. Es sobre todo en China y en otros países asiáticos de gran densidad demográfica donde se encuentran los testimonios más antiguos de prácticas de compostaje sofisticadas y eficientes. Por ejemplo, en Jerusalén antiguo, había lugares dispuestos para recoger las basuras urbanas en forma diferenciada: algunos residuos se quemaban y otros se destinaban al compostaje (*Bueno Bosch, 2010*). Ciertamente por entonces, y hasta hace menos de dos siglos, no existían sustancias sintéticas, y los materiales presentes en los residuos domiciliarios podían ser rápidamente biodegradados con solo contar con la humedad suficiente para el desarrollo microbiano.

La tecnología de compostaje a gran escala tiene su origen en India entre 1924 y 1931 con el “Método Indore”, desarrollado por Albert Howard para el cultivo de plantas, en la localidad de Indore; India Central, donde son destacados el valor del compost tanto por sus cualidades fertilizantes como por sus propiedades estructuradoras, regeneradoras, protectoras y vivificadoras de las tierras de cultivo (*Bueno Bosch, 2010*).

En la ciudad holandesa de Hanmer se instaló en 1932 la primera planta de compostaje a partir de los residuos urbanos. Posteriormente, Ehrenfried Pfeiffer inició la producción industrial de grandes cantidades de compost entre los años 1950-1960, poniendo a punto estaciones completas de compostaje de RSU en varias ciudades de EE.UU., Europa, Japón, Taiwán, Las Azores, etc. A fin de conseguir descomponer los diversos materiales presentes en los RSU, preparaba un iniciador, conocido como “starter” (inóculo iniciador). A partir de investigaciones microbiológicas, descubrió la especificidad de algunos microorganismos respecto de la descomposición de materiales concretos y los medios adecuados para activar su multiplicación. De esta manera su “starter” para los compost industriales incluía preparados biodinámicos y microorganismos activos para la descomposición de un material particular (*Pfeiffer, 1957*). Ehrenfried Pfeiffer fue un precursor en el uso de las técnicas de compostaje para tratamientos de residuos con valorización, y en el uso de estas técnicas para la remediación ambiental de sitios contaminados, pero sus proyectos fueron discontinuados luego de su muerte en 1961 (*Bueno Bosch, 2010*). Recién en la década del noventa se desarrollaron métodos de ingeniería que mejoraron los rendimientos de las técnicas más populares para suelos contaminados como el "landfarming", el "composting", etc. (*Riser Roberts, 1998*).



De forma tradicional, durante siglos, los agricultores han enterrado los desperdicios orgánicos para transformarlos en abono para sus tierras. Compostar dichos restos no es más que emular el proceso que ocurre normalmente en el suelo de un bosque, pero acelerado y dirigido. La base esencial del suelo fértil consiste en la mezcla de arcillas y humus. El abono resultante proporciona a las tierras en las que se lo aplica, prácticamente los mismos efectos beneficiosos que el humus para un suelo natural. Este abono obtenido por compostaje contiene materia orgánica y nutrientes, tales como nitrógeno, fósforo, potasio, magnesio, calcio y hierro, necesarios para la vida de las plantas (*Pfeiffer, 1957*).

El Compostaje juega un papel importante en las estrategias usadas en la actualidad para la *gestión integral de los residuos sólidos urbanos* (GIRSU) en muchas partes del mundo. Según han señalado Ayalon y sus colaboradores, en Israel, el compostaje se presentaría como el medio más rentable para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (*Ayalon et al., 2000*).

La separación en origen de la fracción biodegradable del residuo destinada al compostaje comunitario se ha implementado a gran escala y con un éxito significativo en muchos países europeos, EEUU, Canadá, Australia, Nueva Zelanda y Japón. Estos países tienen actualmente muy altas tasas de eficiencia en relación a la separación en origen, y sus políticas están dirigidas al objetivo de lograr una mejora continua de la misma, con promoción del compostaje en el hogar (*de Bertoldi et al, 1998*).

Sin embargo, la Unión Europea recientemente ha reconocido que el objetivo de minimización en la generación de RSU estaba fracasando. La generación de RSU en la Europa Comunitaria sigue creciendo en cantidades absolutas y en producción per cápita, al ritmo de crecimiento del PBI, no pudiendo lograr el buscado “desacoplamiento” entre el crecimiento económico y el impacto ambiental asociado, para lograr así un desarrollo sustentable (*PNUMA, 2011*).

El hecho de situar a la minimización en el primer puesto de la jerarquía para la GIRSU no parece haber sido suficiente a efectos de cambiar el sentido ascendente de la curva de generación de RSU en los países europeos. Es bien conocido que a mayores cotas de bienestar económico corresponden, en general, mayores tasas de generación de residuos (Barradas, 2009). La minimización de la generación de RSU implica la racionalización del consumo, lo que en estos países resulta incompatible con el sistema de desarrollo económico vigente, basado en el elevado consumo y la maximización de la renta, sin calcular ni atender las limitaciones del stock de servicios y productos naturales con el que se cuenta. Por esto se imponen políticas de gestión que

quiebren esa correlación, de manera que sean precisamente las sociedades económicamente más avanzadas las que marquen la pauta hacia una menor y más racional generación de RSU.

Al revisar el estado del arte relacionado con la aplicación de la tecnología de compostaje, se debe tener en cuenta una importante distinción entre su aplicación con el objetivo de obtener un producto (el compost) apto para la enmienda de suelos, y el abordaje de su uso dirigido al adecuado tratamiento de una corriente de residuos orgánicos, considerando al compost obtenido como un objetivo secundario. Si bien las especificaciones de calidad requeridas para el compost que adoptamos en esta tesis corresponden a la primer situación (la más exigente), es importante resaltar que el objetivo de este trabajo responde al segundo escenario, esto es, el objetivo de este trabajo es desarrollar un dispositivo que realice adecuado tratamiento a la corriente de residuo, y complementariamente, se controló la calidad del compost estabilizado resultante, en comparación con la normativa.

La producción de compost en el hogar favorece la total separación de esta corriente, y así la bioseguridad del producto está bajo el control de la propia familia generadora y tratadora, la que puede lograr la mejor calidad de compost con solo operarlo correctamente.

Por el contrario, el compost que se produce en forma comunitaria a cargo de los municipios suele estar contaminado con metales pesados y otras sustancias, en virtud de que estos restos orgánicos estuvieron mezclados con los productos peligrosos residuales de los hogares (pilas, productos de limpieza, medicamentos, pañales y apósitos, etc.). Si la separación en origen sumada a la separación en las plantas de residuos no son 100% efectivas, existirá siempre un riesgo de contaminación del compost, que puede luego inhabilitar su posterior uso como enmienda de suelos. Eventualmente podrá evaluarse su utilidad como material de cobertura de rellenos sanitarios, entre otros usos posibles.

1.1.1 CLASIFICACIÓN DE PROCESOS DE COMPOSTAJE

Hay diferentes posibles formas para desarrollar el proceso de compostaje, que pueden ser clasificados (*Haug, 1993*) según sean:

- **SISTEMAS ABIERTOS O SIN REACTOR:** El proceso se realiza sobre suelo, sin recipientes, colocándose en las hileras o pilas estáticas aireadas.



- SISTEMAS DE *REACTOR*: el material está contenido dentro de un recipiente. Pueden encontrarse una variedad de formatos de procesos según las diferentes objetivos de ingeniería que condicionaron su diseño, como las limitaciones de espacio, la capacidad de gestión de olores y de control de lixiviados, la economía, la calidad del producto, etc.

Las dimensiones típicas de los compostadores abiertos (hileras y pilas) incluyen secciones transversales que varían desde 2,75 m hasta 7,0 m de ancho de la base y 1,2 m a 3,7 m de altura, limitadas normalmente por el sistema de vuelco que se tenga (*Rynk et al., 1992*). La longitud de las hileras está restringida sólo por las limitaciones del lugar, mientras que en los sistemas que funcionan con inyección de aire, o succión, o ambas alternativamente, la longitud de las pilas estáticas se verá limitada por consideraciones propias del suministro de aire y su difusión en la masa de residuos. *Rynk et al. (1992)* han recomendado que la longitud de estas instalaciones de pilas estáticas aireadas no deben superar los 27 m, pero *Mason (2006)* menciona hileras de 50 m de longitud. La relación S/V, superficie libre expuesta/ volumen, varía de 1,4 a 3,5 m².m⁻³ (*Mason, 2006*).

La aireación puede ser forzada por inyección o succión de aire o ambas alternativamente, o en forma mecánica por sistemas de volteo. Tanto algunos sistemas de reactores como las pilas estáticas aireadas utilizan ventilación forzada, mientras que las hileras se airean solamente por los mecanismos de volteo (*Rynk et al., 1992, Haug, 1993; y Chiumenti et al., 2005*). Las imágenes siguientes muestran ejemplos de compostadores comunitarios municipales.

Imagen 1-1 Ejemplos de compostadores comunitarios municipales



A)

A) (Izquierda) - Sistema municipal de tipo reactor horizontal agitado de kollvik. (Derecha) Sistema municipal de tipo reactor rotativo,



B)

B) (Izquierda) Sistema de pila estática aireada con silo bolsa, CEAMSE Norte III, Bs.As., Argentina. (Derecha) Sistema municipal de pila estática aireada, Lewiston, EE.UU



C)

C) (Izquierda) Sistema municipal de hileras con volteo mecánico, Tauranga, Nueva Zelanda. (Derecha) Sistema municipal de hileras con volteo mecánico, Polonia

Mason (2006) presenta una clasificación de los distintos tipos de reactores para compostaje con un criterio termodinámico según:



✓ *Temperatura fija (TF):*

Un reactor en el que se impone una temperatura de compostaje deseada y se mantiene por medio de calentamiento o enfriamiento externo.

✓ *Auto calefacción (AC):*

Un reactor que depende exclusivamente de la producción de calor microbiana para alcanzar y mantener temperaturas de proceso y que no tiene control de temperatura, solo algún aislamiento externo. El reactor que se desarrolla en esta tesis está incluido en esta categoría.

✓ *Control de la diferencia de temperatura (CDT):*

Es un reactor que se basa únicamente en la producción de calor microbiana para alcanzar y mantener la temperatura de proceso, pero donde las pérdidas de calor se controlan y se compensan mediante el suministro de calor a la superficie exterior del recipiente a fin de mantener una diferencia de temperatura predeterminada entre el material de compostaje y la pared externa del reactor, en forma similar a la de un sistema adiabático.

✓ *Flujo de calor controlado (FCC):*

Un reactor que depende exclusivamente de la producción de calor microbiana para alcanzar y mantener la temperatura de proceso, donde las pérdidas de calor se controlan mediante el suministro de calor a la superficie exterior del recipiente, con el fin, en este caso, de mantener un flujo de calor predeterminado a través de las paredes del reactor.

Tal como se mencionó previamente, cualquiera de estos reactores podrá contar con mezclado mecánico o manual o con ausencia de mezclado, con aireación forzada o sin ella, y a su vez podrá además contar o no con sistemas de aislamiento térmica. También existe una amplia variedad de tamaños y formas, métodos de operación, y objetivos de uso en relación a ellos.

Mason (2006) describe una amplia lista de sistemas de reactores de compostaje con numerosos ejemplos específicos incorporando las descripciones hechas por Roger Haug en su “Manual Práctico de Ingeniería del Compost” (Haug, 1993). Las siguientes tablas son adaptadas a partir de la bibliografía citada, ampliándose la información aportada, e incluyendo el biorreactor de esta tesis como referencia:

Tabla 1-1. Dimensiones de reactores para compostaje a escala de laboratorio y planta piloto encontrados en la bibliografía:

REACTORES CILÍNDRICOS VERTICALES

Diámetro (mm)	Altura (mm)	Volumen (l)	S:V (m ² .m ⁻³)	TIPO	Bibliografía de Referencia
100	250	2	48	CDT	<i>Sikora et al. (1983)</i>
100	600	4.7	43.3	AC	<i>Day et al. (1998)</i>
108	290	2.7	43.9	AC / CDT	<i>McCartney and Chen (2001)</i>
140	240	3.7	36.9	TF	<i>Hamelers (1993)</i>
140	500	7.7	32.6	AC	<i>Loser et al. (1999)</i>
160	190	3.8	35.5	TF	<i>Ashbolt and Line (1982)</i>
160	420	8.4	29.8	CDT	<i>Beaudin et al. (1996)</i>
170	220	5	32.6	TF	<i>Bono et al. (1992)</i>
180	240	6.1	30.6	AC	<i>Namkoong and Hwang (1997)</i>
200	520	16.3	23.8	AC	<i>Palmisano et al. (1993)</i>
200	600	18.8	23.3	AC	<i>Seki (2000)</i>
203	310	10	26.2	CDT	<i>Magalhaes et al. (1993)</i>
210	305	10.6	25.6	CDT	<i>van Bochove et al. (1995)</i>
210	450	15.6	23.5	FCC	<i>Hogan et al. (1989)</i>
250	455	22.3	20.4	TF	<i>Komilis and Ham (2000)</i>
300	425	30	18	AC	<i>VanderGheynst and Lei (2003)</i>
300	470	33.3	17.6	AC	<i>Schloss et al. (2000)</i>
300	1000	70.7	15.3	CDT	<i>Lehmann et al. (1999)</i>
300	1200	84.8	15	AC	<i>Loser et al. (1999)</i>
305	1110	81.1	14.9	AC	<i>Stombaugh and Nokes (1996)</i>
340	2200	199.7	12.7	AC	<i>Bari et al. (2000)</i>
381	495	56.4	14.5	AC	<i>Das et al. (2001)</i>
400	850	119	12.1	AC	<i>Barrington et al. (2002)</i>
400	1600	201	11.3	AC	<i>Choi et al. (2001)</i>
600	800	226	9.2	CDT	<i>Cronje et al. (2003)</i>
630	2000	620	7.3	AC	<i>Sundberg y Jonsson (2003)</i>
750	1000	442	7.3	AC	<i>Leth et al. (2001)</i>
910	930	605	6.5	AC	<i>Papadimitriou and Balis (1996)</i>

REACTORES CILÍNDRICOS HORIZONTALES

Diámetro (mm)	Longitud (mm)	Volumen (l)	S:V (m ² .m ⁻³)	TIPO	Bibliografía de Referencia
260	300	15.9	22.1	AC	<i>Schulze (1962)</i>
250	483	23.7	20.1	TF	<i>Bach et al. (1984)</i>
300	700	80	14	AC	<i>Lukkhana et al. (2015)</i>
445	900	140	11,2	AC	<i>Falcó (2015)⁹</i>
660	585	200	9.5	AC	<i>VanderGheynst and Lei (2003)</i>
910	1830	1190	5.5	AC	<i>Freeman and Cawthon (1999)</i>

REACTORES DE SECCIÓN RECTANGULAR

Ancho (mm)	Longitud (mm)	Altura (mm)	Volumen (l)	S:V (m ² .m ⁻³)	TIPO	Bibliografía de Referencia
950	950	1090	985	6.0	AC	<i>Pecchia et al. (2002)</i>
1000	1000	1000	1000	6.0	AC	<i>Seymour et al. (2001)</i>
1000	1000	2000	2000	5.0	AC	<i>Veeken et al, 2003</i>
1000	1200	700	840	6.5	AC	<i>Leth et al. (2001)</i>
710	1300	1200	1100	6.0	AC	<i>Longoria Ramirez et al.(2014)</i>
1030	1030	1820	1931	5.0	AC	<i>vanLier et al. (1994)</i>

⁹ Aquí se incluye al Bioreactor de esta tesis para su comparación



Se observa que los reactores estudiados varían su volumen desde 0,4 a 2.000 L. Un parámetro importante a considerar es la relación entre la superficie expuesta al exterior y el volumen útil (S/V); los valores indicados por los distintos autores varían entre 5 y 48 $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ para los reactores experimentales de compostaje, y entre 2 y 3.8 $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ para sistemas de gran escala. Las unidades experimentales a escala de laboratorio presentan un rango de volumen típico entre 0,4 y 50 L, con una relación S/V variable entre 14 a 48 $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$. Podemos decir que un reactor de laboratorio presenta una relación S/V uno a dos órdenes de magnitud menor que la correspondiente a los sistemas de gran escala (*Mason, 2006*).

Los reactores tipo AC de auto calentamiento (como el que se desarrolla en esta tesis) han sido ampliamente descriptos en la bibliografía, asociados a una variedad de objetivos diferentes de investigación, tales como:

- ✓ Evaluación del proceso de compostaje,
- ✓ Evaluación de la compostabilidad de algún sustrato,
- ✓ Estudio de los gases de salida / olores,
- ✓ Destinos de sustancias específicas, incluyendo tóxicas,
- ✓ Validación de modelos matemáticos
- ✓ Enumeración, descripción y/o supervivencia de biota microbiana,
- ✓ Preparación de Compost para su posterior evaluación, y
- ✓ Desarrollo de dispositivos.

Los objetivos de estudio encontrados con más frecuencia estuvieron asociados a evaluaciones del proceso de compostaje, y aplicaciones para evaluar la compostabilidad de determinados sustratos.

Los sistemas de aislamiento utilizados en los diferentes reactores analizados han sido muy variados, y normalmente sin suficiente descripción de los dispositivos empleados con ese fin. Los materiales aislantes utilizados han incluido lana de vidrio, lana mineral, poliestireno, poliuretano y materiales especiales (no especificados), con espesores que van desde 12,7 mm hasta 120 mm. Aunque en muchos casos se utiliza aislamiento para minimizar las pérdidas de calor, en otros diseños se emplea un intercambiador de calor de agua para la eliminación del calor (*Veeken et al., 2003*).

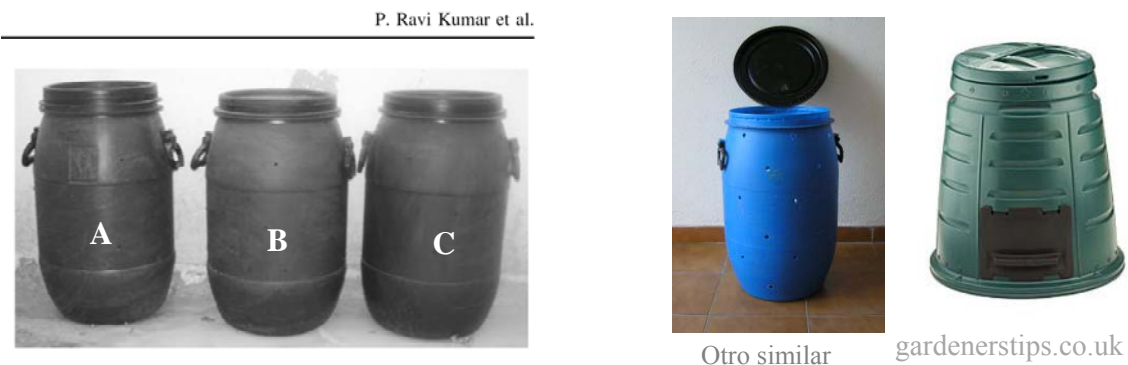
Kumar et. al (*2009*) publicaron un análisis comparativo del desempeño de diferentes modelos de compostadores usados para tratar los RSU orgánicos en los hogares. Para sus ensayos,

utilizaron cuatro tipos diferentes de unidades de compostaje, dispuestas en duplicado a fin de llevar a cabo experiencias en vía húmeda (natural), y vía semi-seca (secados al sol), según se indica en la *Tabla 1-2*. (de la A hasta la I).

La alimentación de residuos frescos para los compostadores fue realizada en forma normalizada, recolectando muestras de RSU cada día durante 15 días en hogares seleccionados en la ciudad de Allalassandra, Bangalore, India, repitiendo en cada caso el mismo protocolo de trituración y homogenización. Luego de estos 15 días de carga y preparación de los compostadores, se suspendió la carga, y se dejaron pasar 90 días para alcanzar un buen grado de descomposición. Cada 15 días se tomaron muestras, analizando la evolución del sistema. Seguidamente se presenta un resumen de los resultados de estos trabajos con una serie de imágenes de los compostadores utilizados, y gráficos del monitoreo del compost obtenido en cada caso:

Imagen 1-2 Unidades de Compostaje usados por Kumar et al. (2009) para sus ensayos:

MODELOS TIPO 1, A, B y C : Modelos simples de recipiente plástico con tapa:



Los Modelos de Kumar TIPO 2, D y E son similares al tipo 1 (A, B, y C) pero operados con lombrices (*Eisenia foetida* y *Peryonix excavatus*)





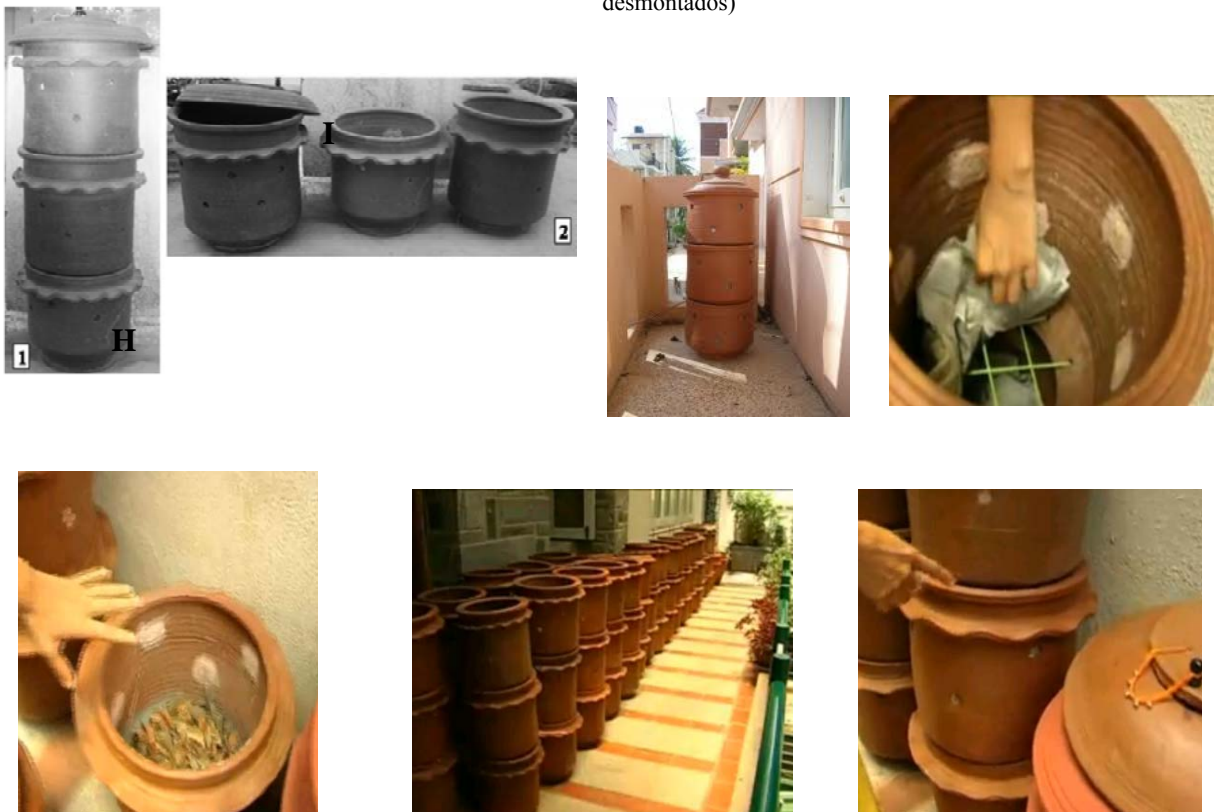
Tabla 1-2. Comparación de diferentes modelos de compostadores tipo AC (Kumar et. al (2009))

	1			2		3		4	
Modelo de Compostador:	Modelo simple de recipiente plástico con tapa (sin lombrices)			Modelo sencillo de recipiente de plástico para vermicompostaje		Tambor horizontal rotativo		Compostador tipo terracota (sistemas apilables)	
Identificación del Compostador de ensayo	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Tipo de Reactor Compostador	Tambor plástico con 2 cm de piedras en el fondo, seguido de 5-10 cm de arena, cubierto con una capa de material orgánico seco de hojas muertas o tiras de papel			Tambor plástico con 2 cm de piedras en el fondo, seguido de 5-10 cm de arena y cubierto con una capa de material orgánico seco de hojas muertas o tiras de papel		Tambor metálico horizontal		Sistema Terracota (módulos apilables, con una técnica manual de uso, propia, que permite ir agregando nuevos módulos)	
Medida / Tamaño	Alrededor de 60 cm de altura y 30 cm de diámetro			Alrededor de 60 cm de altura y 30 cm de diámetro		Tambor metálico de 50 cm de largo x 25 cm de diámetro		3 módulos cilíndricos apilables de barro cocido, de 30 cm de diámetro base, y 90 cm de altura (los 3)	
Tipo de alimentación de Residuos	Residuos húmedos	Parcialmente secados al sol	Residuos húmedos	Residuos húmedos	Parcialmente secados al sol	Residuos húmedos	Parcialmente secados al sol	Residuos húmedos	Residuos húmedos
Aditivos usados	nim ¹⁰ seco (2%)	nim seco (2%)	100 ml suero de leche y 50g azúcar. 15 días después, agregado de nim seco (2%)	100 g de lombrices de tierra de variedad mixta, después de 36 días, agregado de neem seco (2%)		Materia orgánica seca (papel de diario cortado en tiras y hojas muertas) + neem seco (2%)		nim seco (2%)	
Sistema de aireación	Perforaciones en las paredes a intervalos regulares			Perforaciones en las paredes a intervalos regulares		Perforaciones en el tambor metálico		Agujeros a los lados cubiertos con malla, para evitar la entrada de insectos	
Sistema de Mezclado	Mezcla manual con rastrillo de jardín o espátula de madera			Mezcla manual con rastrillo de jardín o espátula de madera		Mezcla manual con palanca externa adosada al eje del tambor		Mezcla manual con rastrillo de jardín o espátula de madera	
Costo operativo por unidad	Muy bajo			Muy bajo		Moderado		Bajo	
Facilidad de manejo	Moderada			Fácil		Moderada		Moderada	
Permite alimentación continua de residuos	No			No		No		Si	
Riesgo de larvas y mosca	Alto			Moderado		Moderado		Bajo	
Capacidad de gestión de residuos (kg)	15 a 20			15 a 20		10-12		20-25	
Factibilidad de uso en el hogar	Buena			Muy buena		Poco factible		Buena	
Peso de compost (kg) después de 90 días	3,95	3,82	3,60	3,4	3,3	4,29	4,12	3,46	3,44
% de reducción en peso	38,1	40,0	43,5	46,8	48,2	32,7	35,4	45,8	46,1
% de reducción promedio según el modelo de compostador	40,5			47,5		34,0		45,9	

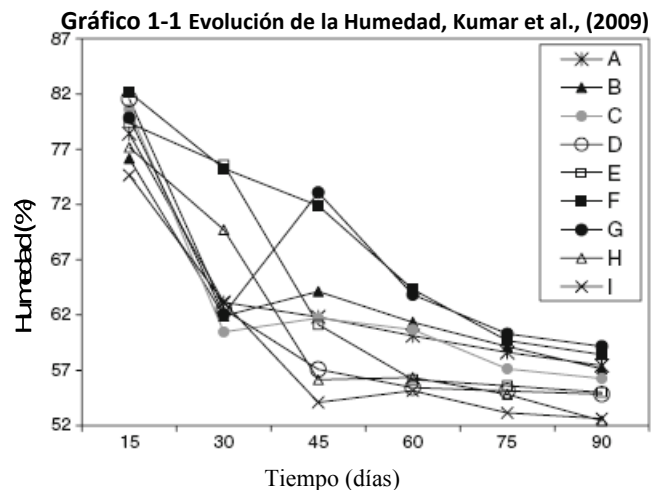
¹⁰ Nim o Neem es un árbol de rápido crecimiento con propiedades medicinales, fungicidas y antisépticas de origen asiático. Así se agregan conocimientos ancestrales del uso de este árbol de Neem, junto con la mezcla natural propuesta por estos autores en sus normas y métodos de ensayos sobre cómo realizar un compost saludable en forma natural.

Imagen 1-3 Unidades de Compostaje usados por Kumar et al. (2009) para sus ensayos (Continuación):

MODELOS KUMAR TIPO 4 (H e I): Modelos TERRACOTA (1: módulos montados, 2: módulos desmontados)



Al comienzo del ensayo la humedad superó el 82%, y al final, el compost resultante osciló entre el 50% y 60% de humedad. Los autores señalan haber encontrado alto nivel de malos olores y moscas durante el llenado de los compostadores con los residuos frescos, pero indican que los mismos fueron disminuyendo poco a poco hasta desaparecer después de 45 días debido a la descomposición. Cuando la humedad del compost superó el 75 % aparecieron olores debido a las reacciones anaeróbicas que empezaron a dominar la descomposición, determinadas por la reducción de la concentración de oxígeno en el medio, ya que el agua libre tendía a ocupar los poros de la mezcla, evitando la difusión de este gas .





El pH subió inicialmente a 8,5, pero a los 30 días se neutralizó con el avance del proceso de compostaje, lo que se puede atribuir a la producción de dióxido de carbono, ácidos orgánicos

Gráfico 1-2 Evolución del Fósforo, Kumar et al., (2009)

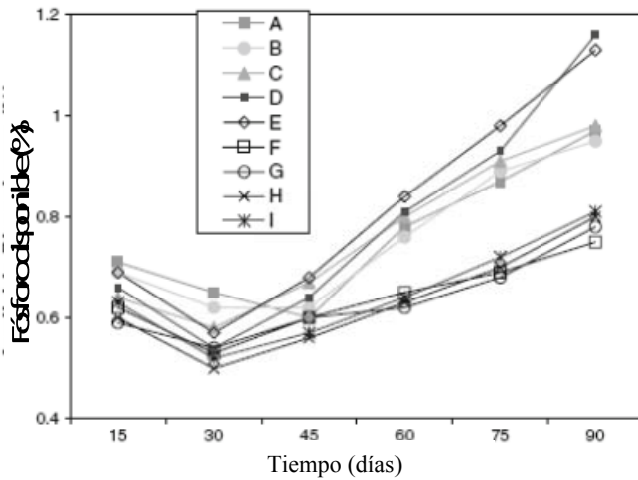
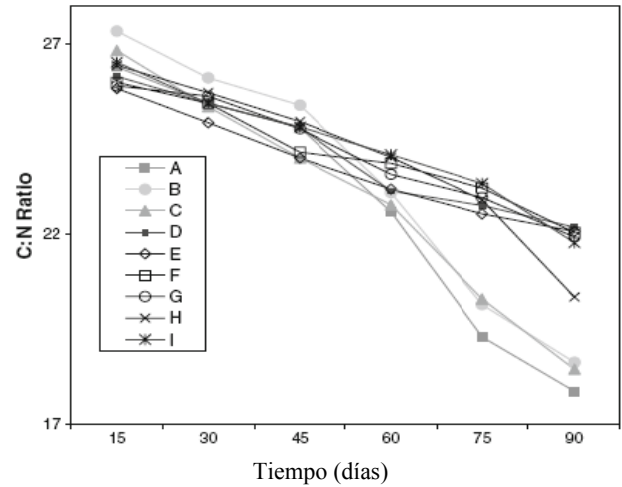
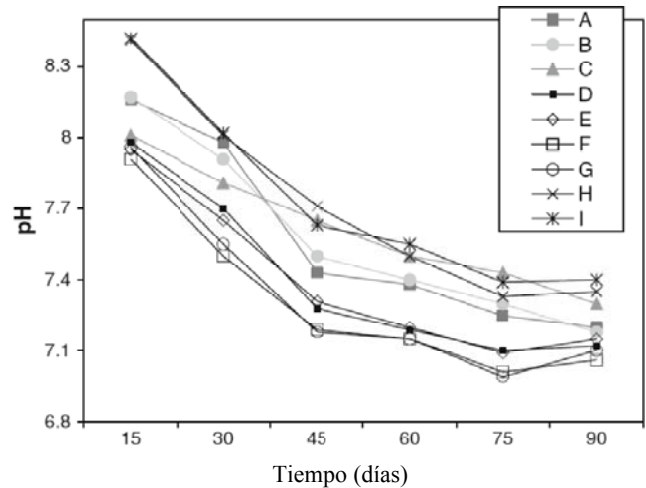


Gráfico 1-3 Evolución de C:N, Kumar et al., (2009)



simples, a la pérdida de nitrógeno como amoníaco volátil en presencia de valores de pH elevados y/o a la mineralización de nitrógeno y fósforo en nitratos, nitritos y ortofosfatos, respectivamente, por la actividad microbiana.

Gráfico 1-2 Evolución del pH, Kumar et al., (2009)

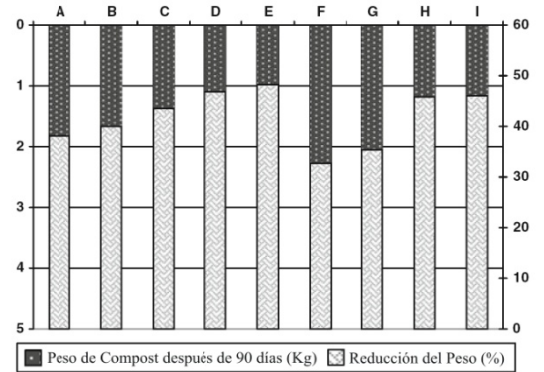


La relación C/N es un parámetro importante en los procesos de descomposición biológica, el cual debe mantenerse dentro de ciertos rangos para no afectar a la biota descomponedora. A lo largo del tiempo de la degradación, esta relación va disminuyendo a medida que se oxida la materia, se desprende CO₂ y otros gases, y se va perdiendo masa seca (Hamoda et al., 1998).

Kumar et al. (2009) encontraron en la carga utilizada en sus ensayos una relación C / N (medida en el día 15) que osciló entre 25,84 (en la unidad E) a 27,35 (en la unidad B); estos valores disminuyeron gradualmente con el progreso del compostaje (Gráfico 1-4). Después de 90 días, la relación C / N varió entre 17,87 (en la unidad A) a 22,19 (en la unidad D). En la Tabla 1-2 se indica el peso del compost obtenido en cada unidad después de los 90 días de tratamiento, y el porcentaje de reducción en el peso del material compostado.

En el *Gráfico 1-5* se representan estos valores para cada unidad de compostaje. Es posible observar que la máxima reducción con respecto al peso de compost producido se logró empleando vermicompostaje (compost con lombrices), con una reducción del 47,5%. Las unidades cilíndricas horizontales de eje giratorio F y G mostraron el menor valor de reducción de peso (34%); en estas unidades la oxidación fue mayor debido a la simplicidad y eficiencia de la rotación como sistema de volteo del compost para su aireación.

Gráfico 1-5 Tasa de reducción y eficiencias de las composteras, Kumar et al., (2009)



1.1.2 Otros modelos de compostadores domésticos comerciales y artesanales:



kedel.co.uk



ebay.com.au



kedel.co.uk



compostbins.org



kmart.com



Sistema plástico apilable culturaverde.es



bestcompostbinreviews.com



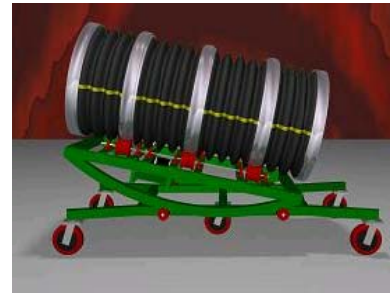
kollvik.com



kentuckybarrels.com



mantis.com



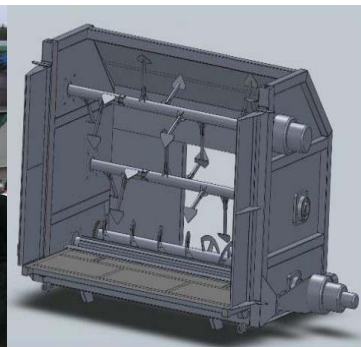
weiku.com



joraform.com



Rolleston, Nueva Zelanda



mushroommachinery.com



naturemill.com



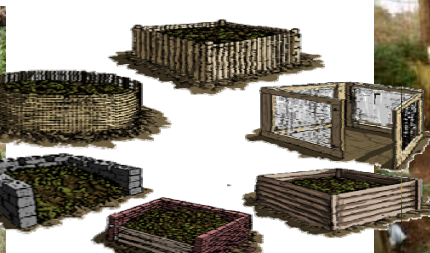
Modelo caseros de cajones rectangulares



fundacion-enlaces.org



inta.gov.ar/extension/prohuerta



inti.gob.ar/compostajedomiciliario



El compostador rotativo patentado por Harry Windle (2004) (Patente N° US 6,783,975B2) (Imagen 1-4) cuenta con un módulo de operación Bach, inyección forzada de aire y rotación manual.

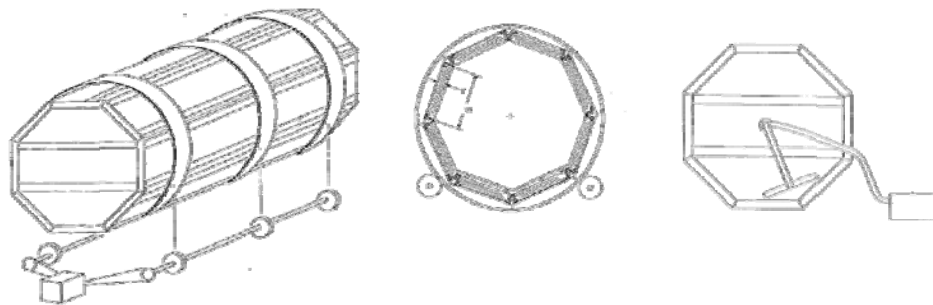


Imagen 1-4 Compostador de Harry Windle, 2004

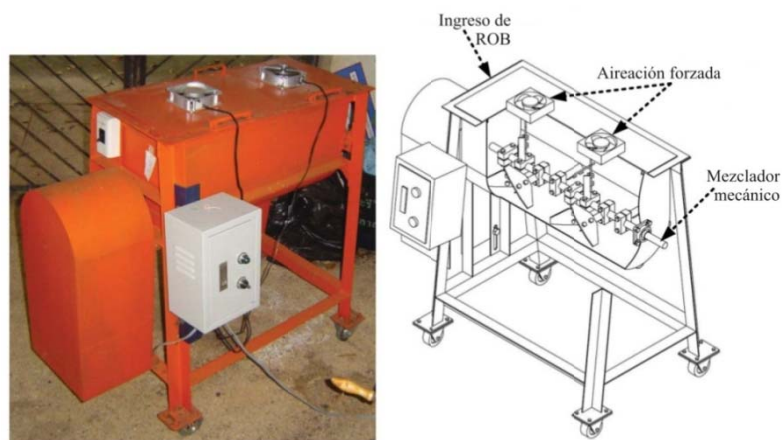


Imagen 1-5 Compostador de Lukkhana Benjawan et al., 2015

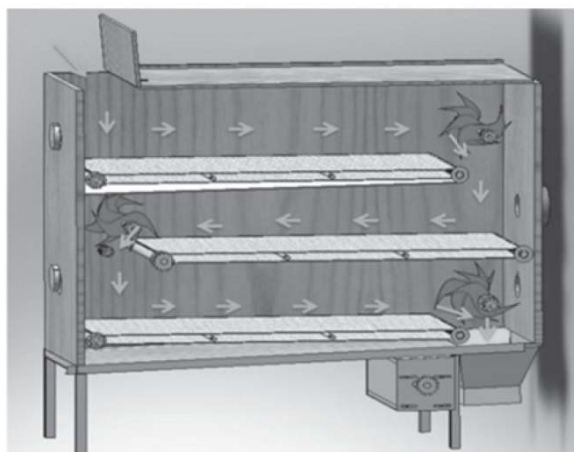


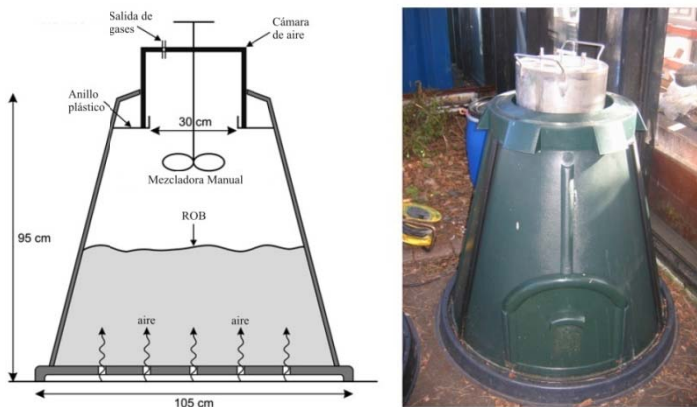
Imagen 1-6 Compostador de Longoria Ramirez et al., 2014

El compostador de Lukkhana Benjawan (2015) (Imagen 1-5) es de tipo semicontinuo, con ventiladores para aireación forzada, y un mezclador mecánico automatizado, como se muestra en la Imagen. Es un prototipo de 80 l de capacidad para uso domestico. Cuando se completa debe esperarse la madurez para retirar el compost y reiniciar el proceso.



El compostador doméstico de Longoria Ramirez et al. (2014) (*Imagen 1-6*) es de tipo continuo, con 3 cámaras que suman un volumen de 1100 litros, con ventilación forzada y automatizado. Tiene capacidad para tratar 3 Kg/día de ROB al ritmo de su generación.

Como se ha mencionado, los municipios en Dinamarca entregan a cada hogar un digestor hogareño de residuos orgánicos, de forma de promover el compostaje doméstico. Estos compostadores tienen forma de cono, como muestra la *Imagen 1-7*, de PE y PP reciclado. El volumen total es de 0,32 m³ y las dimensiones son de 95 cm de altura y 48 cm y 105 cm de



diámetro superior e inferior, respectivamente. Las unidades de compostaje están equipadas con una tapa, una red de acero fino enmascarado en la parte inferior, que evita el ingreso de roedores, una escotilla desde donde puede ser retirado el compost maduro, y una red

Imagen 1-7 Compostador Dinamarca (Andersen et al., 2011). Cuenta con numerosas perforaciones desde donde el aire circundante puede ingresar. La tapa de cada unidad tiene un anillo plástico por debajo que permite el flujo del aire (Andersen et al., 2011).

A partir de la observación de todos los sistemas de compostaje analizados, es posible concluir que, aunque sea un proceso microbiológico muy complejo, realizar compost es una operación sencilla. Cualquier persona que deseara realizar compost con su fracción orgánica de residuos no necesitaría comprar ningún tipo de dispositivo sofisticado como el que se desarrolla en esta tesis. Estos dispositivos lo que en realidad ofrecen es comodidad y confort con el objeto de favorecer su uso estandarizado en una ciudad.

Todos estos dispositivos operan en forma batch⁽¹¹⁾. Esto implica que se carga una cámara hasta completarla, y luego se espera el tiempo requerido por el procesamiento del compostaje, rotándola. Los modelos con dos cámaras mejoran esta situación, ya que al completar una cámara, es posible operar con la otra, la que deberá tener capacidad suficiente como para que durante el tiempo que demanda la carga hasta su llenado, se haya terminado de compostar la otra. En estos procesos, al momento de tener que cambiar de una cámara a la otra, es necesario traspasar con una pala de jardín una porción de mezcla a la cámara nueva, lo que funcionará como inóculo; en caso contrario,

¹¹ descriptos en Tchobanoglous (1998)

el proceso se hará más lento. Si bien con estos métodos es difícil lograr calidad constante en el compost resultante, se requiere una mínima intervención del operador, son ciertamente muy prácticos y eficientes, e incluso pueden ser fabricados fácilmente en el hogar.

En esta Tesis proponemos un modelo de tipo **continuo** de 3 cámaras que ofrezca mejor maniobrabilidad. No se ha encontrado ningún tipo de dispositivo suficientemente parecido al propuesto en esta tesis. Los más similares (en su morfología) son dispositivos cilíndricos rotativos como los desarrollados por *Kollvic.com* o *Matis.com* (ya sean manuales o automáticos, con aireación forzada o sin ella, con o sin calefacción). En esta tesis se planteó experimentar con un dispositivo que recibió los ROB siempre en la misma compuerta, y se retiró el compost siempre desde el otro extremo. El sistema permitió controlar un lento flujo pistón pulsante desde la primera cámara hasta la última, mientras se desarrolla la degradación en forma controlada. Ésta es una de las principales diferencias de este dispositivo respecto de todos aquellos que se han encontrado en la bibliografía y en el mercado.

De acuerdo con el análisis realizado el biodigestor que se espera obtener a partir de esta tesis tendrá las siguientes características:

- un Reactor Cilíndrico de escala hogareña,*
- tipo AC (de Auto Calentamiento),*
- con aislación,*
- con mezclado y aireación¹² por rotación (automatizada y programable),*
- con 3 cámaras, que dividen las fases del tratamiento,*
- operado mediante sistema controlado de flujo pistón , pulsante,*
- permitiendo alimentación continua, al ritmo de la generación de residuos en el hogar;*
- no requiere ninguna manipulación del residuo más que la descarga al equipo del ROB desde el pequeño recipiente recolector de la cocina.*

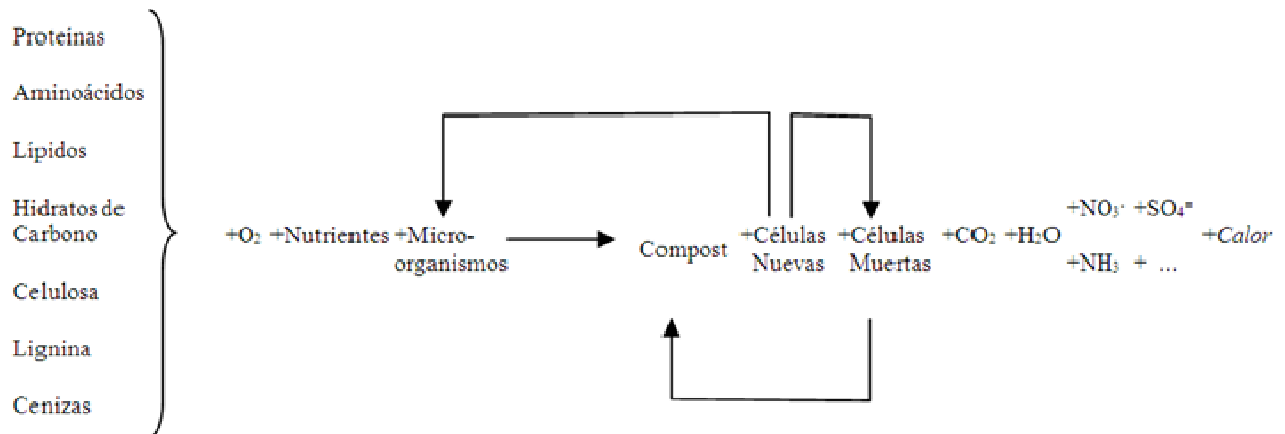
¹² No se requiere aireación forzada; la oxigenación se logra debido a la alta frecuencia relativa del volteo al rotar 3 vueltas por día (un minuto cada vez, a 3rpm), que constituye el único momento donde el dispositivo consume energía eléctrica.



1.2 FUNDAMENTOS DEL PROCESO DE COMPOSTAJE

Podríamos definir al compostaje como un proceso biológico controlado aeróbico de degradación y estabilización de los residuos sólidos orgánicos biodegradables, realizado por una población microbiana mixta en un ambiente cálido y húmedo. Como resultado, el residuo biodegradable reduce su peso a menos de la mitad, y queda tratado y estabilizado.

La fracción orgánica alimenticia de los RSU puede considerarse compuesta en general por proteínas, aminoácidos, lípidos, hidratos de carbono, celulosas, lignina y cenizas. A lo largo del proceso de compostaje, como resultado del proceso de respiración celular aeróbica de la biota descomponedora presente, se libera dióxido de carbono y vapor de agua, según una multiplicidad compleja de reacciones bioquímicas que podemos simplificar con la siguiente ecuación:



Ecuación 1-1 Proceso de Compostaje (adaptado de Tchobanoglous et al., 1998)

En este proceso irreversible los microorganismos degradan los residuos orgánicos a través de una serie de reacciones catalizadas por enzimas iniciadas a temperatura ambiente. La degradación transforma al ROB en compuestos más simples y nueva biomasa celular, mientras una fracción se mineraliza a dióxido de carbono, agua. Como resultado de este proceso se libera energía, según Richard (2005) el calor liberado es del orden de 14 KJ.g^{-1} de oxígeno consumido.

Existe una compleja red trófica participando del proceso de compostaje, incluyendo consumidores primarios que se alimentan del sustrato disuelto (bacterias, hongos, levaduras, etc.), y consumidores secundarios que se alimentan del sustrato y del primer nivel trófico, tales como lombrices de tierra, nematodos, rotíferos, protozoos, etc. En esta red trófica, cada descomponedor

que muere o libera excreciones, agrega más materia orgánica disponible para los otros descomponedores.

A fin de llevar a cabo sus funciones vitales, incluyendo la reproducción, los organismos requieren de fuentes de energía y de carbono para la síntesis de nueva biomasa celular, además de nutrientes, y condiciones ambientales adecuadas. Los organismos descomponedores dominantes presentes en un compostador son principalmente quimioheterótrofos:

- “*Quimiótrofos*” por que obtienen su *energía* de las reacciones químicas de óxido-reducción de la materia orgánica
- “*Heterótrofos*” por que utilizan carbono orgánico del residuo como *fuentes de C* para la formación de biomasa celular.

Para que se produzca la degradación es necesario que el residuo, como sustrato disuelto, tome contacto con la parte exterior de la célula bacteriana mediante varios posibles mecanismos. LaGrega et. al (1996) explican que el acto de tomar contacto desencadena una serie de procesos metabólicos involucrados en la degradación de los residuos orgánicos que se representan en la siguiente *Figura 1-1*.

El primer paso consiste en el transporte del sustrato al interior de la célula, que se puede producir por tres vías:

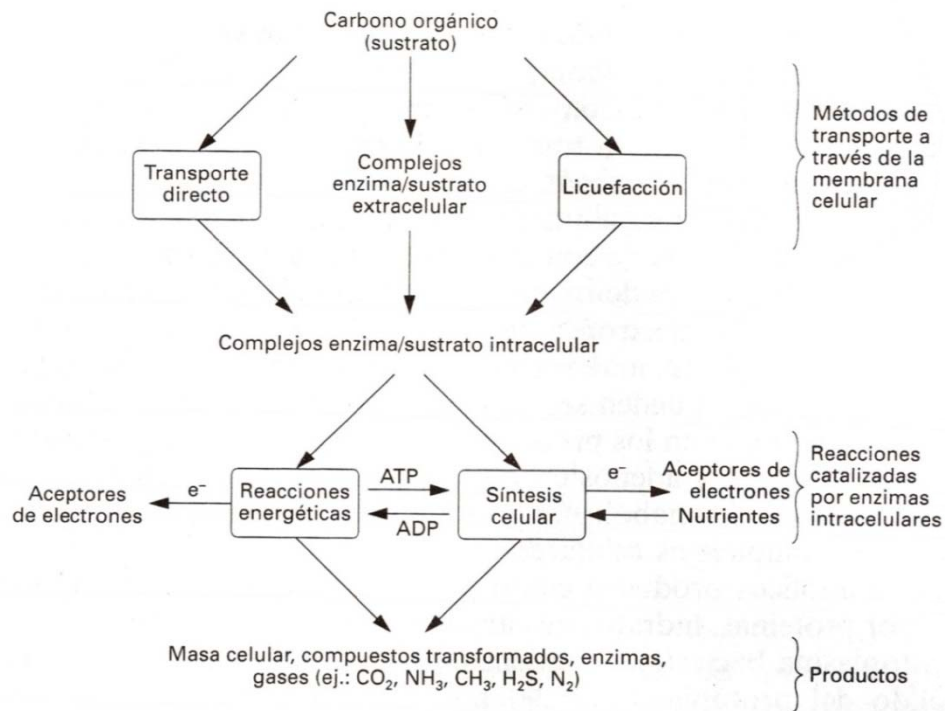
- Formación de un complejo Enzima-Sustrato extra celular;
- Degradación parcial del sustrato;
- Transporte directo a través de la membrana celular.

Luego del contacto del microorganismo con el sustrato, las enzimas extracelulares producidas por las bacterias formarán complejos con las moléculas de sustrato.

Estos complejos permiten al sustrato atravesar la membrana celular. Una vez en el interior de la célula, son las enzimas intracelulares las que formarán complejos con el sustrato para catalizar otras reacciones necesarias encaminadas a la obtención de energía y producción de nuevo material celular.



Figura 1-1 Procesos Enzimáticos en la degradación de Residuos (LaGrega et al.,1996):



Algunos compuestos orgánicos son demasiado grandes para ser transportados de esta forma al interior de la célula y la degradación parcial (transformación enzimática) ocurre en la superficie celular, generando moléculas menores y permitiendo el ingreso de éstas a la célula a través de la membrana celular. Otras sustancias químicas orgánicas ingresan directamente al interior de la célula bacteriana, mediante mecanismos de transporte pasivos, sin gasto de energía, o activos, con gasto energético por parte de la célula, sin necesidad de formar complejos con las enzimas (Curtis *et al*, 2008).

Las *enzimas* son moléculas proteicas grandes compuestas por aminoácidos unidos entre sí mediante enlaces covalentes peptídicos, que adquieren formas complejas en el espacio mediante la intervención de uniones débiles, tales como puentes de hidrógeno, puentes disulfuro y fuerzas de van der Waals. Su papel en el metabolismo es extremadamente complejo, esencialmente disminuyen la energía de activación requerida para iniciar una reacción y por tanto aumentan la actividad biológica. Esta capacidad se debe a una especificidad inducida estereoquímicamente por afinidad estructural entre la enzima y el sustrato. Al actuar las enzimas como catalizadores biológicos no se consumen en el proceso, y así pueden continuar actuando como tales. De forma general, la actuación secuencial de una gran variedad de enzimas, que no proceden necesariamente de la misma especie bacteriana, degrada los residuos orgánicos a compuestos cada vez más simples (por ejemplo, de hidrocarburos a alcoholes, de alcoholes a ácidos orgánicos y de ácidos orgánicos a dióxido de carbono). La especificidad de las enzimas para un sustrato particular

varía ampliamente. Hay algunos compuestos orgánicos que forman complejos con una única enzima conocida, producida por dos o tres especies bacterianas diferentes. De la misma forma, hay algunas bacterias que utilizan como sustrato una única sustancia orgánica (*Curtis et al, 2008*).

En una célula se dan básicamente dos tipos de procesos metabólicos fundamentales conocidos como procesos anabólicos (síntesis de compuestos celulares) y catabólicos (degradación de moléculas mayores a fin de obtener moléculas simples con liberación de energía). Las reacciones de oxidación-reducción que liberan energía implican una transferencia de electrones desde el carbono orgánico, mientras éste se oxida a un estado superior. Para completar la reacción se necesitan aceptores de electrones. Estos pueden ser entre otros: oxígeno, nitratos y sulfatos. La energía liberada en los procesos catabólicos es recuperada en los enlaces fosfato–fosfato de moléculas de adenosín trifosfato (ATP) y adenosín difosfato (ADP) y es utilizada para los procesos de anabolismo y catabolismo celular y las actividades de síntesis de los compuestos celulares (*Curtis et al, 2008*).

1.2.1 MICROORGANISMOS DOMINANTES EN EL COMPOST

Los microorganismos normalmente se clasifican, según su estructura y función celular, como eucariotas, eubacterias y arqueobacterias. Los taxones procariotas (eubacteria y arqueobacteria), a diferencia de los eucariotas, no poseen núcleo celular definido, ni presentan, en general, organelas membranosas internas. Son de una importancia primordial para el proceso de conversión biológica de la fracción orgánica de los residuos sólidos y generalmente se los denomina sencillamente *bacterias*. El grupo eucariota incluye plantas, animales, hongos y protistas (algas, protozoos, entre otros). Los eucariotas más importantes en la conversión biológica de los residuos orgánicos incluyen hongos y levaduras,. Otros microorganismos eucariotas presentes en algunos compost son pequeños animales microscópicos unicelulares (protozoos) o multicelulares (rotíferos, etc.) que se encuentran en el agua libre del compost. Se alimentan de la materia orgánica, y de las bacterias y hongos unicelulares. Tienen actividad como descomponedores secundarios, pero es baja su participación en la descomposición del material en ambientes con una humedad inferior al 60%, ya que viven en la película de agua libre que aparecen en la mezcla de residuos del compostador cuando la humedad supera el 65 a 75%, según la porosidad y características de cada sustrato. La presencia de elevados niveles de humedad en el medio facilitaría su multiplicación,



pero implicaría riesgo de anoxia para ciertos modelos de compostadores, debido al significativo incremento en el consumo de oxígeno asociado a su actividad (*Atlas y Bartha, 2005*).

En la etapa inicial del proceso predomina una actividad amilolítica mayor en bacterias. La actividad lipolítica es más acentuada en la población fúngica como también es mayor la proporción de hongos con actividad celulolítica. (*De Carlo et al, 2001*)

1.2.1.1 Bacterias

Las bacterias son procariontes unicelulares esféricos, en forma de bastón o espiraladas. Las formas esféricas (cocos) varían de 0,5 a 4 μm de diámetro; los bastoncillos (bacilos) varían entre 0,5 y 20 μm de longitud y entre 0,5 y 4 μm de ancho; las bacterias espiraladas (espirilos) pueden presentar más de 10 μm de longitud y aproximadamente 0,5 μm de ancho (*Atlas y Bartha, 2005*)

Las bacterias están conformadas aproximadamente por un 80% agua y un 20% materia seca, de la cual el 90% es orgánica y el 10% es inorgánica. Aproximadamente el 53% en peso de la fracción orgánica corresponde a átomos de carbono. Los compuestos que representan la porción inorgánica del cuerpo celular de las bacterias incluyen P_2O_5 (50%), CaO (9%), Na_2O (11 %), MgO (8%), K_2O (6%) y Fe_2O_3 (1%), entre otros. (*Curtis et al, 2008*). Todos estos elementos y compuestos son tomados por las bacterias del ambiente, o sea la compostera. La ausencia de estas sustancias limitaría y en algunos casos alteraría el crecimiento de estos microorganismos.

Las bacterias representan el 80 a 90 % de la comunidad microbiológica típicamente presente en el compost. Son responsables de la mayor parte de la descomposición y de la generación de calor. Su metabolismo está asociado a categorías nutricionales diversas y usan un amplio rango de enzimas para romper químicamente una gran variedad de material orgánico. Al comenzar el proceso de compostaje predominan las bacterias mesófilas que en general corresponden a las especies que se encuentran en la superficie del suelo, tales como *Pseudomonas* sp, un grupo caracterizado por su diversidad metabólica, *Bacillus* sp., y *Enterobacter* sp., entre otros . Bacterias celulolíticas del género *Celullomonas* sp. también están presentes en un compostador (*Peters et al., 2000*)

Rebodillo et al. (2008), en una investigación, sobre poblaciones microbianas, durante el proceso de compostaje de residuos orgánicos sólidos municipales, encontraron que el grupo de bacterias, estuvo representado, en aerobias Gram-negativos del género: *Pseudomonas*, *Azotobacter*, *Azospirillum*; en aerobias Gram-positivas, el género *Micrococcus* y formadoras de esporas como *Bacillus*, géneros similares, a los encontrados en esta investigación.

A medida que se incrementa la temperatura del compost, como resultado de la actividad microbiológica de degradación, la comunidad inicial es parcialmente desplazada por otros microorganismos con gran capacidad de degradar proteínas. La densidad de los organismos pertenecientes a distintas especies del género *Bacillus* es regularmente alta entre los 50° y 55° C, pero decrece dramáticamente por arriba de los 60° C. Cuando las condiciones se vuelven desfavorables, estas bacterias sobreviven formando endosporas y vuelven a estar activas cuando las condiciones se vuelven favorables. A las más elevadas temperaturas alcanzadas por el compost se han aislado termófilas extremas como las bacterias del género *Thermus*. En la fase termófila (40 a 60° C) se desarrollan fundamentalmente Microorganismos del grupo de los actinomicetes. En el compost, este grupo cumple un rol fundamental en la degradación de compuestos orgánicos complejos como la celulosa, las hemicelulosas, la quitina y la lignina. Poseen enzimas capaces de degradar materiales resistentes como corteza de árbol, trozos de madera y papel. Algunas especies aparecen en la fase termófila y otras se vuelven dominantes en la etapa de enfriamiento o maduración cuando sólo quedan los materiales más resistentes y participan en las últimas etapas de formación del compost (*Peters et al., 2000*).

1.2.1.2 Hongos y Levaduras

Los hongos se consideran como eucariontes multicelulares, no fotosintéticos, quimioheterotróficos. La mayoría de los hongos tienen la capacidad de crecer en condiciones de extremas de humedad, las que no favorecen el crecimiento de las bacterias. Además, los hongos pueden tolerar valores de pH relativamente bajos. El valor de pH óptimo para la mayoría de las especies de hongos parece ser aproximadamente 5,6, aunque pueden desarrollarse entre pH 2 a 9. El metabolismo de estos organismos es esencialmente aerobio, y sus células suelen asociarse formando largos filamentos, denominados hifas, que constituyen la unidad vegetativa de estos organismos, variando entre 4 a 20 µm de ancho. Las hifas constituyen el micelio del hongo, el cual constituye el cuerpo vegetativo del organismo (*Atlas y Bartha, 2005*).

Los hongos y las levaduras son típicamente saprofitos (obtienen la energía de la materia orgánica de las plantas y animales muertos) y aeróbicos, por lo que encuentran un hábitat ideal en el compost. Las especies fúngicas presentes en el compostaje son numerosas, tanto en las fases mesófilas como en la termófila. Crecen como filamentos casi invisibles o como colonias blancas o grises vellosas.



También son responsables de la descomposición de polímeros complejos (celulosa, hemicelulosas, pectinas, y lignina). Su actividad en el compost es determinante ya que inician la degradación de restos vegetales y animales, en moléculas menores, permitiendo que las bacterias continúen con la descomposición una vez que la celulosa se ha agotado. Pueden degradar material demasiado seco, ácido o con bajo contenido de nitrógeno de difícil descomposición por las bacterias (*Rebollido et al., 2008*).

Las levaduras son hongos que no pueden formar filamentos (micelios) y por tanto son unicelulares. Algunas levaduras forman células elípticas de 8 a 15 μm por 3 a 5 μm , mientras que otras son esféricas, con tamaño variable entre 8 y 12 μm de diámetro (*Atlas y Bartha, 2005*).

1.2.1.3 Actinomycetes

Los actinomycetes son los responsables del olor a tierra en la fase final del compost. Los actinomycetes son un grupo de organismos con propiedades intermedias entre bacterias y hongos. Son similares en forma a los hongos, excepto que presentan células de sólo 0,5 a 1,4 μm de ancho. Las células constituyen hifas, con un crecimiento similar al descrito para los hongos. (*Atlas y Bartha, 2005*).

Constituyen un importante grupo de organismos procarióticos, habitantes del suelo y del material vegetal compostado, en general, son capaces de degradar sustancias complejas, como lignocelulosa, quitina y peptidoglicanos, contribuyendo notablemente, a la mineralización de estos compuestos en el suelo y en el compostaje (*Escobar et al, 2012*)

1.2.2 PARÁMETROS IMPORTANTES PARA EL DISEÑO Y OPERACIÓN DE COMPOSTADORES

Son variados los aspectos que deben atenderse para su diseño, y que deben controlarse para optimizar tanto su funcionamiento, así como las propiedades del producto final.

Puesto que la base de los procesos de degradación biológica es la promoción del crecimiento de la biomasa microbiana a expensas de un sustrato biodegradable deben establecerse las condiciones apropiadas para que el desarrollo de la actividad microbiológica sea factible, prolífico y controlado. Para lograr un buen funcionamiento biológico del proceso de compostaje los *parámetros más importantes* a considerar en el diseño y la operación son:

- ✓ *CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO (AIREACIÓN),*
- ✓ *HUMEDAD,*
- ✓ *RELACIÓN C/N y REQUERIMIENTOS NUTRICIONALES*
- ✓ *TEMPERATURA, y*
- ✓ *pH*

Se emplean, adicionalmente, otros parámetros e indicadores relacionados con uno o más de los anteriores, los que mencionaremos oportunamente en cada caso, tales como porosidad, porcentaje de agentes estructurantes (bulking), biodegradabilidad, frecuencia de mezcla o rotación, frecuencia de aireación, tamaño y distribución de las partículas, tiempo espacial, tiempo de maduración, densidad aparente, temperatura ambiente, etc.

1.2.2.1 CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO (AIREACIÓN)

El oxígeno es esencial para mantener el metabolismo respiratorio aeróbico. Al comienzo de la actividad oxidativa en una pila estática la concentración de oxígeno en los poros es cercana al 15-20 %, similar a la concentración de la atmósfera, y la de CO₂ oscila entre 0,5 y 5 %. A medida que la actividad biológica progresa, la concentración de oxígeno decrece, y la del CO₂ aumenta. Si la concentración de oxígeno desciende por debajo del 5 % se empiezan a crear condiciones de anaerobiosis (*García Ferrandez et al, 2007*). En su tesis, *De Smárs (2002)* encontró que la

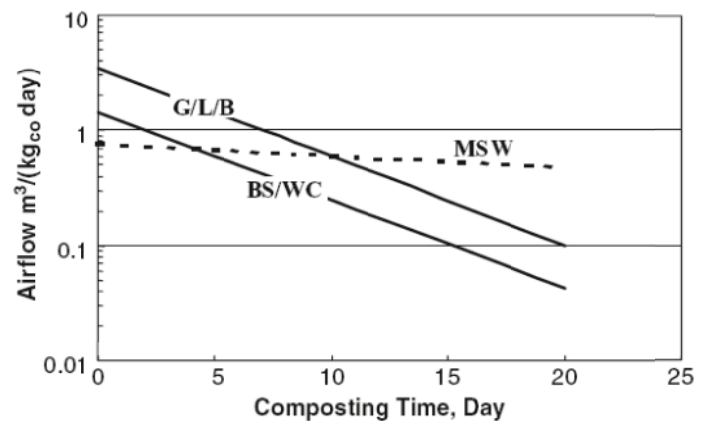


reducción de los niveles de O_2 de 2,5 a 1% en el gas del compost reduce la tasa de degradación y provoca una mayor emisión de metano.

Por debajo del 5% de O_2 , mientras la actividad anaeróbica se mantiene reducida, toda la masa de la pila actúa como un biofiltro que atrapa y degrada los compuestos gaseosos olorosos que resultan de la descomposición anaeróbica (ácidos grasos, etc.). Cuando la actividad anaeróbica aumenta por encima de cierto límite, dentro del que se verifica esta capacidad de absorción, se emiten al exterior de la pila gases que provocan olores desagradables característicos. Para evitar esto es necesario contar con algún sistema de re-oxigenación suficiente como para eludir las situaciones de anaerobiosis. En el caso de las pilas estáticas y los reactores verticales sin mezcla, si la pila se conforma como una masa muy húmeda poco porosa, con poca rotación o re-aireación, se deben agregar agentes estructurantes para mejorar la estructura física de la mezcla, como por ejemplo virutas de madera o restos de poda triturados (¹³). De esta forma se favorece la incorporación natural de aire por los laterales, aprovechando la succión que provoca el flujo convectivo ascendente del calor generado en el centro durante las reacciones de compostaje en la pila. En este trabajo de tesis, la re-aireación suficiente se logra a través de un programa de rotación adecuado, según se desarrollará más adelante. (García Ferrandez et al, 2007)

El *Gráfico 1-6* representa los requisitos de flujo de aire para tres tipos de compost en pila (Keener et al, 1997a): Biosólidos o astillas de madera (BS/WC), desechos de jardín (G/L/B) y Residuos Sólidos municipales (MSW). Los resultados sugieren que los requisitos de flujo de aire pueden disminuir hasta 40 veces a partir de 0-21 días.

Gráfico 1-4. Requisitos de flujo de aire para tres tipos de compost en pila (Keener et al, 1997a)



Das y Keener (1997) demostraron que durante la aireación forzada en una pila pueden ocurrir canalizaciones, por donde circula el aire preferencialmente, que conducen a un funcionamiento ineficiente, a menos que se realice una adecuada mezcla con determinada frecuencia como para corregir el problema.

¹³ cuya biodegradabilidad es baja y por lo tanto se pueden recuperar al final del proceso, por tamizado y se puede reusar en varios ciclos hasta su degradación.

Otro parámetro importante muy relacionado con la aireación y la biodegradabilidad es el tamaño de las partículas y su distribución, ya que influyen directamente sobre la porosidad adecuada para mantener una aireación suficiente. Sabemos que los microorganismos se desarrollan sobre la superficie de las partículas orgánicas. Por lo tanto, cuanto menor sea el tamaño de las partículas, mayor será la relación S/V (superficie/volumen) y esto conducirá a un aumento de la actividad microbiana, el sustrato orgánico estará más disponible, y por consiguiente la velocidad de descomposición aumentará. Sin embargo, se debe encontrar un equilibrio adecuado, porque cuando las partículas son demasiado pequeñas se reducen los espacios internos con aire libre, se compacta la mezcla, aumenta la retención de agua por capilaridad, y disminuye la circulación de aire en el interior de la pila, lo que disminuye la disponibilidad de oxígeno para la biota aerobia y reduce rápidamente el ritmo de descomposición.

Estudios sobre el tamaño de las partículas sugieren valores aceptables entre 0,8 cm y 1,2 cm de diámetro nominal (*Keener et al., 2005*). Mason (2006) recomienda un rango razonable de tamaño de partícula entre 3,2 y 12,7 mm de diámetro, haciendo la salvedad de que estos valores pueden cambiar mucho para otro tipo de sistemas de compostado que los analizados en su trabajo. El porcentaje relativo de aire que ocupa el espacio de los intersticios de los poros de las pilas de compost debe estar en el intervalo de 35-50%. Aunque ciertamente el tamaño de partícula óptimo dependerá del tipo de sistema de compostaje utilizado, del tipo de material a degradar y el uso previsto para el compost.

Una porosidad óptima se consigue balanceando correctamente los materiales y sus tamaños de partículas, el agua contenida en la “torta”, el tipo de mezclado y el tamaño de la pila. Haug (1993) examinó los efectos del nivel de oxígeno y el espacio de aire libre en varios sistemas de compostaje, concluyendo también que los efectos de los problemas de una limitada tasa de oxigenación se evitan si el oxígeno intersticial se mantiene por encima del 5% y la porosidad no es mucho mayor que el 35%, en el caso de pilas de compostaje. Si la porosidad supera el 50%, determinará un descenso de la temperatura de la pila porque la energía perdida supera el calor producido. Así entonces, si la porosidad relativa es muy alta, por ejemplo existe mucho material de poda, entonces la construcción de pilas grandes puede ayudar a superar parcialmente el problema. Por el contrario, si la porosidad es demasiado baja conduce a condiciones anaeróbicas, con la consecuente generación de olores desagradables, entre otros problemas (*Haug, 1993*).

La mayoría de los reactores a escala de laboratorio relevados utilizaron aireación forzada. La aireación ha sido típicamente continua y en una dirección ascendente. Existen también ejemplos de estrategias intermitentes de aireación de reactores a escala piloto, como las que fueron reportadas



por *Keener et al.*(2005). También se han descripto casos de flujo descendente, y otros que alternan la dirección del flujo, como los estudiados por *Bari et al.*(2000). En la bibliografía se observa un número relativamente pequeño de publicaciones de estudios de laboratorio y escala piloto que utilizan aireación por ventilación natural (*Barrington et al, 2002; Veeken et al, 2003*).

Numerosos sistemas de compostaje a escala de laboratorio con aireación forzada han utilizado la entrada de aire preacondicionado (humedad y temperatura). Los investigadores han empleado comúnmente una corriente de aire humidificado con el fin de evitar un secado excesivo de la masa de compostaje (referenciados en la *Tabla 1.1*). Si bien esta estrategia puede ser apropiada para propósitos de investigación científica, la interpretación de los resultados debe tener en cuenta la variación de temperatura y humedad del aire de entrada a la hora de extrapolar y evaluar posibles efectos a escala real (*Mason, 2006*).

Mezclado

Los métodos de mezcla en sistemas de compostaje a escala de laboratorio y en escala piloto citados en la bibliografía corresponden fundamentalmente a tres alternativas:

- ❖ Mezcla mediante tambor giratorio horizontal (*Lukkhana Benjawan et al., 2015; Palmisano et al, 1993; Schwab et al, 1994; Crohn y Bishop, 1999; VanderGheynst y Lei, 2003*); en todos los casos analizados, el giro se debía hacer manualmente;
- ❖ Mezcla mediante palas axiales asociadas a un eje que rota internamente (*Mote y Griffis, 1979; Ashbolt y Line, 1982, Longoria et al. 2014*), y
- ❖ Mezcla por volteo (*Bach et al., 1984; Papadimitriou y Balis, 1996 ; Herrmann y Shann, 1997; Lehmann et al, 1999; Smars et al, 2001*).

Petiot y de Guardia (2004) han discutido extensamente los procesos de mezcla en los reactores de compostaje. La mezcla y volteo frecuente del compost, además de aumentar la aireación, proporciona una oportunidad para re-humectar, re-airear, y ayudar en la prevención de la canalización..

Control de Olores e insectos

Las estrategias usadas en esta tesis para el control de olores e insectos se basan también en el manejo de la reaireación, el mezclado y trituración que provoca la rotación del bioreactor.

Haug (1993) analizó la función de biofiltración del compost para el control de olores y compuestos orgánicos volátiles (COVs), y discutió la prevención y el control de olores, demostrando la importancia de sostener altos niveles de oxígeno en el compost para evitar la formación de los COVs causantes de olores.

Yanqiang et al. (2013) investigaron la composición, contenido y distribución de gases de olores emitidos por la fermentación anaeróbica de los residuos de alimentos. Se determinaron Veintinueve gases volátiles, que se clasificaron como compuestos de S, compuestos de N, aromáticos, alcanos, ésteres, ácidos, y otros compuestos. Los principales compuestos responsables del olor son el sulfuro de hidrógeno, el sulfuro de etilo, Los compuestos orgánicos volátiles totales (COV), y la trimetilamina

Hong et al.(1998), Elwell et al. (2001) y Wiles et al.(2001) han realizado estudios experimentales para evaluar el efecto de la aireación continua e intermitente sobre las emisiones de NH_3 y la generación de olores debidos a compuestos volátiles durante el compostaje del estiércol de cerdo y productos lácteos. Los resultados de estos estudios mostraron que las emisiones de NH_3 estaban altamente correlacionadas con el flujo de aire total, independientemente del modo de operación de la ventilación. Sus resultados también indicaron que las emisiones de olores amoniacales se reducían si el flujo de aire decrecía, siempre que se mantuvieran las condiciones aeróbicas. Los resultados de Elwell et al. (2004) demostraron la gran importancia de eludir condiciones anaeróbicas durante los almacenamientos intermedios entre la generación del residuo y la planta de compostaje, para que luego la operación en la planta no generara olores desagradables.

En relación con este aspecto, el dispositivo que se desarrolla en esta tesis opera en la inmediatez de la generación de ROB del hogar, y puede cargarse diariamente o al mismo ritmo de la generación, y/o incluso por descarga directa en el reactor. Al ingresar a la primer cámara, y cerrada la misma, el residuo descargado en el dispositivo realiza una vuelta completa para su mezcla, poniendo así de inmediato a todo el residuo fresco en contacto con abundante masa de biota descomponedora mesófila activada, y junto al resto del sustrato húmedo y oxigenado. De esta manera los residuos no llegan nunca a iniciar procesos anaeróbicos, eliminando la génesis de los olores.



1.2.2.2 HUMEDAD

Los microorganismos pueden utilizar y consumir las moléculas orgánicas sólo si se encuentran disueltas en agua y entran en contacto con ellas, como dijimos, la descomposición microbiana ocurre en la película delgada de agua que rodea las partículas orgánicas, por lo que el contenido de humedad de la mezcla debe ser suficientemente alto como para cumplir este requerimiento. Pero en contrapartida, como se ha señalado, se requieren espacios libres que permitan la presencia del aire libre y disuelto por toda la masa para cumplir con la demanda de oxígeno necesaria para la respiración celular de la biomasa. Como consecuencia, se debe lograr una solución de compromiso entre estos factores, de acuerdo a la forma de reaireación que ofrezca el tipo de compostador que se esté usando. Es evidente que si se pudiera garantizar la oxigenación de la mezcla, es deseable, a fin de generar una adecuada velocidad de tratamiento, que haya abundante agua en la torta.

Existe diversidad de opiniones con relación al contenido de humedad óptimo, en virtud de la variedad de sistemas de compostado analizados y de las diferentes capacidades de retención de agua de los residuos que están siendo compostados. En general, altos contenidos de materia orgánica (MO) confieren carácter higroscópico a la mezcla. Andersen *et al.* (2011) mencionan valores de humedad superiores al 75% para compost hogareño.

El nivel óptimo de humedad varía con los materiales debido a sus respectivas propiedades específicas de retención de agua. Un rango razonable de humedad varía entre el 40 al 65%, y el rango preferido estará en el orden del 50 al 60% (Mason, 2006; Keener *et al.*, 2005). Chimenti *et al.* (2005) recomiendan para el comienzo del proceso un rango de humedad óptimo entre 55 y 65%

Por debajo del 50% de humedad, el crecimiento bacteriano empieza a convertirse en un factor limitante de la velocidad de reacción (por la falta de agua para todas sus funciones), llegando a inhibir la actividad microbiana para contenidos de humedad muy bajos (inferiores al 25 %). Si el contenido de humedad es muy alto (mayor del 65 %) se pueden generar condiciones anaeróbicas, en ausencia de reaireación adecuada, deteniéndose abruptamente la descomposición aeróbica y los problemas que ello acarrea (Mason, 2006).

Una vez maduro, el contenido de agua ideal se reduce y según Keener (2005) podría alcanzar el orden del 45 al 50% (base húmeda), esto proporcionaría un entorno adecuado para la recolonización por los microorganismos beneficiosos característicos del suelo, minimizando el

riesgo de llegar a condiciones anaeróbicas (*Keener et al., 2005*). Si el compost contiene un nivel de materiales inertes (ceniza, plástico, vidrio, etc..) mayor del 10%, entonces el contenido de agua recomendado podría estar entre el 50 y el 60% para la fracción no inertes (*Keener et al., 2005*).

El compostaje al aire libre se ve normalmente afectado por las precipitaciones , y en algunas situaciones se llega a la saturación de las pilas de compost, resultando en la formación de lixiviados, olores y otros problemas. Por otro lado, en las regiones secas y en las instalaciones cubiertas, es necesario añadir agua al sistema para evitar la inhibición del proceso por escasez de humedad (*Haug, 1993*).

Con el dispositivo desarrollado en esta tesis se realizaron ensayos de operación con contenidos de humedad entre 45 y 80 % buscando en cada caso satisfacer la necesidad de mezclado para prevenir olores e insectos.

Lixiviados

Andersen et al. (2011) consideran que los lixiviados de sistemas de compostaje doméstico constituyen una participación menor al impacto ambiental de los residuos. *Ming et al. (2008)* y *Andersen et al. (2011)* señalan la ausencia de lixiviados en algunos estudios de compostaje doméstico. *Wheeler y Parfitt (2002)* indican la generación de 31 cm³/kg de lixiviados a lo largo de un proceso de de generación de compost doméstico, mientras que *Amlinger et al. (2008)* reportan valores que varían en un rango de 3 a 40 cm³/kg de lixiviados (en base húmeda). La generación de lixiviados es una posible fuente de pérdida de nitrógeno en el compost maduro y si eventualmente se vehiculiza hasta un cuerpo de agua superficial podría causar su eutroficación. Varios estudios han observado pérdidas importantes de nutrientes (especialmente nitrógeno) en lixiviados resultantes de experiencias de compostaje (*Parkinson et al., 2004; Sommer, 2001; Colón et al., 2010*). Asimismo los lixiviados son portadores del exceso de sales disueltas liberado por el compost, y debe atenderse este aspecto para evitar problemas por exceso de conductividad.



1.2.2.3 RELACIÓN C/N Y NECESIDADES NUTRICIONALES

Ya se habló de la natural y destacada importancia del carbono para el desarrollo de la vida de los microorganismos descomponedores. El nitrógeno también es un elemento indispensable para la vida; forma parte de las principales biomoléculas presentes en todos los seres vivos como las proteínas, ácidos nucleicos; aminoácidos, enzimas y coenzimas. Es también uno de los elementos más abundantes de la Naturaleza, pues en su forma gaseosa (N_2) constituye el 78% de la atmósfera.

Sin embargo, la cantidad de nitrógeno presente en una variedad de suelos suele ser escasa, debido a su propia dinámica y a su ciclo biogeoquímico. En los suelos normalmente el contenido de nitrógeno varía del 0,05 al 2% en sus diferentes formas. El nitrógeno puede llegar al suelo gracias a los aportes de materia orgánica, la fijación bacteriana⁽¹⁴⁾ a partir del aire, y debido al uso de fertilizantes sintéticos⁽¹⁵⁾. A diferencia de las fuentes naturales de nitrógeno, que tienen un tiempo de liberación compatible con el ritmo de crecimiento de la población de microorganismos, los fertilizantes nitrogenados, quedan disponibles tan rápidamente que exceden la capacidad de asimilación de la biota presente en el compost, y se pierden en forma de amonio, o son disueltos en las aguas de escorrentías superficiales y percolados subterráneos⁽¹⁶⁾.

Dentro del suelo el nitrógeno es utilizado por las plantas, animales y microorganismos quienes lo incorporan a sus tejidos. Cuando dichos organismos mueren, el nitrógeno reingresa al suelo completando el ciclo. Este ciclo es complejo e involucra una serie de reacciones químicas mediadas por organismos con diferentes modelos metabólicos. El ciclo se inicia a partir de compuestos inorgánicos sencillos (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , N_2 , NH_3) y termina con la generación de compuestos orgánicos complejos, que a través de la descomposición regresan a la etapa de compuestos sencillos.

Se asume erróneamente que el ciclo del nitrógeno ha estado más o menos en equilibrio, pero medidas de óxido de nitrógeno (N_2O) en antiguas burbujas de gas atrapado en hielo glacial de hace sólo unos 200 años (era preindustrial), muestran concentraciones que rondan las 285 ppm., y, a partir de entonces, las mediciones muestran que la actividad humana ha generado un desbalance de este sistema. El nivel actual de óxido nítrico en la atmósfera ha aumentado a valores de,

¹⁴ Éstas incluyen cianobacterias, y actinomicetes

¹⁵ desde la revolución industrial

¹⁶ Para limitar un tiempo de liberación natural los fertilizantes sintéticos deben ser usados de manera dosificada y/o en series de aplicaciones (Melaj et al., 2013)

aproximadamente, 310 ppm (*Bainbridge, 1997*). Actualmente, a nivel global, la fuente más extensa de nitrógeno (y fósforo) añadido al suelo es antrópica, y viene dada por el uso de fertilizantes sintéticos, que se producen utilizando además grandes cantidades de gas natural. Por año se aplican sobre los campos del mundo millones de toneladas de estos fertilizantes ricos en nitrógeno para incrementar el crecimiento de los cultivos. Estos cultivos son proporcionados como alimento a animales y personas, los que producen desperdicios ricos en nitrógeno. Gran parte de éstos no son tratados. El incremento de la producción industrial de carne y huevos está resultando en la concentración de enormes cantidades de estos desperdicios ricos en nitrógeno en áreas pequeñas, tal como ocurre en los feedlots. El nitrógeno también se concentra en ciudades y pueblos, tanto en los residuos humanos como en los generados por mascotas y los fertilizantes aplicados en las áreas sembradas con césped. La mayoría de los sistemas de tratamiento para aguas residuales remueve y retiene menos de la mitad del nitrógeno contenido en estos desechos. Las escorrentías en campos y espacios verdes fertilizados sintéticamente transportan grandes cantidades de nitrógeno hacia los cursos de agua o reservorios receptores, promoviendo los conocidos problemas de eutroficación (*Carpenter et al.; 1998*).

Así entonces todas aquellas estrategias naturales posibles de fijación de nitrógeno al suelo son bienvenidas, tal como ocurre con la promoción de la producción de compost de este trabajo de tesis.

Para el proceso de Compostaje, la relación existente entre estos elementos vitales, C/N, es un indicador muy importante, ya que impacta fuertemente en la promoción de los metabolismos predominantes, que es justamente lo que se quiere controlar promoviendo un sistema aeróbico balanceado y prolífico.

Las relaciones C / N deben ser ajustadas convenientemente para cada sistema en particular, teniendo en cuenta la biodisponibilidad del sustrato que se esté compostando, el tipo de compostador, las condiciones de re-aireación, el contenido de humedad, la temperatura y porosidad, entre otras variables. Si existe una carencia relativa de nitrógeno en los residuos que se van a compostar (valores altos de C/N), la población microbiana no se desarrollará en forma adecuada debido a la falta de este nutriente esencial limitante, y así disminuirá la velocidad de degradación de acuerdo a la cantidad de N disponible (*Rynk et al., 1992; Keener et al., 2005*).

Mientras que si existe un exceso de N, determinando una baja relación C/N, y las condiciones ambientales son favorables, habrá una aceleración inicial de la descomposición que rápidamente provocará “bolsones internos de anaerobiosis”, esta circunstancia implicará una modificación en la dominancia relativa de los modelos metabólicos presentes en el sistema, lo que



disminuirá la velocidad del proceso de degradación. El exceso de N se libera como amoníaco gaseoso y/o como nitrógeno molecular por desnitrificación, con el consiguiente desaprovechamiento del recurso (Rynk *et al.*, 1992; Keener *et al.*, 2005).

En escenarios de baja relación C/N (por ejemplo, por presencia dominante de residuos cárnicos) y aireación deficiente, se iniciarán procesos de putrefacción anaeróbica, en cambio, a valores altos de C/N, los materiales que fermentan darán como resultado la disminución del pH y la inhibición del proceso. Ambas situaciones generan malos olores y deben ser evitados (Miller, 1993).

El valor promedio óptimo de C/N de una mezcla de residuos para iniciar un compost saludable se considera que se encuentra alrededor de 30 partes de C por cada parte de N. El rango aceptable para la mezcla sería de 25 a 40 partes de carbono por cada parte de nitrógeno, a fin de satisfacer las necesidades de los microorganismos de alta tasa de actividad degradativa y reducir al mínimo la pérdida de nitrógeno como amoníaco (Hansen *et al.*, 1993; Michel *et al.*, 2004; Ekinici *et al.*, 2002, citados por Keener *et al.*, 2005).

El resto de los nutrientes a veces también pueden actuar como material limitante para la síntesis y el crecimiento celular microbiano. El fósforo es un micronutriente esencial para las plantas y los microorganismos ya que es un componente de los ácidos nucleicos y de los fosfolípidos. El fósforo elemental (P) no se encuentra en estado libre en la naturaleza porque se oxida muy fácilmente; sin embargo, son muy comunes los compuestos orgánicos y principalmente minerales que contienen fósforo. Constituye aproximadamente el 0,12 % de la corteza terrestre.

En términos generales, el fósforo del suelo se presenta bajo formas orgánicas e inorgánicas, dependiendo de la naturaleza de los compuestos que conforma. La forma orgánica se encuentra en el humus y la materia orgánica, y su concentración en el suelo puede variar desde 0 hasta valores mayores que 0,2%. La fracción inorgánica está constituida por compuestos de hierro, aluminio, calcio y flúor, entre otros, y normalmente es más abundante que los compuestos orgánicos. Solo una pequeña parte del P aparece en solución en el agua de poro del suelo ($< 0,01 - 1 \text{ mg/L}$) (Muñoz *et al.*, 2000). Los microorganismos sólo pueden aprovechar las formas solubles del fósforo. Al igual que con el ciclo del nitrógeno, el ciclo del fósforo a nivel planetario también está siendo afectado antrópicamente debido a la gran incorporación de fertilizantes sintéticos al medio, que se producen a partir de la explotación puntual minera de rocas fosfatadas (tales como apatita, fluorapatita, vivianita, etc.)⁽¹⁷⁾. A partir de su uso en la agricultura industrializada, este nutriente se distribuye

¹⁷ donde se encontraba el P inmovilizado en sus reservorios esperando los tiempos naturales del ciclo biogeoquímico

especialmente en los suelos. Los fosfatos insolubles que no son biodisponibles para las células permanecen en el suelo, mientras que los fosfatos solubles son lixiviados y siguen su camino hacia los reservorios receptores, tales como lagos y mares, en donde se dispersan lenta y sostenidamente.

Además del nitrógeno, y el fósforo, otros nutrientes inorgánicos requeridos por los microorganismos son el azufre (S), potasio (K), magnesio (Mg), calcio (Ca), hierro (Fe), sodio (Na) y cloro (Cl). Otros nutrientes requeridos en concentraciones menores, considerados como oligoelementos o minerales traza, de importancia biológica debido a su rol como coenzimas, incluyen: cinc (Zn), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), selenio (Se), cobalto (Co), cobre (Cu), níquel (Ni), y wolframio (W). Además de los nutrientes inorgánicos citados, algunos organismos también pueden necesitar nutrientes orgánicos. Los nutrientes orgánicos necesarios son conocidos como factores de crecimiento, requeridos como precursores o constituyentes del material celular orgánico, que no pueden ser sintetizados a partir de otras fuentes de carbono. Aunque los requisitos de factores de crecimiento difieren de un organismo a otro, los principales factores de crecimiento incluyen: 1) aminoácidos, 2) purinas y pirimidinas, y 3) vitaminas. (Moreno Casco et al., 2008)

Como veremos más adelante, la *relación C/N* es utilizada como un indicador de la estabilidad del compost y de la disponibilidad del nitrógeno en el sistema (Andersen et al., 2011, Boldrin et al., 2010). En Argentina, la Resolución SENASA N° 264 /2011 establece, para enmiendas orgánicas, que el límite para la relación C/N debe ser inferior a 20, coincidiendo con la Norma Española RD 824/2005 y la australiana AS4454 (2012). Las normas norteamericanas CCQC (2001); y las norma chilena NCh 2880/2005 coinciden en señalar entre las especificaciones que debe cumplir un compost maduro, que un compost será considerado de Clase A si $C/N < 25$, y como correspondiente a la Clase B, si $C/N < 30$ (ver ítem 1.3).



1.2.2.4 TEMPERATURA

Como indica la *Ecuación 1-1*, la actividad microbiológica de degradación en condiciones aeróbicas es exotérmica y produce calor, lo que provoca el aumento de la temperatura del sistema.

Se distinguen tres etapas durante un ciclo de compostaje atendiendo a la evolución de la temperatura del proceso. En

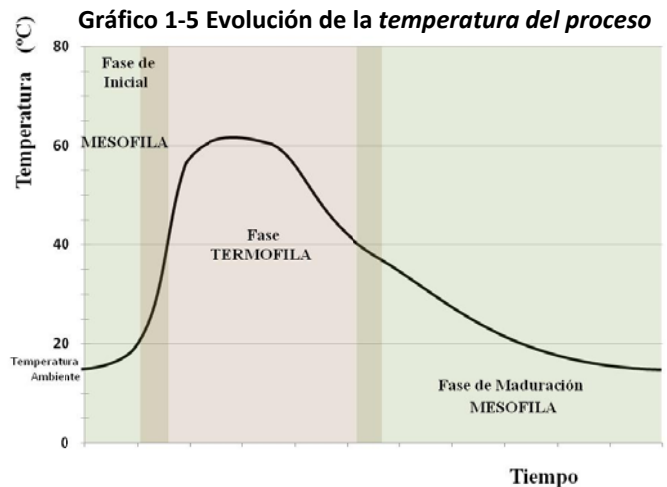
la fase inicial, la biota mesófila degrada rápidamente el sustrato soluble presente y los compuestos fácilmente biodegradables. Este calor generado hace que la temperatura del sistema aumente, hasta que, al alcanzar aproximadamente los 40°C, la biomasa mesófila presente deja de ser competitiva y comienzan a predominar los organismos termófilos. Éstos, a su vez, aceleran la degradación de proteínas, ácidos grasos y polisacáridos, tales como la celulosa y la hemicelulosa, las principales moléculas estructurales de los vegetales.

En la medida en que estos compuestos altamente energéticos se van agotando, la temperatura baja gradualmente y los microorganismos mesofílicos vuelven a ser dominantes y se encargan de la fase final de maduración de la materia orgánica remanente.

Cuando la mayor parte de la materia orgánica fácilmente digerible se ha consumido, la velocidad de degradación disminuye, debido a la mortalidad de la biota presente en ausencia de suficiente disponibilidad de materia orgánica degradable. Sólo sobrevive una comunidad reducida de equilibrio, adecuada para la menor cantidad de sustrato remanente. Lentamente, la densidad de microorganismos se reduce hasta niveles menores, estabilizándose, por lo que esta última fase se denomina maduración o estabilización del compost.

Esta descripción del proceso de compostaje es asignable a los procesos batch, que resultan ser los más frecuentes.

El dispositivo que se desarrolla en esta tesis opera por flujo pistón con 3 cámaras o celdas en las que se busca que predomine cada una de estas fases respectivamente.



Se pretende así que en la cámara N° 1 donde se recibe el ROB fresco se encuentre una abundante masa de biota mesófila activa con el residuo fresco anterior, que tome contacto rápidamente con este nuevo sustrato a fin de iniciar rápidamente el proceso de la descomposición. El volumen de biota presente en la primer cámara⁽¹⁸⁾ es más de 20 veces superior al volumen de residuo descargado, con lo que el ROB fresco recién volcado en esta 1^{er} cámara, una vez mezclado, queda totalmente embebido facilitando así el contacto Sustrato-Células, iniciando rápidamente los mecanismos enzimáticos que se explica más adelante



Imagen 1-8 Descarga de ROB en Biodigestor



Imagen 1-9 Mezcla de ROB y biota en la primera cámara (F/M)



Imagen 1-10 Compost Maduro de la tercera cámara

Este hecho constituye una diferencia importante respecto del proceso batch, en donde se agrega un pequeño inóculo de biota descomponedora en cada “start-up” con gran cantidad de residuo, y debe esperarse el desarrollo de una población suficiente de biota para iniciar la descomposición.

Operado bajo condiciones controladas, si se requiere se pueden alcanzar y sostener temperaturas termófilas que garantizan la higienización de la porción de residuo orgánico que pudiera constituir riesgos patogénicos. Superando aproximadamente los 55°C durante el tiempo suficiente, la mayoría de los microorganismos patógenos son destruidos. De todos modos, si bien estas temperaturas garantizan la higienización del residuo, no es recomendable sobrepasarlas demasiado pues se produce también la destrucción de la biomasa mesófila necesaria para las etapas posteriores del proceso.

¹⁸ la cámara uno tiene un volumen de 54 dm³ y trabaja con carga entre el 50 y el 75% de esta capacidad, mientras el recipiente con ROB descarga aprox 1dm³ cada vez



Tabla 1-3 Temperatura y tiempo de exposición necesario para la destrucción de algunos patógenos y parásitos comunes en los RSU

ORGANISMO	OBSERVACIONES
<i>Salmonella typhosa</i>	Sin crecimiento por encima de 46 °C; muerte dentro de 30 minutos a 55-60°C, y dentro de 20 minutos a 60°C; destruida en poco tiempo en un ambiente de compost.
<i>Salmonella</i> sp.	Muerte dentro de 1 hora a 55 °C y dentro de 15-20 minutos a 60°C.
<i>Shigella</i> sp.	Muerte dentro de 1 hora a 55°C.
<i>Escherichia coli</i>	La mayoría mueren dentro de 1 hora a 55 °C y dentro de 15-20 minutos a 60°C.
Cistos de <i>Entamoeba histolytica</i>	Muerte dentro de pocos minutos a 45°C y dentro de pocos segundos a 55°C.
<i>Taenia saginata</i>	Muerte dentro de pocos minutos a 55°C.
<i>Trichinella spiralis</i> larva	Muere rápidamente a 55 °C e instantáneamente a 60°C.
<i>Brucella abortus</i> o <i>B. suis</i>	Muerte dentro de 3 minutos a 62-63 °C y dentro de 1 hora a 55°C.
<i>Micrococcus pyogenes</i> var. <i>aureus</i>	Muerte dentro de 10 minutos a 50°C
<i>Streptococcus pyogenes</i>	Muerte dentro de 10 minutos a 54 °C
<i>Mycobacterium tuberculosis</i> var. <i>hominis</i>	Muerte dentro de 15-20 minutos a 66°C después de calentamiento momentáneo a 67°C.
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	Muerte dentro de 45 minutos a 55°C.
<i>Nacator americanus</i>	Muerte dentro de 50 minutos a 45°C.
<i>Ascaris lumbricoides</i> huevos	Muerte en menos de 1 hora a temperaturas por encima de 50°C.

(OMS), citado por Tchobanoglous et. Al. (1998).

Rebollido et al. (2008) mencionan que la actividad microbiana disminuye rápidamente cuando la temperatura del sustrato excede los 72°C. Sin embargo, el resultado general del proceso todavía puede ser eficaz a temperaturas tan elevadas

Una masa de compost almacenado en pilas de unos pocos metros de alto suele alcanzar 60 °C en menos de 2 días con una aireación mínima. Los máximos rangos de profundidad prácticos de la pila varían entre 1,5 a 3,5 m, dependiendo del material a ser compostado (Mason, 2006). Las pilas profundas, con alturas superiores a 4 m, a veces dan lugar a una combustión espontánea¹⁹). El control de la temperatura es una parte esencial de la operación de compostaje. En climas fríos, cuando la temperatura ambiente cae por debajo de -5 °C, puede ser necesario el precalentamiento de aire, en aquellos sistemas que emplean ventilación forzada.

Las temperaturas óptimas de compost se consiguen controlando el tamaño de la pila y/o regulando el flujo de aire y permitiendo eliminar el exceso de calor generado por la actividad microbiana. El rango óptimo de temperatura para el compostaje es de 40-65 °C. (Haug, 1993; Rebollido et al., 2008).

¹⁹ Este fenómeno es muy frecuente en basurales a cielo abierto o rellenos sanitarios mal operados, provocando muy serios problemas de generación de gases tóxicos como las dioxinas y furanos (GEO 4, 2007).

En su estudio con un compostador doméstico Lukkhana et al. (2015) señalan que obtuvieron un compost maduro operando a temperaturas de 3 a 4°C por encima de la temperatura ambiente, que osciló que 25 y 34°C durante su estudio. De Smárs (2002) encontró la mayor la tasa de degradación cuando la temperatura se regula activamente por debajo de 40 °C, mientras que cuando la temperatura se reguló a 55°C desde el principio, observó una menor velocidad de degradación

1.2.2.5 PH

La variación de pH del medio durante el proceso se debe a los cambios constantes en la composición química del sustrato. Un pH entre 6.5 y 9.0 es compatible con una buena actividad microbiana durante el compostaje. La mayoría de los residuos alimenticios frescos presentan este intervalo de pH; por lo tanto, esta variable a menudo no es un factor determinante para el control.

Una excepción resultan los residuos conteniendo gran cantidad de nitrógeno (C/N bajo), ya que si no se tiene el cuidado de mantener el pH por debajo de 7,5, se pierde gran cantidad de amoníaco (Carey, 1997).

Los materiales de elevada relación C/N, con baja capacidad buffer o tampón, alcanzan fácilmente un valor de pH <6,5. Esto puede conducir a la inhibición de la actividad degradativa. Este problema casi siempre puede ser superado manteniendo niveles de O₂ por encima del 5% dentro de la matriz del compost, ya que altos valores de concentración de O₂ garantizan una buena respiración celular, y con ella el consumo de ácidos orgánicos, evitando los problemas de bajo pH (Haug, 1993).

El pH en el compost está influenciado por tres sistemas ácido–base (Sundberg C, 2005):

- ◆ El sistema carbónico, con el dióxido (CO₂) formado durante la descomposición y que puede escapar a la atmósfera como gas o disolverse en los líquidos, formando ácido carbónico (H₂CO₃), bicarbonato (HCO₃⁻) y carbonato (CO₃⁻). Este sistema tiene dos constantes de disociación (pKa) de 6,35 y 10,33, a 25°C. El sistema tiende a neutralizar el pH del medio.
- ◆ El sistema del amonio (NH₄⁺) / amoníaco (NH₃), que se forma cuando se descomponen las proteínas. Durante la fase inicial del compostaje la mayor parte del nitrógeno metabolizado es usado para el crecimiento de los microorganismos. Durante la fase de mayor actividad se



libera el ión amonio. El sistema amonio tiene una constante de disociación (pKa) de 9,2, a 25°C y de esta forma incrementa el pH a valores cercanos a 9,2.

- ◆ El sistema compuesto por varios ácidos orgánicos, en el que predominan el ácido acético y el ácido láctico, está relacionado con la degradación de proteínas y ácidos grasos. Este sistema puede reducir el pH a 4,14, que corresponde al pKa del ácido láctico a 25°C.

Estos tres sistemas se combinan para determinar la curva típica del pH del compostaje, donde se presenta un descenso de esta variable en la fase inicial, un aumento en la fase de máxima actividad y la tendencia posterior a la estabilización.

Los residuos orgánicos municipales tienen un pH inicial bajo, de alrededor de 5, debido al alto contenido de ácidos grasos de cadena corta. En el compost terminado resultante, el pH puede estar entre 7,5 y 9, debido a la pérdida de CO₂ por la respiración de los microorganismos.

La presencia de ácidos orgánicos bajo condiciones de acidez y su ausencia cuando el compost se torna alcalino, es un indicador de que estos compuestos resultan un factor clave para la evolución del pH (Sundberg, C, 2005).

Para Sundberg *et al.*(2004), el pH se relaciona con la temperatura, sobre todo en el cambio de la fase mesofílica a termofílica. Estos autores mostraron que la velocidad de descomposición de residuos municipales difiere muy poco en el rango de pH, variable entre 5 y 8, a temperaturas de 36°C. Sin embargo, si la temperatura sube a 46°C, disminuye la velocidad de descomposición a pH bajos, y se incrementa si el pH es superior a 6,5. Esta diferencia se puede explicar por la sensibilidad de las comunidades de microorganismos al efecto combinado de condiciones de acidez y temperatura. Es posible que algunos microorganismos puedan tolerar factores ambientales extremos, por ejemplo altas temperaturas o bajos pH, pero no ambas condiciones al mismo tiempo. Otra hipótesis posible es la existencia de diferentes grupos de microorganismos, grupos mesofílicos ácido tolerantes y otros termofílicos, que no toleran condiciones de acidez (Sundberg *et al.* ,2005).

1.3 CRITERIOS DE ESTABILIDAD, MADUREZ Y CALIDAD DE UN COMPOST

La estabilización debe producir un material que no sea putrescible, libre de calor interno, que no genere olores y no atraiga plagas (Castrillón *et.al*, 2006). Usaremos frecuentemente en

forma casi indistinta las expresiones “estabilidad” y “madurez”, a pesar de que se refieren a aspectos diferentes. Posiblemente esto se deba a que para evaluarlas se pueden utilizar varios atributos similares. La estabilidad se refiere a la degradabilidad remanente de la materia orgánica; está relacionada con la disminución de carbono degradable y con la actividad microbiana (a mayor estabilidad, menor degradabilidad remanente y actividad microbiana). La madurez se refiere a la finalización efectiva del proceso de compostaje generando un producto sin sustancias fitotóxicas que puedan afectar el crecimiento vegetal, que ya se encuentra en condiciones de ser usado como enmienda u otros usos (*Cooperband et al., 2003; Mazzarino y Satti, 2012*).

Cuando se hace referencia a la calidad de un compost, se está refiriendo al valor agronómico para los diferentes usos posibles (*Mazzarino y Satti, 2012*), o a su valor para biotratamientos.

En determinadas circunstancias puede suceder que se detengan las reacciones de descomposición, debido a condiciones de reducido contenido de humedad, falta de nutrientes, alta concentración de inhibidores, temperaturas muy bajas, etc. Este hecho no significará necesariamente que el compost esté maduro. Así, si se lleva el compost a valores muy bajos de humedad, inferiores a 25%, inhibiendo el desarrollo microbiano, se detendrá la actividad de degradación, determinando que el residuo pueda permanecer sin cambios durante mucho tiempo en esas condiciones (²⁰). Esto no significa que se está en presencia de compost maduro, aunque mientras permanezca seco, sí será un sólido estable.

Por otro lado es necesario hacer algunas distinciones respecto de los requerimientos exigidos al compost como producto, en función del objetivo del compostaje que lo produjo, y de los usos que se le dará al material generado. Es necesario diferenciar la calidad exigida a un producto resultante de un tratamiento de residuos, de un producto resultante de un proceso que lo tuvo por objetivo (como por ejemplo el vermicompostaje para huertos). Puede haber diferencias considerables entre las características de un compost que será usado como enmienda orgánica para suelos, respecto de un compost previsto para cobertura de rellenos sanitarios, o para su empleo como biofiltro o biotratamiento, donde frecuentemente es deseable que exista elevada actividad microbiana, etc. Así, un compost con trazas de metales pesados o de hidrocarburos, en concentraciones inferiores a

²⁰ Esto se verifica en los basurales y rellenos sanitarios viejos, donde al “destapar” zonas viejas que han permanecido secas, es posible ver alimentos vegetales secos que se han conservado su aspecto luego de años. Hay varios dispositivos en el mercado ofrecidos como composteras de muy corto tiempo de residencia (incluso pocos días o horas), que operan desde el inicio a altas temperaturas sin agregado de agua que reemplace la evaporación, ni inóculos acelerantes, que lo que realizan *no es un proceso de compostaje, sino de estabilización por deshidratación*.



los límites de inhibición microbiana, con una biota activa, resulta más conveniente como biofiltro que un compost procedente de vermicompostaje.

Por estas razones existe mucha variedad y ambigüedad en los criterios encontrados en la bibliografía para definir la calidad de un compost. Algunos parámetros del compost están regulados para la protección de la salud pública, otros están asociados a criterios de seguridad y de preservación del ambiente. Corresponden a atributos del producto que pueden ser importantes para usos específicos agronómicos.

Así entonces, la selección de los parámetros a controlar y las técnicas normalizadas a utilizar, deberán ser seleccionadas en función del uso previsto para el compost y del objetivo del compostaje.

En relación a los límites aceptables para los parámetros que determinan la estabilidad, madurez o calidad de un compost, en Argentina es posible citar la Resolución *SENASA N° 264 /2011* ⁽²¹⁻²²⁾. Esta norma tiene por objeto “establecer los Procedimientos, Criterios y Alcances para el Registro de Productos Fertilizantes, Enmiendas, Acondicionadores, Sustratos, Protectores, Productos Biológicos y Materias Primas, en la República Argentina”. De acuerdo con esta norma, el compost entraría en la categoría de enmienda orgánica. El registro es requisito para la aprobación de la venta de estos productos. La mencionada Resolución está dirigida a importadores, exportadores, distribuidores y productores industriales o PYMES que generan productos destinados al agro. Si bien asombrosamente esta norma indica que “No se acepta la inscripción de compost elaborados en base a residuos urbanos”, resulta una referencia importante para este trabajo. En la *Tabla 1-5* se presentan los límites establecidos por ella para algunos parámetros de nuestro interés.

Existen numerosas normas internacionales de referencia que establecen *límites orientativos* para ayudarnos a definir los criterios de estabilidad y calidad del compost, entre otras:

- la Norma Australiana para compost, acondicionadores del suelo y material estructurante, *AS4454 del 2012* ⁽²³⁾;

²¹ Disponible en: <http://www.senasa.gov.ar/contenido.php?to=n&in=1501&io=16573>

²² SENASA es el Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria, del Ministerio de Agricultura, Ganadería y pesca de la Nación Argentina (MAGyP)

²³ Disponible en: <http://www.compostforsoils.com.au/index.php?page=as4454>

- Las Normas Canadienses *CCME (2005)*, Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) Guidelines for Compost Quality;2005 ⁽²⁴⁾;
- Las Normas de E.E.U.U. , California Compost Quality Council, *CCQC, 2001*, Compost Maturity, Index, Technical Report ⁽²⁵⁾;
- La Norma Chilena de Compost 2880-2005 (*NCh 2880-2005*), Compost - Clasificación y Requisitos⁽²⁶⁾;
- La Norma Francesa *Pr NF U 44-051 (2005)* Dénominations, spécifications et marquage, Association Française de Normalisation (*AFNOR,2005*)⁽²⁷⁾;
- La Norma Española, *Real Decreto 824 del 2005*, Requerimientos mínimos de la calidad de un compost ⁽²⁸⁾;
- Las Directivas de la Comunidad Europea, *CE N° 1999/31/CE* y *CE N°2008/98/CE* , y el *Reglamento (CE) N° 1774/2002* del Parlamento y Consejo Europeo ⁽²⁹⁾;

Mazzarino y Satti (2012), en el Capítulo 2 de su libro “Compostaje en Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso” , realizan una buena descripción y discusión acerca de la estabilidad, la madurez y la calidad del compost, la que adaptamos y resumimos en los párrafos siguientes:

Indicadores de Estabilidad

Los indicadores de estabilidad se relacionan con determinaciones de las concentraciones de materia orgánica lábil, materia orgánica estable o la intensidad de la actividad microbiana. Dentro de estos indicadores, los más básicos son:

- La disminución de la temperatura de la masa en compostaje a temperatura ambiente;
- El cambio de olor,que puede ser desagradable al comienzo del proceso si existe liberación de ácidos grasos volátiles y otros productos de anaerobiosis parcial como el ácido sulfhídrico, a un olor semejante a hojarasca de bosque o tierra mojada, al finalizar; y

²⁴ Disponible en: http://www.ccme.ca/assets/pdf/compostgdlns_1340_e.pdf

²⁵ Disponible en: <http://www.ccqc.org>

²⁶ Disponible en: http://www.sinia.cl/1292/articles-32296_Norma.pdf

²⁷ Disponible en: <http://www.sede-environnement.com/fr/reglementation/textes-legislatifs/nfu44-051.htm>

²⁸ Disponible en: <http://www.boe.es/boe/dias/2005/07/19/pdfs/A25592-25669.pdf>

²⁹ Disponible en: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:es:NOT>



- ☑ El cambio de color de la masa con la madurez, hacia el marrón oscuro o negro (*Costa et al., 1991; Rynk et al., 1992 ; Laos et al., 2002*).

Sin embargo, estos parámetros son insuficientes y es necesario complementarlos con indicadores más precisos. En la bibliografía, se sugieren parámetros químicos, físico-químicos y biológicos de mayor o menor complejidad que, solos o combinados, permiten estimar si un producto es estable (*Mazzarino y Satti, 2012*).

Entre los indicadores más simples de estabilidad que se recomiendan a nivel mundial debido a su eficiencia y factibilidad de análisis , figuran:

- ☑ Concentración de C soluble en agua (CSA), que indica la cantidad de C fácilmente degradable, lábil, remanente; se usa como valor absoluto o por unidad de N total (*García et al., 1992b; Hue y Liu, 1995; Bernal et al, 1998a; Laos et al., 2002; Gómez Brandón et al., 2008*).
- ☑ Concentración de amonio y relación amonio/nitratos, cuya disminución indica la finalización de la etapa termofílica de intensa actividad biológica (*Zucconi y de Bertoldi, 1987; Bernal et al., 1998a; CCQC, 2001; Zmora Nahum et al., 2005; Gómez Brandón et al., 2008*). Dado el carácter inespecífico de los microorganismos que intervienen en la transformación de N orgánico a amonio, en la etapa termofílica se produce acumulación de amonio, mientras que la nitrificación es un proceso mediado por bacterias específicas, que requiere condiciones definidas de humedad, pH y temperaturas mesofílicas.
- ☑ Relaciones adicionales que incluyen a las anteriores; así, considerando la relación entre disminución de actividad microbiana y aumento de nitrificación durante el compostaje, *Chefetz et al. (1996)* recomiendan estimar el aumento de la concentración de nitratos y bicarbonatos a lo largo del tiempo. *Cooperband et al. (2003)* proponen evaluar la relación entre nitratos y producción de CO₂ durante 7 días.

Entre los indicadores de estabilidad más complejos o costosos en términos de materiales o de tiempo, figuran:

- ☑ Producción de CO₂ o consumo de O₂: la disminución de CO₂ o el aumento de O₂ a lo largo del proceso indican disminución de actividad microbiana (entre otros, *Forster et al., 1993; Iannotti et al., 1994; Hue y Liu, 1995; Cooperband y Middleton, 1996*)
- ☑ Mineralización de N y/o C en ensayos de compost y suelos: la disminución de las tasas de mineralización a lo largo del tiempo, y la inmovilización de N se consideran indicadores de

materia orgánica estable (*Hadas y Portnoy, 1994; García et al., 1994; Bernal et al., 1998b; Laos et al., 2000*). Se remarca comúnmente que una de las principales ventajas de los compost es la liberación lenta de N lo que minimiza el riesgo de contaminación de acuíferos con este nutriente (*USEPA, 1993; Pierzynski, 1994; Cooperband, 2000*).

- ☑ Cuantificación de la biomasa microbiana por conteo de microorganismos, retención de C y/o N en biomasa microbiana, concentración de ATP, y actividad enzimática: durante el compostaje se producen cambios fisiológicos en los microorganismos y disminución de la biomasa microbiana, concentración de ATP celular y actividad de enzimas hidrolasas (*García et al., 1992a; Laos et al., 2000; Levanon y Pluda, 2002*). Sin embargo, la concentración de enzimas extracelulares por unidad de C orgánico puede aumentar debido a la formación de complejos enzima-humus (*García et al., 1994*). Se considera que no es posible establecer valores límites de actividad enzimática debido a los diferentes sustratos involucrados durante el proceso (*Gómez Brandón et al., 2008*).
- ☑ Grado de humificación: los ácidos húmicos aumentan a lo largo del tiempo y, por lo tanto, aumenta el índice de humificación, medido como % C presente en ácidos húmicos/% C orgánico, y la relación ácidos húmicos/ácidos fúlvicos (*Iglesias y Pérez, 1992; Adani et al., 1995*, entre otros). También aumenta la capacidad de intercambio iónico debido al aumento de los grupos funcionales activos de la materia orgánica. Sin embargo, varios trabajos reportan que el uso del grado de humificación y la capacidad de intercambio iónico como indicadores de estabilidad produce resultados inconsistentes (*Mathur et al., 1993; Bernal et al. 1998a; Gómez Brandon et al., 2008*). Sobre la base de investigaciones que reportan aumento de grupos carboxilos, alquilos y aromáticos durante el compostaje, actualmente se recomienda la caracterización espectroscópica de sustancias húmicas utilizando NMR, infrarrojo y pirólisis (*Chen, 2003*).
- ☑ Separación de la materia orgánica en fracciones de menor a mayor recalcitrancia (degradabilidad): así, se evalúa el fraccionamiento bioquímico basado en las investigaciones de *Van Soest y Wine (1967)*, recientemente incluido en la Norma Francesa (*AFNOR, 2005*). Esta metodología consiste en determinar la fracción soluble presente, integrada por hemicelulosa, celulosa, lignina y cutina, y calcular un Índice de Estabilidad Biológica (ISB).

Uno de los indicadores utilizados más tradicionalmente ha sido la relación C/N, medida como C y N orgánico total, recomendándose valores menores a 20-25 para evitar inmovilización de N del suelo (*ver Tabla 1-5*). Sin embargo, en algunos casos, este indicador es afectado por el



material original, tal como sucede cuando existe elevada concentración de estiércol y biosólidos con altos niveles de nitrógeno en la carga, y valores de C/N inferiores a 20 en el material crudo; en consecuencia, numerosos autores no recomiendan su uso en estos casos (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Costa et al. 1991; Laos et al., 2002). A pesar de estas consideraciones, varias normas exigen valores límites de C/N como característica básica de estabilidad y madurez, tal como ocurre con la Norma SENASA N° 264/2011. Esta normativa establece que el límite para la relación Carbono/Nitrógeno, ⁽³⁰⁾ debe ser inferior a 20 para enmiendas orgánicas. Las Normas CCQC (2001) y NCh 2880/2005 requieren un valor de C/N < 25 para compost *clase A*, y C/N < 30, para un compost *clase B*. La Norma Española requiere valores de C/N < 15 para compost de origen vegetal (hojas, césped, poda) e inferiores a 20, para otros compost de origen diverso (estiércol, residuos agroindustriales, forestales, etc.) (ver Tabla 1-5).

Dos métodos de ensayos rápidos muy utilizados en USA y Europa son el test de autocalentamiento (test Dewar) y el test de Solvita. El Test Dewar se originó en Alemania (ver ítem 4-2, Imagen 4-1) y es uno de los test más usados en Europa. El Test de Solvita implica el uso de dos geles que adquieren color en contacto con CO₂ y NH₃ liberados a partir de compost húmedo después de 4 horas de equilibrio; este test es muy rápido; es utilizado y recomendado en numerosos estados de USA y varios países europeos (Brinton, 2000; CCQC, 2001; Cabañas et al., 2005).

Indicadores de Madurez

Los indicadores de madurez se basan en estudios de fitotoxicidad directa en ensayos con plantas, e indirecta, a través de la determinación de la concentración de productos potencialmente fitotóxicos tales como amonio, fenoles y ácidos grasos volátiles. El amonio y la relación amonio/nitratos, descritos más arriba como indicadores de estabilidad, son también utilizados como indicadores de madurez y, de hecho, los valores límites recomendados para estas variables se han establecido en base a su toxicidad sobre plantas (Zucconi y de Bertoldi, 1987; Forster et al., 1993; CCQC, 2001). Si bien en algunos trabajos se sugiere la cuantificación de ácidos grasos

³⁰ dice : “según el origen del producto” sin especificar los orígenes posibles, ni los criterios

volátiles y fenoles (*DeVleeschauwer et al., 1982; Himanen et al., 2006*), los indicadores de madurez más recomendados son la evaluación de la concentración de amonio, la relación amonio/nitratos y los ensayos de germinación exitosa. Estos últimos se basan en el cálculo de un índice de germinación en función de la cantidad de semillas germinadas y el largo de la radícula y los tallos emergentes de las plántulas generadas.

Un aspecto importante en la determinación de madurez es evaluar las posibles causas de la fitotoxicidad, ya que muchas veces está asociada a la presencia de sales solubles, lo que *no* puede mejorarse aumentando el tiempo de maduración (*Iannotti et al., 1994; CCQC, 2001*). Por lo tanto, es importante descartar, en este caso, que la causa principal de la fitotoxicidad sea una alta concentración de sales a través de una simple determinación de conductividad eléctrica.

Como destaca *Rynk (2003)* en una revisión sobre el tema, no parece que exista un único parámetro de madurez que sirva para todo tipo de material original e incluso para todo tipo de uso del producto final generado. En general, las recomendaciones actuales se basan en el análisis de varios parámetros, tal como señalan las Normas *CCQC (2001)*, y *NCh 2880/2005*. Ambas normativas recomiendan determinar la relación C/N verificando que sea inferior o igual a 25 para un compost Clase A, o menor a 30, para compost Clase B (Ver *Tabla 1-5*). Si el compost analizado cumple esta condición, entonces, recomiendan seleccionar un parámetro adicional de estabilidad entre varios posibles (Grupo A) y otro de madurez entre varios factibles (Grupo B), o sea, un conjunto de 3 parámetros. El Grupo A comprende:

- Producción de CO₂,
- Consumo de O₂,
- Test Solvita para CO₂,
- C biológicamente activo, y
- Test Dewar de autocalentamiento.

El Grupo B comprende:

- Concentración de amonio,
- Relación amonio/nitrato,
- Concentración de ácidos grasos volátiles,
- Test Solvita para NH₃,
- Test de germinación exitosa (ICR), y
- Fitotoxicidad sobre plantas.



En base a los tres parámetros elegidos se elabora un índice que clasifica a los compost en muy maduros, maduros e inmaduros (CCQC, 2001). Los límites que estas normas proponen para cada uno de estos indicadores se incluyen en la *Tabla 1-5*.

En Alemania se aplica un criterio diferente, donde para la evaluación de la madurez se emplea una combinación del grado de descomposición según el Test Dewar, el test de germinación exitosa con *Lepidium sativum*, el test de crecimiento de plántulas de cebada expuesta a concentraciones del 25 y 50% del compost y una prueba de inmovilización de N (*Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., 1998*).

Reducción de patógenos

El concepto de reducción de patógenos fue desarrollado, en un principio, en USA y luego adoptado en Europa. Se basa en el “principio de mejor tecnología disponible” (best available technology o BAT) e incluye exigencias de proceso (tiempo de determinadas temperaturas termofílicas) y límites de patógenos, generalmente coliformes fecales, *Escherichia coli* y/o *Salmonella* sp.. En Europa las normas habitualmente establecen un límite de *E. coli* < 1000 NMP/g de materia seca y ausencia de *Salmonella* sp. en 25 g de compost analizado. Normas más restrictivas, como la normativa francesa para lodos o la propuesta como modificación de las directivas vigentes en la Unión Europea, incluyen límites para *Clostridium perfringens* y ausencia de huevos viables de *helminos* y *Listeria monocytogenes* (AFNOR, 2002; Gómez y Estrada, 2005). La regulación de USEPA (1993) sobre reducción de patógenos fue desarrollada originalmente para lodos cloacales, pero actualmente se utiliza de hecho para todo tipo de compost (Brinton, 2000). La Norma Australiana exige que las bolsas de compost comercializadas indiquen que el producto es una fuente posible de polvo y microorganismos vivos potencialmente peligrosos (AS4454 del 2012).

En Argentina, la Resolución N° 264 del SENASA (2011) establece, en el caso de enmiendas orgánicas, que el contenido de coliformes fecales sea menor a 1000 NMP/g de peso seco, que la concentración de *Salmonella* sp. resulte menor a 1 NMP/4g de peso seco y que la concentración de *helminos* sea inferior a 1 huevo viable/4g peso seco, según la naturaleza de las materias primas utilizadas (SENASA, 2011).

Elementos Traza potencialmente tóxicos

En la *Tabla 1-4* se presenta una lista de metales traza potencialmente tóxicos, donde se consignan los límites admisibles según diferentes normativas. Si bien estos elementos son tóxicos a bajas concentraciones, se debe considerar que varios de ellos son micronutrientes esenciales para las plantas (Cu, Zn, Mo, Mn, Ni) y los animales (Mn, Cu, Zn, Co), y su deficiencia limita la producción agropecuaria en muchos lugares del mundo (*Alloway, 1995*).

Tabla 1-4 Valores de referencia para parámetros del compost terminado: Límites para Metales

Metal	Valores de referencia	Referencia
Cd (mg/kg MS)	< 3	SENASA (2011)
	< 1.5	<i>IPTS (2011)</i>
	<0.7 Clase A; <3 Clase B	RD 824/2005
Cu (mg/kg MS)	< 3	<i>AFNOR (2005)</i>
	< 450	SENASA (2011)
	< 100	<i>IPTS (2011)</i>
Ni (mg/kg MS)	<70 Clase A; <400 Clase B	RD 824/2005
	< 300	<i>AFNOR (2005)</i>
	< 120	SENASA (2011)
Pb (mg/kg MS)	< 50	<i>IPTS (2011)</i>
	< 60	<i>AFNOR (2005)</i>
	<25 Clase A; <100 Clase B	RD 824/2005
Zn (mg/kg MS)	< 150	SENASA (2011)
	< 120	<i>IPTS (2011)</i>
	< 45 Clase A; <200 Clase B	RD 824/2005
Hg (mg/kg MS)	< 180	<i>AFNOR (2005)</i>
	< 1100	SENASA (2011)
	< 400	<i>IPTS (2011)</i>
Cr total (mg/kg MS)	<200 Clase A; <1000 Clase B	RD 824/2005
	< 600	<i>AFNOR (2005)</i>
	< 5	SENASA (2011)
CrVI (mg/kg MS)	< 1	<i>IPTS (2011)</i>
	< 0.4 Clase A; <2,5 Clase B	RD 824/2005
	< 2	<i>AFNOR (2005)</i>
Cr total (mg/kg MS)	< 270	SENASA (2011)
	< 100	<i>IPTS (2011)</i>
	< 70 Clase A; <300 Clase B	RD 824/2005
CrVI (mg/kg MS)	< 120	<i>AFNOR (2005)</i>
	< límite detección	<i>IPTS (2011)</i> ; RD 824/2005

Para nuestro caso de compost doméstico, en virtud de que el residuo alimenticio nunca toma contacto con otros elementos o residuos del hogar al ingresar al compostador, y constituye la única fuente posible de estos elementos, la presencia de estos elementos no resultará relevante.

Es posible observar que las Normas Españolas, entre otras europeas, regulan diferentes clases de compost según la concentración de elementos traza, con el objetivo de aplicar los valores más estrictos a productos de uso en horticultura.



Indicadores de calidad

La calidad agronómica de los compost se evalúa atendiendo el uso final del producto a través de parámetros relacionados con su valor como enmienda (mejorador del suelo) y como fertilizante (aumento del rendimiento vegetal). A tal fin se utilizan parámetros relacionados con ambos aspectos, los que pueden agruparse en:

- ☑ Características químicas y físicas, siendo las más comunes: pH, conductividad eléctrica, concentración de materia orgánica, relación C/N, concentración de nutrientes totales y disponibles (N, P, Ca, Mg, K, S y micronutrientes), humedad, densidad, tamaño de partículas, porosidad y capacidad de retención de agua del compost;
- ☑ Parámetros biológicos relacionados con la capacidad de degradabilidad y de liberación de nutrientes a lo largo del tiempo, tales como mineralización de C y N, liberación de P y cationes, cuantificación de la biomasa microbiana y actividad enzimática; y
- ☑ Respuesta de la vegetación expuesta al compost, a través de ensayos de rendimiento con plantas indicadoras y cuantificación de la cantidad de nutrientes en la vegetación.

Otra característica importante que todavía no se incluye en los análisis de calidad es la capacidad de los compost para controlar fitopatógenos (*Hoitink et al., 1991, 1996; Recycled Organics Unit, 2006*).

Como puede observarse en la *Tabla 1-5*, los valores límites recomendados para los distintos parámetros son muy variables. Esta variación puede atribuirse, por un lado, a la problemática de la escasa estandarización de las metodologías, pero también está relacionada con las características propias del material original. Se han realizado numerosas recomendaciones en que no serían extrapolables a cualquier residuos orgánicos. *Mazzarino y Satti, (2012)* han observado que muchos de los valores recomendados para estabilidad y madurez pueden ser alcanzados antes de finalizar el período termofílico (*Tognetti et al., 2007*), observándose fluctuaciones que desaparecen en el tiempo (*Leconte et al., 2009*).

Tabla 1-5 Valores de referencia para parámetros del compost terminado.

Parámetro	Valores de referencia	Referencia
Humedad (%)	entre 30 a 45 < 40 50 a 70	CCME (2005), NCh 2880/2005, CCQC (2001) RD 824/2005 Andersen et al. (2010)
Densidad (kg/m³)	< 700	NCh 2880/2005
pH (upH)	5,0 a 8.5 6 a 7	NCh 2880/2005, CCME (2005), CCQC (2001) AS4454 (2012)
COT (g/100g MS)	> 20	NCh 2880/2005, RD 824/2005, IPTS (2011), AFNOR (2005)
Carbono soluble en agua (CSA) g/kg	< 17 < 10	Bernal et al. (1998a) Hue y Liu (1995)
Producción CO₂	8(mg C-CO ₂ /g. MO x día) < 120 mg/kg/h < 200 mg/kg/h	NCh 2880/2005 Hue y Liu (1995) Rynk et al. (1992)
Consumo de Oxígeno (mg O₂/g. MO x día)	< 3,5	NCh 2880/2005
N total (g/100g MS)	> 0.5	NCh 2880/2005
Amonio (mg/kg)	< 400 < 500	Zucconi y de Bertoldi (1987); Bernal et al. (1998a) CCQC (2001), NCh 2880/2005
Conductividad (dS/m)	< 6 < 3 Clase A; < 8 Clase B desde 4 con restricciones	RD 824/2005 NCh 2880/2005 SENASA (2011)
C/N	< 25 < 25 Clase A, < 30 Clase B < 20 < 15 p/Compost vegetal	CCME (2005), CCQC (2001) NCh 2880/2005; CCQC (2001) SENASA (2011), RD 824/2005 ; AS4454 (2012) RD 824/2005
Índice Respirométrico (mg O₂/Kg MO. h)	< 400 mg Clase A < 500 Muy maduro	CCME (2005) , NCh 2880/2005,c, CCQC (2001) CCQC (2001)
Test Autocaleamiento Dewar (°C)	< 20° < 8°	CCQC (2001), NCh 2880/2005 CCME (2005)
Test de Solvita NH₃ (escala de colores de 1 a 5)	> 4	NCh 2880/2005
Test de Solvita CO₂ (escala de colores de 1 a 8)	> 7	NCh 2880/2005
Tamaño de Partícula mm	< 16 90% < 25 mm	NCh 2880/2005 RD 824/2005
ICR <i>Lactuca sativa</i>	< 0.8 Inhibición > 1.2 exaltación	CCQC (2001)
ICR <i>Raphanus sativum</i>	< 0.8 Inhibición > 1.2 exaltación > 0,8	CCQC (2001) NCh 2880/2005

En consecuencia, resulta importante considerar no sólo el valor límite sino la constancia del valor a través de varias mediciones durante la fase de madurez.

Para mostrar la influencia del material original en los indicadores de un compost, se presenta la *Tabla 1-6*, donde se señalan las características químicas de compost de diferentes orígenes. Así



por ejemplo, los compost donde no se utilizan agentes estructurantes ricos en C recalcitrante, presentan valores muy bajos de materia orgánica, de N y P y valores muy altos de pH y Ca, mientras que los compost de otro origen muestran valores más bajos de pH y más altos de C, lignina (como indicador de C recalcitrante) y nutrientes (Mazzarino y Satti, 2012).

Tabla 1-6 Características físico-químicas de diferentes compost (adaptado de Laos et al., 2002; Tognetti et al., 2007; Kowaljow y Mazzarino, 2007; Leconte et al., 2009),

	Eviscerado pescado + aserrín y viruta	Biosólidos + viruta y chips de poda	Estiércol de gallina + aserrín o cascarilla arroz	Fracción org. de residuos sólidos urbanos (ROB)
pH	6,4-6,8	6,5-6,7	5,8 – 7,2	7,7 -9,0
Cond.eléc.(dS/m)	2,4-4,5	1,2-2,4	2,5 – 3,0	1,7-3,2
C orgánico (%)	42-48	23-27	20-26	11-14
Lignina (% MO)	n.d.	22-25	19-22	11-13
N total (%)	2,4-2,7	1,4-1,9	2,2-2,9	0,8-1,2
P total (g/kg)	16-17	13-14	9-13	4-5
P extract. (g/kg)	2,5-3,4	1,3-1,8	6,0-7,7	0,2-0,3
Ca (%)	20-22	14-15	20-24	40-52
K (%)	5-9	3-5	5-8	3-5
Mg (%)	0,2	0,6	0,4-0,6	0,5-0,6
Na (%)	0,3	0,08	0,1	0,3

Todos los valores se refieren a Sólidos Secos, excepto la lignina que se expresa como % de Materia Orgánica

Estas características diferenciales de los compost se reflejan en su efecto en el suelo y, por lo tanto, en sus posibilidades de uso. Así, el pH y el contenido de sales, generalmente estimado como conductividad eléctrica, son parámetros básicos que determinan la posibilidad de uso como sustrato en la producción hortícola y ornamental. La calidad del C agregado es otro aspecto importante que regula su estabilidad en el suelo o su pérdida a la atmósfera como CO₂. El uso de indicadores como la concentración de lignina o el índice bioquímico de la Norma Francesa permitirían predecir el efecto a largo plazo de la presencia del compost sobre la materia orgánica del suelo (Gabrielle et al., 2004; Houot et al., 2005; Kowaljow y Mazzarino, 2007). El contenido y capacidad de liberación de N y P disponibles para las plantas estimados en el compost producido, tienen importantes implicancias a nivel ambiental.

Se ha encontrado que, a fin de evitar pérdidas y contaminación de acuíferos por lixiviación de nitratos en el suelo, durante muchos años se recomendó aplicar al suelo residuos orgánicos crudos de acuerdo al contenido de N soluble, la capacidad de mineralización del N orgánico y la necesidad de N de los cultivos. Sin embargo, debido a la mayor proporción de P en el estiércol y biosólidos (N/P ≈ 3-4) respecto a las necesidades de los cultivos (N/P ≈ 6-10), esta recomendación

condujo a la acumulación de P en el suelo. Como consecuencia, se incrementaron las pérdidas de P por escorrentía y lixiviación y la contaminación de aguas mencionadas anteriormente, de manera que actualmente se considera que el uso de residuos orgánicos sin compostar en agricultura es la principal fuente de contaminación difusa de P a nivel mundial (*Sims y Sharpley, 2005*). Si bien, a diferencia del N, los suelos tienden a retener P, y durante muchos años se consideró que las pérdidas de este nutriente eran en forma particulada, actualmente se ha demostrado que el riesgo de lixiviación aumenta marcadamente cuando los valores de P son > 60 mg/kg (*Hesketh y Brookes, 2000; Sharpley et al., 2003*).

Las diferencias en los atributos físicos, químicos y biológicos de los compost determinan que no puedan establecerse rangos de calidad aplicables universalmente y las regulaciones que existen, se establecen generalmente en función de los posibles usos. Así, por ejemplo, en Alemania se utiliza una clasificación del producto final en compost fresco, compost terminado y compost para sustrato. Los tres deben cumplir con las normas para concentraciones de patógenos, metales y semillas de malezas, pero el concepto de madurez y los test mencionados en el ítem anterior se aplican a los dos últimos productos, los que a su vez se diferencian entre sí por límites más estrictos en el contenido de nutrientes y sales solubles en el compost para sustrato (*Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., 1998*). Otro ejemplo son las recomendaciones de *Rynk et al. (1992)* y *Cooperband (2000)* en USA; los primeros separan productos de acuerdo a su valor (grado) como sustrato para contenedores (uso puro), enmienda para contenedores (uso en la formulación de mezclas), fertilización de césped (aplicación superficial) y enmienda de suelos (mejorador de suelos agrícolas, restauración de suelos disturbados, paisajismo). *Cooperband (2000)* recomienda analizar la calidad en función del tipo de uso de la tierra (agricultura, silvicultura, horticultura, restauración, biorremediación) y de objetivos específicos dentro de cada uso, como por ejemplo, mejoramiento de la estructura del suelo, neutralización del pH o control de enfermedades.

Todos los criterios y conceptos de estabilidad, madurez y calidad mencionados se focalizan en el uso de los compost a nivel agrícola. Sin embargo como ya se mencionó, cuando el uso final no sea agronómico, estos requerimientos podrán no ser necesarios o adecuados, y deberán seleccionarse otros que permitan medir su efectividad para esos usos. Un ejemplo claro se muestra en el caso del compost usado en biotratamientos o en biorremediación de suelos contaminados, donde compost inmaduros de alta actividad microbiana son más eficientes que compost maduros (*Labud et al., 2006; Mazzarino et al., 2007*). Otros ejemplos posibles se asocian al uso de compost con niveles de elementos traza por encima de los límites establecidos en el cierre de vertederos, o el empleo de compost contaminado con semillas en restauración o fijación de taludes.



Así mismo serán diferentes los criterios e indicadores seleccionados cuando lo que pretendemos es evaluar la eficiencia de una operación que tuvo por objetivo realizar adecuado tratamiento y revalorización de la corriente más conflictiva de los RSU, como en el caso de los residuos alimenticios. Son los residuos orgánicos los que le imparten esa característica de “urgencia” o de “desastre” que significan situaciones de acumulación de RSU en la vía pública.

El objetivo del compostaje doméstico como el que se desarrolla en esta tesis es realizar correctamente la operación de tratamiento de los ROB en el punto de generación, debiendo cumplir con sus funciones y las condiciones de contorno impuestas para el diseño, que se mencionarán en el capítulo siguiente. De todas esas condiciones que deberá cumplir el dispositivo para resultar exitoso y eficiente, las que están relacionadas con la estabilidad, madurez y calidad del compost resultante son: la “Ausencia de malos olores durante todas las etapas de la operación”, “No favorecer la proliferación de patógenos ni vectores (moscas, roedores, etc.” y que “la calidad del compost obtenido deberá cumplir con las normas de referencia para los usos al que se lo destine”. Así entonces, cumpliendo con los criterios mínimos requeridos para ese compost, se podrán dar por satisfechas estas dos condiciones. Si se garantiza un régimen aeróbico neto durante todo el tiempo necesario para que una determinada biota, adaptada y prolífica, degrade toda la materia orgánica putrescible presente en el residuo hasta obtener un compost, entonces no habrá presencia de olores, y se cumplirá el objetivo propuesto. Los atributos de enmienda, fertilización en el jardín familiar, o su empleo para biotratamientos asociados al compost obtenido, serán bienvenidos beneficios adicionales ofrecidos por este subproducto. En el caso hipotético de que una familia decidiera volver a embolsar el compost obtenido, para colocarlo en el circuito de recolección urbana, seguirá siendo exitoso el análisis del funcionamiento del dispositivo desarrollado en esta tesis, ya que su disposición no generará problemas de olores ni proliferación de vectores en la vía pública, y habrá una reducción del volumen del material dispuesto en aproximadamente un 40%.

Si bien la lista de posibles parámetros seleccionables para establecer indicadores de estabilidad, madurez y calidad de un compost es extensa, la elección de un pequeño número de ellos puede ser suficiente. En el caso de los índices de estabilidad y madurez, 3 o 4 parámetros serían adecuados para materiales de diferente origen, pero es necesario establecer experimentalmente valores límites adecuados para los diferentes casos. En el caso de calidad, los parámetros más adecuados dependen del uso final, y pueden ser definidos de acuerdo a objetivos específicos (sustrato acidificante, reemplazo parcial de turba, fuente de P, mejorador de estructura, etc.). El establecimiento de normas de calidad en función de usos específicos contribuiría a garantizar la homogeneidad y la estandarización del producto, un aspecto generalmente descuidado

en la producción de compost, que termina limitando su aceptación en el mercado (*Cooperband, 2000*). El principal desafío para identificar indicadores es lograr seleccionar aquellos que sean lo suficientemente representativos, y a la vez fáciles de interpretar y de medir en un análisis de rutina, a fin de facilitar el aprovechamiento de los residuos orgánicos disponibles en el país y desalentar su uso sin controles (*Mazzarino y Satti, 2012*).

1.4 USOS DEL COMPOST

El aprovechamiento histórico del compost se ha centrado en la agricultura, porque mejora la estructura del suelo, reduce la erosión, proporciona nutrientes para las plantas y ayuda a controlar las enfermedades de las plantas. Así, ha sido empleado especialmente como enmienda orgánica, con otros efectos positivos en los cultivos asociadas a sus propiedades fertilizantes, capacidad de intercambio de cationes, regulación del pH, aumento de la actividad biológica del suelo e influencia positiva sobre la calidad de los productos vegetales (*Hams y Becker, 1999* citado por *Barradas; 2009*).

Como hemos señalado, la calidad de la materia orgánica aportada dependerá de los materiales de origen y del grado de estabilización. Materiales con un alto contenido de materia orgánica lábil inducen mayor actividad biológica y liberación de nutrientes en el suelo, mientras que materia orgánica altamente estable o de lenta descomposición contribuye a mejorar la capacidad de almacenamiento de agua y nutrientes y a controlar erosión (*Mazzarino, et. al, 2004*).

Así, en Alemania, el uso del compost producido a partir de residuos orgánicos se distribuye en un 33% para la agricultura, 19% en horticultura y paisajismo, 13% en cultivos de frutales y de uvas, 11% en jardines privados y hobbies, 8% en recultivación, y el resto, en o parques públicos, horticultura comercial, etc. (*Hams y Becker, 1999*). En el mercado se pueden verificar grandes diferencias en la calidad, poniendo de manifiesto la importancia de la recolección separada de los residuos orgánicos para la producción de un compost más comercializable (*Barradas; 2009*).

La heterogeneidad es una característica de los compost y son comercializados ofreciendo diferentes calidades según sus rangos de valores de tamaños de partículas. Los tamaños más finos son recomendados cuando se pretende aporte de nutrientes y estimulación de la actividad biológica o rápida incorporación al suelo, por ejemplo, en campos de golf, césped, etc. Los tamaños de partículas mayores se asocian al objetivo de mejorar la estructura del suelo y controlar la erosión.



En este último caso, se recomienda el uso de productos no tamizados que contribuyen a evitar voladuras de material fino y protegen al suelo de evaporación excesiva (efecto de cobertura o “mulch”) y contribuyen a mejorar suelos compactados (*Mazzarino et. al, 2004*).

Los compost elaborados a partir de biosólidos a menudo contienen altas concentraciones de N-nitrato de manera que no requieren fertilizantes nitrogenados adicionales (*Chen et al.,1996*). Por otra parte, el uso de compost inmaduro con una alta relación C/N puede generar la inmovilización de nitrógeno en el suelo y la inhibición de crecimiento de algunos cultivos (*Keener et al.,2005*).

Es importante atender la frecuencia de aplicación de compost como enmienda. Los beneficios de su aplicación se hacen evidentes muy rápidamente, sin embargo, su uso intensivo no genera un aprovechamiento proporcional. (*Keener et al.,2005*).

En las últimas décadas surgieron otros usos innovadores para el compost, como su uso en la remoción y tratamiento de contaminantes, tales como la biodegradación de algunos hidrocarburos y plaguicidas, absorción de bajas concentraciones de metales, control de enfermedades foliares, plagas del jardín y cultivos. Existen investigaciones a nivel de laboratorio, escala piloto y a gran escala que han demostrado que el proceso de compostaje y el uso de compost maduro resultan una solución de bajo costo y tecnológicamente efectiva para remediar suelos contaminados por residuos orgánicos peligrosos como los hidrocarburos, solventes, explosivos, pesticidas, BTEX e HAP (hidrocarburos aromáticos policíclicos) (*Eweis et al., 1998; Semple et al., 2001*), y metales pesados (*Zubillaga M, 2012*). Investigaciones demuestran que el compost maduro adicionado a lodos activados proveen condiciones adecuadas para la oxidación del metano y, en combinación con vegetación con alta capacidad de transpiración, contribuye a la reducción de lixiviados. Así, el compost también puede aplicarse como medio para oxidar el metano generado en algunos sitios de disposición de residuos municipales, como basurales a cielo abierto y rellenos sanitarios (*Sauri y Castillo, 2002*). El uso del compost como material de cubierta en los rellenos sanitarios resulta una alternativa adecuada en términos ecológicos y económicos (*Semple et al., 2001*).

Zubillaga M (2012) encuentra que la fitorremediación con agregado de compost es aconsejada para la remediación de áreas extensas contaminadas con metales pesados. Su uso conjunto con compost podría ser una opción viable para el mejoramiento de la fertilidad física y química de los suelos a remediar. La aplicación de compost disminuyó la movilización del Zn, Cu y Cd total, lo cual limita su posible lixiviación hacia los horizontes inferiores.

El concepto de biorremediación es utilizado para describir una variedad de tecnologías que utilizan organismos vivos (plantas, hongos, bacterias, entre otros), para remover (extraer), degradar

(biodegradar) o transformar (biotransformar) compuestos orgánicos tóxicos en productos metabólicos menos tóxicos o inocuos (*Van Deuren et al., 1997*). Los principios básicos del compostaje de residuos peligrosos o contaminantes orgánicos son similares a los del compostaje de residuos orgánicos no peligrosos. En ambos casos, es necesario optimizar cinco parámetros: aireación, temperatura, contenido de humedad, relación carbono/ nitrógeno (C/N) y pH (*Eweis et al., 1998*). Debido a que los contaminantes orgánicos comúnmente no se encuentran en concentraciones suficientes para soportar un proceso de compostaje como sustrato, el material contaminado debe mezclarse con sustancias orgánicas sólidas biodegradables como aserrín, paja, bagazo, estiércol, compost maduro y desechos agrícolas. Estos materiales son conocidos como agentes de volumen y se utilizan en el proceso de compostaje con tres finalidades básicas: a) asegurar la generación del calor necesario para el proceso; b) mejorar el balance y disponibilidad de nutrientes (C/N) para la actividad microbiana y c) aumentar la porosidad del compost y con esto la aireación y capacidad de retención de agua (*Alexander, 1994; Eweis et al., 1998; Semple et al., 2001*).

Un biofiltro basado en compost fue operado a escala de laboratorio durante un periodo de 6 meses para estudiar los requerimientos para la remoción de n-hexano del aire. El hexano es un hidrocarburo alifático de cadena relativamente corta con un coeficiente de Henry alto y baja solubilidad en agua. La aclimatación del biofiltro fue baja, pero las eficiencias de remoción alcanzadas después de un mes de operación fueron del 80 %. Sin embargo, el desarrollo declinó durante los siguientes dos meses de operación al 50 % de eficiencia de remoción. Se propuso como una razón para ello, la limitación de nutrientes. Después de la adición de una solución concentrada de nitrógeno, la eficiencia del reactor se incrementó casi inmediatamente al 99 %. La eficiencia de remoción se mantuvo a ese nivel en los siguientes dos meses de operación a concentraciones de entrada de 0.7 g/m^3 (200 ppmv), a velocidades superficiales que alcanzaron 50 m/h, y tiempos de residencia en el lecho de casi un minuto (*Morgenroth et al., 1996; Barradas; 2009*).

Tang et al. (1996) analizaron el uso del compost en la biofiltración de corrientes de gas contaminado conteniendo trietilamina (TEA) de olor desagradable. El experimento se desarrolló en un reactor a escala de laboratorio con una mezcla de compost cribado y partículas de chaff como medio filtrante sobre el cual fueron inmovilizados los microorganismos. Las concentraciones de TEA en el gas de entrada variaron de 0,32 a $3,45 \text{ g/m}^3$ (78 ppmv a 841 ppmv), mientras que la velocidad superficial del gas de entrada fue de 60,1 a 322,2 m/hr. La eficiencia de remoción de TEA en el biofiltro disminuía si la velocidad del gas o la concentración de TEA en el gas de entrada se incrementaban. Sin embargo, la capacidad de eliminación de este biofiltro pudo alcanzar más de



140 g/m³h. Cuando la carga de TEA excedió este valor crítico se observó inhibición del sustrato y disminución en la capacidad de eliminación (*Barradas; 2009*).

En relación al uso de compost para el control de enfermedades foliares, se han publicado investigaciones sobre el control de enfermedades de las plantas por rociado de las partes aéreas de las plantas con dispersiones acuosas o “té” de compost. Estas dispersiones fueron preparadas a partir de compost mediante su empleo en una “lechada” por agitación y sedimentación posterior, y utilización del sobrenadante. La eficacia de estos tratamientos varía con el compost, el tipo de cultivo o planta y la enfermedad en cuestión (*Weltzhien, 1992; Yohalem et al., 1994; Conforti et al., 2002*). En el marco de esta tesis se ha realizado exitosamente una prueba del uso de Té de compost para el control de pulgones en plantas de jardín, que se menciona en el Capítulo 4.

Recientemente se ha demostrado que el compost incorporado a los suelos puede proteger el follaje de las plantas frente a patógenos de plantas foliares (*Tränkner, 1992; Zhang et al., 1998; Hoitink et al, 1997; Khan et al., 2002; Pharand et al., 2002; Krause et al., 2003*). Parece posible que el compost pueda ser utilizado más ampliamente en el futuro para el control de enfermedades foliares, pero en la actualidad existe incertidumbre en esta materia (*Keener et al., 2005*), requiriéndose mayores investigaciones.

1.5 CINÉTICA DEL COMPOSTAJE

El número de parámetros del modelo requerido y la facilidad de obtención de sus valores influirá en la utilidad de los modelos matemáticos y, hasta cierto punto, determinarán si se emplearán como herramientas operativas o de investigación.

Mason (2006) y *Moreno et al. (2008)* indican que se encuentran en la bibliografía modelizaciones matemáticas del proceso de compostaje desde 1976, con un primer aporte realizado por *Finger et al. (1976)*. *Mason (2006)*, en su conclusión final, sugieren que “..Hay que seguir trabajando mucho para obtener datos adicionales acerca de la degradación del sustrato, explorar el desarrollo de mejores modelos..”. Por otra parte, *Moreno et al. (2008)* indican que “ ...Las limitaciones debidas a la heterogeneidad del medio sólido explican el bajo desarrollo de modelos para el proceso de compostaje comparados con los desarrollos para medio líquido”.

Los procesos involucrados en el compostaje son más complejos que los de otras biotecnologías ambientales como por ejemplo el tratamiento de aguas residuales, por la heterogeneidad y

variabilidad de la carga. Los modelos que se presentan normalmente utilizan simplificaciones que dificultan su aplicación en el campo real.

Contribuyen al conocimiento sobre esta materia los estudios de digestión aeróbica en fase líquida y el campo más amplio de la degradación aeróbica de sistemas con sólidos, aportando modelos de posible importancia para la comprensión y la predicción del comportamiento del sistema de compostaje. Existen muchos otros modelos relacionados con el compostaje que responden a estudios sobre sistemas similares y asimilables tales como los que describen la digestión aeróbica termofílica de lodos activados de plantas de tratamiento cloacal con suelo y residuos (*Andrews y Kambhu, 1973*; entre otros), o la fermentación de yuca por *Aspergillus* spp. (*Saucedo et al, 1990; Rodríguez et al., 1991*). En común con los modelos de compostaje, sus enfoques analíticos se basan en la solución de las expresiones de balance de calor y masa, con el aporte de calor biológico y el calor latente de evaporación del agua, identificados por *Andrews y Kambhu (1973)* como los elementos más importantes en el balance de calor.

La forma general que adoptan las soluciones para las ecuaciones de equilibrio de masa en el tiempo y el calor generado en la mayoría de los modelos de procesos de compostaje son:

$$\text{Acumulación} = \text{Entrada} - \text{Salida} \pm \text{Transformación (generación y consumo)} \quad (\text{Ec. 1-2})$$

Las variables de estado de interés primario en el compostaje son la temperatura, contenido de humedad, contenido de sustrato y concentración de oxígeno (*Mason, 2006*). Los modelos encontrados tienen, por lo general, una mirada de macroescala sobre el sistema de compostaje, con el foco de atención del análisis centrado en el reactor en su conjunto. Sin embargo, varios autores han abordado el problema partiendo de un punto de vista microbiológico (*Kaiser, 1996; Stombaugh y Nokes, 1996; Seki, 2000*). En todos los casos encontrados se analizan sistemas donde la carga de materia a compostar es Bach, o sea, puntual y al comienzo del ensayo, evaluando luego la evolución del sistema sin nuevos agregados de materia (salvo aire y agua). Esta diferencia es sustancial al pretender comparar y/o adaptar estos modelos al dispositivo desarrollado en esta tesis, sin detrimento de la importancia de hacer este análisis del estado del arte para lograr una aproximación.

Del mismo modo, la bibliografía muestra que, en numerosos casos analizados, el aire es alimentado al sistema por inyección forzada, normalmente con su respectivo monitoreo en la entrada y la salida.

Se presentan en cada caso y a continuación del análisis bibliográfico de los estudios de modelización del compostaje encontrados, adecuaciones de estas expresiones para la situación de



sistemas de Flujo pistón como en nuestro caso, con carga continuada de tipo pulsante. La solución de estas ecuaciones diferenciales y su profundización exceden los límites de este trabajo y quedarán reservadas para siguientes trabajos de investigación.

1.5.1. EXPRESIONES CINÉTICAS DE BALANCE DE ENERGÍA:

Trabajaron sobre estos modelos, entre otros *Finger et al. (1976)*, *Smith and Eilers (1980)*, *Bach et al. (1987)*, *Kishimoto et al. (1987)*, *Nakasaki et al. (1987)*, *Hamelers (1993)*, *Haug, 1993*, *Keener et al., (1993)*; *van Lier et al. (1994)*, *Kaiser (1996)*, *Stombaugh and Nokes (1996)*, *Das y Keener (1997)*, *VanderGheynst et al., 1997b*; *Mohee et al. (1998)*, *Seki (2000)*, *Robinson et al. (2000)*, *Schloss et al. (2000)*, *Higgins and Walker (2001)*, *Nielsen et al. (2002)*, *Briški et al. (2003)*, *Lin et al. (2004)*, *Mason, 2006*; *Zurcan (2007)*, *Carolla et al. (2007)*, *Li-Chunping et al. (2007)*, *Gomes et al. (2008)*, *Yu Shouhai et al. (2008)*, *Petric y Selimbašić (2008)*, *Vlyssides et al. (2009)*, *Kuwahara et al. (2009)*, *Gonzalez Figueredo et al. (2010)*, *Fontenelle et al (2011)* y *Zambra et al (2011)*.

Los datos experimentales obtenidos de los ensayos de compostaje que menciona la bibliografía consultada han demostrado que la actividad biológica tiende a aumentar primero en forma lenta, para luego incrementarse moderada y rápidamente, hasta alcanzar un valor pico. Luego, se produce una rápida disminución de la actividad, típicamente durante un intervalo pequeño de temperaturas (*Gráfico 1-7*).

Los balances de energía propuestos por los diferentes autores tienen en cuenta diferentes términos asociados a distintos componentes del sistema (*Mason, 2006*):

Términos de Acumulación:

Calor sensible del contenido del Biorreactor.

Términos de Entrada:

Calor sensible del aire seco de entrada,

Calor sensible y latente de la entrada de vapor de agua,

Calor sensible del agua suplementaria (como carga o para mantener humedad), y

Radiación,

Términos de Salida:

Calor sensible del gas de salida (seco),

Calor sensible del vapor de salida,

Calor latente de evaporación,

Pérdidas por conducción y convección, y

Pérdidas por Radiación.

Términos de Transformación:

Calor generado biológicamente.

Nótese que no se consideran los aportes de energía que introducen las entradas de nuevo material a compostar ni salida de compost, los que deberemos considerar para sistemas continuos como en nuestro caso.

La siguiente expresión representa un modelo de balance de calor generalizado, considerando la acumulación de calor sensible como la variable independiente:

$$\frac{d(m c T)}{dt} = G H_i - G H_o - U A (T - T_a) + \frac{d(SVB)}{dt} H_c$$

(Ec. 1-3)

El resultado es expresado en kW, donde:

m es la masa del material de compostaje (kg);

c es el calor específico del material de compostaje (kJ / kg ° C);

T es la temperatura del material de compostaje (° C);

t es el tiempo (s);

G es la tasa de flujo másico de aire (en kg / s);

H_i y H_o son las entalpías de entrada y salida de gas (KJ / kg);



- SVB es la masa de sólidos volátiles biodegradables (kg);
- H_c es el calor de combustión⁽³¹⁾ del sustrato (kJ.kg^{-1});
- U es el coeficiente global de transferencia de calor ($\text{kW.m}^{-2} .\text{°C}^{-1}$);
- A es la superficie de intercambio del reactor de (m^2); y
- T_a es la temperatura ambiente (°C).

Para resolver esta expresión se requiere conocer los términos de calor por convección, conducción, radiación, y biológicos, además de las tasas asociadas a humedad y cambio de sólidos. Las entalpías pueden ser obtenidas a partir de modelos psicométricos, suponiendo, por ejemplo, un 100% de humedad relativa en el gas de salida (Haug, 1993; VanderGheynst et al, 1997b).

Varios autores han tratado a “ mc ” (Ec. 1-3) como un término constante (van Lier et al, 1994; Stombaugh y Nokes, 1996; Das y Keener, 1997; VanderGheynst et al, 1997b; Mohee et al, 1998; Higgins y Walker, 2001) dando lugar a expresiones de la forma siguiente (Mason, 2006):

$$mc \frac{dT}{dt} = GH_i + \frac{d(\text{SVB})}{dt} H_c - GH_0 - UA(T - T_a)$$

a partir de la cual, la expresión de la tasa de cambio de temperatura es:

$$\frac{dT}{dt} = \frac{GH_i + \frac{d(\text{SVB})}{dt} H_c - GH_0 - UA(T - T_a)}{mc}$$

Esta expresión no resulta válida en nuestro caso de estudio, ya que “ m ” no es constante porque se agrega carga continuamente. Asimismo deberá incorporarse en la ecuación, en nuestro caso, la masa de compost extraída y su respectivo calor. Así, entonces. La ecuación resultante será:

$$\frac{d(m_e c_e T_e)}{dt} = GH_i - GH_0 - UA(T - T_a) + \frac{d(\text{SVB})}{dt} H_c + \frac{d(m_s c_s T_s)}{dt}$$

(Ec. 1-4)

En ella se diferencia el aporte de materia y energía dado por la entrada (“ e ”) en virtud del frecuente ingreso de nuevos residuos, y la salida (“ s ”) de materia y energía, asociada con la gasificación y el

³¹ Deberían considerarse, en este caso, valores de combustión biológica, no térmica, que podrían ser diferentes.

retiro de compost, introduciendo, en nuestro caso, un nuevo término que no es despreciable respecto del resto, ni constante.

La interpretación de las entalpías de aire entrante y saliente cobran, en nuestro caso, una interpretación diferente a las que motivaron todos los modelos de la bibliografía citada, ya que no se inyecta aire, sino que éste se renueva convectivamente durante la rotación a través de los respiradores del dispositivo, lo que resulta de muy difícil cuantificación⁽³²⁾. Del mismo modo, es posible despreciar en nuestro modelo a “G”, el flujo de aire seco, ya que, como se indicó, no se inyecta aire y, por ende, no se agrega ni retira significativamente calor ni humedad con esta corriente. Así, la ecuación resultante será:

$$\frac{d(m_e c_e T_e)}{dt} = -UA(T - T_a) + \frac{d(SVB)}{dt} H_c + \frac{d(m_s c_s T_s)}{dt} + \lambda_m P_m$$

(Ec. 1-5)

Nóteses que se ha agregado para nuestro caso de estudio el pequeño aporte de energía mecánica que entrega el motor en su rotación representado por P_m (KW), donde λ_m es un coeficiente adimensional que representa la fracción de P_m que no se disipa mecánicamente y aporta en forma efectiva a la aireación⁽³³⁾, el flujo de sólidos, los esfuerzos de corte de todos sus fillos que desmenuzan todo el residuo, etc.⁽³⁴⁾.

Como se mencionó, la solución de esta ecuación excede los límites de esta tesis, y se reservará para futuros trabajos de investigación.

1.5.2 EXPRESIONES CINÉTICAS DE BALANCES DE MATERIA

Se mencionan las expresiones establecidas por *Higgins y Walker (2001)* para la predicción del contenido de humedad del sólido sobre la base del análisis del contenido de aire de entrada, contenido de gas de salida y agua de origen biológico. Estos autores consideran un factor de

³² Para hacerlo, se debería encapsular al dispositivo en forma estanca, con renovación de aire, monitoreando la entrada y salida de gases.

³³ Esta energía mecánica para la aireación participará de la energía de activación necesaria para que exista combustión biológica que genera calor.

³⁴ El residuo es volcado al Biodigestor sin ninguna trituración previa.



rendimiento denominado “y” sobre la base de la degradación de materia biodegradable volátil (SVB):

$$\frac{d(SVB)}{dt} = \frac{G_a(X_{O_2,a} - X_{O_2,exit}) - y_{O_2/SVB} \frac{d(SVB)}{dt}}{\rho_a V_r \varepsilon(T)}$$

(Ec. 1-6)

Siendo:

M_b : contenido de humedad ($\text{kg}_{\text{H}_2\text{O}}/\text{kg}$ sólido base seca),

t: tiempo (s),

G_a : caudal másico de aire seco (kg de aire seco / d),

H_s : contenido en humedad saturada ($\text{kg}_{\text{H}_2\text{O}}/\text{kg}$ aire seco),

T: temperatura del material de compostaje ($^{\circ}\text{C}$),

T_a : temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$),

“y” : rendimiento metabólico de agua ($\text{kg}_{\text{H}_2\text{O}}/\text{kg}$ SVB eliminado),

SVB: masa de sólidos volátiles biodegradables (kg),

V_r : volumen de trabajo del reactor (L), y

ρ_{db} : densidad aparente (en base seca) del material de compostaje (kg/m^3).

Higgin. y Walker (2001) estiman el consumo de oxígeno, o la evolución de CO_2 , con un enfoque similar, obteniendo:

$$\frac{dX_{O_2}}{dt} = \frac{G_a(X_{O_2,a} - X_{O_2,exit}) - y_{O_2/SVB} \frac{d(SVB)}{dt}}{\rho_a V_r \varepsilon(T)}$$

(Ec. 1-7)

Siendo, en este caso:

“y”: consumo metabólico de oxígeno ($\text{kg O}_2 / \text{kg}$ SVB eliminado) ,

X_{O_2} : concentración de oxígeno ($\text{kg O}_2/\text{kg}$ aire seco),

ε : porosidad del material de compostaje, adimensional , y

ρ_a : densidad de aire seco (kg / l).

Keener et al. (1993) , Kaiser (1996), Stombaugh y Nokes (1996), Das y Keener (1997) y Mohee et al (1998) estiman estos factores de rendimiento para las ecuaciones mencionadas (*Mason, 2006*).

En estas expresiones se tiene en cuenta el diferencial de masa de materia biodegradable debido a las reacciones de descomposición, donde los sólidos se gasifican. Sin embargo, como se trata de sistemas en *Bach*, no se considera el diferencial de masa debido al agregado de nuevo residuo, ni al retiro de material compostado, como sucede en el dispositivo que aquí se desarrolla.

Así, asumiendo como aproximación que la densidad aparente del material a compostar es relativamente constante , y despreciando además el aporte de un flujo continuo de aire que no existe en nuestro sistema, se propone para nuestro caso modificar la *Ec. 1-6*, según:

$$\frac{dM_b}{dt} = \frac{G_a(H_s(T_a) - H_s(T)) - y_{H_2O/SVB} \frac{d(SVB)}{dt}}{\rho_{ab}V_r}$$
$$\rho_{ab}V_r \frac{dM_b}{dt} = -y_{H_2O/SVB} \frac{d(SVB)}{dt} + H_a M_a - H_c M_c$$

(Ec. 1-8)

donde :

H_a : humedad de los residuos que ingresan (Kg_{H₂O}/Kg_{residuo seco}),

M_a : caudal másico medio de ingreso de residuos (Kg_{ROB seco} / día),

H_c : contenido de humedad del compost retirado (Kg_{H₂O}/Kg_{compost seco}), y

M_c : caudal másico medio de retiro de compost (Kg_{compost seco} / día).

En las expresiones anteriores se ha incluido el modelado biológico al describir la degradación de sólidos, ya sea utilizando explícitamente la concentración de SVB, o implícitamente mediante el consumo de oxígeno o la generación de dióxido de carbono, y aplicando los coeficientes de rendimiento de calor, con el fin de obtener una expresión de energía (*Mason, 2006*).



Los modelos encontrados en la bibliografía presentan ecuaciones de degradación del sustrato utilizando principalmente cinéticas de primer orden, expresiones de tipo Monod, o empíricas, modelando la producción de calor biológico con expresiones como las que se presentan a continuación en la *Tabla 1-7*, recopiladas por *Mason (2006)*.

Tabla 1-7 Expresiones de primer orden de la velocidad producción de calor biológico (E_b) (*Mason, 2006*)

Biological energy rate equation	Rate coefficient corrections used	References
$\frac{dE_b}{dt} = A' e^{-\frac{E_a}{RT}} a(c^* - c_1) H_R$	Temperature	Finger et al. (1976)
$\frac{dE}{dt} = [RO_2(\max) \times e^{-\frac{(T-57)^2}{254}} \times e^{-10.973/(FS-0.3)^2}] \frac{[HCOMB \times W \times BVS]}{1200}$	Temperature, moisture	after Smith and Eilers (1980)
$\frac{dE_b}{dt} = -[k_{T(\text{fast})} BVS_{(\text{fast})} + k_{T(\text{slow})} BVS_{(\text{slow})}] H$	Temperature, oxygen, moisture, FAS	Haug (1993)
$\frac{dE_b}{dt} = -k(m_t - m_e) \Delta h_c$	Temperature	Keener et al. (1993), Das and Keener (1997)
$\frac{dE_b}{dt} = -k(m_t - m_e) h_c$	Temperature, moisture	Mohee et al. (1998)
$\frac{dE_b}{dt} = -[k_{BVS} BVS] H_{ix}$	Temperature, oxygen	Higgins and Walker (2001)
$\frac{dE_b}{dt} = -9760 Y_{O_2, DS, R} m_{DS, R}$	-	Scholwin and Bidlingmaier (2003)

Las expresiones de tipo Monod, de primer orden, son típicamente utilizadas para describir el crecimiento de las células y se han utilizado tanto para predecir las tasas de consumo de oxígeno (*Kaiser, 1996*) como las tasas de producción de sólidos (*Stombaugh y Nokes, 1996; Seki, 2000*) (*Tabla 1-8*). En algunos de estos casos se modelan por separado la degradación de cuatro principales sustratos diferentes (azúcares y almidones, hemicelulosa, celulosa y lignina) mediante cuatro grupos microbianos (bacterias, actinomicetes, hongos, hongos blancos de putrefacción) (*Kaiser, 1996*). La limitación de sustrato está representada en todos los modelos, y los ajustes de nivel de humedad y concentración de oxígeno es tomada en cuenta en el modelo de *Stombaugh y Nokes (1996)*.

Tabla 1-8 Expresiones tipo Monod de la velocidad producción de calor biológico (E_b) para modelos de compostaje

Biological energy rate equation	Rate coefficient corrections	References
$\frac{dE_b}{dt} = c_c \frac{MMc_{CO_2}}{MMc} (Y - 1) \times \left(\frac{ds_1}{dt} + \frac{ds_2}{dt} + \frac{ds_3}{dt} + \frac{ds_4}{dt} \right) \times M\beta 14,000$	Temperature, substrate type	Kaiser (1996) (β and 14,000 (kJ/kg O ₂) terms added)
$\frac{dE_b}{dt} = \left[\frac{1}{Y_{X/S}} \frac{dX}{dt} + \beta X \right] Y_{H/S}$	Temperature, substrate type, moisture, oxygen	Stombaugh and Nokes (1996)
$\frac{dE_b}{dt} = V \left\{ \frac{ds}{dt} + \frac{dX}{dt} \right\} \Delta h_s$	Temperature, substrate type	Seki (2000)

Fuente: *Mason (2006)*.

Se han utilizado expresiones cinéticas empíricas para predecir el consumo de oxígeno y la generación de dióxido de carbono (*Bach et al., 1987; VanderGheynst et al., 1997b; y Nakasaki et al., 1987*), mientras que *Van Lier et al. (1994)* han presentado expresiones empíricas para evaluar la degradación de los sólidos (*Tabla 1-9*).

Tabla 1-9 Expresiones Empíricas de la velocidad producción de calor biológico (E_b) para modelos de compostaje

Basis	Biological energy rate equation	Rate coefficient corrections used	References
–	$\frac{dE_b}{dt} = G_o(Z_0 - Z'_e)Q_0$	None	Bach et al. (1987)
Regression	$\frac{dE}{dt} = e_0 + e_1 T + e_2 w_c + e_3 \int q_t dt + e_4 F$	na	Kishimoto et al. (1987)
Linear	$\frac{dE_b}{dt} = -r_{O_2} W_s Q_0$	None	Nakasaki et al. (1987)
Polynomial model of substrate degradation data	$\frac{dE_b}{dt} = f(\Delta DM)\Delta H^0$	None	van Lier et al. (1994) ($f(\Delta DM)$ is a fitted polynomial)
Exponential model of oxygen consumption data	$\frac{dE_b}{dt} = [RO_{2,0} + a(1 - e^{-C(T-T_0)})]Q$	Temperature: ($a[1 - e^{-C(T-T_0)}]$)	VanderGheynst et al. (1997)

Fuente : *Mason (2006)*.

Los parámetros usados en todos estos modelos podrían ser agrupados en tres categorías:

- (a) Aquéllos que describen propiedades fundamentales del aire, agua y materiales aislantes, tales como calor específico del agua, densidad del aire y conductividad térmica;
- (b) Aquéllos que describen las características de las materias primas de compostaje, como densidad aparente y porosidad); y
- (c) Aquéllos relacionados con las tasas de degradación del sustrato y el crecimiento microbiano.

El número total de parámetros que se utilizan en los diferentes modelos para el proceso de compostaje, sin incluir consideraciones acerca de las dimensiones del reactor o constantes matemáticas, han variado desde aproximadamente 6 (*Nakasaki et al., 1987*), hasta 20 a 30 parámetros (*Kaiser, 1996; Stombaugh y Nokes, 1996; Scholwin y Bidlingmaier, 2003*, citados por *Mason, 2006*).

El valor de estos modelos es limitado cuando aún no se presentan suficientes datos experimentales validados. En muchos casos su validez queda circunscripta a los límites particulares que determinan las condiciones de borde del ensayo realizado por cada autor (*Mason, 2006*).



CAPITULO 2 :

DISEÑO DE LA INGENIERÍA DEL BIORREACTOR



En este capítulo se recorren los distintos aspectos y consideraciones asociados al diseño de la ingeniería del biorreactor. Se presentan los estudios de caracterización de la alimentación para realizar los primeros ensayos de predimensionamiento con los que se construyó el prototipo experimental. Posteriormente se muestran los resultados de las pruebas piloto y se realiza el diseño final del dispositivo, mostrando además las diferentes etapas de su construcción.



En este capítulo nos proponemos :

- ❖ Definir y justificar el tipo de reactor seleccionado, asegurando el tipo de contacto adecuado entre el sustrato y la biota descomponedora en su interior para conseguir la mezcla deseada,
- ❖ Fijar sus dimensiones garantizando el tiempo de contacto suficiente entre el sustrato y la biota a fin de lograr el avance de reacción deseado (*Ecuación 1-1*), y
- ❖ Determinar las características constructivas y las condiciones adecuadas de funcionamiento para que la descomposición aeróbica transcurra controladamente según se pretende.

2.1 CONSIDERACIONES Y CONDICIONES DE BORDE PARA EL DISEÑO

Los criterios que adoptaremos para la optimización del diseño del biorreactor deberán permitirnos cumplir con el objetivo de realizar adecuadamente el tratamiento de los residuos sólidos orgánicos putrescibles (³⁵) del hogar tratando de minimizar los costos de operación, de construcción y comercialización, tendientes a consumir poca energía (conservación de recursos), evitar la contaminación del ambiente y cuidar la salud pública (olores, vectores, etc), y resultar una alternativa deseable para el uso familiar al que está destinado (comodidad, practicidad y eficiencia)

A partir de esos criterios básicos hemos confeccionado una lista de 9 requisitos o condiciones de borde para el diseño que deberá cumplir el Biorreactor para poder considerar que ha cumplido exitosamente sus funciones, que son:

1. *Ausencia real de malos olores durante todo el proceso;*
2. *Minimo contacto directo del usuario con el residuo en cualquier etapa del proceso;*
3. *Operación limpia y segura.*

³⁵ Con el termino Putrescibles consideramos una subdivisión del grupo de los ROB que busca diferenciar los residuos de rápida biodegradabilidad, de los que demoran más tiempo para su descomposición y pueden permanecer estables en el compost resultante, según se explicó en el ítem 1.2



4. *Cumplimiento de la normativa de referencia en relación a la calidad y madurez del compost obtenido para los usos al que se lo destine;*
5. *Mínimizar el esfuerzo físico del usuario para su operación;*
6. *Limitación de la proliferación de vectores (moscas y roedores);*
7. *Mínimo espacio físico para su instalación y operación;*
8. *Bajo costo de instalación y operación; y*
9. *Mínimo consumo de energía eléctrica para su funcionamiento mecánico y térmico.*

Atendiendo a estas condiciones, existe una serie de determinaciones iniciales que se pueden tomar para definir características básicas que deberá cumplir el dispositivo a desarrollar.

Una primera definición es el tipo de descomposición orgánica que se quiere promover en el biorreactor. Teniendo en cuenta principalmente las condiciones de borde N°1, 3 y 6, se descartaron todas las posibilidades de digestión anaeróbica⁽³⁶⁾. En consecuencia, se seleccionó un sistema de tratamiento aeróbico comúnmente conocido como compostaje, cuyos principios se describieron en el capítulo anterior.

Para definir el diseño de la ingeniería de nuestro reactor bioquímico o biodigestor⁽³⁷⁾, se debe considerar que se trabaja con un sistema formado por variada materia orgánica biodegradable en descomposición, según la *Ecuación 1-1*, con el siguiente esquema de flujos de materia y energía:

³⁶ Fundamentalmente se consideraron tres razones, la potencial emisión de olores, el riesgo que representa la inflamabilidad del metano y otros COVs livianos producto de reacciones anaeróbicas, y la minimización de la generación de GEIs a fin de reducir el impacto del cambio climático, ya que el poder de calentamiento de CH₄ liberado es 24 veces superior al del CO₂ (GEO4,2007).

³⁷ Nos referiremos a lo largo de la tesis a los términos biorreactor y biodigestor empleados como sinónimos para enriquecer el texto, y atendiendo a que la reacción que sucede en el reactor es la digestión del RA. También usaremos los términos: dispositivo y compostador.

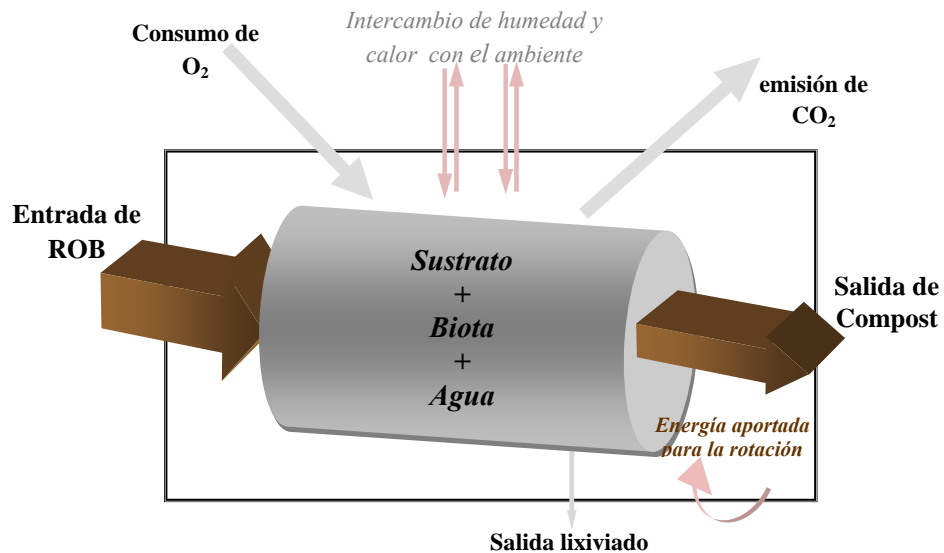


Figura 2-1 Flujos de materia y energía del sistema

A fin de clasificar nuestro sistema, es posible utilizar algunos criterios usados por *Levenspiel (1986)*. Así, en relación al número de ecuaciones estequiométricas necesarias para representar las reacciones presentes en el biorreactor que se quiere diseñar, vemos que nuestro sistema es de múltiples reacciones que transcurren tanto en serie como en paralelo. Todas las reacciones de descomposición (oxidación biológica) son irreversibles. Respecto del intercambio de energía con el medio, el sistema es exotérmico (autotérmico). Las variables principales que influyen en la velocidad de reacción son: la aireación, el contenido de humedad, la relación *C/N* (necesidades nutricionales), la temperatura y el pH, ya desarrolladas en el *ítem 1.2.2*.

Respecto del tipo de fases incluidas en el proceso, se trata de un sistema sólido–gas (ROB/O₂), del tipo heterogéneo y enzimático (o autocatalítico)⁽³⁸⁾, donde el oxígeno es el reactivo limitante. La reacción de descomposición puede ser considerada una oxidación de sólidos, biológica en nuestro caso, donde no es necesario el aporte de la temperatura para el inicio y desarrollo de la reacción. Al sistema ingresan sólidos (ROB) y fluidos (aire); luego del proceso bioquímico con pérdida importante del peso (por gasificación), egresan sólidos (compost) y fluidos (CO₂, agua, etc).

³⁸ Esto es válido si consideramos la aproximación de que las enzimas actúan como catalizadores; en tal caso, se trata de un sistema “autocatalítico” ya que el aumento de la concentración del producto (la biota), aumenta la velocidad de reacción (*Levenspiel, 2004*).



El sistema incluye alimentación continua del gas (aire) e ingreso discontinuo de los ROB, caracterizado por cargas puntuales y cuasi-periódicas (pulsantes). Ésta es una característica determinante para el diseño del dispositivo, ya que éste deberá ofrecer comodidad e higiene tanto para la operación cotidiana de la descarga de los ROB (entrada), así como para el retiro de compost, siempre cumpliendo además con las restantes condiciones de borde mencionadas.

Esta carga pulsante se irá sumando a la masa existente en el bioreactor formada por los ROB volcados anteriormente (sustrato), más la masa conformada por la suma de poblaciones de microorganismos descomponedores y consumidores presentes (biota), y el agua. (*Figura 2-1*). Para que el equilibrio de este proceso de degradación biológica representado en la *Ecuación 1-1* se desplace hacia su derecha, consumiendo rápidamente toda la materia orgánica putrescible, es necesaria la presencia de una importante cantidad de biota diversa y prolífica esperando la carga (su alimento), ofreciéndoles una correcta proporción de oxígeno y de nutrientes, operando dentro de un rango adecuado de condiciones de temperatura y humedad, permaneciendo un tiempo suficiente para la adecuada degradación. Una vez transcurrido el tiempo suficiente con las condiciones adecuadas, el ROB se transforma en compost maduro y ya puede ser retirado del biorreactor.

Para lograr estabilizar adecuadamente el compost, es necesario que dentro del biorreactor no exista mezcla entre el ROB fresco que está ingresando y el material que ya está digerido, en etapa de maduración. Este hecho determina la existencia de un mínimo de 2 compartimentos dentro del digestor y la necesidad de contar con capacidad operativa para aislar al menos uno de ellos a fin de darle al compost el tiempo suficiente para que complete su maduración previo a su retiro. Mientras tanto, en el otro compartimento, se sigue recibiendo carga.

Según vemos en el *Gráfico 1-7*, la evolución del proceso de descomposición atraviesa claramente 3 etapas, debiéndose considerar en el diseño del reactor la inclusión de “espacios-tiempos” consecutivos para cada una de estas etapas. En consecuencia, resulta conveniente contar con un mínimo de **3 espacios o compartimentos**, a fin de ofrecer a la mezcla interna condiciones diferenciadas según el estadio del proceso que se estuviera atravesando. A estos espacios dentro del compostador los denominaremos “cámaras”, “celdas” o “compartimentos”, y en cada uno de ellos deberemos promover la etapa respectiva.

La primer cámara recibirá el ROB y, en ella, se iniciará rápidamente la reacción, mientras que a partir de la última cámara se retirará el compost maduro, según lo indique el proceso: En la segunda cámara se llevará a cabo el desarrollo preeminente de la etapa intermedia del proceso.

Ciertamente podría utilizarse un mayor número de cámaras, mejorando seguramente el diseño y el resultado, pero estaríamos elevando los costos y la complejidad de operación, reduciendo su potencialidad para el uso masivo.

Para cumplir con la condición de borde de garantizar la total ausencia de olores, es necesario asegurar que nunca se inicien procesos anaeróbicos durante ninguna de las etapas del proceso. En consecuencia, el almacenamiento transitorio que realiza la familia de sus residuos alimenticios debe ser breve; los residuos deberían poder descargarse al ritmo de la generación. Por otra parte, sería necesario que en la primer cámara donde se recibe el ROB haya siempre una abundante existencia de biota aeróbica activa



Imagen 2-1 descarga de ROB

saludable, suficiente como para impregnar rápidamente la carga recién ingresada (*Imagen 2-1*), dando inicio inmediato a las reacciones de descomposición aeróbica.

El control de esta importante relación da lugar a la propuesta del uso del indicador F/M que relaciona la concentración de sustrato presente, F (por “food” o alimento de la biota), con la concentración de Microorganismos M, en completa correspondencia y aplicabilidad del indicador usado para el control de procesos de tratamiento de efluentes por lodos activados (*Metcalf & Eddy, 1995*).

Así

$$\frac{F}{M} = \frac{S_0}{\theta B} \quad \text{Ecuación 2-1}$$

donde :

F/M : relación Alimento/Microorganismos (d^{-1}),

S_0 : concentración de sustrato (carbono) en la alimentación (g/cm^3),

θ : tiempo de permanencia en el Compostador (d^{-1}), y

B : concentración de Biomasa en el Sólido del Biodigestor (g/cm^3).

El requerimiento de sostener valores bajos de F/M para acelerar la reacción influye fuertemente en la selección entre un sistema batch o un sistema de flujo pistón para nuestro biorreactor.



En los sistemas batch que operan con carga pulsante, los que cuentan con varios compartimentos o cámaras desarrollan su proceso siguiendo un ciclo que alterna ordenadamente el uso de sus compartimentos. Cuando uno de estos completa su volumen, simplemente se deja de ingresar ROB hasta que se alcance la madurez, y se empieza a usar el siguiente compartimiento. Esta nueva cámara que se empezaría a llenar seguramente acabaría de completar el ciclo previo, habiéndose retirado el compost maduro. En ocasiones se deja parte de este compost como inóculo para el nuevo proceso. Sin embargo, la biota del compost maduro varía notablemente respecto de la biota mesofílica inicial dominante cuando existe abundancia de material putrescible (sustrato). El proceso de compostaje es autocatalítico, por lo que resulta frecuente, y aconsejable, agregar una porción de la masa de la cámara que se acaba de completar, en donde hay más presencia de biota inicial activa (inóculo), satisfaciendo fácilmente la necesidad de iniciar rápidamente la descomposición. Ésta es una operación manual que requiere intervención del usuario⁽³⁹⁾. El posible contacto con el residuo entra en conflicto con las condiciones de borde N° 2 y N° 5 (2.1). Por otro lado, esta simple operación sería de compleja automatización porque requiere del uso de la robótica.

En un sistema de flujo pistón se presenta la posibilidad de asignar a cada cámara del compostador la preeminencia de una etapa del proceso. Así el residuo que va entrando en una primer cámara encuentra un abundante ambiente mesofílico inicial adaptado para recibir siempre carga fresca. Posteriormente, deberá circular con flujo lento hacia las siguientes cámaras intermedia y de maduración, donde ya no tendrá más contacto con los ROB frescos, y donde puede continuar el proceso de degradación hasta la maduración. Así, la primer cámara de un sistema de flujo pistón siempre será receptora del ROB e iniciadora del proceso, con lo que se logra establecer una población microbiana que se adapta y estabiliza para operar siempre en esta fase. De esta manera no sólo ya no resulta necesario introducir inóculos en forma manual, sino que la relación existente entre la masa de ROB ingresante (alimento/sustrato), y la masa de biota receptora, F/M (*Ec. 2.1*), favorece la rápida impregnación del ROB y acelera la descomposición. Ésta es una diferencia importante con relación al sistema batch en sus estadíos iniciales. Otra diferencia de los sistemas de flujo pistón es la calidad más constante del compost obtenido.

³⁹ Queremos mencionar que consideramos que esta intervención es mínima, y hasta resulta agradable y saludable realizarla. Sin embargo, este trabajo se enfoca en el desarrollo de un dispositivo automático que sea aceptado por personas que no están dispuestas a realizar este tipo operación manual, debido a prejuicios culturales, típicos en habitantes de ciudades. Entendemos que las personas que viven en lugares con patios y fondos de tierra, y tienen voluntad de hacer compost, no necesitarían ningún tipo de dispositivo especial.

Sobre la base de las consideraciones anteriores, adoptaremos un sistema de tipo flujo pistón para nuestro dispositivo. Este sistema permitirá además diseñar su automatización con mayor facilidad y menores costos, y cumple más fácilmente con las condiciones de borde N°2 , N° 3 , y N°5 .

Atendiendo las consideraciones y recomendaciones de *Levenspiel (1986 y 2004)* para las distintas configuraciones existentes de reactores bioquímicos sólido-gas operando en flujo pistón, surge que los sistemas cilíndricos horizontales rotatorios ofrecen mejores ventajas comparativas respecto de otros formatos. Por otra parte, los cilindros rotatorios son más eficientes y económicos en relación al mezclado y aireado por rotación (⁴⁰), ofreciendo además mecanismos simples y probadamente efectivos en la promoción del flujo lento de los sólidos de la primer cámara hasta la última, a través del control de variables como el ángulo(⁴¹), velocidad y frecuencia de rotación, y las dimensiones y geometrías del dispositivo.

El diseño de las placas divisorias entre cámaras o “tabiques” deberá ser tal que permitan regular la cantidad de sólido que pasa a través de ellas, permitiendo su cierre cuando se requiera, sin interferir en ningún caso con la capacidad de aireación de las cámaras. De esta manera sera posible regular el tiempo espacial de cada etapa, dentro del margen que permite su volumen para la acumulación temporal, de acuerdo a las necesidades que planteen situaciones particulares durante el proceso, tales como la variabilidad y la discontinuidad de la carga de ROB, el descenso de la velocidad del proceso metabólico de degradación debido a la disminución de la temperatura ambiente durante el invierno, o el vaciado del dispositivo. Así, la regulación del rango de abertura de las placas divisorias constituirá otra importante variable de control del proceso.

⁴⁰ Evitando la necesidad de un sistema de aireación forzada, de alto costo.

⁴¹ Ángulo del eje del cilindro respecto de la horizontal



2.2 CARACTERÍSTICAS DE LA ALIMENTACIÓN

En nuestro bioreactor, los ROB de ingreso están principalmente constituidos por los restos de alimentos que genera la dinámica de vida de una familia argentina tipo de 4 miembros. Esta alimentación, que representa la materia prima del proceso de compostaje, es discontinua, con pequeñas cargas puntuales periódicas dadas por el vaciado de un recipiente que acumula el ROB transitoriamente al pie de la generación (*Imagen 2-1 e Imagen 2-2*). Esta condición le otorga a la alimentación una característica pulsante, de composición heterogénea y variable, que sigue los patrones estacionales de los alimentos y los patrones culturales y económicos propios de cada grupo familiar generador.

Se puede controlar la frecuencia y volumen de cada descarga al biorreactor a partir de la selección de un tamaño pequeño para el recipiente de almacenamiento transitorio de los restos de alimentos, el cual se coloca en la cocina cerca del sitio de generación. Esto no solo evitará olores, sino que ayudará a distribuir la carga a lo largo del tiempo. En nuestro caso se usaron recipientes, con un volumen aproximado de 1,4 L. A fin de evitar la saturación de humedad del compost en el biorreactor y el consiguiente exceso de lixiviados, es conveniente usar dos recipientes iguales ubicados uno dentro del otro, realizando agujeros pequeños⁽⁴²⁾ en el fondo del recipiente interno (blanco), para permitir que los líquidos producidos por los alimentos escurran al segundo recipiente contenedor (azul). Se vuelca al compostador el contenido del recipiente interno, mientras que los líquidos escurridos se vuelcan en la descarga de líquidos de la pileta de la cocina. ***Esta operación, sumada a la evaporación, minimizó la generación de lixiviados en el dispositivo.***



Imagen 2-2 Recipiente para ROB

El contenido de humedad de los restos de alimentos es muy variable, como se muestra en la siguiente tabla:

⁴² Mediante mecha de 2 o 3 mm de diámetro.

Tabla 2-1 Humedad de algunos alimentos

Material	Humedad relativa (%)
Lechuga, espárrago, coliflor	95
Leche	87
Papa, pera	80
Huevo	74
Carne	70
Pan	40
Queso duro	35
Papel	5
Galletas	5

FAO/Latinfoods, 2009

Hemos descripto la importancia de esta variable para el buen funcionamiento del compostador y sus rangos óptimos de acuerdo a la metodología de compostaje.

A menudo los materiales ricos en nitrógeno son muy húmedos y los ricos en carbono son secos (*Rimache, 2009*). Ésta es apenas una regla apresurada, llena de excepciones (como la papa), pero que resulta práctica para la selección de residuos de modo tal de no sobresaturar de agua el sustrato.

Los residuos de alimentos con altos contenidos de humedad, además de ser la principal fuente de generación de lixiviados de los RSU, pueden liberar jugos frescos, sin fermentar aún, que preferiblemente no deberían ingresar al compostador directamente, a menos que el sustrato esté muy seco. Es conveniente dejarlos reposar unas horas en los recipientes de recolección para su separación del residuo sólido por escurrimiento. En este sentido es de resaltar el residuo de la yerba mate usada, un residuo característico, abundante y cotidiano en hogares argentinos. Este ROB siempre se presenta sobresaturado de agua, generando jugos característicos (⁴³) que, en exceso, pueden cambiar el funcionamiento del compostador.

Se ha discutido extensamente la importancia de una adecuada relación de nutrientes. La siguiente tabla presenta, a modo de referencia, una lista de relaciones *C/N* de algunos residuos comunes volcados al compostador:

⁴³ Debido a su goteo, estos “jugos” son actualmente un verdadero problema en los distintos eslabones de la logística de la GIRSU de esta región.



Tabla 2-2 Relación C/N para algunos alimentos

Materiales	C/N
Aserrín fresco o astillas de madera	500-800
Madera (pino)	723
Diario o cartón corrugado	560
Papel	150-200
Paja de trigo	130
Hojas secas	30-80
Cáscara de maní	55
Restos de fruta	35
Cáscara de papa	25
Café	20
Césped recién cortado	12-20
Estiércol de vaca	18
Harina de sangre	3
Orina de animales	0,8

Adaptado de Rimache Artica, M (2009).

Las relaciones C/N deben ser ajustadas teniendo en cuenta la biodisponibilidad de estos componentes. Comúnmente los materiales ricos en carbono son derivados de la madera o material lignificado, lo que reduce su biodegradabilidad. Haciendo las mismas salvedades anteriores, podemos generalizar diciendo que los materiales verdes y frescos son ricos en nitrógeno, mientras que los oscuros y secos son ricos en carbono (*Rimache, 2009*).

Otros componentes cuya importancia en la alimentación se mencionó en el *ítem 1.2.2.1*, son los materiales estructurantes, que colaboran con el bulking de la mezcla y mejoran la difusión del aire hacia su seno. Los principales materiales estructurantes encontrados en los ROB de la familia que participa de nuestro estudio son cáscaras de nueces y de almendras, carozos de ciruelas, duraznos y otras frutas, palillos de yerba mate, marlos de choclos, pequeños huesos, cáscaras de huevo y caparzones de caracoles. ⁽⁴⁴⁾

Para poder realizar un mejor predimensionamiento del bioreactor se realizó un relevamiento preliminar del ritmo y volumen de generación de ROB de la familia que participa de este ensayo, colocando los recipientes de la *Imagen 1-2* y registrando el peso en cada ocasión de descarga

⁴⁴ Los caracoles son recolectados después de una lluvia y volcados al compostador, de donde no pueden escapar. De esta manera se ayuda a controlar esta plaga del jardín, a la vez que el caracol colabora con la descomposición mientras esta vivo. Luego sus caparzones vacíos ofician de material estructurante

durante 2 meses ⁽⁴⁵⁾. Durante los 60 días que duró este ensayo de caracterización preliminar de la carga para el diseño, fueron necesarias 36 descargas del recipiente completo (de volumen: 1,4 L), con un valor promedio de peso del recipiente descargado de 790g, con un máximo aislado de 1,65 kg y mínimos de 350g ⁽⁴⁶⁾. *Esto representa una media de 474 g/día y de 14,22 kg/mes.*⁽⁴⁷⁾

2.3 PREDIMENSIONAMIENTO.

Desde el punto de vista mecánico, el biorreactor funcionará en forma automatizada y discontinua, con la misión de mezclar, airear, triturar, cortar, y promover la circulación lenta en sentido único hacia la cámara de estabilización y la salida, ofreciendo a su vez mecanismos simples y prácticos para retirar el compost, para ir ingresando ROB fresco al ritmo de la generación y para limpiar exteriormente todo el dispositivo.

Desde el punto de vista biológico en cambio operará en forma continua, aunque todas las reacciones biológicas son dependientes en su funcionamiento del sistema mecánico, las reacciones biológicas avanzan permanentemente, ajustadas a sus ciclos y las condiciones ambientales del sistema.

La optimización de un diseño puede hacerse a través de la experimentación de campo y/o la modelización matemática de un proceso. Dada la complejidad y la variabilidad de nuestro sistema, para la definición práctica de algunas variables como el volumen óptimo de cada cámara, el tiempo espacial, los rangos aceptables de aireación, el tiempo de maduración, y las variables del flujo (la apertura de las divisiones, la velocidad y frecuencia de giro, y el ángulo del dispositivo), en este ítem y el siguiente haremos un predimensionamiento. Los resultados obtenidos fueron sometidos a ensayos de prueba piloto con un biorreactor prototipo, antes de definir el diseño final.

⁴⁵ Esta caracterización inicial de la carga fue realizada durante Febrero y Marzo del año 2006. Para el tratamiento de estos restos alimenticios se implementó la técnica de compostaje con pozo, enterrando los residuos en suelo de tierra del fondo de la vivienda.

⁴⁶ Estos valores son muy variables según el tipo de residuo. Así, cáscaras de cebolla o chalas de choclos son muy livianas, mientras que residuos alimenticios de comidas elaboradas como arroces, guisos, o purés, resultan más densos.

⁴⁷ Más adelante se presentan los resultados del monitoreo continuo del peso del dispositivo final, que fue montado sobre celdas de una balanza registrando automáticamente el valor del peso cada 15 minutos durante todos los años del ensayo.



En el *ítem 2.1* ya hemos definido el tipo de reactor que diseñaremos; se trata de un reactor bioquímico cilíndrico, rotatorio, con 3 cámaras y con flujo pistón; debemos ahora estimar las dimensiones de este dispositivo.

Analizando los modelos idealizados presentes en la bibliografía especializada en diseño de reactores químicos (*Coulson y Richardson, 1984; Levenspiel, 2004*; entre otros) usados para describir los fenómenos que suceden en sistemas heterogéneos sólido-gas (⁴⁸), encontramos que el Modelo de Conversión Progresiva, es el más asimilable a nuestro escenario. Este modelo describe un reactivo sólido poroso y supone que todo el volumen de las partículas de sólido reaccionan en todo momento con una velocidad lenta de reacción, mientras que el gas difunde hasta el interior de los poros del sólido con alta velocidad de difusión, convirtiendo las partículas de reactivo en producto (*Kramers y Westerterp, 1963*). Para adaptar este modelo a nuestro caso deberíamos asimilar las partículas de sólidos resultantes de nuestra reacción, a cenizas. Además, se debería incorporar un factor de rendimiento o conversión que contemple el hecho de que nuestro proceso termina sin convertir todos los sólidos que ingresan en productos gaseosos.

Otro aspecto teórico a contemplar para modelizar, nuestro sistema presenta un flujo no ideal, entendiéndose por tal a aquél que conduce a una dispersión de los tiempos de residencia dentro del reactor. Siempre habrá tiempos de residencia diferentes para distintos sólidos a lo largo de los caminos de flujo de un reactor, situación que se produce por la existencia de zonas muertas (normalmente en esquinas y bordes), gradientes radiales de velocidad (viscosidad, canalizaciones), difusión molecular (gradientes de concentración laterales y longitudinales), difusión turbulenta (flujo al azar) y difusión térmica (gradientes de temperatura). El desconocimiento de estos factores en el diseño puede llevar a importantes errores y por ello son convenientes los estudios en planta piloto (*Levenspiel, 2004*).

Así entonces, el dimensionamiento del biorreactor dependerá del flujo de ROB que requiera tratamiento y del tiempo de permanencia necesario para que un elemento de volumen alcance el grado de conversión deseada, " X_A ".

Resulta necesario hacer la aclaración de que la idea de conversión X_A que representa este modelo se refiere a un reactivo A que se convierte en producto a lo largo de la reacción, en donde X_A representa la fracción de A que se ha convertido, quedando sin reaccionar $(1-X_A)$ de reactivo A, como tal. En nuestro caso, podríamos considerar que la conversión es prácticamente total,

⁴⁸ Para esta aproximación consideramos al agua como un componente presente en las 2 fases.

entendiendo que del residuo entrante no queda prácticamente nada una vez terminado el proceso de compostaje, resultando un producto sólido (compost), y gases liberados.

La variable de diseño normalmente utilizada es el Tiempo Espacial (también llamado: falso tiempo de residencia), cociente entre el volumen del reactor y el flujo volumétrico de alimentación (*Ecuación 2-2*), que coincide con el tiempo medio de residencia en los casos en que la densidad de la mezcla permanece constante. En sistemas como el nuestro donde la densidad no permanece constante (⁴⁹), no es correcto referirse a estos tiempos como tiempo de residencia. (*Coulson y Richardson, 1984; Levenspiel, 2004; Farina et al., 1993*, y otros).

Para nuestro análisis particular del modelo con ROB podemos pensar en desagregar en componentes atómicos y moleculares como carbono, nitrógeno, agua, nutrientes, etc., o en componentes del residuo según su tipo, tales como huesos, grasa, restos de cáscaras de frutas, papel, yerba mate, cáscaras de nuez, etc. En las expresiones que siguen nos referiremos como componente A, en forma genérica. Estos componentes ingresan con el residuo a una concentración C_{A0} (masa/volumen), un flujo másico entrante F_{A0} (masa/tiempo), de volumen v_0 (volumen/tiempo); (siendo r_A obviamente dependiente del componente seleccionado)

Lograda una situación de estado estacionario en un reactor de en flujo pistón teórico, la composición del fluido varía con la coordenada de posición en la dirección del flujo. Para el balance de materia para un componente A, nos referiremos a un elemento diferencial de volumen dV según la *Figura 2-2*.

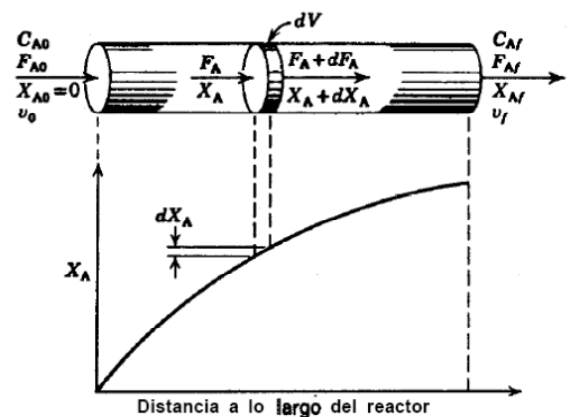


Figura 2-2 Modelización del diseño de reactores de Flujo pistón de Levenspiel (2004)

Para realizar este balance, retomamos la (*Ec. 1.2*)

$$\text{Acumulación} = \text{Entrada} - \text{Salida} \pm \text{Transformación (generación y consumo)} \quad (\text{Ec. 1-2})$$

reordenándola según los criterios de *Levenspiel, (2004)*, resulta:

$$\text{Entrada} = \text{Salida} + \text{desaparición por reacción} + \text{Acumulación} (= 0)$$

⁴⁹ Tal como ocurre con el que conforma la mezcla de ROB, por su propia heterogeneidad y sus variaciones estacionales.



Para un estado estacionario, la acumulación será nula y la transformación estará dada por la desaparición del componente A a medida que avanza la reacción de descomposición, con una velocidad r_A , entonces:

$$F_A = (F_A + dF_A) + (-r_A) dV$$

Siendo:

$$dF_A = d[F_{A0} (1 - X_A)] = -F_{A0} dX_A$$

Reemplazando:

$$F_{A0} dX_A = (-r_A) dV$$

Integrando la ecuación para todo el biorreactor hasta la conversión final de A, X_{Af} , será:

$$\int_0^V \frac{dV}{F_{A0}} = \int_0^{X_{Af}} \frac{dX_A}{-r_A}$$

y ⁽⁵⁰⁾:

$$\theta = \frac{V}{v_0} = C_{A0} \int_0^{X_{Af}} \frac{dX_A}{-r_A}$$

o

$$\frac{V}{F_{A0}} = \frac{\theta}{C_{A0}} = \int_0^{X_{Af}} \frac{dX_A}{-r_A}$$

Ecuación 2-2

Donde:

- θ Tiempo espacial (días)
- V Volumen del Reactor (litros)
- v_0 Caudal volumétrico de la alimentación (L/día)

⁵⁰ De acuerdo con *Levenspiel (2004.)*

El tiempo espacial es el tiempo necesario para tratar un volumen de alimentación igual al volumen del reactor. Así, si consideramos un tiempo espacial de 100 días, significa que cada 100 días se trata en el biorreactor un volumen de alimentación de ROB igual al volumen del dispositivo.

Para los sistemas de densidad variable no existe correspondencia directa entre las ecuaciones para los reactores discontinuos y los de flujo en pistón, y debe utilizarse la ecuación adecuada para cada caso particular, sin que se puedan emplear indistintamente (*Levenspiel, 2004*).

Para casos sencillos donde se conoce con razonable certeza la ecuación cinética de la reacción y sus constantes, la integral de la *Ecuación 2-2* podría calcularse en forma analítica. Para casos un poco más complejos se aplican normalmente métodos de integración numérica o gráfica. La resolución de esta integración en nuestro caso particularmente complejo y poco estudiado, para cada componente A, no resulta necesario para los objetivos de esta tesis pues existen otras condiciones de borde que imponen tiempos mayores a los máximos que arrojaría la *Ec. 2.2*.

Tenemos entonces que el tiempo espacial es un parámetro que está determinado por la fluidodinámica del sistema y por la posibilidad de mezcla y difusión. Se considera, además, el tiempo necesario para el desarrollo completo del proceso de compostaje de cada componente de los ROB en las condiciones dadas por nuestro sistema, T_{CA} , determinado por la velocidad de reacción r_A , hasta obtener un compost maduro.

Un criterio de diseño será entonces imponer a la *Ecuación 2-2* la condición de que:

$$\theta > T_{CA} \quad \forall A \quad \text{Ecuación 2-3}$$

Este criterio implica establecer las dimensiones mínimas tales que garanticen que el tiempo espacial sea suficiente para que todos los componentes de los ROB puedan completar las reacciones de descomposición, y obtener un compost terminado dentro de especificación. No existe restricción de máxima para cumplir con este criterio, ya que una vez maduro, el compost puede permanecer cualquier tiempo sin generar más conflictos que los asociados a la acumulación y a estar ocupando espacio ocioso .

Ciertamente este criterio resulta ser bastante conservador, ya que para calcular el volumen con la *Ecuación 2-2*, estamos considerando el caudal de los ROB al ingreso, v_0 . Sin embargo, como éste se reduce a medida que avanza la reacción de descomposición a lo largo del reactor, esto implicará que el tiempo de estadía de cada elemento de volumen dentro del reactor será mayor.



T_C será fuertemente dependiente de todos los parámetros importantes del compostaje (humedad, temperatura, aireación, composición del sustrato y pH), (ítem 1.2), y también dependerá de la geometría y la forma de operación de cada compostador, trituración previa, etc. A partir del control de estas variables podremos influir sobre el tiempo de compostaje. En forma general, la bibliografía menciona sin certezas académicas, ni generalizaciones aplicables, períodos del orden de unas pocas semanas para la formación de un compost maduro, dependiendo naturalmente del tipo de ROB. Cuatro semanas serán suficientes para la mayoría de los restos de alimentos frescos, mientras que otros demandarán más tiempo (ítem 1.2). Kumar *et al.* (2009), Andersen *et al.* (2011), Amlinger *et al.* (2008), Colón *et al.* (2010), Martínez Blanco *et al.* (2009), entre otros, adoptan 3 meses de tiempo de espera para obtener el compost maduro en sus estudios.

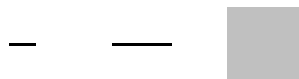
Fijaremos para el diseño un tiempo espacial de 90 días para θ ($> T_C$).

El valor del flujo volumétrico de alimentación, v_0 , fue estimado a partir de los resultados de la caracterización preliminar mencionada en el ítem anterior. Así, 36 baldes completos de 1,4 L durante 60 días, representan 0,84 L/día, con densidad muy variable.

$$V = v_0 \cdot \theta = 0,84 \frac{\text{L}}{\text{día}} \cdot 90 \text{ días} \cong 75 \text{ L}$$

Se deberá aplicar un factor de ocupación del espacio interno, f_v , dejando al menos un 25% del volumen libre para permitir que la masa de sólidos en cada celda del reactor pueda mezclarse y airearse bien cuando rota el cilindro. Por otro lado, trabajar con suficiente espacio libre permite soportar la capacidad de absorber picos de generación de ROB⁽⁵¹⁾, pero tiene la desventaja de aumentar las pérdidas de calor. ***Adoptaremos un valor recomendado de $f_v = 0,65$***

Luego:



⁵¹ Así, en las fiestas familiares se suele multiplicar varias veces el volumen promedio diario de generación.

2.4 PRUEBAS PILOTO

Para la construcción de un dispositivo prototipo destinado a las pruebas piloto se utilizó un típico tambor comercial de 120 L de capacidad (*Imagen 2-3*)



Imagen 2-3 Dispositivo prototipo construido para las Pruebas Piloto

Para transformar el tambor en el biorreactor prototipo se realizaron las siguientes adaptaciones y modificaciones⁽⁵²⁾:

- ❖ Se construyó una estructura metálica soporte para apoyar el tambor horizontalmente sobre sendas ruedas que permiten una rotación manual, respecto de su eje axial.
- ❖ Esta estructura fue montada de manera que el eje axial pueda tener un pequeño ángulo de inclinación respecto de la horizontal, pudiéndose modificar este ángulo en el marco de los ensayos fluidodinámicos que se realizaron para establecer un rango óptimo de inclinación que promueva el flujo, según requiere el sistema

⁵² Para hacer este prototipo, el 100% de los materiales son descartes urbanos reciclados recuperados en su mayoría del Basural de la ciudad de Zárate (gentileza de Sr. Hugo Concaro), y la construcción fue de tipo artesanal.



- ❖ La estructura cuenta con una bandeja inferior que colecta los lixiviados y las aguas de lavado, los que drenan a un recipiente colector; este líquido es empleado para riego de plantas.
- ❖ A fin de dividir el volumen del cilindro en 3 cámaras, se colocaron 2 placas divisorias o tabiques circulares interiores, que cuentan con un corte radial que permite un grado de apertura suficiente para regular el flujo de los sólidos, junto con la rotación y el ángulo. Como parte del concepto de este diseño⁽⁵³⁾, estas placas fueron perforadas para facilitar la aireación y la circulación de la biota entre cámaras⁽⁵⁴⁾, como se ve en las imágenes siguientes:



Imagen 2-4 Placas divisorias del Biodigestor Prototipo

- ❖ La fijación de estas placas al cilindro fue realizada en forma desmontable, de manera de permitir su corrimiento en el marco de las pruebas realizadas para establecer la proporción óptima de distribución del espacio interior entre las 3 celdas.
- ❖ Para el ingreso de los ROB y el control del proceso se ubicó una compuerta en la primer cámara. En la segunda cámara se colocó otra compuerta de control, más pequeña. La tercer cámara cuenta con la tapa del tambor, la que puede ser separada para la operación de retirado del compost. Sobre la tapa se colocó un ventanillo de paño fijo para ver el interior.
- ❖ Se colocaron baffles internos de latón a fin de evitar el resbalamiento durante la rotación y mejorar la mezcla y la aireación.

⁵³ Forman parte de la patente con derechos reservados de este trabajo.

⁵⁴ De esta manera, la biota mesofílica que requiere abundante sustrato, a medida que éste se consume en las cámaras 2 y 3 durante la maduración, migra a la cámara 1 donde puede disponer de nuevo sustrato. Este comportamiento constituye en sí mismo un bioindicador de madurez del compost obtenido.

Las pruebas de campo realizadas con este dispositivo piloto incluyeron :

- ❖ La verificación de la suficiencia de tiempo y capacidad del dispositivo para el adecuado tratamiento, por cumplimiento de que $\theta > T_{CA}$; $\forall A$, mediante seguimiento visual de la degradación de los distintos componentes de los ROB, en cada una de las cámaras.
- ❖ Ensayos de estabilidad del compost, realizando un test de Dewar de una semana de duración, sobre una muestra extraída de la tercer cámara el día en que se cierra la placa divisoria.
- ❖ Monitoreo manual esporádico de temperatura y pH, con el objeto de llevar a cabo el seguimiento y verificación de la degradación. (Posteriormente, con el biodigestor real se realizan estrategias completas de monitoreo que incluyen estas variables).
- ❖ La frecuencia necesaria de retiro de compost cuando la ocupación de la tercera cámara supera el 60 % y antes de que llegue al 75%, cerrando la placa divisoria una semana antes de realizar el retiro.
- ❖ Verificación a lo largo de las diferentes pruebas de la presencia/ausencia de olores y de vectores, como indicadores primarios de la adecuada aireación y compostaje.
- ❖ Búsqueda de la relación optima para la distribución espacial entre cámaras, probando distintas posiciones de las placas divisorias. Se inició la evaluación usando una equidistribución 1:1:1. Las pruebas se continuaron reduciendo el espacio de las ultimas cámaras, según se produce la descomposición, hasta encontrar un equilibrio con el flujo de sólidos. El criterio considerado fue que, en todas las cámaras, el factor de ocupación se encuentre entre el 60% y el 75%, que la relación de ocupación de las cámaras sea pareja entre sí, y que no exista mayor tendencia a la acumulación en una que en otra.
- ❖ Análisis del comportamiento fluidodinámico de los sólidos en el biorreactor operando sobre las 5 variables de control del flujo:
 - ❖ Mediante ensayos considerando variaciones de la frecuencia, la velocidad y la duración de la rotación.
 - ❖ Mediante ensayos variando el % de apertura de las placas, y
 - ❖ mediante ensayos modificando el ángulo entre la horizontal y el eje axial (inclinación del conjunto).



La puesta en marcha de este prototipo y las pruebas piloto se iniciaron el 15 de Mayo de 2006. Los diversos ensayos indicados se extendieron hasta Julio de 2009, recibiendo desde el primer momento el 100% de la generación de ROB del hogar, y otros adicionales empleados en los ensayos.

Para la puesta en marcha simplemente se coloca el primer balde de ROB y varios baldes de inóculo (no menos de 10). En nuestro caso el inóculo utilizado fue el propio compost desarrollado en el pozo donde se hizo la caracterización preliminar señalada en el ítem 2.2, pero para otros casos podrá usarse directamente tierra negra, o humus de hojarasca, o las muestras de suelo activo que se cuente al alcance, y se comienza la operación.



Imagen 2-5 Vuelco de ROB en prototipo

Seguidamente presentamos los **Resultados y Conclusiones de las pruebas pilotos** realizadas con el biorreactor prototipo:

- ❖ La capacidad de este dispositivo (120 L) fue suficiente para obtener un compost maduro. Así entonces, el tiempo espacial resultó ser superior al tiempo necesario para el desarrollo completo del proceso de compostaje, T_c , para todos los componentes putrescibles. Se observaron algunas pocas situaciones de pico de carga en ocasiones de alta generación familiar de ROB (⁵⁵), en las que la cámara receptora N°1 superó el 90 % de su capacidad. En consecuencia, se consideró la recomendación de aumentar en un 15% la capacidad del biorreactor a fin de mejorar las condiciones de mezclado durante estas situaciones extremas.

⁵⁵ por ejemplo, fiestas familiares



Imagen 2-6 Retiro de compost del prototipo

- ❖ La necesidad de intervención para el retiro manual de compost en las condiciones de operación descritas, fue de, como máximo, una vez por mes, transcurriendo un periodo máximo de 75 días sin retirar compost, llegándose a un f_v del 85 %.
- ❖ Se encontró que una relación óptima de volúmen entre cámaras es:

$$V_{C1} : V_{C2} : V_{C3}$$

$$3,5 : 3 : 2,5$$

Esta proporción será aplicada en el biorreactor a escala real.

- ❖ Se determinó que una sola rotación diaria de 3 a 4 vueltas, normalmente después de la descarga de ROB, resulta suficiente para que no existan olores ni vectores (insectos). El aumento de la rotación, si bien no sera imprescindible, mejorará la homogeneidad del compost resultante, acelerará la reacción en general y el flujo sólidos hacia la 3^{er} cámara, y aumentará la pérdida de calor. En consecuencia, será necesario armonizar la frecuencia de rotación con el grado de apertura de las placas divisorias. A mayor frecuencia de rotación, menor deberá ser la apertura.
- ❖ Al aumentar la rotación la pérdida de calor fue significativa, pero la degradación biológica sumada a la acción mecánica resultó ser suficiente para completar correctamente el proceso de degradación en el tiempo previsto.
- ❖ El flujo de sólidos entre cámaras fue muy satisfactorio, y las siguientes variables de ajuste mostraron eficacia para su control:
 - ✦ El manejo del grado de apertura de la ranura de paso de las placas divisorias, la velocidad, la frecuencia y la duración de la rotación demostraron ser suficientes para manejar el flujo de sólidos según necesidad.



- ❖ La aislación de la 3^{er} cámara por cierre de la ranura de paso de la placa resultó efectiva para evitar el paso de ROB y dar tiempo para completar la maduración. Esta operación fue realizada una semana antes del retiro de compost, ocasión en la que se tomaron muestras para realizar el ensayo de Dewar como verificación del grado de madurez, que mostró que el compost de ya estaba maduro. En consecuencia, durante la operación cotidiana no sería estrictamente necesario realizar este cierre antes de retirar compost.
- ❖ El ángulo del conjunto que resultó óptimo para las necesidades de flujo del prototipo fue de 8°.

2.5 DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DEL BIODIGESTOR

Sobre la base de las consideraciones anteriores, es posible definir el diseño del biorreactor. Seguidamente desagregamos los diferentes aspectos del dispositivo para dar las respectivas descripciones de su diseño y construcción.

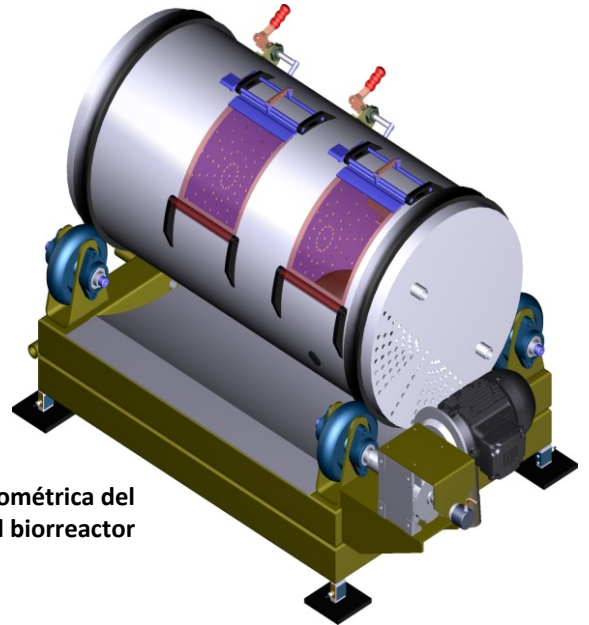


Imagen 2-7 Vista isométrica del diseño final del biorreactor

DIMENSIONES

Hemos definido que el biorreactor será cilíndrico, rotatorio y con flujo semicontinuo, con 3 cámaras cuya relación proporcional de volúmenes será de **3,5 : 3 : 2,5** respectivamente. Para la definición de la capacidad del dispositivo consideraremos los cálculos del predimensionamiento y los resultados de las pruebas piloto, de las que surge la conveniencia de aumentar un 15% la capacidad respecto del piloto, para evitar superar el 75% de ocupación de la primer cámara en ocasiones de pico de carga. ***La capacidad resultante para nuestro diseño es de 140 L.***

Para definir la geometría de nuestro dispositivo debemos encontrar la relación óptima entre el diámetro y la longitud del cilindro. Un cilindro largo, de diámetro pequeño, se acercará más hacia un flujo pistón ideal, pero perjudicaría la relación F/M sobre la carga fresca (*Ecuación 2-1*), implicando una menor velocidad de reacción. Un cilindro corto, de diámetro mayor, aumenta el volumen de la biota receptora presente en la primer cámara, y con esto la velocidad de reacción, pero encuentra una limitación en las necesidades prácticas de espacio para promover en cada celda la respectiva fase del proceso prevista. Contamos con otros elementos para ayudarnos a definir el diseño:

- ❖ Los resultados de la experiencia de 3 años de operación continua del prototipo mostraron que el diámetro del cilindro usado para el biorreactor piloto ofreció una F/M suficiente y permitió una mezcla y aireación adecuada.



- ❖ La condición de borde N° 7 (2.1) nos indica minimizar el espacio físico para su instalación y operación en el hogar. Esto implica que la superficie requerida en una vivienda debería ser estudiada de acuerdo con las normas usadas para el aprovechamiento del espacio en la arquitectura. Existe multiplicidad criterios para el diseño en arquitectura, pero a lo largo de los años han perdurado los conceptos más funcionales, que atienden aspectos ergonómicos, prácticos, y eficientes energéticamente, (Neufert et. al, 2001; Suárez, 2008). Un criterio que prevalece es el área funcional que se dispone al estirar la mano, y así encontraremos que la mayoría de los electrodomésticos y las mesadas de cocina miden cerca de los 60 cm. Así según este criterio, si adoptamos un ancho máximo para la estructura completa de 60 cm, el diámetro del cilindro no deberá ser mayor de 45 cm, para dar espacio a la estructura de la carcasa que tendrá el modelo comercial.
- ❖ Otro criterio es definir una relación S/V atendiendo a los valores encontrados en la bibliografía según vimos en *Tabla 1-1*. Para un volumen de 140 L como en nuestro caso, corresponde un valor del orden de $10 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$.

Considerando todo esto, la geometría óptima encontrada resulta ser:

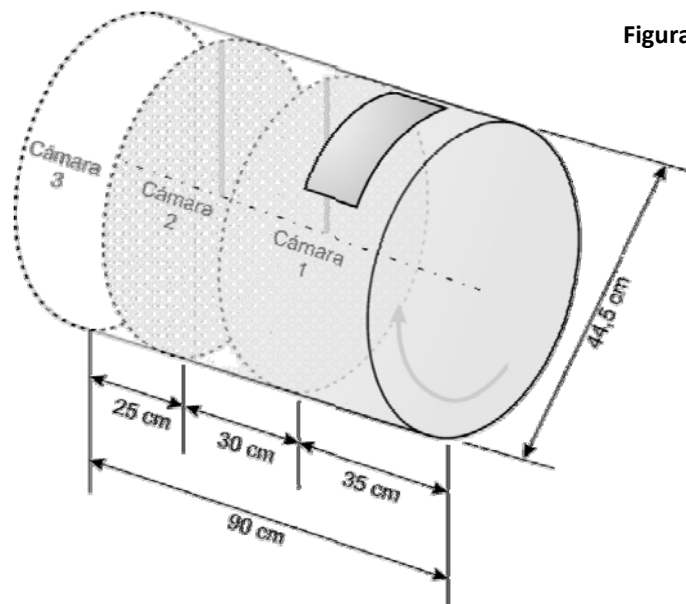


Figura 2-3 Dimensiones del Biorreactor

con :

$$V = \pi \cdot r^2 \cdot l = 0,14 \text{ m}^3 ; \equiv 140 \text{ litros}$$

$$S = 2 \pi r l + 2 (\pi r^2) = 1,57 \text{ m}^2$$

$$S : V = \frac{1,57 \text{ m}^2}{0,14 \text{ m}^3} = 11,2 \text{ l/m}^2$$

Resultando: $V_{c1} = 54 L$; $V_{c2} = 47 L$; y $V_{c3} = 39 L$

Vemos que operando al 65% de ocupación del volumen de la primera cámara, habrá unos 35 L de mezcla activada de sustrato y biota, para recibir volúmenes de 1,4 L de ROB en cada pulso de alimentación. Esto representa una relación 25:1, lo que garantiza una óptima relación F/M y el rápido inicio de las reacciones de descomposición aeróbica.

CONSTRUCCIÓN DEL DISPOSITIVO:

Para la construcción del dispositivo propiamente dicho se utilizó acero inoxidable AISI 304 calibre 18 (espesor 1,22 mm). El montaje consistió en cortar, perforar y soldar todas las piezas de inoxidable del dispositivo, incluyendo la carcasa del cilindro, las tapas y placas divisorias de celda, las compuertas y la pala de extracción, los baffles deflectores trituradores, el filtro y drene de lixiviados, las entradas para la colocación de sensores y otros accesorios que seguidamente se describe y muestra en imágenes:

Imagen 2-8 Construcción del dispositivo



Al igual que en el prototipo, a las placas divisorias se les realizó un corte radial para poder provocar una deflexión regulada que controle la cantidad de residuo que pasa de una celda a la siguiente. Fueron perforadas, como se ve en las imágenes, con el objetivo explicado en el dispositivo piloto, esto es, facilitar la difusión de aire y la circulación de la biota entre cámaras. En esta versión del digestor a escala real realizada en acero se agrega una nueva funcionalidad, que tras la experiencia del uso resultó ser de gran relevancia, a saber:



Imagen 2-9 Placas divisorias

Tanto el borde como los orificios realizados en esta placa divisoria de acero cuentan con filo (*Imagen 2-8*), los que a medida que va rotando el cilindro con la masa de sólidos húmedos



apoyados sobre éstas, en virtud de la inclinación del dispositivo, produce continuamente un importante efecto de corte y triturado mecánico sobre la mezcla, lo que desmenuza el residuo y reduce el tamaño de partícula. Esto resulta ser un aprovechamiento sinérgico de la energía aplicada para la rotación, sin necesidad entonces de más energía para trituración que la aplicada para mezclar y airear. Se mejora así el cumplimiento de la condición de borde N°9 (2.1).

Los baffles deflectores que se muestran en la *Imagen 2-10*, colocados para evitar el deslizamiento durante la rotación, se suman al trabajo de trituración, ya que cuentan con bordes afilados que provocan efectos de corte con cada volteo durante la rotación.



Imagen 2-10 Vista de baffle y sensor de temperatura

Para colocar sensores, como en el caso del termómetro, todas las cámaras cuentan con 2 orificios de entrada donde se soldaron 2 enterrosclas de ½” para adaptar oportunamente accesorios, según muestra la *Imagen 2-10*.

Para la descarga de los ROB se construyó una compuerta en la primer cámara. En la segunda celda se colocó una compuerta menor para el control del proceso (*Imagen 2-9*).

Para facilitar el retiro de compost y los controles sobre el proceso, en la 3^{er} celda se construyó una compuerta. La misma presenta un diseño original que tiene incorporada una pala para la extracción del compost en cualquier momento (⁵⁶), según se muestra en la



Imagen 2-11 Compuerta con pala de la 3^{er} cámara

⁵⁶ Si la familia atiende su jardín o su huerta, se va empleando rutinariamente este compost como enmienda. Así se consume fácilmente todo el compost que se va formando con los ROB propios, finalizando la etapa de descomposición en el ciclo del carbono, para pasar a la fase de producción. De esta forma la familia redujo el 50 % de la *huella de carbono* que generarían sus residuos, revalorizando sinérgicamente sus ROB.

Imagen 2-11. Así, mientras haya compost en la cámara, la pala siempre estará servida.

Se diseñó un filtro especial ubicado en el punto más bajo de la 3^{er} cámara para permitir la libre descarga de los excesos de lixiviados, no retenidos capilarmente por la mezcla.

Del mismo modo, se colocaron burletes de goma para el apoyo, evitando el deslizamiento de las ruedas motoras (*Imagen 2-12*).



Imagen 2-12 Filtro de lixiviados

Se aplicó una cobertura aislante de 3cm de espesor sobre el cilindro, con espuma rígida de poliuretano⁽⁵⁷⁾ conformado sobre la propia estructura, a la que se le dio un acabado alisado y se aplicaron varias capas de cobertura negra con un recubrimiento epoxi aislante e impermeable de muy fácil lavado (*Imagen 2-13*).



Imagen 2-13 Biorreactor con aislación térmica

Este biorreactor no consume energía eléctrica para calefaccionarse, como lo hacen la mayoría de los nuevos modelos del mercado.

⁵⁷ Se utilizaron como monómeros difenil- etil- diisocianato polimerizados con una mezcla de polioles y poliéster, con una relación del 50% P/P de cada uno.



ESTRUCTURA:

Para soportar el dispositivo, motorizar la rotación y coleccionar líquidos, se diseñó y construyó una estructura de hierro y aluminio, que permite regular el ángulo de inclinación del dispositivo respecto del suelo, que como se indicó es una de las variables que regula el flujo de sólidos. Sobre esta estructura están montados el motor y los ejes para la rotación del dispositivo.

Para absorber las vibraciones generadas por la rotación y el volteo, de manera que no afecten la balanza y la estructura, y se reduzcan ruidos, se montó todo el conjunto sobre 4 tacos amortiguadores de goma con doble tornillo, que lo vinculan con las 2 celdas de la balanza, donde se apoya todo el sistema (dispositivo, estructura, y sistema de rotación) (*Imagen 2-14*)



Imagen 2-14 Estructura

La base de la estructura cuenta con una bandeja colectora para líquidos generados durante el lavado del dispositivo. Todo el sistema se encuentra eléctricamente conectado a tierra.

MECANISMO de ROTACIÓN:

Se diseñó y montó sobre la estructura un motor ⁽⁵⁸⁾ con caja reductora (*ratio 1/70*), que permite rotar el dispositivo a partir del giro de uno de sus ejes de apoyo, como muestra la *Imagen 2-15*, controlado por un variador de frecuencia ⁽⁵⁹⁾ y potenciómetro que permite regular la velocidad de rotación final del dispositivo desde $\frac{1}{4}$ de vuelta por minuto hasta 10 rpm ⁽⁶⁰⁾. Todo el sistema funciona en forma automatizada con un timer.



Imagen 2-15 Mecanismo de rotación
Así, el sistema se puede

⁵⁸ Se usó un motor trifásico asíncrono STM IEC 34-1, de 90 watts de potencia.

⁵⁹ Variador de Frecuencia de Siemens tipo Sinamics G11 CPM110AIN para alimentación alterna monofásica de 220V y salida trifásica para el motor

⁶⁰ Todo este montaje fue realizado por *Christian Girardi*, sin cargo por gentileza de Soluciones Lógicas SRL: www.logiksoluciones.com.ar

programar con una sensibilidad mínima de un minuto por semana hasta un máximo de alimentación continua. (En el próximo capítulo se mencionan los programas usados a tal fin).

BALANZA y REGISTRO AUTOMÁTICO del PESO

Como se mencionó, todo el sistema fue montado sobre 2 celdas de carga de una balanza (⁶¹), calibrada por el fabricante, con sus salidas configuradas para el display y el puerto RS232 a la PC.

Para realizar el registro continuo y automático del peso en la computadora, se emplearon fichas RS232 DB9 (Full Duplex), con conectores adecuados para ser identificados por un puerto COM de una computadora que se preparó y asignó para que trabajara en forma continua con la balanza. Ésta no contaba con un software de administración, por lo que fue necesario el desarrollo de un programa especial (sobre plataforma Microsoft Access) para administrar los datos recibidos a través del hiperterminal de Windows, controlando los parámetros de comunicación(⁶²). Este sistema, además, ofrece la posibilidad de definir y variar la frecuencia de registro del peso del sistema, y de ingresar comentarios y datos del monitoreo (pH, T, etc.).



Imagen 2-16 Display de Balanza, y Control del Mecanismo de Rotación

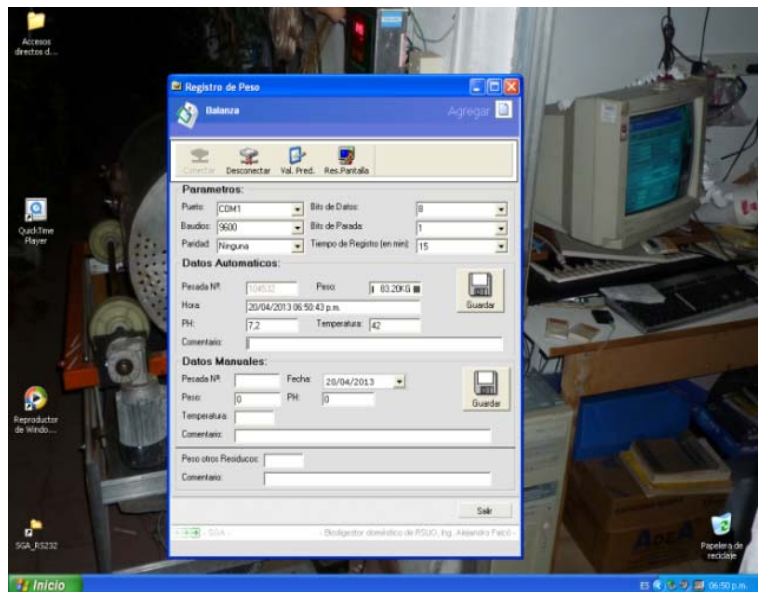


Imagen 2-17 Vista de la Impresión de pantalla de la Computadora, donde se observa la ventana del soft de registro

La PC quedó configurada para registrar el valor del peso de la balanza cada 15 min. La *Imagen 2-17* muestra una impresión de pantalla de la computadora, donde pueden verse estos parámetros y comentarios registrados por el sistema.

⁶¹ Tipo Balcoppan Challenger SC103, de capacidad máxima de 600 kg, con una división mínima de 50 g.

⁶² Puerto, Bits de datos, Bits de Parada, Baudios y Paridad



En la *Imagen 2-18* se observa una vista del biorreactor montado sobre la celda de la balanza ubicado en el exterior, bajo techo. Del lado interior, se observa la computadora utilizada para el registro, conectada a través del cable de datos pasante por la pared.

Si bien el biodigestor no genera olores, al ser un gran consumidor de oxígeno, según normas de bioseguridad, no debe instalarse dentro del hogar en ambientes sin suficiente ventilación, a fin de no reducir la disponibilidad de este elemento para los habitantes del hogar.



Imagen 2-18 Vista del Biorreactor fuera de la vivienda, y de la Computadora

CAPITULO 3 :

OPERACIÓN DEL BIORREACTOR



En este capítulo se discuten los resultados obtenidos de las experiencias de la operación del biorreactor a escala real desde el primer día de su operación, presentando el recorrido hasta identificar los rangos optimos de operación de cada parametro que influye en el proceso. Se discuten los balances obtenidos a partir del seguimiento automático continuo del peso y la operación de equipo en diferentes condiciones de ensayo.





El 1 de Agosto de 2009 se dio comienzo a la operación de biorreactor, incluyendo el monitoreo y el registro automático del peso de la balanza. El inóculo utilizado para el arranque fue el contenido de la primer cámara del biodigestor prototipo a escala piloto descrito en el *ítem 2.4*, que salió de servicio desde entonces.

Durante los primeros meses de operación se ajustaron los valores óptimos de las cinco variables de control de flujo descritas en el *ítem 2.4* para este nuevo dispositivo. El ángulo de inclinación del conjunto respecto de la horizontal se fijó en 7° y la velocidad de rotación se estableció en 3 rpm. ⁽⁶³⁾. El porcentaje de apertura de las placas, y la frecuencia y duración de la rotación fueron las elegidas para controlar el flujo en función de los requerimientos de los diferentes ensayos que se realizaron. Los valores óptimos de estos parámetros para la operación normal del bioreactor resultan ser apertura de la placa 1-2, de 3 a 5 cm, apertura de la placa 2-3, 1cm., y frecuencia de rotación recomendada, 3 veces por día con una duración de un minuto, 3 vueltas por vez. Cuando los ROB descargados poseen abundantes restos de carnes y grasas, la frecuencia de rotación se duplica, reduciendo a la mitad la apertura de las placas.

3.1 BALANCES DE MASA

Desde el inicio de operaciones todo el ROB generado por la familia es tratado en este dispositivo. Hasta marzo de 2014 se llevan tratados más de 700 kg de ROB y se retiraron más de 400 kg de Compost. El promedio diario de ROB volcado fue de 0,48 kg/día. La descripción de las características de esta carga figura en el *ítem 2.2*.

⁶³ Este valor surge de minimizar el balanceo que provoca en el dispositivo cada golpe y cambio de baricentro, asociado con el volteo de la torta durante la rotación.

Desde el comienzo de las operaciones y hasta la fecha de escritura de esta tesis se superaron los 100.000 registros de peso del sistema. En el *Gráfico 3-1* se presenta el total de ROB volcados durante cada mes, y el total de compost retirado durante ese mismo lapso (⁶⁴).

Operativamente, el retiro de compost no requiere hacerse con determinada periodicidad, en la medida en que la 3^{er} cámara tenga espacio disponible para contenerlo. El compost puede acopiarse allí, y ser consumido posteriormente. Para realizar los ensayos, hubo varios meses en los que no se hicieron retiros, y otros en los que sólo se extrajeron muestras para su análisis.

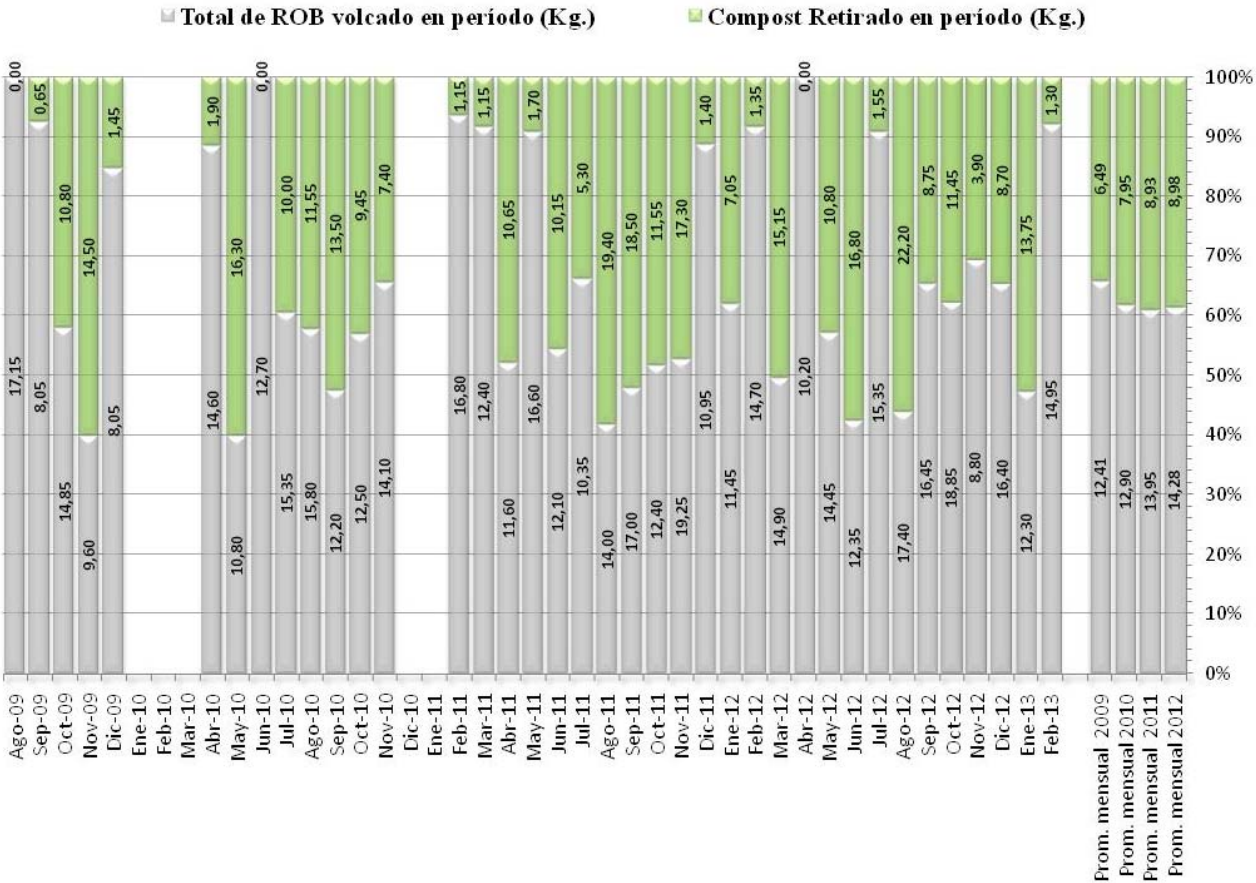


Gráfico 3-1 Balances de masa mensuales (kg)

La generación mensual promedio de compost fue de 7 a 9 kg/mes, según puede verse en los balances de masa mensuales presentados en el *Gráfico 3-1*. Para valorar cuantitativamente la eficiencia de nuestro proceso a partir de esta información promedio, encontramos que los factores de reducción del peso promedio van del 37% (2012) al 48% (2009) (base húmeda), calculados

⁶⁴ En el *Gráfico 3-1* Balances de masa mensuales (kg) existen espacios en blanco de meses completos en los que no ha habido registro debido a pérdidas de datos por diversos problemas surgidos en la comunicación entre la computadora y la balanza. Durante estos 3 años se perdieron alrededor del 17% de los registros.



como la relación entre los ROB que ingresaron al dispositivo y el compost maduro retirado (⁶⁵). Estos valores están en concordancia con valores encontrados en la bibliografía. Así, en la *Tabla 1-2* y el *Gráfico 1-5* se observan tasas de reducción de peso que oscilan entre 34 al 47%. Andersen *et al.* (2011) analizan y comparan diferentes métodos de compostaje mencionando porcentajes de reducción de peso (base húmeda) que oscilan en el rango de 50 a 70%. Consideran que, una vez reconocida la dinámica propia de cada operación, este parámetro constituye un indicador de la estabilización del compost. Estos valores son muy dependientes del tipo de dispositivo, del clima, de la carga de ROB utilizados, del tipo de inóculo empleado y de la mezcla biótica que se desarrolle en cada digestor en sus particulares condiciones de operación. Una vez demostrada la madurez del compost resultante a partir de ensayos adicionales, la menor reducción del peso implica una mayor retención de carbono, nitrógeno y otros nutrientes, resultando en mejores propiedades para la enmienda de suelos (Colón *et al.*, 2010; Papadopoulus *et al.*, 2009). De acuerdo con Andersen *et al.* (2011), sobre la base del análisis de ciclo de vida de los residuos tratados por compostaje doméstico, la obtención de un compost estable, que cumpla con los valores recomendados y que implique la menor pérdida de materia orgánica posible, reduce la huella de carbono de los residuos, disminuyendo su impacto sobre el cambio climático, manteniendo una mayor cantidad de C fijo al sustrato, en lugar de liberarlo a la atmósfera como CO₂.

Para estimar gráficamente la tasa de pérdida de peso diaria en nuestro sistema debido a la gasificación del sustrato por descomposición (*Ecuación 1-1*), es posible evaluar la pendiente de la línea de tendencia de reducción de peso durante un período en el cual no se realicen cargas ni descargas. En el *Gráfico 3-2* se presentan dos curvas con la evolución del peso durante períodos de una semana, en los que no se realizó ninguna carga ni descarga.

⁶⁵ En virtud de que el retiro de compost no guardó periodicidad y que hubo meses que incluso no hubo ninguna descarga, se consideran para estos cálculos los promedios mensuales al cabo de cada año.

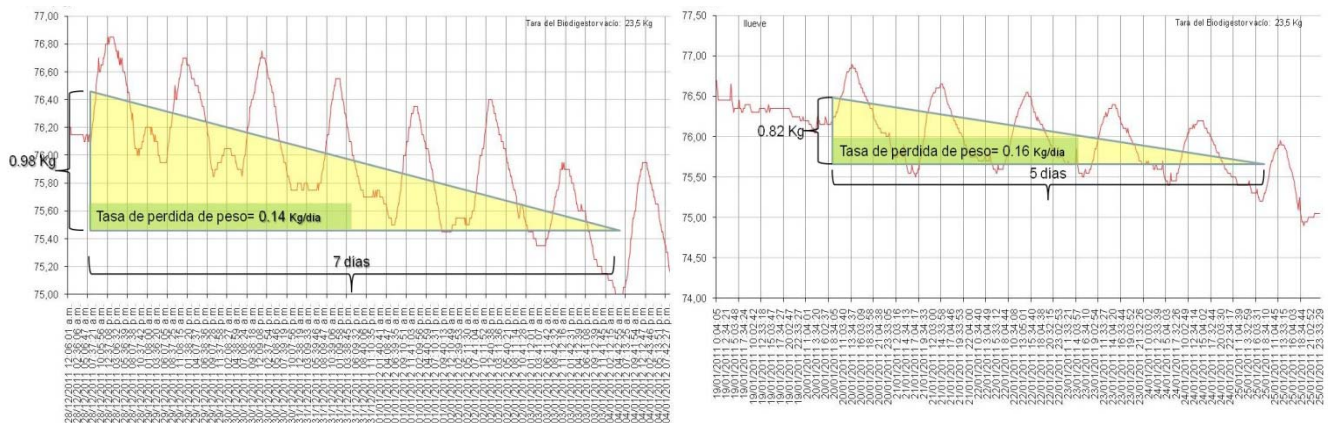


Gráfico 3-2 Evolución del peso (kg) durante períodos de una semana sin carga, y análisis de las líneas de tendencia

Del análisis de la tendencia lineal de estos gráficos podemos estimar una tasa de pérdida de peso del orden de los 150 g/día. En términos relativos, esto significa que la reacción de descomposición (*Ecuación 1-1*) avanza provocando una reducción diaria del peso del orden del 0,3% ⁽⁶⁶⁾, considerando los meses de verano. Durante el invierno este valor disminuye un poco junto con la velocidad de reacción por efecto de la temperatura.

Otro aspecto importante para el control del proceso es el manejo de la acumulación de ROB dentro del dispositivo, para mantenerla dentro de los márgenes óptimos del diseño, respetando los rangos de factor de ocupación recomendados. Para nuestro sistema resultó que el rango óptimo de trabajo fue operar entre 70 y 90 kg de peso bruto

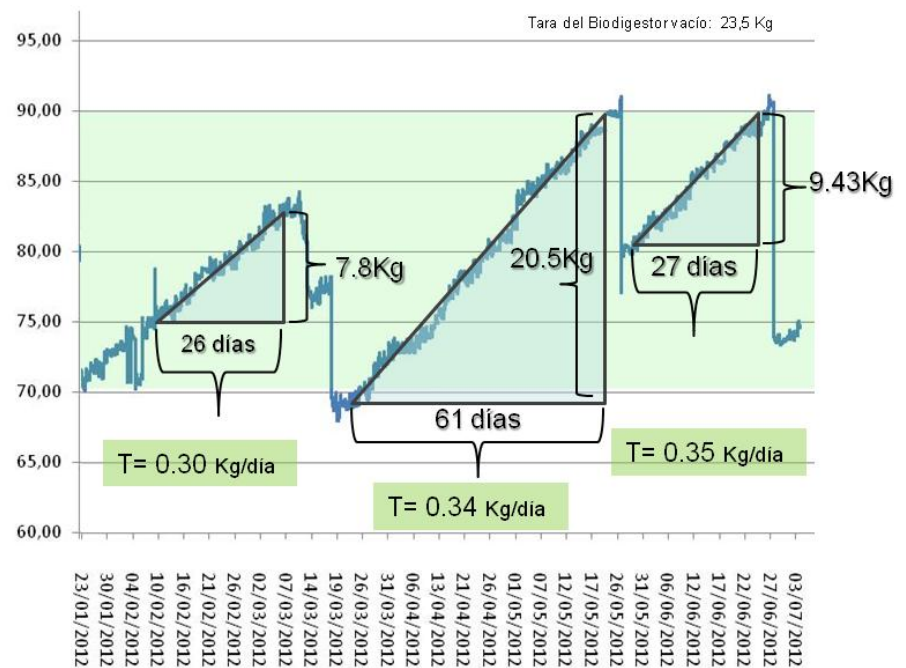


Gráfico 3-3 Evolución del peso (kg) durante seis meses, y análisis de la línea de tendencia durante los intervalos sin retiro de compost

(incluyendo la tara del Bioreactor, de 23,5 kg). Para evaluar la tendencia de aumento resultante entre el aporte de la carga dada por la alimentación y la pérdida de peso debido a la

⁶⁶ P/P base húmeda respecto de la masa de sustrato mas biota (peso bruto menos la tara).



descomposición, es necesario considerar un período largo de tiempo con carga normal con retiros esporádicos de compost que ofrezcan espacios de tiempo intermedio suficiente para este análisis. En el *Gráfico 3-3*, se muestra la evolución del peso durante 6 meses de operación en 2012, donde se registran tres lapsos de 26, 61 y 27 días en los que no se hizo retiro de compost. Analizando la tendencia lineal para estos períodos resultó que, durante el verano, la tasa neta de aumento promedio del peso resultante fue del orden de 300 g/día, y, en invierno, estuvo en el orden de 350 g/día. Si se suma el valor de la tasa de pérdida de peso estimada anteriormente (150 g/día), se alcanzan valores coincidentes con los promedios diarios de carga de ROB (*Gráfico 3-1*, en 2012, 0,48 kg/día).

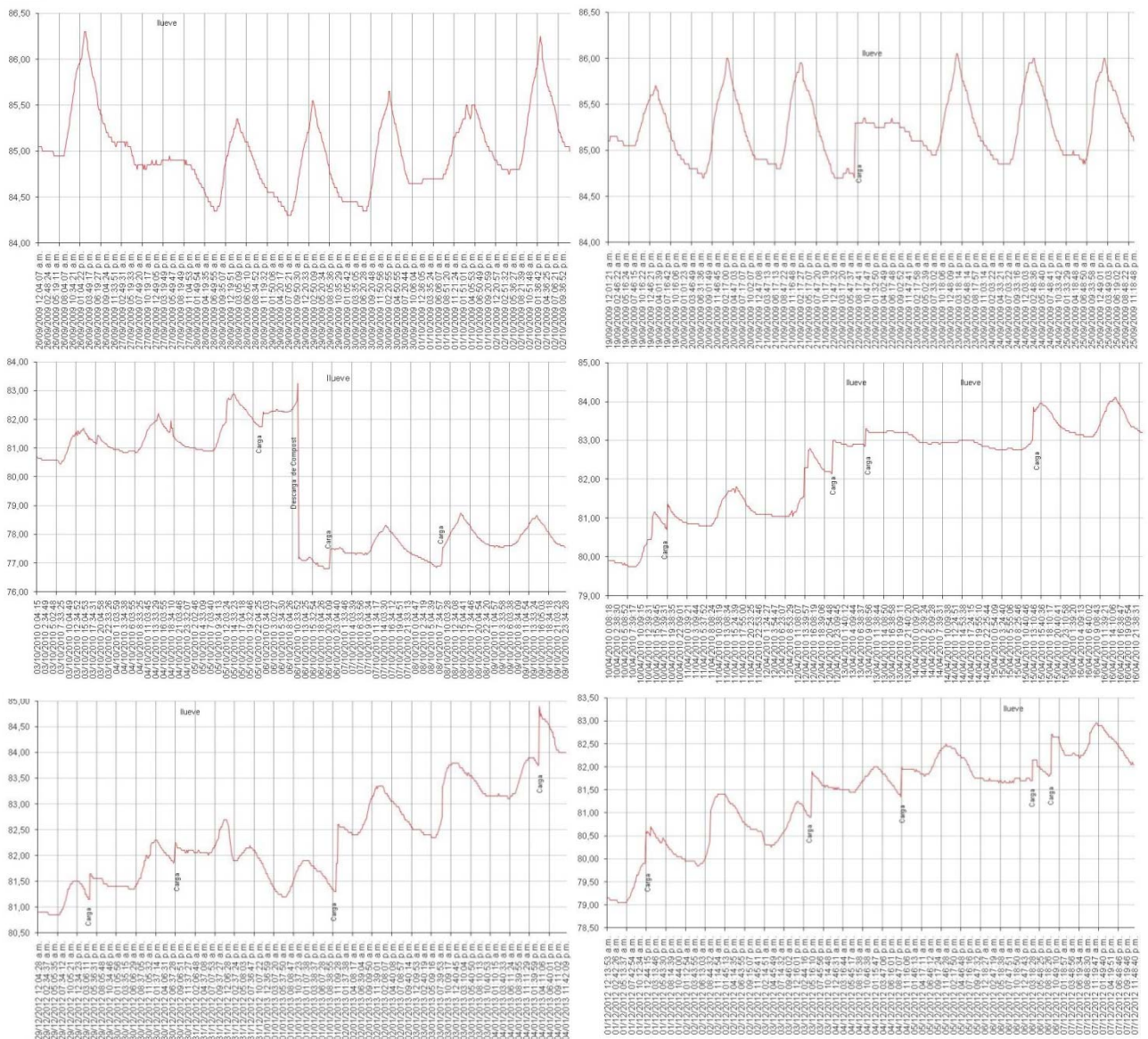
Se ha definido el tiempo espacial θ , como la relación entre el volumen del reactor y el flujo volumétrico de la carga de ROB (*Ecuación 2-2*), lo que representa el tiempo equivalente para tratar un volumen de alimentación igual al volumen del reactor. Para el predimensionamiento se consideró un valor de referencia de 90 días, basado en la bibliografía, que junto con los resultados del relevamiento del peso y el volumen de la carga de ROB estimada en ensayos, permitieron hacer una primera aproximación al cálculo del volumen del reactor. Se aplicaron factores de volumen para la mezcla y se incorporaron conclusiones obtenidas de las pruebas piloto (*ítem 2.4*), con lo que se diseñó un reactor con un volumen de 140 L (*ítem 2.5*). Al iniciar las operaciones del biorreactor con registro automático de la carga y su peso, se inició un seguimiento de este importante indicador. Ya con los resultados del registro continuo del peso se puede mejorar el cálculo del tiempo espacial realizando el cociente entre la masa total en el bioreactor (Kg) y el flujo másico ingresante (Kg/día). Así, considerando una base mensual para ponderar este indicador, el cálculo del tiempo espacial promedio resultó ser de 137 días, con un máximo de 230 días (diciembre de 2009) y un mínimo de 94 días (noviembre de 2011).

Estos valores de θ son muy superiores a los valores encontrados en la bibliografía y ofrecen otra garantía de estabilidad y madurez del compost resultante de este dispositivo, ratificado por los análisis realizados. De las observaciones visuales realizadas sobre los sólidos descargados de la primer cámara, es evidente que la gran mayoría de los ROB dejan de ser distinguibles en menos de una semana. En la segunda cámara sólo pueden distinguirse los ROB menos degradables, los que funcionan como estructurantes (*ítems 1.2.2*).

Con relación al seguimiento del pH durante los ensayos, incluyendo pruebas piloto, se ha encontrado una notable estabilidad del valor dentro de un rango muy favorable para la

descomposición aeróbica (ítem 1.2.2.5). El valor promedio de pH, sostenido en el tiempo, fue de 7,5. El máximo valor de pH registrado fue de 9,0 y el mínimo, de 7,0.

El registro del peso puso claramente de manifiesto la existencia de una oscilación cíclica natural en la evolución del peso, que se reproduce con un ciclo de frecuencia diaria, que puede verse en los gráficos anteriores y los que siguen. Se ha encontrado que este ciclo está gobernado por la incidencia del estado del tiempo en la dinámica de intercambio de agua (humedad) con el ambiente circundante. Estas oscilaciones se deben a los desplazamientos del equilibrio líquido-



Gráficos 3-4 Evoluciones del peso (kg) durante períodos de una semana, en ocasiones de lluvia

vapor del sistema, que cambia durante las horas del día, y que provoca ganancias y pérdidas alternativas de peso, llegando a valores superiores al 2% del peso de la torta. Para nuestro sistema significan variaciones de peso superiores a 1kg. Prueba de esta relación es la desaparición



sistemática de este ciclo durante los días de lluvia y saturación de humedad en el ambiente (Gráficos 3-4).

Recurrentemente se encuentra que los mínimos ocurren al amanecer, entre las 6 y 7 hs durante el verano, y entre las 7 y las 8:30 h en invierno, mientras que los máximos suceden entre las 12 y las 14:30 h, en verano, y en invierno, se desplazan hacia las 13 a 15 h. El contenido de humedad ha sufrido muchas variaciones a lo largo de los años y de los diversos ensayos realizados, variando entre el 45 hasta el 70 %, y alcanzando valores de hasta el 80% (⁶⁷). Considerando solo los ensayos llevados a cabo en condiciones de operación normal, el valor promedio de la humedad fue de 56%. En el *Anexo 1* se incluyen los gráficos semanales registrados.

Como se ha descrito, el dispositivo cuenta con una salida franca para descargar libremente cualquier excedente de lixiviado liberado. Así, el contenido de humedad máxima de la torta de sólidos queda definida por la natural retención capilar que ejercen los sólidos y la biota de nuestro sistema. No se agrega agua por ningún concepto (⁶⁸), siendo todo el contenido de humedad proveniente del aporte propio de los ROB. Pese a esto, la generación de lixiviados normalmente quedó reducida a algunas pocas gotas por día, observándose semanas sin emisión. En el marco del ensayo de alta humedad se ha calculado una tasa de generación de lixiviados de 1,1 cm³/ kg. masa bruta.día (base húmeda). Este resultado constituye sólo un valor puntual en situación de máxima, y como dijimos, la condición más frecuente es la ausencia de estos líquidos.

Para la limpieza del dispositivo, simplemente se ha aplicado abundante agua sobre todo el dispositivo con un regador y, cuando fue necesario, se utilizó un cepillo. Toda las aguas de lavado fueron colectadas por la bandeja inferior y utilizadas para el riego en el jardín familiar.

La eficacia del dispositivo en relación al adecuado tratamiento de los ROB queda completada con la descripción de las características del compost obtenido, las que son presentadas con los resultados de los ensayos y análisis en el próximo capítulo.

⁶⁷ Ensayo fuera de protocolo de corta duración, periodo en los que se agregó al contenido del dispositivo el enjuague del recipiente, y se aumentó la rotación. La operación resultó muy eficiente y sin olores, pero requería de mayor atención para lavar el dispositivo

⁶⁸ Excepto en el ensayo de alta humedad, para el lavado del biorreactor, las compuertas se dejan cerradas y no ingresa agua al sistema.

3.2 BALANCES DE ENERGÍA

De acuerdo a lo expuesto en el *ítem 1.1.1*, el biorreactor es del tipo AC (de autocalentamiento), por lo que no se agrega energía para mantener la temperatura. En relación a los componentes térmicos de los balances, la principal fuente de energía es el propio sustrato que alimenta los mecanismos catabólicos de la biota que liberan energía (*ítem 1.2*). Este calor está en el orden de 18 MJ/kg ⁽⁶⁹⁾ (Haug, 1993). Este calor aumenta la temperatura de la torta en equilibrio con la pérdida al ambiente.

Se considera además el consumo de energía eléctrica de la red urbana, que alimenta al motor que activa el sistema mecánico y al automatismo. Consideraremos este aporte como insignificante.

En el *ítem 1.5.1* se presentaron expresiones cinéticas de balances de energía. Analizando los términos de la (Ec. 1-5) y los aportes y consumos de energía de nuestro sistema, encontramos que:

- ❖ Aportes de energía debidos al calor contenido en la carga de ROB se pueden desestimar, ya que ingresan a temperatura ambiente.
- ❖ El calor extraído con el compost retirado puede ser desestimado, por la misma razón y en virtud de lo esporádico del hecho.
- ❖ El calor liberado por la combustión biológica del sustrato biodegradable es la fuente de energía disponible para elevar la temperatura de la torta en la segunda cámara dentro del biorreactor, en equilibrio con la pérdida de calor del sistema, que fue aislado para reducirlas. Este equilibrio está naturalmente muy influenciado por la diferencia de temperatura con el exterior. La temperatura en el interior dependerá de la efectividad de la aislación del dispositivo ya que, para mantener cierta temperatura, se deberá lograr que las pérdidas de calor sean suficientemente inferiores al calor generado, especialmente en épocas de frío invernal.
- ❖ Los intercambios de vapor y gases con el exterior son una importante fuente de pérdida de calor sensible que debe ser compensada por la generación de calor interna a fin de sostener una temperatura superior a la exterior, fundamentalmente en la segunda cámara, que es la más aislada. En nuestro sistema sin aireación forzada, estas pérdidas son menores, pero igualmente significativas.

⁶⁹ $1 \text{ MJ/Kg} = 431.2 \text{ BTU/lb}$.



- ❖ El último aporte de energía es la que se necesita para sostener el funcionamiento mecánico del sistema, según sea el programa de operación. Este aporte de energía eléctrica transformada en mecánica, también influye en el balance térmico de nuestro sistema ya que:
 - ✦ La rotación y la mezcla asociada aumentan las pérdidas de calor;
 - ✦ La rotación influye en la aireación, y con ella, en el tipo de metabolismos aeróbico predominante, con una generación de calor característica asociada;
 - ✦ Al influir sobre el flujo de sólidos, se ejerce influencia en el tiempo espacial y el tiempo de permanencia en cada cámara, esto es, en el tiempo de intercambio térmico.

Hemos hecho referencia en el *ítem 1.2.2.4* a la importancia relevante de la temperatura como parámetro de control del proceso, y de los diferentes rangos y recomendaciones para la operación.

Si bien para Jeris y Regan (1973), Kuter *et al.* (1985), Bach *et al.* (1987), entre otros, el rango óptimo de temperatura para el compostaje es de 40°C a 65 °C, hemos comprobado, en coincidencia con De Smárs (2002), que la mayor tasa de degradación se encuentra operando en fase mesófila, con temperaturas inferiores a 40 °C. Adicionalmente, la operación a mayores temperaturas no solo reduce un poco la velocidad de degradación durante el cambio de biota, sino que genera el problema del aumento de las emisiones de compuestos orgánicos volátiles livianos, responsables de un olor característico, incumpliendo con esa condición.

Cabe señalar que la ausencia de patógenos en nuestro compostador se asocia a la trazabilidad de los alimentos, sumada a la higiene y buenas prácticas de cocina. Al separarse en origen como residuo del alimento seguro recién consumido, y no teniendo contacto con otras fuentes, no existen riesgos significativos que obliguen a trabajar en una fase termófila estricta dirigida a sanitizar el compost.

Por otra parte, considerando la condición de borde N° 9 (2.1), nuestro sistema fue diseñado para no consumir combustible ni electricidad para calefaccionarse ⁽⁷⁰⁾, ni para la trituración previa o mezcla de ROB, ni para una aireación forzada. Así, la energía eléctrica consumida para la rotación aporta:

⁷⁰ Como sí lo hace la mayoría de los nuevos modelos encontrados en el mercado

- ❖ Flujo de sólidos,
- ❖ Mezcla y homogenización,
- ❖ Trituración,
- ❖ Aireación, que indirectamente es responsable de mantener controlados vectores y olores.

Así, el consumo de energía eléctrica total dependerá del régimen de funcionamiento según el programa en uso. Como se mencionó, se utilizó un motor trifásico asíncrono STM IEC 34-1, de 90 watts de potencia. Los programas de funcionamiento usados en los distintos ensayos tuvieron una duración máxima de 8 minutos por día, repartidos en 8 veces de 1 minuto. A esto debemos sumar las 2 vueltas que se realizan luego de cada carga de ROB., siendo la cantidad promedio de vuelcos de 19 por mes, por lo cual agregamos conservadoramente un minuto más por día. Resulta entonces que el consumo mensual de energía eléctrica para el funcionamiento del biorreactor de 0,4 Kwh (máximo).

Este bajo consumo de energía ofrece la posibilidad de desarrollar modelos comerciales autónomos que se alimenten con un pequeño panel solar, lo que hará posible su instalación en cualquier lugar sin necesidad de conectarse a la red eléctrica y poder trabajar con energías limpias, reduciendo aún más la huella ecológica.



CAPITULO 4 :

RESULTADOS ANALÍTICOS Y EXPERIMENTACIÓN DE CAMPO



En este capítulo se presenta el plan monitoreo seleccionado, y los métodos de ensayo utilizados. Seguidamente se informan y discuten todos los resultados analíticos y operativos de los diversos ensayos realizados.



Para comprobar la calidad, madurez y estabilidad del compost resultante, evaluando la eficacia y la eficiencia del funcionamiento de nuestro dispositivo, y para verificar el cumplimiento de las condiciones de borde impuestas en el *ítem 2.1*, se presentan en este capítulo los resultados de una serie de análisis y ensayos realizados.

4.1 PLAN DE MONITOREO

Para ordenar los recursos y darle mayor representatividad a los resultados del monitoreo, se realizaron diferentes ensayos de tipo operativo durante una etapa de 2 años de funcionamiento y se ajustaron los rangos óptimos para las diferentes variables del proceso. Posteriormente, se ajustó la operación dentro de los rangos óptimos señalados en el capítulo anterior, y se sostuvo un cierto estado estacionario controlado con una biota bien adaptada. Pasado este tiempo, fueron consumidos y retirados todos los aportes hechos con el inóculo durante el arranque, con lo que el compost que se fue generando, correspondía en un 100% al sustrato aportado por los ROB del hogar. Posteriormente, se desarrolló una campaña completa de monitoreo de 13 meses, desde Febrero de 2011 hasta Marzo de 2012, en la que se ejecutó un plan de ensayos y análisis de laboratorio de diferentes indicadores (Anexo 2), seleccionados en el marco de lo desarrollado en el *ítem 1.3*, para demostrar el correcto cumplimiento de cada una de las condiciones de borde impuestas al dispositivo. Así, :

- Se controló semanalmente el contenido de humedad, temperatura, conductividad y pH en las 3 cámaras.
- Se realizaron 4 campañas de una semana de duración cada una (⁷¹), en las que el control mencionado se incrementó a una frecuencia diaria.
- Se extrajeron y analizaron, en laboratorios externos, 2 series de muestras de compost, una de invierno y otra de verano(⁷²). Los análisis efectuados incluyeron Índice Respirométrico,

⁷¹ Realizadas en Febrero, Abril, Julio y Octubre respectivamente.

⁷² Las muestras fueron tomadas al finalizar la semana de seguimiento intensivo (diario), junto al test de Dewar.



COT, concentraciones de N, P, Ca, Mg, Na, K, Fe, Zn y Mn, índice de crecimiento radicular (ICR), y distribución de tamaño de partículas.

- ☑ Se realizaron ensayos para evaluar la madurez del compost y sus propiedades de estimulación o inhibición fitotóxica del crecimiento a partir de ensayos de crecimiento radicular (ICR).
- ☑ Se realizaron ensayos de madurez con el Test de autocalentamiento de Dewar a 7 días, antes de cada toma de muestra.
- ☑ Se hicieron pruebas de la aptitud del purin de compost para el control de plagas del jardín
- ☑ Se realizaron 4 ensayos para monitoreo de insectos con trampas según procedimiento que luego se describe, de una semana de duración cada uno, dos de ellos durante la campaña de monitoreo, y los otros en el marco de otros ensayos operativos de reducción de la frecuencia de rotación.

En relación a los resultados del seguimiento analítico asociados con la operación, mencionados en el capítulo anterior, respecto del peso, pH, T, y contenido de humedad, aquí sólo se señalarán los métodos aplicados y los valores promedios en ensayos.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Existe una variedad de técnicas analíticas normalizadas de referencia para el compost. Entre las más destacadas, podemos mencionar los métodos estandarizados de los EEUU, las normas *TMECC* (⁷³) (“The Test Method for the Examination of Composting and Compost”), de la *USComposting Council* (⁷⁴) (*USCC, 2009*), que constituyen un manual de referencia para el laboratorio, desarrolladas por la American Society for Testing Materials (ASTM) y adoptadas por US.EPA (US Environmental Protection Agency). Estas normas incluyen más de un protocolo o método de ensayo para cada parámetro, con instrucciones detalladas para la toma de muestras, preparación y análisis, considerando todas las fases del compostaje, materias primas, evaluación del proceso de compostaje y caracterización final del producto. Son empladas como normas de

⁷³ Disponibles en <http://compostingcouncil.org/tmecc/>

⁷⁴ Fundación que es subsidiada por US.EPA

referencia, además, por UE y Japón. Estas normas están dirigidas a agricultores, productores industriales de compost, paisajistas, comerciantes y consumidores finales.

En relación a las técnicas analíticas usadas en el control de la calidad del compost se mencionan :

- Association of Official Analytical Chemists (AOAC) Official Methods of Analysis, 2012, 19th edition;
- Methods of Soil Analysis, Parts I, II and III, Soil Science Society of America, 1996;
- The American Society for Testing and Materials (ASTM) Standard Test Methods, 1988;
- California Compost Quality Council, *CCQC*, 2001;
- *AFNOR*, 2002, Amendements organiques - Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux, NF U 44-095, Association Française de Normalisation;
- APHA – WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22th Edition, 2012; y
- Normativa chilena *NCh 2880/2005* ⁽⁷⁵⁾.

Dada la uniformidad del compost generado, el muestreo se pudo llevar a cabo por cuarteo directo, según los métodos de cuarteo de las normas *TMECC 02.01*, ASTM 5231-92 y ASTM E 5057-90 /96. Para Argentina, la Norma equivalente es IRAM 29523/ 2010). Así, 20 días antes de proceder al muestreo, se cierra la tercera cámara, mientras la operación del digestor continúa realizándose con las 2 primeras cámaras, y se lleva a cabo el Test de autocalentamiento de Dewar a 7 días sobre 150g de muestra.

Para proceder al muestreo, se separaron varias paladas de compost que fueron distribuidas sobre una cobertura plástica dispuesta en el suelo, dividiéndose en cuatro partes el material mediante 2 cortes diagonales proporcionales. Se seleccionaron dos cuartos al azar, que configuraron las muestras enviadas al laboratorio.

La Humedad Absoluta fue analizada según Standard Methods 2540B, empleando estufa Fischer y balanza electrónica Denver Instrument DLT-211 calibrada en el laboratorio.

⁷⁵ Disponible en: http://www.sinia.cl/1292/articles-32296_Norma.pdf



El pH se midió según TMECC 4.11-A, con una dilución 1:5 P/P (base húmeda), con pHmetro digital portátil Lutron pH-222, y con tiras de pH Spezialindikator Merck (pH - rango 6.5 a 10,0).

La Temperatura se midió mediante un termómetro dial Intralex 0-150°C incorporado al biodigestor, y termómetro portátil digital Testo, de -50°C a 150°C, con sonda de acero que se introdujo en el compost para una rápida lectura.

La conductividad fue medida según el método TMECC 4.10-A, sobre una dilución 1:5 P/P (base húmeda), empleando un conductímetro digital portátil Altronix Modelo CT-2.

Los ensayos de distribución de tamaño de partícula fueron realizados de acuerdo al método TMECC 2.02-B.

Para evaluar la madurez del compost y sus propiedades de estimulación o inhibición fitotóxica del crecimiento, se realizaron ensayos de crecimiento radicular (ICR) sobre germinación de semillas de *Lactuca sativa* (lechuga) y *Raphanus sativus* (rábano), de acuerdo al método TMECC 5.05-A. Se sembraron semillas de cada uno de estos cultivos en macetas de 1 L de capacidad, empleando suelo agrícola característico de la región como testigo, con el agregado de 30% de compost maduro extraído del digestor como enmienda orgánica. A los treinta días fueron analizadas la longitud y grosor de las raicillas, mediante la extracción de cada plántula y medición de la longitud desde la unión al tallo hasta el punto de crecimiento de la raíz principal y grosor de raíz principal. Se calculó el índice de crecimiento radicular (ICR), que surge del cociente respecto del testigo. Como se indica en la *Tabla 1-5*, índices por debajo de 0,8 indican inhibición, y por encima de 1,2 señalan estimulación del crecimiento (CCQC, 2001; y NCh2880/2005)

El Test de autocalentamiento de Dewar (*Imagen 4-1*) fue realizado, según recomendaciones TMECC 5.08-D. En un termo de metal sellado con un termómetro digital para la medición y registro de la temperatura en forma continua, se colocan muestras de 150g de compost. El recipiente se mantiene cerrado durante 10 días, llevando registro del aumento de temperatura generado por la metabolización de



Imagen 4-1
Test de Dewar

materia orgánica putrescible remanente. De acuerdo a *CCQC (2001)* y NCh 2880/2005, este valor no puede superar los 20°C; según *CCME (2005)* deberá ser inferior a 8°C.

Para el monitoreo de la presencia de insectos, se utilizaron trampas especiales de Bell Laboratories, Inc. (ver *Imagen 4-3*) con el objeto de determinar tipo y cantidad de insectos rondando el digestor. Se trata de trampas de cartón resistente (aproximadamente, 178 mm x 89 mm), con una porción adhesiva que la sujeta al biodigestor, colocada a 3 cm de la compuerta para ingreso de ROB, y una superficie muy adherente expuesta al ambiente, donde quedan retenidos los organismos que se apoyan. Se llevaron a cabo mediciones durante las 4 campañas semanales del plan de monitoreo, colocando en cada caso 3 trampas en el digestor, con una exposición de 7 días. Además se han realizado otras mediciones con este mismo método durante los ensayos operativos, en particular durante las pruebas mencionadas en el *ítem 1.2.2.1*, en relación al control de la frecuencia de rotación.



Imagen 4-3 Monitoreo de Insectos

Para el monitoreo de olores se consideró el registro cotidiano de comentarios de la familia generadora de los ROB, ya que el dispositivo se encuentra a menos de un metro de donde diariamente se reúne a comer el grupo familiar, pared con ventana de por medio como muestra la *Imagen 4-2*.



Imagen 4-2 Vista del Biorreactor desde la Ventana

Para los ensayos de eficacia del uso de compost en el control de enfermedades foliares, mencionado en el *ítem 1.4*, se han usado como referencia los trabajos de *Weltzien (1992)* y *Yohalem et al. (1994)*. Para la preparación de la lechada, purin o té de compost activado, se pesaron 50 g de muestra, tomada de la celda N°1, se colocaron en un recipiente llevando a volumen de 1000 cm³ con agua de red. Se agitó y se dejó sedimentar durante 10 minutos. Se tomaron 100 cm³ del sobrenadante de esta dispersión acuosa, y se colocaron en el recipiente de reserva del rociador (*Imagen 4-4*). Para las pruebas se contaba con macetas de un espécimen bien arraigado de *Hoya Carnosa (Imagen 4-4)*, en época de floración (Flor de Nácar o de Cera) que al momento del ensayo



se encontraba con una infección extendida de pulgones (áfidos amarillos). Se realizó una aplicación por única vez, haciéndose el seguimiento por inspección ocular durante una semana. El ensayo consistió en el rociado sobre una de las plantas infectada, y sobre el resto de las maceta se hizo un blanco con rociado de agua limpia, dejando otra de blanco sin aplicación. Los resultados se indican en el próximo ítem.

Para la determinación de Metales y otros elementos se realizaron varios ensayos en el *Laboratorio de Química de Sistemas Heterogeneos (LaQuíSiHe)*, sobre muestras tomadas al azar. Se utilizó un espectrofotómetro láser LIBS2500+ (laser induced breakdown spectroscopy) (⁷⁶). Este sistema de detección permite realizar determinaciones no invasivas, cualitativas y cuantitativas a tiempo real, de trazas de elementos en sólidos, líquidos y gases, de alta resolución su sensibilidad reporta a niveles de partes por millón y picogramos.

Los métodos utilizados por los laboratorios externos para los parámetros analizados restantes son señalados en la *Tabla 4-1*, donde se presentan los resultados promedios obtenidos.

⁷⁶ LIBS2500+, Ocean Optics. Especificaciones:
<http://www.photonicsolutions.co.uk/datasheets/ocea/OCEALibs2500plus.pdf>

4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Coincidiendo con *Rynk (2003)*, no existe un único parámetro de madurez que sirva para todo tipo de material original incluso para cualquier uso posible del producto final. En general, las recomendaciones actuales se basan en el análisis de varios parámetros, como el caso que señalamos en el *ítem 1.3*, recomendado por *CCQC (2001)* y las normas *NCh 2880/2005*, entre otras. Así, esta normativa indica determinar inicialmente la relación C/N, verificando que sea inferior o igual a 25 para un compost Clase A, o menor a 30, para compost Clase B, y una vez cumplido, elegir un parámetro entre varios de una lista de indicadores de estabilidad (Grupo A) y otro, entre varios de madurez (Grupo B), o sea, un conjunto de 3 parámetros. Incluiremos este criterio en el control de madurez y calidad de nuestro compost, sumando el análisis de varios parámetros más, según ha sido detallado en el plan de monitoreo presentado en el *ítem 4.1*.

Tabla 4-1 Resultados de los Análisis realizados sobre el compost maduro

Parámetro	Valor Promedio	Método analítico
Humedad (%)	56,4	S.Method 2540B
Densidad (kg/m³)	652	TMECC 3.01-A
pH (upH)	7,2	TMECC 4.11-A (dilución 1:5 p/p)
COT (g/100g MS)	33,9	TMECC 4.02-D
N total (g/100g MS)	2,72	TMECC 4.02-D
Conductividad (dS/m)	3,2	TMECC 4.10-A (dilución 1:5 p/p)
C/N	12	TMECC 5.02-A
P (%)	0,32	TMECC 4.03-A
Índice Respirométrico (mg O₂/Kg MO. h)	350	TMECC 5.08-B
ICR <i>Lactuca sativa</i>	1,34	TMECC 5.05-A
ICR <i>Raphanus sativum</i>	1,45	TMECC 5.05-A
Ca (mg/100g MS)	5,4	TMECC 4.05-Ca
Mg (mg/100g MS)	1,6	TMECC 4.05-Mg
Na (mg/100g MS)	7,2	TMECC 4.05-Na
K (mg/100g MS)	22,9	TMECC 4.04-A
Fe (ppm)	1352	TMECC 4.05-Fe
Zn (ppm)	212	TMECC 4.06-Zn
Mn (ppm)	337	TMECC 4.05-Mn



La *Tabla 4-1* presenta la lista de resultados obtenidos de los análisis realizados sobre el compost maduro muestreado, según norma, desde la 3° cámara. Los valores de referencia para todos estos los parámetros analizados, ya han sido presentados en la *Tabla 1-5*. Podemos ver que todos se encuentran dentro de sus valores recomendados, cabiendo mención a la humedad promedio un poco por encima de algunas recomendaciones, y dentro del rango señalado por otros autores, como ya se ha sido desarrollado.

Los resultados de todos los ensayos realizados con el *LIBS2500+* señalan la presencia de Ca, Zn, K, Na, Cl, Fe y S , mientras que todos los metales pesados así como el Cu, Mg, Ba, Al y B dieron por debajo del límite de detección del equipo (ppm-picogramo) (ver Anexo 3)

El Test de Autocalentamiento de Dewar (del Grupo A) realizado sobre el compost maduro retirado de la 3° cámara, dio por resultado, en todos los casos evaluados, que el compost analizado era maduro (ver Anexo 2). En ningún caso hubo evidencias de autocalentamiento por descomposición biológica, ya que no se registró variación de la T por autocalentamiento. Este test resultó particularmente práctico y simple para nuestro trabajo. Adicionalmente, se llevó a a cabo este Test de Dewar a una muestra tomada de la cámara uno, que incluía ROB fresco, el que a las 40 horas mostró un incremento máximo de temperatura de 24°C, evidenciando su estado inmaduro.

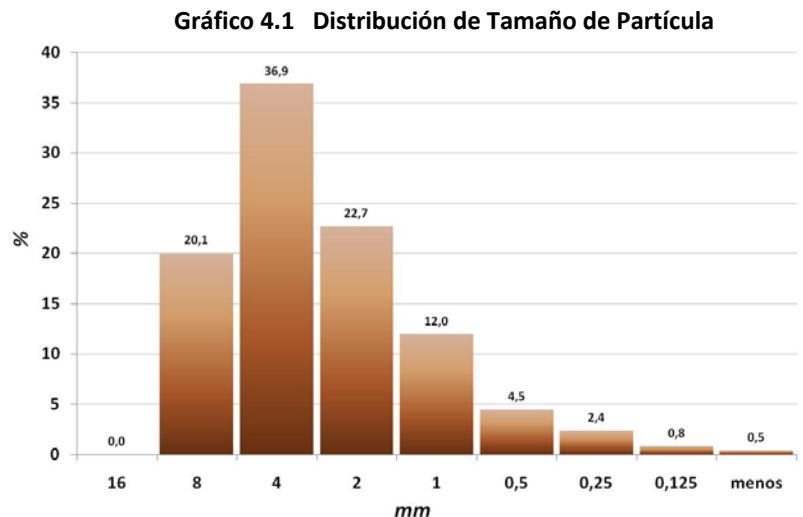
Dentro de los ensayos realizados del Grupo B, podemos resaltar los test de germinación (ICR) realizados sobre rabanito (*Raphanus sativum*) y lechuga (*Lactuca sativa*), cuyos resultados promedio fueron informados en la *Tabla 4-1* (ICR= 1,45 y ICR=1,34 , respectivamente). Estos resultados evidencian una importante promoción del crecimiento de las raíces en ambas especies, del 45% y 34%, respectivamente.

Sobre la base de estos resultados y de acuerdo a los criterios expuestos en el *ítem 1.3* y en párrafos anteriores, es posible concluir que el compost obtenido del dispositivo desarrollado en esta tesis, funcionando en estado de equilibrio, es un ***compost maduro de Clase A***.

A lo largo de los años de ensayos, los valores medidos de conductividad tampoco han sufrido variaciones muy significativas (ver Anexo 2). El valor promedio de conductividad del compost fue de 3,2 dS/m, siendo el valor máximo obtenido de 4,3 dS/m, y el mínimo de 1,9 dS/m. Si bien algunas normas proponen valores límites de 3 dS/m para compost de Clase A, y de 8 dS/m para compost de Clase B, la Resolución *SENASA N° 264 /2011* establece restricciones a partir de 4 dS/m. Colón *et al.* (2010) informan valores superiores a 6 dS/m para compost doméstico, superiores a los observados en este trabajo.

El *Gráfico 4.1* presenta el promedio obtenido de los ensayos de distribución de tamaño de partícula para cada tamiz.

De acuerdo a lo expuesto en el ítem 1.2.2.1 y en la *Tabla 1-5*, esta distribución y sus valores máximos son compatibles con un *compost Clase A*



El volumen de lixiviados generados hay sido muy bajo y discontinuo, pasando meses enteros sin generación alguna. No ha podido ser cuantificado adecuadamente durante todo el período del estudio, pero en una de las campañas semanales de monitoreo se ha calculado una tasa de generación de lixiviados de 1,1 cm³/ kg. masa bruta. día (base húmeda).

Los resultados de las campañas de monitoreo de insectos realizadas con las trampas Bell, (*Imagen 4-3*), dieron prueba de la inexistencia práctica de insectos molestos promovidos por la presencia del Biorreactor. Este resultado pudo verificarse ocularmente a lo largo de los años de operación (⁷⁷). Se realizaron ensayos semanales adicionales con trampas Bell (*Imagen 4-3*), fuera del período del plan de monitoreo, en ocasión de las pruebas de alta humedad y frecuencia de rotación: Se encontró un solo escenario (alta humedad y baja rotación), donde el registro máximo de una de las trampas colocada junto a la compuerta de la celda 1, alcanzó la suma de 3 registros de insectos a 7 días de exposición.

Con relación a los experimentación de campo que se realizará con el dispositivo a diferentes frecuencias de rotación para buscar la frecuencia mínima de rotación (a la cual no se generan olores, ni presencia de larvas e insectos), se encontró que: con una humedad inferior al 55 %, se llega a disminuir la frecuencia de rotación a una mezcla por semana (en un solo momento, durante 1 minuto, 3 vueltas, una vez por semana, durante 3 semanas), sin haber llegado a registrar olores. Sin embargo se observó el aumento de aparición de moscas muy pequeñas características (~ 2-3mm de largo), *Drosophila melanogaster* (mosquita de la fruta), y la proliferación de larvas de

⁷⁷ Naturalmente se observó presencia de mosquitos, típicos de jardines del área de estudio, que no son del tipo de los que proliferan en residuos, y cuya distribución espacial cerca del biodigestor era la misma que en otros lugares del entorno.



Hermetia illucens (Diptera: Stratiomyidae), típicas del compost (*Imagen 1-6*). Todas estas especies son muy buenas descomponedoras para los compostadores, pero en un momento de su ciclo, las larvas de *H. illucens* abandonan reptando el compost para buscar un lugar cobijado para formar la pupa⁽⁷⁸⁾. En consecuencia, se observan varias larvas en el exterior del digestor, representando habitualmente un problema de imagen para la cultura de confort de la familia, e incumpliendo una de las condiciones de diseño del dispositivo. Se ha verificado durante los distintos ensayos realizados en el marco de esta tesis que las larvas de *H. illucens* y *D. melanogaster* adultas tienden a desaparecer rápidamente cuando se las molesta y se les cambia su ambiente de desarrollo, que es lo que sucede cuando se aumenta la rotación del dispositivo. Nuestro biodigestor interferiría entonces con el ciclo biológico de la *D. melanogaster*, y otras larvas de insectos, y es posible atribuir este hecho a que los huevos fueron quedando sepultados en la masa de sustrato y biota, impidiendo que se complete con éxito el desarrollo embrionario y puedan emerger masivamente como larvas.

Se encuentra que la necesidad de rotación que se requiere para evitar los pequeños insectos es un poco mayor que las necesidades para la reoxigenación y la eliminación de olores.

Durante estas pruebas se encontró que la alta rotación realiza un aporte mecánico importante para la trituración, y ofrece la ventaja adicional de promover concentraciones de oxígeno muy por encima del 5 %, lo que ayuda a acelerar visiblemente el proceso. Otra conclusión importante en ese ensayo fue que el aumento de la pérdida de calor estimuló en la segunda cámara el desarrollo preferencial de biota mesófila en detrimento de la termófila, pero que sumado al efecto de la acción mecánica, arrojaron resultados muy satisfactorios, realizando el compostaje con mayor rapidez, y obteniendo un producto más uniforme⁽⁷⁹⁾.

Las pruebas con humedades cercanas al 80 % también mostraron un notorio aumento en la velocidad de descomposición, y una mayor demanda de aireación, llegando a operar con un programa automático de mezclado cada 3 horas⁽⁸⁰⁾, donde se seguía verificando la ausencia de malos olores y de insectos. Así mismo, con estos valores de humedad, y el amasado que provoca la rotación, la torta de biota y residuos toma una consistencia uniforme y húmeda más conformada,

⁷⁸ En el caso de *Hermetia illucens*, las pupas eclosionan como *mosca soldado negra*, una especie de díptero braquícero de la familia Stratiomyidae, originaria de América, y característica del compost. Se la ha visto muy poco como mosca adulta durante los años que duró el ensayo.

⁷⁹ Si bien estamos usando a lo largo de este trabajo el término “homogeneidad del compost, entendemos que quizás no sea muy preciso hacerlo, y en su lugar podría usarse términos como uniforme, para referirse a la reducción del tamaño de partícula y a la reducción de la heterogeneidad de la carga.

⁸⁰ esto significa un funcionamiento eléctrico de 8 minutos por día (distribuidos en 8 veces de 1 minuto, a 3 rpm)

que al girar cae más pesadamente sobre los filos de los baffles del digestor, lo que sumado a la alta frecuencia de mezcla, mejora sustancialmente la trituración del residuo, reduciendo rápidamente el tamaño de partícula, y mejorando la homogeneidad del compost final obtenido.

En este estudio no se contempló un monitoreo de rutina de las concentraciones de microorganismos patógenos en el compost resultante, por considerarlo innecesario. La ausencia de patógenos y metales en un compost de las características evaluadas descansa en el carácter transitivo que le da la trazabilidad de los alimentos, controlados y autorizados en cada caso por las autoridades sanitarias nacionales y municipales, sumada a la higiene y buenas prácticas de cocina. Al separarse en origen, como residuo del alimento recién consumido, y no teniendo contacto con otras fuentes, entendemos que no existen riesgos significativos que justifiquen dichos análisis de laboratorio.

Con relación a los ensayos realizados para verificar la eficacia del compost para el control de plagas foliares, el resultado fue muy satisfactorio, encontrando que en las planta regadas con el té desaparecieron completamente los áfidos dentro de las 48 hs.



Imagen 4-1 Ensayo de Control de Enfermedades foliares



CAPITULO 5 :

CONCLUSIONES



En este capítulo se resumen las conclusiones generales de este trabajo.



El objetivo general de este trabajo de tesis fue determinar los aspectos tecnológicos y operativos asociados al diseño, construcción, instalación y operación de Biorreactores continuos para la autogestión domiciliaria de ROB. Nos propusimos cumplir con los objetivos particulares de realizar adecuadamente el tratamiento de los Residuos Sólidos Orgánicos Putrescibles del hogar, minimizando costos de operación y comercialización, consumiendo poca energía (conservación de recursos), evitando la contaminación del ambiente y cuidando la salud pública (ausencia de olores y vectores), generando una alternativa deseable para el uso familiar al que está destinado (comodidad, practicidad y eficiencia). Reordenamos todos estos requisitos en una lista de 9 condiciones de borde que fueron presentadas en el *ítem 2.1*. A continuación repasamos cada una de estas condiciones, seguidas de los correspondientes comentarios y conclusiones:

1. Ausencia real de malos olores durante todo el proceso.

Como se expresó en el *ítem 4.3*, el dispositivo funcionó durante varios años a menos de un metro del lugar donde se reunía diariamente a comer la familia que participó de este estudio. A lo largo de la investigación, *nunca se registraron malos olores*. Se cumple adecuadamente con este requisito básico.

2. Evitar o minimizar el contacto directo del usuario con el residuo en cualquier etapa.

El usuario no toma contacto con los ROB en ningún momento, ni debe realizar más operación que su vuelco. La operación de vuelco al biodigestor no es diferente en términos de esfuerzos que la operación que habitualmente realiza cualquier persona al volcar los ROB al recipiente de basura general para embolsarlo.

3. Facilitar una Operación limpia y segura.

Como se ha señalado en varios apartados, la operación del digestor es muy limpia, sin olores, y sin vectores, que no solo no son atraídos, sino que no tienen forma de ingresar al dispositivo cerrado durante su operación. Este hecho, sumado a la ausencia de fuentes de patógenos y metales, ofrece una seguridad intrínseca a nuestro diseño.



4. La calidad y madurez del compost obtenido deberá cumplir con las normas de referencia para los usos al que se lo destine.

En función de los resultados informados en el ítem 4.3, es posible concluir que *el compost resultante del tratamiento de ROB en el dispositivo estudiado presenta características muy estables y constituye un material de muy buena calidad (Clase A)*, de acuerdo a la normativa considerada, cumpliendo así esta condición de borde satisfactoriamente.

Se destaca el elevado valor promedio de *nitrógeno* registrado (2,72%) (Tabla 4-1), significativamente superior al mínimo requerido por la normativa (0,5%). El contenido en nitrógeno se reduce durante el compostaje, pero es deseable retener la mayor cantidad posible (Giró, 1994). Los elevados valores de ICR alcanzados dan clara evidencia de la capacidad fertilizante del compost obtenido.

5. Requerir un mínimo esfuerzo físico del usuario para su operación

El esfuerzo físico de la carga de ROB no aumenta los requerimientos que se realizan sin dispositivo. Así mismo, el esfuerzo de realizar la descarga manual de compost podría tener cómodamente una frecuencia mensual, dependiendo de la cantidad extraída en cada ocasión. El esfuerzo manual de la extracción en el diseño presentado puede ser fácilmente modificado mecánicamente, ofreciendo opciones o modelos comerciales que simplifiquen más aún la operación: Si bien la carga física del acarreo deberá ser realizada, el ROB pierde hasta la mitad de su peso durante este proceso de compostaje, reduciendo así a la mitad el esfuerzo que se realiza actualmente para retirar la bolsa de residuos del hogar y colocarla para su recogida en la vía pública.

6. No favorecer la proliferación de vectores (moscas y roedores).

Esta condición se cumple satisfactoriamente de acuerdo a lo descrito en el ítem 4.3.

7. Requerir un mínimo espacio físico para su instalación y operación.

El dispositivo que hemos desarrollado ocupa un espacio de 0,45 m x 0,90 m (0,41 m²). En su versión comercial contará además con una carcasa que llevará el espacio ocupado aproximadamente a 0,6 m x 1 m (0,6 m²). Si bien se está en presencia de una valoración subjetiva, en comparación con otros electrodomésticos, podemos decir con confianza que representa un espacio aceptable.

8. Requerir bajo costo de instalación y operación,

Si bien no podemos hacer los cálculos del costo que podría tener en el mercado un dispositivo como el que aquí se presenta, tanto las características mecánicas del diseño presentado, como el PLC para controlar el proceso con sus diferentes programas de operación y sus otros componentes son sencillos. Entendemos que un electrodoméstico, tal como un lavarropas automático, similar a los que existen en el mercado, con variedad de programas de lavado, centrifugado, desagote, secado, con sistema de dosificación de varios aditivos como jabón y suavizantes, y control de temperatura del agua, es mecánica, lógica, y electrónicamente mucho más complejo que un sistema como nuestro biodigestor. Sin contemplar aspectos relativos a la reducción de costos por la economía de gran escala que tiene la producción de electrodomésticos, y considerando una estimación rápida, el costo de producción masiva y venta en el mercado de un biodigestor de ROB, basado en el diseño presentado, debería tener un costo del mismo orden o inferior al de un lavarropas.

9. Consumir un mínimo de energía eléctrica para su funcionamiento mecánico y térmico.

Como se ha señalado en el *ítem 3.2*, con las prestaciones actuales, el máximo consumo eléctrico mensual que tendría este dispositivo es de *0,4 Kwh*. Este bajo consumo de energía cumple con la condición de borde. Ofrece, además, la posibilidad de desarrollar modelos comerciales autónomos que se alimenten, por ejemplo, con un pequeño panel solar, lo que facilitaría su instalación en cualquier lugar sin necesidad de conexión a la red eléctrica y el uso de energías limpias, reduciendo aún más la huella ecológica.

A partir de estos resultados, estamos en condición de concluir que se han cumplido los objetivos. El dispositivo diseñado resulta ser una alternativa de tratamiento efectiva, cómoda, simple y adecuada para los ROB, desde el punto de vista técnico, económico, energético, cultural y ambiental.

Se debe agregar que, atendiendo a las necesidades nutricionales que se requieren para desarrollar una operación de compostaje eficiente y saludable, según se ha explicado en el *ítem 1.2*, y observando las grandes diferencias que existen en los hábitos alimenticios entre las distintas culturas y las diferentes formas de gestión familiar, es posible pensar que es muy poco probable que todos los residuos de cada hogar cumplan con estos requisitos del sustrato para una operación óptima (*ítem 1.2*). Por tanto, en algunos casos sería necesario el agregado de aditivos nutricionales



para compensar las falencias (C, N, P, etc). Entendemos que esto no es una limitante para la implementación de dispositivos compostadores, ya que estos aditivos pueden ser fácilmente adquiridos en el mercado como insumos de estos electrodomésticos, o con elementos naturales dosificados convenientemente.

En cuanto a la comparación con otros modelos existentes en el mercado, ya han sido señaladas características y diferencias en la Introducción y a lo largo de esta tesis, mencionando distintas ventajas y desventajas de los sistemas de Compostaje, y del nuestro en particular. Resumimos seguidamente las principales ventajas competitivas del dispositivo desarrollado aquí, respecto de otros dispositivos que se ofrecen en el mercado:

- Bajo costo de operación (bajo consumo eléctrico y eventualmente insumos nutricionales);
- Expectativa de precio de venta razonable y competitivo para su mejor colocación en el mercado (buena relación costo/beneficio);
- Baja relación F/M en la cámara receptora (1°), con buena aireación automatizada y escaso tiempo de almacenamiento transitorio previo a la descarga, garantizando ausencia de olores, no ofrecidos por otros métodos disponibles.
- simplicidad de uso que, sumada a las ventajas anteriores, ofrece una excelente oportunidad de promover su empleo masivo en ciudades, como parte de las medidas primarias incorporadas a las estrategias que llevan a cabo los Gobiernos Locales para optimizar y bajar los costos de sus sistemas de GIRSU.

Como hemos dicho, el compostaje doméstico no debe ser visto como una opción alternativa de tratamiento para todos los residuos orgánicos en una región, sino como una solución complementaria a una gestión integrada de los residuos en una comunidad. El compostaje doméstico proporciona una solución flexible y de bajo costo para colaborar con la gestión de residuos de una comunidad y facilitar el reciclaje sostenible del resto de las corrientes de residuos. Sin embargo, se requiere de la participación activa de una proporción significativa de los ciudadanos para tener un impacto sensible en la tasa de desvío de residuos (*Andersen et al., 2011*).

Las ventajas económicas y ambientales más directas asociadas al compostaje doméstico, en comparación con el compostaje comunitario, están asociadas a la eliminación de los costos e impactos negativos de la disposición transitoria en vía pública, la reducción del costo de recolección, transporte y tratamiento, por eliminación de los los ROB del circuito, que representan

el 40% de los RSU, y la disminución de la emisión de lixiviados en camiones recolectores compactadores, estaciones de transferencia, plantas de separación y rellenos sanitarios.

Entre los beneficios secundarios que ofrece el uso de estos dispositivos en el hogar queremos reiterar que, al dejar de tirar y mezclar los residuos de alimentos con el resto de los RSU, se promueve la buena segregación en origen y se modifican sustancialmente el tipo y cantidad de RSU que requerirán recolección urbana. Se reduce en más del 40% el peso de los residuos que deben disponerse (Tabla A-0-2). Este residuo, al no mezclarse con restos de alimentos, mejora significativamente la viabilidad del potencial reciclado de las otras corrientes, sobre todo si es segregado correctamente en origen. La ausencia de fracción orgánica alimenticia, debido a su compostaje en el hogar, determina:

- ☑ La reducción de la aparición de olores en la vía pública asociados a la descomposición anaeróbica de esta fracción orgánica dentro de las bolsas de RSU, durante el tiempo que transcurre desde la generación en el hogar, el transporte a la estación de transferencia y la disposición final;
- ☑ La reducción de la presencia de vectores epidemiológicos en la vía pública (moscas, roedores, etc.);
- ☑ El sostenimiento, en forma sustancial, de la efectividad de la Separación en Origen de los RSU, aumentando potencialmente el tiempo de almacenamiento transitorio en el hogar de las fracciones no-orgánicas de los RSU. Este hecho permitiría redefinir los esquemas de recolección de forma de facilitar y reducir sensiblemente los costos de las subsiguientes etapas del transporte hasta su reciclado, tratamiento o disposición final, sin incremento del riesgo de proliferación de vectores ni generación de olores, permitiendo optimizar mejor el sistema de GIRSU, bajando sus costos y aumentando los ingresos por ventas de reciclables.

En comparación con otros sistemas de compostaje, sin considerar aquellos diseños de compostadores domésticos que requieren de energía para calefaccionarse, a los cuales consideramos ambientalmente inviables sólo por el derroche de energía que implican (⁸¹), debemos aclarar que **no** podríamos concluir que el compostador que hemos desarrollado aquí, sea mejor que otros modelos del mercado. La sustancial ventaja que tiene el compostador que hemos desarrollado, con respecto a otros sistemas de compostaje manuales y simples como los que hemos presentado, es el confort y comodidad de su operación, y, secundariamente, el compost obtenido uniforme y estable.

⁸¹ para resolver el problema de los RSU se incide muy desfavorablemente en otro problema mucho peor como lo es el cambio climático. Además el costo de operación es muy alto



Es cierto que, en general, el compostaje doméstico manual resulta ser altamente dependiente de la experiencia del usuario, de los efectos debidos a la frecuencia de volteo, y a su sincronización, entre otras consideraciones, implicando una variabilidad significativa de la calidad del compost obtenido, *pero*, como ya hemos mencionado, estos dispositivos o métodos, incluso un pozo en el jardín bien manejado con pala y tierra de cobertura, son igualmente efectivos que nuestro dispositivo en términos de ofrecer adecuado tratamiento y total segregación de los ROB en el propio hogar generador. Quisiéramos resaltar que cualquier persona que quiera hacer compost en su hogar, y tenga la vocación de sostener las tareas manuales cotidianas que implica hacerlo⁽⁸²⁾, no necesita un dispositivo sofisticado como éste para llevarlo a cabo.

Uno de los obstáculos para lograr un alto porcentaje de vecinos comprometidos en la implementación de procesos de compostaje a partir de los ROB generados en su hogar, es la idea de que es una operación sucia, y de que los métodos tradicionales de compostaje requieren una gran demanda de intervención personal, sumado al prejuicio sobre la existencia de olores e insectos, y al rechazo cultural asociado a tomar contacto con la basura. Para resolver esto, entre varias estrategias, se realizan campañas sostenidas de Educación Ambiental (*Falcó, 2007, 2010 y 2011*, entre otros), que al momento resultan insuficientes para modificar masivamente patrones de conducta muy arraigados en nuestra cultura.

Ciertamente parte de la inspiración para realizar este trabajo se encuentra en el reconocimiento de la forma en que funcionan nuestras sociedades de consumo y la pesada herencia cultural que nos han dejado décadas de hegemonía de un modelo de desarrollo neoliberal que se ha basado en la apropiación ineficiente de los recursos naturales, y el derroche. La forma de vida que llevamos todos en la actualidad, y la que estamos enseñando a nuestros hijos, está profundamente influenciada por este desacertado modelo de desarrollo, que entre otras cosas nos ha enseñado que la comodidad y el confort son una prioridad en nuestra toma de decisiones cotidianas, alejando nuestros hábitos de acciones que impliquen esfuerzos aunque sea mínimos, o que impliquen ensuciarse un poco. Entendiendo entonces que además de explicar insistentemente en campañas de educación ambiental la necesidad de recuperar para nuestras vidas hábitos sustentables, y aprender a sostener una huella ecológica positiva con la suma de nuestros actos cotidianos, también debemos adaptar las estrategias a las costumbres actuales. Así, para promover acciones como la realización

⁸² Que como vimos, son ciertamente sencillas.

doméstica de compost con los ROB que genera cada familia, buscando todos los beneficios asociados a su implementación, según hemos explicado, resulta conveniente ofrecer también alternativas tecnológicas que brinden la comodidad y el confort que demanda el mercado, con bajo costo y tamaño reducido, para sumar a la probabilidad de éxito.

Este trabajo también ha pretendido aportar al conocimiento de estas técnicas sencillas de tratamiento y alentar a las personas a que se comprometan a reducir la huella que provocan los residuos que ellas generan, racionalizando y reduciendo el consumo, y participando de las soluciones que aplica su propia comunidad para alcanzar la sustentabilidad del propio desarrollo, ayudando a desacoplar el crecimiento económico de la degradación ambiental, tal como han reconocido y recomendado los líderes del mundo que firmaron el documento final de la cumbre de Rio+20.

Los residuos sólidos configuran un sistema muy complejo de múltiples variables, que indudablemente necesita seguir siendo estudiado con mucha más profundidad en virtud de su potencial de incidencia directa en nuestra propia calidad de vida. Este trabajo procura acercar la mirada de la Ciencia y la Tecnología Nacional a problemas concretos y urgentes de nuestras comunidades, e inspirar futuros trabajos académicos de desarrollo e investigación sobre problemáticas ambientales, como la de los residuos, afianzando el rol de la Universidad como garante de la sustentabilidad de nuestro desarrollo.



BIBLIOGRAFÍA

- Adani F., Genevini P.L. , Tambone F. 1995. “*A new index of organic matter stability*”. *Compost Science and Utilization* 3:25-37.
- AFNOR. 2002. NF U 44-095. *Amendements organiques - Composts contenant des matières d'intérêt agronomique, issues du traitement des eaux*. Association Française de Normalisation. (Organic soil improvers: Composts containing substances essential to agriculture, stanning from water treatment).
- AFNOR. 2005. Pr NF U 44-051. *Dénominations, spécifications et marquage*. Association Française de Normalisation. <http://www.sede-environnement.com/fr/reglementation/textes-legislatifs/nfu44-051.htm>
- Alexander, M. 1994. “*Biodegradation and bioremediation*”. Academic Press, San Diego. 302 pp.
- Alloway B.J. (Ed.). 1995. “*Heavy Metals in Soils*”. 2nd Edition, Blackie Academic & Professional, London. 390 pp.
- Amlinger, F., Peyr, S. , Cuhls, C., 2008. “*Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment*”. *Waste Manag. Res.* 26, 47–60.
- Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen , T.H., Scheutz, C., 2010. “*Greenhouse gas emissions from home composting of organic household waste*”. *Waste Management.* 30, 2475–2482.
- Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H. , Scheutz, C., 2011. “*Mass balances and life-cycle inventory for a garden waste windrow composting plant*”. Aarhus, Denmark. *Waste Management. Res.* 31, 1934–1942.
- Andrews, J.F. ., Kambhu, K., 1973. “*Thermophilic aerobic digestion of organic solid wastes*”. EPA-670/2-73-061, PB-222 396, USEPA, Springfield, Il, USA
- AS4454 del 2012 , Norma Australiana para *compost, acondicionadores del suelo y material estructurante*, <http://www.compostforsoils.com.au/index.php?page=as4454>
- Ashbolt, N.J. , Line, M.A., 1982. “*A bench-scale system to study the composting of organic wastes*”. *Journal of Environmental Quality* 11 (3), 405-408.

- Ashburner M, Golic KG , Hawley RS. 2005. “*Drosophila: A Laboratory Handbook*”. (2nd edición). Cold Spring Harbor Laboratory Press. pp. 162–4. ISBN 0879697067.
- ATLAS R. y BARTHA L. 2005. Ecología microbiana y microbiología ambiental. Editorial Pearson España. ISBN: 97884782291106
- Ayalon, O., Avnimelech, Y. , Shechter, M., 2000. “*Alternative MSW treatment options to reduce global greenhouse gases emissions - the Israeli example*”. Waste Management & Research 18 (6), 538-544.
- Bach Phan Dinh, Shoda,M. , Kubota,H., 1984. “*Rate of composting of dewatered sewage sludge on continuously mixed isothermal reactor*”. Journal of Fermentation Technology 62 (3), 285-292.
- Bach, P.D., Nakasaki, K., Shoda, M. , Kubota, H., 1987. “*Thermal balance in composting operations*”. Journal of Fermentation Technology 65 (2), 199–209.
- Bainbridge, D.A. 1997. “*The nitrogen pollution problem*”. Ecesis. Newsletter of the Society for Ecological Restoration, California Section. 7(3):3-4.
- Bari, Q.H., Koenig, A. , Tao, G.H. 2000. “*Kinetic analysis of forced aeration composting – I. Reaction rates and temperature*” Waste Manage. Res., 18 (2000), pp. 303–312
- Barradas Rebolledo, Alejandro, 2009. “*Gestión Integral de Residuos Sólidos Municipales, Estado del Arte*”. Tesis Doctoral, UV, Minatitlán, Veracruz, México
- Barrington, S., Choiniere, D., Trigui, M. , Knight, W., 2002. “*Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses*”. Bioresource Technology 83 (3), 189-194.
- Beaudin, N., Caron, R.F., Legros, R., Ramsay, J., Lawlor, L. y Ramsay, B., 1996. “*Cocomposting of weathered hydrocarbon contaminated soil*”. Compost Science & Utilisation 4 (2), 37-45.
- Bernal M.P., Navarro A.F., Sanchez-Monedero M.A., Roig A. , Cegarra J. 1998b. “*Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralisation in soil*”. Soil Biology and Biochemistry 30:305-313.



- Bernal M.P., Paredes C., Sanchez-Monedero M.A. , Cegarra J. 1998a. “*Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes*”. *Bioresource Technology* 63:91-99.
- Boldrin, A., Körner, I., Krogmann, U. , Christensen, T.H., 2010. “*Composting: mass balances and product quality*”. en: Christensen, T.H. (Ed.), *Solid Waste Technology and Management*. John Wiley & Sons Ltd., Chicester, ISBN 978-1- 405-17517-3, Chapter 9.3.
- Boldrin, A., Körner, I., Krogmann, U. , Christensen, T.H., 2010. “*Composting: mass balances and product quality*”. en: Christensen, T.H. (Ed.), *Solid Waste Technology and Management*. John Wiley & Sons Ltd., Chicester, ISBN 978-1- 405-17517-3, Chapter 9.3.
- Bono, J.J., Chalaux, N. , Chabbert, B., 1992. “*Bench-scale composting of two agricultural wastes*”. *Bioresource Technology* 40, 119-124.
- Brinton W.F. 2000. “*Compost Quality Standards & Guidelines. Woods End Research Laboratory*”. Final Report for New York State Association of Recyclers.
- Briški F., Gomzi Z., Hublin, A. , Vukovic, 2003.“*Aerobic composting of fruit and vegetable leftovers: Modeling the process*” . *Journal of Chemists and Chemical Engineers*, v 52, n 3, p 95-102
- Bueno Bosch, Mariano; 2010. “*Cómo hacer un buen Compost: manual para horticultores ecologicos*”, (5ta Edición) Fertilidad de la Tierra Ediciones (Agricultura Ecológica). 170pág. Navarra, España. ISBN 978-84-932779-8-7
- Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. 1998. *Methodenbuch zur Analyse von Kompost*. Kompost-Information Nr. 222, Köln (Hrsg.), Verlag Abfall Now e.V., 4. ergänzte und überarbeitete. Auflage von Juli 1998, Stuttgart.
- Cabañas Vargas D.D., Sánchez Monedero M.A., Urpilainen S.T., Kamilaki A. , Stentiford E.I. 2005. “*Assessing the stability and maturity of compost at large-scale plants*”. *Ingeniería* 9-2:25-30.
- Campbell, C.D. , Darbyshire, J.F., , Anderson, J.G., 1990. “*The composting of tree bark in small reactors: self-heating experiments*”. *Biological Wastes* 31, 145-161.

- Carey D.S., 1997. “*Minimizing nitrogen loss from poultry manure amended with ammonia sulfate*”. M.Sc. Thesis. The Ohio State University, Columbus, OH
- Carolla, C. ; Sánchez, , Montiel, R. 2007. “*Statistical model to infer potassium concentrations in compost produced by organic waste*”. Revista de la Facultad de Ingeniería, Universidad Central de Venezuela, v 22, n 2, p 83-90
- Carpenter S. R., Caraco N. F., Correll D. L., Howarth R. W., Sharpley A. N., ., Smith V. H, 1998 “*Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*”. ESA Journal Ecological Applications, August, Vol. 8, No. 3 : 559-568
- Castrillón Quintana, O., Bedoya Mejía O., , Montoya Martínez D.V., 2006. “*Efecto del pH sobre el crecimiento de microorganismos durante la etapa de maduración en pilas estáticas de compost*”. Produccion + Limpia, CUL España, Diciembre 2006 (87- 98)
- Castrillón Quintana, Olivia, Bedoya Mejía, Oswaldo, , Montoya Martínez, Diana Victoria, 2006. “*Efecto del pH sobre el crecimiento de microorganismos durante la etapa de maduración en pilas estáticas de compost*”. Produccion más Limpia, CUL España, Diciembre 2006 (87- 98)
- CCME , 2005. Normas Canadienses Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). *Guidelines for Compost Quality* ;2005 http://www.ccme.ca/assets/pdf/compostgdlns_1340_e.pdf
- CCQC, 2001 Normas americanas (California Compost Quality Council). *Compost Maturity, Index, Technical Report*. <http://www.ccqc.org>
- CEAMSE, 2009. “*Estudio de Calidad de los Residuos Sólidos de la Ciudad de Buenos Aires*”. FIUBA. <http://ceamse.gov.ar/estadisticas-infografia/>
- Chaloux, N., Olivier, J.M. , Minvielle, N., 1991. “*Bench scale composting and wheat straw biodegradability*”. en: Maher, Ed. “*Science and Cultivation of Edible Fungi*”. Rotterdam: Balkema; pp 207-214.
- Chefetz B., Hatcher P.G., Hadar Y. , Chen Y. 1996. “*Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste*”. Journal of Environmental Quality 25:776-785.



- Chen L., Dick W.A., Streeter J.G. , Hoitink H.A.J. 1996. “*Ryegrass utilization of nutrients released from composted biosolids and cow manure*”. *Compost Science and Utilization* 4:73-83.
- Chen Y. 2003. Nuclear magnetic resonance, infra-red and pyrolysis: application of spectroscopic methodologies to maturity determination of composts. *Compost Science and Utilization* 11:152-168.
- Chiumenti, A., Chiumenti, R., Diaz, L.F., Savage, G.M., Eggerth, L.L. , Goldstein, N., 2005. “*Modern Composting Technologies*”. JG Press, Emmaus, USA.
- Choi, H.L., Richard, T.L. , Ahn, H.K., 2001. “*Composting high moisture materials: biodrying poultry manure in a sequentially fed reactor*”. *Compost Science and Utilization* 9 (4), 303-311.
- Colón, J., Martínez Blanco, J., Gabarell, X., Artola, A., Sánchez, A., Rieradevall, J. , Font, X., 2010. “Environmental assessment of home composting.” *Resource Conserv. Recycl.* 54, 893–904.
- Conforti C, Blair M, 2002. “*The effects of compost tea on golf course greens: Presidio Golf Course, San Francisco CA*”. Proceedings 2002 International Symposium on Composting and Compost Utilization. May 6–8. Columbus, Ohio. Published on CD
- Cook, B.D., Bloom, P.R. , Halbach, T.R., 1994. “*A method for determining the ultimate fate of synthetic chemicals during composting*”. *Compost Science & Utilisation* 2 (1), 42-50.
- Cook, BD., Bloom, PR. , Halbach, TR., 1997. “Fate of a polyacrylate polymer during composting of simulated municipal solid waste”. *Journal of Environmental Quality* 26 (3), 618-625.
- Cooperband L. 2000. “*Sustainable use of by-products in land management*”. en: Bartels, J.M. y W.A. Dick (Eds). *Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products*. SSSA Book Series N° 6, Madison, USA. pp: 215-235.
- Cooperband L.R. , Middleton J.H. 1996. “*Changes in chemical, physical and biological properties of passively-aerated cocomposted poultry litter and municipal solid waste compost*”. *Compost Science and Utilization* 4:24-34.
- Cooperband L.R., Stone A.G., Fryda M.R. , Ravet J.L. 2003. “*Relating compost measures of stability and maturity to plant growth*”. *Compost Science and Utilization* 11:113-124.

- Costa F., García C., Hernández T. , Polo A. 1991. *Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización*". Consejo Sup. Invest. Científicas (CSIC)-CEBAS, Murcia, España. 181 pp.
- Coulson J.M , Richardson J.F , 1984. "*Ingeniería química, Volumen 3*" . Ed. Reverte (792 p)ISBN. 8429171371, 9788429171372
- Crohn, D.M. , Bishop, M.L., 1999. "*Proximate carbon analysis for compost production and mulch use*". Trans. ASAE 42 (3), 791-797.
- Cronje, A., Turner, C., Williams, A., Barker, A. , Guy, S., 2003. "*Composting under controlled conditions*". Environmental Technology 24 (10), 1221-1234.
- Curtis H., Barnes N., Schnek A., , Massarini M. , 2008. "*Biología*". 7^{ma} ed. Ed. Medica Panamericana
- Das K., Keener H.M., 1997. "*Moisture effect on compaction and permeability in composts*". J. Envir. Eng. 123(3):1-7
- Das, K.C., Tollner, EW. , Tornabene, TG., 2001. "*Composting by-products from a bleached kraft pulping process: effect of type and amount of nitrogen amendment.*" Compost Science & Utilisation 9 (3), 256-265.
- Day, M., Krzymien, M., Shaw, K. Zaremba, L., Wilson, W.R., Botden, C. , Thomas, B., 1998. "*An investigation of the chemical and physical changes occuring during commercial composting*". Compost Science & Utilisation 6 (2), 44-66.
- de Bertoldi, M., 1998. "*Composting in the European Union*". Biocycle 39 (6), 74-75.
- De Carlo E. B., Rosa A. T., Benintende S., CarielloM. E., Castañeda L., Figoni E., Graso N., Ruiz A. y Mascheroni F., (2001). "*Estudio de la población microbiana en las etapas iniciales del compostaje*" Revista CERES v. 48, n. 280, 699-715 (2001)
- De Smárs, S., 2002. "*Influence of different temperature and aeration regulation strategies on respiration in composting of organic household waste*". Doctoral thesis Swedish University of agricultural Sciences, Uppsala. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Agraria 324. ISSN 1401-6249, ISBN 91-576-6158-8



- DeVleeschauwer D., Verdonk O. , Van Assche P. 1982. “*Phytotoxicity of refuse compost*”. en: *Composting: Theory and practice for city, industry and farm*. JG Press, Emmaus, PA. pp:54-60.
- CE N° 2008/98/ Directiva del parlamento europeo y del consejo: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:Es:PDF>
- CE N° 1999/31/CE Directivas del parlamento europeo y del consejo:. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:es:NOT>
- Ekinci K, Keener HM, Michel F.C. Jr 2002 “*Composting short paper fiber with broiler litter and additives. II. Evaluation and optimization of decomposition rate versus mixing ratio*”. *Compost Sci Util* 10(1):16–28
- Elwell DL, Borger DC, Blahob D.V., Fahrnia JK., Keenera HM, Willett LB. 2004 “*Changes in concentrations of malodorous compounds during controlled aeration composting*”. *Compost Sci Util* 12(2):102–107
- ESCOBAR ESCOBAR N., MORA DELGADO J. y ROMERO JOLA N., 2012. “*Identificación de poblaciones microbianas en compost de residuos orgánicos de fincas cafeteras de Cundinamarca*”. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. Univ. Caldas* [online]. 2012, vol.16, n.1, pp. 75-88 .
- Elwell, DJ, Keener, HM, Wiles, MC, Borger, DC , Willett, LB, 2001. “*Odorous emissions and odor control on composting swine manure/sawdust mixtures using continuous and intermittent aeration*”. *Trans. ASAE* 44 (5), 1307-1316.
- Eweis J.B., Ergas S.J., Chang D.P. , Schroeder E.D., 1998 . “*Bioremediation Principles*”, McGraw-Hill Companies, Inc. (p86, 105, 109, 111-113)
- Falcó C. A., 2007. “*Problemática de los Residuos, ¿Qué puedo hacer yo?*”. Video documental educativo. Fundación Enlaces para el desarrollo sustentable. Disponible en: http://fundacion-enlaces.org/site/?page_id=78
- Falcó C. A., 2010 . “*Proyecto de recuperación de la cultura del Compostaje*”. Campaña educativa realizada entre Agosto y Noviembre de 2010 en la comunidad de Escalada, Zarate, Argentina. Fundación Enlaces para el desarrollo sustentable. Ponencia y stand en el **Congreso** “*La educación Ambiental y la participación ciudadana para el desarrollo de*

actitudes ambientalmente responsables”. UNde Lanus. 22 al 24/9/2011.. <http://fundacion-enlaces.org/site/wp-content/uploads/2011/09/Proyecto-de-recuperaci%C3%B3n-de-la-cultura-del-Compostaje.pdf>

- Falcó C.A., 2011. “*Tierra Madre*”. Video corto documental educativo (premiado), que presenta la experiencia del proyecto de recuperación de la cultura del compostaje en Escalada, disponible en: <http://www.youtube.com/watch?v=GSm9qCgbkmg> . Fundacion Enlaces para el Desarrollo Sustentable.
- Farina, I.H., Ferreti, O.A. , Barreto, G. F., 1993 “*Introduccion al diseño de reactores químicos*”. Ed. La línea recta , CEI, FIUBA.
- Finger, S.M., Hatch, R.T., Regan, T.M., 1976. “*Aerobic microbial growth in semi-solid matrices: heat and mass transfer limitations*”. *Biotechnology and Bioengineering* 18, 1193–1218.
- Finstein M.S. , Hogan J., 1993. “Integration of composting process microbiology, facility structure and decision making”. en: Hoitink HAJ, Keener (eds) “*Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*”. Renaissance Publications, Worthington, Ohio, pp 1–23
- Finstein M.S. , Miller F.C. 1985 “*Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odour control, and cost effectiveness*”. In: Gasser JKR (ed) *Composting of agricultural and other wastes*. Elsevier, London, pp 13–26
- Fontenelle, Linelle T.; Corgié, Stéphane C. , Walker, Larry P. 2011. “*Integrating mixed microbial population dynamics into modeling energy transport during the initial stages of the aerobic composting of a switchgrass mixture*” . *Cornell University, Ithaca, United States. Bioresource Technology*, v 102, n 8, p 5162-5168
- Forster J.C., Zech W. , Wurdinger E. 1993. “*Comparison of chemical and microbiological methods for the characterisation of the maturity of composts from contrasting sources*”. *Biology and Fertility of Soils* 16:93-99.
- Freeman, T.M. y Cawthon, D.L., 1999. “*Use of composted dairy cattle solid biomass, poultry litter and municipal biosolids as greenhouse growth media*”. *Compost Science & Utilisation* 7 (3), 66-71.



- Gabrielle B., Da-Silveira J., Houot S. , Francou C. 2004. “*Simulating urban waste compost effects on carbon and nitrogen dynamics using a biochemical index*”. *Journal of Environmental Quality* 33: 2333-2342.
- García C., Hernández T., Costa F. , Ayuso M. 1992b. “*Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters*”. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 23:1501-1512
- García C., Hernández T., Costa F., Ceccanti B. 1994. “*Composting: biochemistry and characterization*”. en: *Environmental Biochemistry in Practice. I. Wastes and Soil Management*. B. Ceccanti y García C. (Eds). Consiglio Nazionale delle Ricerche-Istituto per la Chimica del Terreno, Pisa, Italia. pp. 51-78.
- García C., Hernández T., Costa F., Ceccanti B., Ciardi C. 1992a. “*Changes in ATP content, enzyme activity and inorganic nitrogen species during composting of organic wastes*”. *Canadian Journal of Soil Science* 72:243-253.
- García Ferrandez R y Ferrer A S (2007). “Control de la emisión de gases y olores” Cap 7 de “Compostaje”, por . Ed. Cientificos , Mundiprensa ISBN 13:978-84-8476-346-8
- GEO 4, 2007, “*Global Environment Outlook, environment for development*”, UNEP, “Perspectivas de medio ambiente mundial, medio ambiente para el desarrollo”, PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente): http://www.unep.org/geo/geo4/report/GEO-4_Report_Full_ES.pdf
- Giró, F, 1994. “*Proposta de normativa de qualitat per al compost de residus municipals a Catalunya*”. Junta de Residus. Generalitat de Catalunya
- Gomes, Ana P.,Pereira, Antunes F. 2008. “*Mathematical modelling of a composting process, and validation with experimental data*”. Department of Environment and Planning, University of Aveiro, 3810 Aveiro, Portugal. *Waste Management and Research*, v 26, n 3, p 276-287,
- Gómez Brandón M., Lazcano C., Dominguez J. 2008. “*The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure*”. *Chemosphere* 70:436-444.
- Gómez Palacios J.M., Estrada de Luis I.B. 2005. “*Indices de calidad de suelos y compost desde la perspectiva agro-ecológica*”. II Congreso sobre Residuos Biodegradables y Compost - El reto de fomentar el consumo de los productos finales. 20 y 21 octubre, Sevilla. 15 pp.

- Gonzalez Figueredo, C.; De La Torre, L.M., Sanchez, A., 2010. “*Dynamic modelling and experimental validation of a solid state fermentation reactor*”. Unidad de Ingeniería Avanzada, Mexico. IFAC Proceedings Volumes (IFAC-PapersOnline), v 11, n PART 1, p 221-226
- Grau Calvo, J. 2002. “*Sistemas de compostaje en pilas volteadas: Estudio de la planta de compostaje de Jorba (Barcelona)*”. Tratamientos de residuos. En: Ingeniería Química. Barcelona. Vol. 32, No. 374. p. 121–126.
- Hadas A., Portnoy R. 1994. “*Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil*”. Journal of Environmental Quality 23:1184-1189.
- Hamelers, H.V.M., 1993. “*Atheoretical model of composting kinetics*”. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental and Microbial and Utilisation Aspects*. Renaissance Publications, Worthington, USA, pp. 36–58
- Hamoda, M.F., Qdais, H.A.A., Newham, J., 1998 “*Evaluation of municipal solid waste composting*” Resource Conserv. Rec., 23, pp. 209–223
- Hams, S., Becker, G., 1999. “*State of the art of source separation, collection and treatment of organic waste in Germany*”. R’99 Recovery, Recycling and Re-integration Congress Proceedings. Volume I. Geneva.
- Hansen RC, Keener HM, Marugg C., Dick W.A, Hoitink H.A.J. 1993 “*Composting of poultry manure*”. en: Hoitink HAJ, Keener HM (eds) *Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Renaissance Publications, Worthington, pp 131–153.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S. , Warman, P.R., 2008. “*A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture*”. Agric. Ecosyst Environ. 123,1–14.
- Haug, Roger Tim., 1993. “*The practical handbook of compost engineering*”. (717). Lewis Publishers, Florida, USA. ISBN 0873713737.
- Herrmann, R.F. y Shann, J.F., 1997. “*Microbial community changes during the composting of municipal solid waste*”. Microbial Ecology 33 (1), 78-85.



- Hesketh N., Brookes P.C. 2000. “*Development of an indicator for risk of phosphorus leaching*”. *Journal of Environmental Quality* 29:105-110.
- Higgins, C., Walker, L., 2001. “*Validation of a new model for aerobic organic solids decomposition: simulations with substrate specific kinetics*”. *Process Biochemistry* 36 (8–9), 875–884.
- Himanen M., Kyösti LK, Itävaara M., Hänninen K. 2006. “*A method for measuring low-weight carboxylic acids from biosolid compost*”. *Journal of Environmental Quality* 35:516-521.
- Hogan, J.A., Miller, F.C., Finstein, M.S., 1989. “*Physical modeling of the composting ecosystem*”. *Applied and Environmental Microbiology* 55 (5), 1082-1092.
- Hoitink H. A.J., Stone A.G., Grebus M.E. 1996. “*Suppression of plant diseases by composts*”. *The Science of Composting*. Blackie Academic & Professional, Glasgow. Vol. 1:373-381.
- Hoitink H.A.J., Inbar Y., Boehm M.J. 1991. “*Status of composted-amended potting mixes naturally suppressive to soilborne diseases of floricultural crops*”. *Plant Disease* 75:869-873.
- Hoitink HAJ, Stone AG, Han D. Y.1997 “*Suppression of plant diseases by composts*”. *HortScience* 32(2):184–187
- Hong JH, Keener HM ,Elwell, D.L. 1998 “*Preliminary study of the effect of continuous and intermittent aeration on composting hog manure amended with sawdust*”. *Compost Sci Util* 6(3):74–88
- Hoover, S. R. , Porges, N. 1952. “*Assimilation of dairy wastes by activated sludge, II: “The equation of syntesis and Oxigen Utilization”* Sewage and industrial wastes, vol. 24, 1952
- Houot S., Bodineau G., Rampon J.N., Annabi M., Francou C., Poitrenaud M. 2005. “*Agricultural use of different residual waste composts – current situation and experiences in France*”. en: *Proceedings of the Conference: “The Future of Residual Waste Management in Europe”*, ORBITe.V, Weimar, Germany. 8 pp.
- Hue N.V. , Liu J. 1995. *Predicting compost stability*. *Compost Science and Utilization* 3: 8-15.

- Iannotti B.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.
- Iglesias Jiménez E., Pérez García V. 1992. “*Determination of maturity indices for city refuse composts*”. Agriculture Ecosystems and Environment 38: 331-343.
- Jakobsen, S.T., 1995. “*Aerobic decomposition of organic wastes II: Value of compost as a fertilizer*”. Resource Conserv Recycl 13, 57–71.
- Jeris J.S., Regan R.W., 1973. “*Controlling environmental parameters for optimum composting: II. Moisture, free air space and recycle*”. Compost Sci 14(2):8–15
- Kaiser, J., 1996. “*Modelling composting as a microbial ecosystem: A simulation approach*”. Ecological Modelling 91 (1-3), 25-37.
- Kayhanian, M., Tchobanoglous, G., 1992. “*Computation of C/N ratios for various organic fractions*”. Biocycle 33 (5), 58-60.
- Keener H.M., Hansen R.C.. 1997a. “*Airflow through compost: design and cost implications*”. Appl Eng Agric 13(3):377–384
- Keener HM, Ekinici K . 2005. “*Composting process optimization*”. Compost Sci Util 13(4):288–299
- Keener HM, Elwell DL. 1997b. Specifying design/operation of composting systems using pilot scale data. Appl Eng Agric 13(6):767–772
- Keener, H.M., Marugg, C., Hansen, R.C., Hoitink, H.A.J., 1993. “*Optimising the efficiency of the composting process*”. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental and Microbial and Utilisation Aspects*. Renaissance Publications, Worthington, USA, pp. 59–94.
- Khan J, Madden LV. 2002. “*Systemic resistance induced in cucumber against Phytophthora crown rot and blight by Trichoderma hamatum 382*”. Phytopathology 26:S41
- Kishimoto, M., Preechaphan, C., Yoshida, T., Taguchi, H., 1987. “*Simulation of an aerobic composting of activated sludge using a statistical procedure*”. MIRCEN Journal 3, 113–124.



- Komilis, D.P. , Ham, R.H., 2000. “*A comparison of static pile and turned windrow methods for poultry litter compost production*”. *Compost Science & Utilisation* 8 (3), 254-265.
- Kowaljaw E. , Mazzarino M.J. 2007. “*Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality*”. *Soil Biology and Biochemistry* 39:1580-1588.
- Kramers H. , Westerterp, K.R, 1963. “*Elements of Chemical Reactor Design and Operations*”. Netherlands University Press, Amsterdam.
- Krause MS, De Ceuster TJJ . 2003. “*Isolation and characterization of rhizobacteria from composts that suppress the severity of bacterial leaf spot of radish*”. *Phytopathology* 93:1292–1300
- Kumar Ravi, Jayaram, Ambika, Somashekar, R. K., 2009. “*Assessment of the performance of different compost models to manage urban household organic solid wastes*” Published online: 14 March 2009 . Springer-Verlag .
- Kuter GA, Hoitink HAJ. 1985. “*Effects of aeration and temperature on composting of municipal sludge in a full scale vessel system*”. *J Water Pollut Control Fed* 57(4):309–315
- Kuwahara, Fujio ; Sano, Yoshihiko; Nakayama, Akira; Nakasaki, Kiyohiko; Fukazawa, Tatsunori. 2009. “*Numerical modeling of a composting process with aeration*”. Shizuoka University, Japan. *Journal of Porous Media*, v 12, n 10, p 927-938,
- Labud V. Mazzarino M.J., Laos F. , Roselli L. 2006. “*Biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos de petróleo en el NO de Patagonia*”. XX Cong. Arg. Ciencia del Suelo. 19-22 Sept., Salta. Resúmenes p. 537
- LaGrega M.D., Buckingham P.L., Evans J.C., 1996. “*Hazardous Waste Management*”, McGraw-Hill. ISBN. 84-481-0713-6
- Laos F., Mazzarino M.J., Walter I., Roselli L., Satti P., Moyano S. 2002. “*Composting of fish offal and biosolids in NW Patagonia*”. *Bioresource Technology* 81:179-186.
- Laos F., Satti P., Walter I., Mazzarino M.J. , Moyano S. 2000. “*Nutrient availability of composted and non-composted residues in a Patagonian Xeric Mollisol*”. *Biology and Fertility of Soils* 31:462-469.

- Leconte M.C., Mazzarino M.J., Satti P.; Iglesias M.C. , Laos F. 2009. “*Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina*”. Waste Management 29: 2446-2453
- Lehmann, R.G., Smith, D.M., Narayan, R., Kozerski, G.E., Miller, J.R., 1999. “*Life cycle of silicone polymer, from pilot scale composting to soil amendment*”. Compost Science & Utilisation 7 (3), 72-82.
- Leth, M., Jensen, H.E.K., Iversen, J.J.L. 2001. “*Influence of different nitrogen sources on composting of Miscanthus in open and closed systems*”. Compost Science & Utilisation 9 (3), 197-205.
- Levanon D., Pluda D. 2002. “*Chemical, physical and biological criteria for maturity in composts for organic farming*”. Compost Science and Utilization 4:339-346.
- Levenspiel, O., 1986. “*El omnilibro de los reactores químicos*” . ISBN 84-291-73366. México. Reverte, 3ªEd. (Reimp. 2002)
- Levenspiel, O. 2004. “*Ingeniería de las reacciones químicas*”. Ed. Reverte, 3a ed 2004
- Li, Chunping; Li, Guoxue; Li, Yuchun; Li, Yanfu , Pan, Lingyang. 2007. “*Fuzzy mathematics-based evaluation of municipal solid waste compost maturities in different spaces in static tunnel from Nangong Compost Plant*”. Nongye Gongcheng Xuebao/Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, v 23, n 2, p 201-206.
- Lin, Yu-Peng; Huang, Guo-He; Hong, Ya-Xiong; Qin, Xiao-Sheng; Chakma, A. 2004. “*Biologically based aerobic composting theoretical model*”. Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition), v 14, n SUPPL., p 43-48, April 2004
- Loser, C., Ulbricht, H., Hoffman, P., Seidel, H., 1999. “*Composting of wood containing polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)*”. Compost Science & Utilisation 7 (3), 16-32.
- Longoria Ramírez R, Oliver Salazar MA, Torres Sandoval J, González Rubio JL y Méndez GM . 2014. “*Diseño, construcción y prueba de un prototipo automático para compostaje* ”. Revista Fac. Ing. Univ. Antioquia N. °70 pp. 185-196, marzo 2014
- Lukkhana Benjawan, Seksant Sihawong, Watcharapol Chayaprasert & Warunsak Liamlaem. 2015. “*Composting of Biodegradable Organic Waste from Thai Household in a Semi-Continuous*



Composter”, *Compost Science &Utilization*, 23:1, 11-17, DOI: 10.1080/1065657X.2014.963742

- Magalhaes, A.M.T., Shea, P.J., Jawson, M.D., Wicklund, E.A., Nelson, D.W., 1993. “*Practical simulation of composting in the laboratory*”. *Waste Management & Research* 11, 143-154.
- Martínez Blanco, J., Muñoz, P., Antón, A. y Rieradevall, J., 2009. “*Life cycle assessment of the use of compost from municipal organic waste for fertilization of tomato crops*”. *Resource Conserv. Recycl.* 53,340–51.
- Mason, I.G., 2006. “*Mathematical modelling of the composting process: A review*” (Department of Civil Engineering, University of Canterbury, Private Bag 4800, Christchurch, New Zealand) . *Waste Management*, v 26, n 1, pp. 3-21
- Mathur S., Owen G., Dinel H., Schnitzer M. 1993. “*Determination of compost bio-maturity*”. *Biological Agriculture and Horticulture* 10:65-85
- Mazzarino M.J., Labud V., Laos F., Roselli L., Satti, P., Othaz, M.A., Crego P. 2007. “*Biorremediación de suelos contaminados con petróleo utilizando residuos orgánicos*”. XV Congreso Arg. de Toxicología. Neuquén, 26-28 Septiembre. Conferencia. *Acta Toxicológica Argentina* 15 (suplemento):16.
- Mazzarino MJ, Satti P, Moyano S., Laos F, 2004. “*Composts de biosolidos: efecto del tamizado sobre la inmovilizacion de nitrogeno del suelo*”. CRUB, Univ. Nacional del Comahue .*Ciencia del Suelo* N° 22, 2004 19-26
- Mazzarino, M.A., Satti, P. “*Compostaje en la Argentina : experiencias de producción, calidad y uso*”. junto a Lucía Roselli en el Cap. 2: “*Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost*”, 1ªEd.-Buenos Aires : Orientación Gráfica Editora, 2012. ISBN 978-987-9260-93-7
- McCartney, D., Hongtu Chen., 2001. *Using a biocell to measure effect of compressive settlement on free air space and microbial activity in windrow composting*”. *Compost Science & Utilisation* 9 (4), 285-302.

- McConnell, D.B., Shiralipour, A., Smith, W.H., 1993. “*Agricultural impact compost application improves soil properties*”. *Biocycle* 34,61–63.
- Melaj, M., Daraio, M., 2013. “Preparation and Characterization of Potassium Nitrate Controlled-Release Fertilizers Based on Chitosan and Xanthan Layered Tablets”. *Journal of Applied Polymer Science* DOI: 10.1002/app.39452
- Metcalf , Eddy, 1995. “*Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse*”. (3rd edition). McGraw-Hill Inc, New York, USA.
- Michel FC Jr, Pecchia JA 2004 “*Mass and nutrient losses during the composting of dairy manure amended with sawdust or straw*”. *Compost Sci Util* 12(4):323–334
- Michel, F.C., Reddy, C.A., Forney, L.J., 1993. “*Yard waste composting: studies using different mixes of leaves and grass in a laboratory scale system*”. *Compost Science & Utilisation* 1, 85-96
- Michel, F.C., Reddy, C.A., Forney, L.J., 1995. “*Microbial-degradation and humification of the lawn care pesticide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid during the composting of yard trimmings*”. *Applied and Environmental Microbiology* 61 (7), 2566-2571
- Miller F.C., 1993. “*Minimizing odor generation*”. In: Hoitink HAJ, Keener HM (eds) *Science and engineering of composting: design, environmental, microbiological and utilization aspects*. Renaissance Publications, Worthington, OH, pp 219–241
- Ming, L., Xuya, P., Youcai, Z., Wenchuan, D., Huashuai, C., Guotao, L, , 2008. “*Microbial inoculum with leachate recirculated cultivation for the enhancement of OFMSW composting*”. *J Hazard Mater* 153,885–91.
- Mohee, R., White, R., Das, K., 1998. “*Simulation model for composting cellulosic (bagasse) substrates*”. *Compost Science & Utilisation* 6 (2), 82–92
- Morales-Maldonado E y Casanova-Lugo F, 2015. “*Mezclas de sustratos orgánicos e inorgánicos, tamaño de partícula y proporción*” . *Revista Agronomía Mesoamericana*. Vol. 26 (Nº2) 2015 ISSN 2215-3608 DOI: <http://dx.doi.org/10.15517/am.v26i2.19331>
- Moreno Casco J., Moral Herrero, R. 2008. “*Compostaje*”. Madrid, ediciones Mundi Prensa, 570p, ISBN 978-84-8476-346-8



- Morgenroth, E., Schroeder, E. D. 1996. “*Nutrient limitation in a compost biofilter degrading hexane*”. Journal of the Air & Waste Association. Vol. 46, No. 4, pp. 300-308.
- Mote, C.R. y Griffis, C.L., 1979. “*A system for studying the composting process*”. Agricultural Wastes 1 (3), 191-203.
- Muñoz I. D. J., Mendoza C. A., López G. F., Soler A. A., Hernández M.M.M. 2000 “*Manual de análisis de suelo. Edafología*”. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala, UNAM, México.
- Nakasaki, K., Kato, J., Akiyama, T., Kubota, H., 1987. “*A new composting model and assessment of optimum operation for effective drying of composting material*”. Journal of Fermentation Technology 65 (4), 441–447.
- Namkoong, W., Hwang, E-Y., 1997. “*Operational parameters for composting night soil in Korea*”. Compost Science & Utilisation 5 (4), 46-51.
- NCh 2880-2005. La Norma Chilena de Compost 2880-2005: *Compost - Clasificación y Requisitos*. <http://www.sinia.cl/1292/fo-article-32296.pdf>
- Neufert, Ernst,, Neufert, Peter, 2001. “*Arte de proyectar en arquitectura*”. 14ª Edición, Ed. GG. Diseño,. 2001, 580 págs.
- Nielsen H., 2002. “*A model for temperature dependency of thermophilic composting process rate*”. Compost Science and Utilization, v 10, n 3, p 249-257,
- Palmisano, A.C., Maruscik, D.A., Ritchie, C.J., Schwab, B.S., Harper, S.R., Rapaport, S.A., 1993. “*A novel bioreactor simulating composting of municipal solid waste*”. J. Microbiol. Methods 18 99-112.
- Papadimitriou, E.K., Balis, C., 1996. “*Comparative study of parameters to evaluate and monitor a composting process*”. Compost Science & Utilisation 4 (4), 52-61.
- Papadopoulos A.E., Stylianou M.A., Michalopoulos C.P., Moustakas K.G, Hapeshis K.M., Vogiatzidaki E.E.I., Loizidou M.D., 2009. “*Performance of a new household composter during in-home testing*”. National Technical University of Athens, Greece. Elsevier, Waste Management 29 (2009) 204–213

- Parkinson, R., Gibbs, P., Burchett, S., Misselbrook, T., 2004. “*Effect of turning regime and seasonal weather conditions on nitrogen and phosphorus losses during aerobic composting of cattle manure*”. *Bioresour. Technol.*91, 171–8.
- Pecchia, J.A., Beyer, D.M., Wuest, P.J., 2002. “*The effects of poultry manure based formulations on odour generation during phase 1 mushroom composting*”. *Compost Science & Utilisation* 10 (3), 188-196.
- Peters, S., Koschinsky, S., Schwieger, F. y Tebbe, C. C., 2000. “*Succession of microbial communities during hot composting as detected by PCR single strand conformation polymorphism based genetic profiles of small subunit rRNA genes*”. *Applied and environment. microbial*, 66: 930-936.
- Petersen, C., Kielland, M., 2003. “*Statistik for hjemmekompostering*” (*Statistics for home-composting, in Danish*). Miljøprojekt nr. 855, Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. <http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2003/87-7972-960-6/pdf/87-7972-961-4.pdf>
- Petiot, C., de Guardia, A., 2004. “*Composting in a laboratory reactor: a review*”. *Compost Science & Utilisation* 12 (1), 69-79.
- Petric, I., Selimbašić, V. 2008. “*Development and validation of mathematical model for aerobic composting process*”. University of Tuzla. Bosnia and Herzegovina. *Chemical Engineering Journal*, v 139, n 2, p 304-317,
- Pfeiffer, Ehrenfried , 1957. “*The CompostManufacturers Manual; the practice of large scale compostin*”. Philadelphia Pfeiffer foundation.
- Pharand B, Carisse O 2002. “*Cytological aspects of compost-mediated induced resistance against Fusarium crown and root rot in tomato*”. *Phytopathology* 92:424–438
- Pierzynski G.M. 1994. “*Plant nutrient aspects of sewage sludge*”. en: *Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment*. Clapp C.E., Larson W.E. & Dowdy R.H. (Eds.). SSSA Miscell. Publ., Madison, USA. pp. 21-25.
- PNUMA, 2011. “Informe PNUMA/ORPLAC 12/05/2011: “*La Humanidad puede y debe hacer más con menos*”. disponible en: http://www.pnuma.org/informacion/comunicados/2011/12Mayobis/1cpb35n_i.htm



- Qiao, L. y Ho, G., 1997. “*The effects of clay amendment on composting of digested sludge*”. Water Research 31 (5), 1056-1064.
- RD 824/2005. Real Decreto 824 del 2005 *requerimientos mínimos de la calidad de un compost*. Normativa Española. <http://www.boe.es/boe/dias/2005/07/19/pdfs/A25592-25669.pdf>
- Rebollido, R., Martínez, J., Aguilera, Y., Melchor, K., Koerner, R. y Stegmann, R., 2008. “*Microbial populations during composting process of organic fraction of municipal solid waste*”. Applied ecology and environmental research, 6 (3): 61-67.
- Recycled Organics Unit. 2006. “*Compost use for pest and disease suppression in NSW*”. Recycled Organics Unit. The Univ. of New South Wales, Australia. www.recycledorganics.com
- Reglamento (ce) nº 1774/2002 del parlamento europeo y del consejo. 2002 <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2002:273:0001:0095:ES:PDF>
- Riber, C., Rodushkin, I., Spliid, H., Christensen, T.H., 2007. “*Method for fractional solid-waste sampling and chemical analysis*”. J. Environ. Anal. Chem. 87, 321–335.
- Richard, T L, 2005. “*Encyclopedia of Soils in the Environment*”; P. 294–301. “Compost”. ISBN: 978-0-12-348530-4. Elsevier Ltd.
- Rimache Artica, Mijail, 2009. “*Biohuertos, Agricultura ecológica*”, p. 167, starbook, ISBN 978-84-92650-09-5
- Riser Roberts, E., 1998. “*Remediation of petroleum contaminated soils*”. CRC Press. Lewis publishers.
- Robinzon, R., Kimmel, E., Avnimelech, Y., 2000. “*Energy and mass balances of windrow composting system*”. Transactions of ASAE 43 (5), 1253–1259.
- Rodriguez Leon, J.A., Torres, A., Echevarria, J., Saura, G., 1991. “*Energy balance in solid state fermentation processes*”. Acta Biotechnol. 11, 9-14.
- Rynk R. 2003. “*The art in the science of compost maturity*”. Compost Science and Utilization 11:94-96.
- Rynk R., van der Kamp M., Willson G.B., Singley M.E., Richard T.L., Kolega J.J., Gouin F.R., Laliberty L., Kay Jr. D., Murphy D.W., Hoitink H.A., Brinton W.F. 1992. “*On-farm*

- composting handbook*". Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Coop. Extension Service. Ithaca, N.Y. USA. 186 pp.
- Saucedo Castaneda, G., Gutierrez Rojas, M., Baquet, G., Raimbault, M. y Viniegra Gonzalez, G., 1990. "*Heat transfer simulation in solid substrate fermentation*". Biotechnol. Bioeng. 35, 802-808.
- Sauri Riancho M.R., Castillo Borges E.R, 2002. "*Utilización de la composta en procesos para la remoción de contaminantes*". Ingeniería 6-3 55-60
- Schloss P.D., Walker L.P., 2000. "*Measurement of process performance and variability in inoculated composting reactors using ANOVA and power analysis*", Process Biochem. 35 931-942.
- Schloss, P.D., Chaves, B., Walker, L.P., 2000. "*The use of the analysis of variance to assess the influence of mixing during composting*". Process Biochemistry 35 (7), 675-684.
- Scholwin, F., Bidlingmaier, W., 2003. "*Fuzzifying the composting process: a new model based control strategy as a device for achieving a high grade and consistent product quality*". en: Proceedings of the Fourth International Conference of ORBIT Association on Biological Processing of Organics: Advances for a Sustainable Society, 30th April-2 May, 2003, Perth, Australia. ORBIT Association, Weimar, Germany, pp. 739-751
- Schulze, K.L., 1962. "*Continuous thermophilic composting*". Applied Microbiology 10 108-122.
- Schwab, B.S., Ritchie, C.J., Kain, D.J., Dobrin, G.C., King, L.W., Palmisano, A.C., 1994. "*Characterization of compost from a pilot plant-scale composter utilizing simulated solid waste*". Waste Management & Research 12, 289-303.
- Seki, H, 2000. "*Stochastic modeling of composting processes with batch operation by the Fokker-Planck equation*". Trans. ASAE 43 (11), 169-179.
- Semple, K.T., Reid, B.J., Fermor, T.R. 2001. "*Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants*". Environ. Pollution, 112: 269 - 283.
- SENASA (2011), Resolución SENASA N° 264 /2011: "*Reglamento para el registro de fertilizantes, enmiendas, sustratos, acondicionadores, protectores y materias primas en la República Argentina*". MAGyP. <http://www.senasa.gov.ar/contenido.php?to=n&in=1501&io=16573>



- Seymour, R.M, Donahue, D., Bourdon, M., Evans, J.R. y Wentworth, D., 2001. “*Intermittent aeration for in-vessel composting of crab processing waste*”. *Compost Science & Utilisation* 9 (2), 98-106.
- Sharpley A.N, Daniel T., Sims T., Lemunyon J., Stevens R., Parry R. 2003. “*Agricultural Phosphorus and Eutrophication*”. Second Edition. USDA-ARS. ARS-149, U.S.Gov. Print. Office, Washington, DC. 38 pp.
- Sikora, L.J., Ramirez, M.A., Troeschel, T.A., 1983. “*Laboratory composter for simulation studies*”. *Journal of Environmental Quality* 12 219-224.
- Sims J.T., Sharpley A.N. (Eds.). 2005. “*Phosphorus, Agriculture and the Environment*”. American Soc. of Agronomy Monogr. ASA, Madison, 1121 pp.
- Smårs, S., Beck-Friis, B., Jönsson, H., Kirchmann, H., 2001. “*An advanced experimental composting reactor for schematic simulation studies*”. *Journal of Agricultural Engineering Research* 78 (4), 415-422.
- Smith, R., Eilers, R.G., 1980. “*Numerical simulation of activated sludge composting*”. EPA-600/2-8C-191, USEPA, Cincinnati, OH, USA.
- Sommer, S.G., 2001. “*Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter*”. *Eur. J. Agron.* 14,123–33.
- Stombaugh, D.P.Nokes, S.E., 1996. “*Development of a biologically based aerobic composting simulation model*”. *Trans. ASAE* 39 (1), 239-250.
- Strom, P.F., 1985a. “*Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid waste composting*”. *Applied and Environmental Microbiology* 50 (4), 899-905.
- Strom, P.F., 1985b. “*Identification of thermophilic bacteria in solid waste composting*”. *Appl. Environ. Microbiol.* 50: 906-913.
- Suárez Jiménez, Constanza, 2008. “*Métrica en arquitectura*”, U. Iberoamericana, 2008 – 293 págs.
- Sundberg Cecilia, 2005. “*Improving Compost Process Efficiency by Controlling Aeration, Temperature and pH*”. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural sciences. Uppsala, 2005, 49 pp. <http://diss-epsilon.slu.se/archive/00000950/01/CeSu103fin0.pdf>

- Sundberg, C., Jonsson, H., 2003. “*Down-scaling a large composting plant to pilot-scale for systematic research*”. Proceedings of the Fourth International Conference of ORBIT Association on Biological Processing of Organics: Advances for a Sustainable Society, 30th April-2 May, 2003, Perth, Australia, pp 388-397. ORBIT Association, Weimar, Germany.
- Sundberg, C., Smars, S., Jonsson, H., 2004. “*Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting*”. Bioresource Technology 95 (2), 145-150.
- Tang, H. M.; Hwang, S. J., Hwang, S. C., 1996. “*Waste Gas Treatment in Biofilters*”. Journal of the Air & Waste Association. Vol. 46, No. 4, pp. 349-354.
- Tchobanoglous, A., Theisen, L., Vigil, S., 1998. “*Integrated Solid Waste Management*”. McGraw-Hill.
- TMECC, 2001. Test Methods for the Examination of Composting and Compost. U.S. The Composting Council Research and Education Foundation. <http://compostingcouncil.org/tmecc/>
- Tognetti C., Mazzarino M.J., Laos F. 2007 “*Improving the quality of municipal organic waste compost*”. Bioresource Technology 98:1067-1076.
- Tränkner A 1992 “*Use of agricultural and municipal organic wastes to develop suppressiveness to plant pathogens*”. en: Tjamos EC, Papavizas GC et al (eds) *Biological control of plant diseases*. Plenum, New York, pp 35–42
- USCC, 2009. USComposting Council, <http://www.compostingcouncil.org/programs/tmecc/>
- USEPA. 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. U.S. Gov. Print. Office, Washington D.C., EEUU. Federal Register 58:9248-9415.
- van Bochove, E., Couillard, D., Nolin, M.C., 1995. “*Characterization of the Composting Stages By a Multivariate- Analysis - Application to the Nitrogen-Cycle*”. Environmental Technology 16 (10), 929-941.
- Van der Zee, M., Stoutjesdijk, J.H., Feil, H., Feijen, J., 1998. “*Relevance of aquatic biodegradation tests for predicting degradation of polymeric materials during biological solid waste treatment*”. Chemosphere 36 (3), 461-473.



- Van Deuren, J., Wang, Z., Ledbetter, J. 1997. “*Remediation technologies screening matrix and reference Guide*”. 3^a Ed. Technology Innovation Office, EPA.
<http://www.epa.gov/tio/remed.htm>.
- van Lier, J.J.C., van Ginkel, J.T., Straatsma, G., Gerrits, J.P.G., van Griensven, L.J.L.D., 1994. “*Composting of mushroom substrate in a fermentation tunnel – compost parameters and a mathematical model*”. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 42 (4), 271–292.
- Van Soest P.J., Wine R.H. 1967. “*Use of detergents in the analysis of fibrous feeds*”. IV. Determination of plant cell-wall constituents. *Journal of The Association of Official Analytical Chemists* 50:50-55
- VanderGheynst, J., Walker, L., Parlange, J., 1997b. “*Energy transport in a high-solids aerobic degradation process: Mathematical modeling and analysis*”. *Biotechnology Progress* 13 (3), 238–248.
- VanderGheynst, J.S., Lei, F., 2003. “*Microbial community structure dynamics during aerated and mixed composting*”. *Trans. ASAE* 46 (2), 577-584.
- VanderGheynst, JS., Gossett, JM., Walker, LP., 1997a. “*High-solids aerobic decomposition: Pilot-scale reactor development and experimentation*”. *Process Biochemistry* 32 (5), 361-375.
- VanLier, J.J.C., VanGinkel, J.T., Straatsma, G., Gerrits, J.P.G., VanGriensven, L.J.L.D., 1994. “*Composting of mushroom substrate in a fermentation tunnel – compost parameters and a mathematical model*”. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 42 (4), 271-292.
- Veeken, A., Timmermans, J., Szanto, G., Hamelers, B.V.F., 2003. “*Design of passively aerated compost systems on basis of compaction-porosity-permeability data*”. *Proceeding of the Fourth International Conference of ORBIT Association on Biological Processing of Organics: Advances for a Sustainable Society, 30th April-2 May, 2003, Perth, Australia, pp 85-96. ORBIT Association, Weimar, Germany.*
- Velasco Trejo J. A., Volke Sepúlveda T.A, 2007. “*El composteo: alternativa tecnológica para la biorremediación de suelos en México*”. *Publicación del Instituto Nacional de Ecología, de México*

- Vlyssides, A.; Mai, S., Barampouti, E.M. 2009. “*An integrated mathematical model for co-composting of agricultural solid wastes with industrial wastewater*” National Technical University of Athens, Greece. *Bioresource Technology*, v 100, n 20, p 4797-4806
- Weltzien HC (1992) “*Biocontrol of foliar fungal diseases with compost extracts*”. In Brock Springer Series in Contemporary Bioscience. BSN 0387-97579-9. Springer, New York, pp 430–450
- Wheeler, P.A., Parfitt, J., 2002. “*Life cycle assessment of home composting*”. Proceedings of Waste 2002 Conference, Stratford, UK.
- Wiles MC, Elwell DL 2001 “*Volatile fatty acid emissions during composting of swine waste amended with sawdust as a measure of odor potential*”. *Compost Sci Util* 9(1):27–37
- Windle, Harry N., 2004. “*Rotatable Aerating Composter*”. Patente de EEUU N° US 6,783,975 B2 <http://www.freepatentsonline.com/6783975.pdf>
- Yanqiang Di, Jiemin Liu, Jianguo Liu, Siyuan Liu & Luchun Yan. 2013 “*Characteristic analysis for odor gas emitted from food waste anaerobic fermentation in the pretreatment workshop*” *Journal of the Air & Waste Management Association* Volume 63, Issue 10, 2013 pages 1173-1181 DOI:10.1080/10962247.2013.807318
- Yohalem DS, Harris RF. 1994. “*Aqueous extracts of spent mushrooms substrate for foliar disease control*”. *Compost Sci. Util.* 4:67–83
- Yu, Shouhai; Clark, O. Grant, Leonard, Jerry J.. 2008. “*A statistical method for the analysis of nonlinear temperature time series from compost*”. *Agricultural, Food and Nutritional Science*, University of Alberta, Canada. *Bioresource Technology*, v 99, n 6, p 1886-1895,
- Zambra, C.E. Moraga, N.O., Escudey, M., 2011. “*Heat and mass transfer in unsaturated porous media: Moisture effects in compost piles self-heating*”. Universidad Arturo Prat, Chile. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, v 54, n 13-14, p 2801-2810
- Zhang W, Han DY. 1998. “*Compost and compost water-induced systemic acquired resistance in cucumber and arabidopsis*”. *Phytopathology* 88:450–455
- Zmora Nahum S., Markovitch O., Tarchitzky J., Chen Y. 2005. “*Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity*”. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 2109–2116.



Zubillaga MS, 2012. "*Remediación de suelos forrajeros contaminados con metales pesados: Impacto de la aplicación de residuos orgánicos y fitoextracción*". Tesis doctoral. Univ. Da Coruña, 19/9/2012

Zucconi F., de Bertoldi M. 1987. "*Compost specification for the production and characterization of compost from municipal solid waste.*" En: de Bertoldi M., Ferranti M.P., Hermite P.L. y Zuconi, F. (Eds.), *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science Publishers, Barking, pp. 30–50.

Zurcan Valentina, 2007. "*Modelado matemático de procesos biológicos de tratamiento de residuos sólidos orgánicos: compostaje y digestión anaerobia seca*", Tesis Doctoral, TECNUM, Universidad de Navarra, España,

LISTA DE PUBLICACIONES Y TRABAJOS PRESENTADOS A CONGRESOS RELACIONADOS CON LA TESIS.

Patente

2014 “**Compostador Doméstico Automático para la Autogestión Domiciliaria de Residuos Orgánicos Biodegradables**”. Autores: C. A. Falcó, S. P. Boeykens, C. S. Lunati, N. Caracciolo. INPI 13346281A1.Trámite N°2817. Tipo: Máquina, equipo, instrumento. Fecha de presentación: 28/7/14. Apto preliminar administrativo y examen preliminar técnico aprobado en fecha 18/6/2015.

Libros Nacionales de Divulgación:

2012 “**Guía de Producción más Limpia para Frigoríficos Porcinos**” Alejandro Falcó., Programa de P+L. SAyDS ISBN 978-987-26766-0-5

2012 “**Guía de Producción más Limpia para Frigoríficos Ovinos**” Alejandro Falcó., Programa de P+L. SAyDS ISBN 978-987-26766-0-5

Publicaciones en revistas internacionales (con referato)

2015 “Evaluation of an organic waste composting device to household treatment”, C.A. Falcó, N. Caracciolo, M. Ruiz Vázquez, S. Boeykens, M Tortorelli. Con Referato. Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems. (2015) 3 (3) 245-255. ISSN 1848-9257. <http://dx.doi.org/10.13044/j.sdewes.2015.03.0019>.

Publicaciones en proceeding de Congreso Internacional con referato:

2013 “**Home composting. Testing a new type of device**”. C.A. Falcó, N. Caracciolo, S. Boeykens. Digital Proceedings of the 8th Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems. En CD. ISSN 1847-7178.

2010“**Sustentabilidad local para el desarrollo global**” , C. A. Falcó. Capitulo 1 Proceedings del “I Congreso de desarrollo local sustentable para las regiones Chorotega y Pacífico Central”, Nicoya, Guanacaste, Costa Rica, ISBN 978-9968-638-07-4, C. A. Falcó participó también del comité editorial para la revisión, calificación y organización de los documentos del congreso.



2008 “**¿De qué hablamos cuando nos referimos a la sustentabilidad del desarrollo?**”. C. A. Falcó. Proceedings del *IV Congreso Latinoamericano de Estudios Turísticos*, Nicoya, Guanacaste, Costa Rica, ISBN 978-99689527-9-8.

Publicacion en revista nacional con referato:

2012 “**Biorreactores para la Autogestión Domiciliaria de Residuos Sólidos Urbanos Orgánicos**” Falcó, C. A.; Glinka, L. ; Caracciolo, N.; Boeykens, S. P. *Ciencia* 7 (26) 25-35. ISSN 1668-2009.

Congresos Internacionales

2013 “**Home composting: testing a new type of device**”. C.A. Falcó, N. Caracciolo, S. Boeykens. Exposición oral. *The 8th Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems (SDEWES)*. Dubrovnik, Croacia, 9/13.

2012 “**Testing evolution of aerobic composting**”. Falcó C.A., Saralegui A., Boeykens S. Póster. *8th. International Congress on Chemistry Chemical Engineering and Biochemistry, La Habana, Cuba*. 10/12.

2011 “**Cambio Climático, Clima de Cambio**” Conferencia Magistral de apertura del *1º Simposio Internacional de sostenibilidad de Turismo y Desarrollo Humano para America Latina*. . UNAN León, Nicaragua. 20 al 22 de Octubre de 2011

2010 “**Bioreactores para la Autogestión domiciliaria de Residuos Sólidos Urbanos Orgánicos**”. L. Glinka, C. A. Falcó, N. Caracciolo, S. Boeykens. *V Congreso Iberoamericano de Ambiente y Calidad de Vida*. Libro de resúmenes. Pág 51. ISBN 978-950-746-187-3. Catamarca, 9/10.

2010. “**Agua: Una decisión de Vida**” C. A. Falcó. Conferencia Magistral de apertura de la *1º Cumbre Ambiental del departamento de la Guajira. Corpoguajira - Colombia*, 2010/06/05

2010 “**Sustentabilidad local para el desarrollo global**”. C.A. Falcó conferencia magistral en “*I Congreso de desarrollo local sustentable para las regiones Chorotega y Pacífico Central de Costa Rica*”, 2010, Nicoya, Guanacaste, Costa Rica, 1 al 3 de Diciembre de 2010

2008. “**Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos**” C. A. Falcó. ciclo de conferencias en la Universidad Nacional de Costa Rica, del 3 al 21 de Mayo de 2008

Congresos Nacionales

2011 . “*Proyecto de recuperación de la cultura del Compostaje*”. Ponencia y stand en el Congreso “*La educación Ambiental y la participación ciudadana para el desarrollo de actitudes ambientalmente respoansables*”. UNde Lanus. 22 al 24/9/2011.. <http://fundacion-enlaces.org/site/wp-content/uploads/2011/09/Proyecto-de-recuperaci%C3%B3n-de-la-cultura-del-Compostaje.pdf>

LISTA DE PROYECTOS RELACIONADOS CON EL TEMA DE TESIS:

desde 2007. “Proyecto de Educación Ambiental Sostenida” PECAS. “*Problemática de los Residuos, ¿Qué puedo hacer yo?*”. Video documental educativo. Fundación Enlaces para el desarrollo sustentable. Disponible en: http://fundacion-enlaces.org/site/?page_id=78

desde 2011 Proyecto “Mi Huella”. Proyecto de construcción de vivienda familiar autosuficiente que incluye el dispositivo de esta tesis. <http://fundacion-enlaces.org/site/?p=613>

2011 “*Tierra Madre*”. Proyecto educativo con Video corto documental educativo (premiado), Fundación Enlaces para el Desarrollo Sustentable <http://www.youtube.com/watch?v=GSm9qCgbkmg>

desde 2010 “*Proyecto de recuperación de la cultura del Compostaje*”. Fundación Enlaces para el desarrollo sustentable. <http://fundacion-enlaces.org/site/wp-content/uploads/2011/09/Proyecto-de-recuperaci%C3%B3n-de-la-cultura-del-Compostaje.pdf>

2009 “*Proyecto de Reducción de Residuos Sólidos Urbanos en la Provincia de Buenos Aires, Argentina*”, Municipalidad Zárate-OPDS-JICA. Japón entre el 22/09/2009 y el 6/10/2009.

2009 “*Zárate Basureada*” Proyecto educativo ambiental. Programa PECAS. Fundación Enlaces para el Desarrollo Sustentable. <http://www.youtube.com/watch?v=giaqSoEclZ0>

2009 “*La Basura en Escalada*” Proyecto educativo. Programa PECAS. Fundación Enlaces para el Desarrollo Sustentable. http://www.youtube.com/watch?v=RHfOjTTtS_g



2009 “*Agua*” Proyecto educativo. Programa PECAS. Fundación Enlaces para el Desarrollo Sustentable. <http://www.youtube.com/watch?v=3tDevz9AfAA>

LISTA DE PROYECTOS CON LOS QUE SE FINANCIÓ ESTA TESIS:

- Proyecto de Promoción de la Cultura del Compostaje. Beca. Fundación Enlaces para el Desarrollo Sustentable.(www.fundacion-enlaces.org)
- Proyectos del LaQuíSiHe, dirección: Dra. S. Boeykens: UBACyT; N° 20020120100201: “Evaluación de tecnologías de remediación de suelos y aguas con contaminantes inorgánicos”, 2013-2016 ; N° 20020090100102: “Aplicaciones de sistemas químicos para bioadsorción y retención de contaminantes”, 2010-2013 ; de Urgencia Social I-750: “Suelos y aguas bonaerenses: estudio para la evaluación, control y remediación de la contaminación”. 2006-2009 y • PICT 2005 ANPCyT – FONCyT N° 38183; “Distribución y dispersión de metales pesados en suelo y aguas en una localidad pampeana y propuestas para su mitigación”. 2007-2010.