



*Universidad Nacional de Córdoba
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Escuela para Graduados*



OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE PEQUEÑA ESCALA

Juan Pablo Arrigoni

Tesis

Para optar al Grado Académico de
Doctor en Ciencias Agropecuarias
Mención: Tecnologías de compostaje

Córdoba, 2016

OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE PEQUEÑA ESCALA

Juan Pablo Arrigoni

Comisión Asesora de Tesis

Directora: Dra. Francisca Laos

Asesores: Dr. Lucas A. Garibaldi (Codirector)

Dra. Paola Campitelli

Tribunal Examinador de Tesis

.....

.....

.....

Presentación formal académica

.....

Facultad de Ciencias Agropecuarias

Universidad Nacional de Córdoba

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Francisca Laos por su acompañamiento y dirección durante estos casi diez años de formación, por su aporte y entrega a las ciencias ambientales y la ingeniería ambiental, sus funciones y responsabilidad con la sociedad, desde la Universidad Nacional de Río Negro y otros ámbitos.

Al Dr. Lucas Garibaldi, por su aporte y soporte en este y otros tantos trabajos de ciencia e investigación, por su compromiso con el futuro de la Universidad Nacional de Río Negro y aporte a la ingeniería ambiental.

A la Dra. Paola Campitelli, por su predisposición y entrega a la formación de jóvenes investigadores, la vinculación con organismos técnicos, su rol en la Escuela para Graduados de la Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias.

Al Grupo de Suelos de la Universidad Nacional del Comahue, por brindarme apoyo y formación en las técnicas de análisis de laboratorio y cursos de postgrado.

A mi hermano Gustavo, por brindarme el soporte económico necesario para la finalización de este trabajo, por su confianza y el cumplimiento del mandato de nuestro padre Pedro, de estar presente para garantizar la formación de los hermanos más jóvenes, gracias hermano por todo. A mi hermano Federico también, por brindarse a la ayuda que necesite. A mi hermana María Emilia, por su apoyo, dulzura y fortaleza; y a mi hermana María Julieta, por su frescura, su esfuerzo y los desafíos del futuro.

A esa familia que compartió mi padre e hizo nuestra, Ulrich Klein, Gustavo Vicente, José Rodríguez y José Palé, algunos en el cielo y nuestros corazones; por esa familia, P.J.A. SRL, los valores que siembran desde el trabajo, su acompañamiento y los compostadores que construimos juntos, incluyendo los de esta experiencia.

A la empresa INVAP S.E. por dar lugar a esta experiencia de investigación sobre el tratamiento de los residuos en el marco de la Responsabilidad Social Empresarial, a Gabriela Salamida, Esteban Sorocinski, Verónica Garea y Mauro Velázquez por su claridad en la

defensa de éstos temas de trabajo y valores de justicia social. A la dirección de la empresa por su interés, los recursos y las oportunidades también agradezco. Un saludo a los compañeros José Luis y a Jorge, que siempre me acompañaron en el sitio de la experiencia.

A la empresa TSB S.A, particularmente a Claudio Urcera, Cecilia Rozza, Fernán Pereyra y Martín Lagos, por su confianza y el aporte de instrumental avanzado para esta y otras experiencias de investigación.

A Dangen Plásticos, particularmente a Jorge Daniele por su apoyo y colaboración en la fabricación de piezas específicas de plástico reciclado para la construcción de los compostadores utilizados.

Al INTI Regional Córdoba, Violeta Silvert y Guillermo Garrido particularmente, por su gran trabajo, su consideración y la entrega al desarrollo de alternativas para la gestión de residuos.

A mis amigos neuquinos y mis amigos de la pelota, por bancar mi ausencia este tiempo, prestarme su escucha en momentos difíciles y darme tantas alegrías.

A Gabriel Russo y su equipo, Carlos Fernández y Mariano Mena, por la ayuda en el trabajo con los residuos durante la experiencia y por la apuesta a descentralizar la gestión de los residuos del barrio.

A Mateo Paladino, por su ayuda y enseñanza desinteresada con los dibujos técnicos y su ayuda bajo el agua, en el montaje del sitio de experimentación. Gracias amigo.

A la Asociación de Recicladores de Bariloche (ARB), por el mes que compartimos en tiempo de estudio y enseñarme sobre la realidad que viven tantos como ustedes, materia que quienes estudiamos solemos desconocer, olvidar o abandonar. Por los compostadores que necesitamos construir juntos con la sociedad.

A Gabriela Paladino, por el equipo de trabajo que hemos formado durante más de diez años, por la hermosa pareja que compartimos y por hacer del sueño de formarse como investigadora, éste y su propio trabajo doctoral. Esta experiencia solo fue posible porque estuviste en todo. Gracias con todo el corazón.

DEDICATORIA

A mis padres Ana y Pedro, por hacernos sentir lo más importante de sus vidas y enseñarnos lo más importante de ella.

RESUMEN

El presente trabajo aborda la descentralización de residuos orgánicos como elemento clave de una gestión integral de residuos municipales, atendiendo aspectos tecnológicos del compostaje a pequeña escala, tales como los compostadores utilizados en el hogar o pequeños generadores. Se propone el estudio de la viabilidad del compostaje descentralizado en una zona con bajas temperaturas ambientales medias, en contraste con estándares internacionales de referencia en el estudio de la evolución del proceso. El objetivo de la presente tesis es identificar aspectos de diseño en compostadores y de la gestión del proceso, que faciliten la optimización e implementación de esta tecnología agropecuaria y ambiental, en las alternativas municipales de gestión de residuos. En este trabajo se confirmó i) la viabilidad de procesos de compostaje descentralizados de pequeña escala, con el cumplimiento de estándares de saneamiento y la *estabilización* de los materiales compostados, en relación a parámetros tales como: la temperatura, el carbono fácilmente degradable, la respiración microbiana y otros indicadores de estabilidad; ii) la presencia de un efecto de estratificación no deseado (en compostadores estáticos de 500 l de capacidad), que afecta significativamente el desarrollo del proceso en la fracción inferior del compostador; iii) un efecto positivo en variables relacionadas con la estabilidad, madurez y calidad de compost, asociado a la recirculación de líquidos lixiviados generados durante el proceso, práctica beneficiosa y dependiente del diseño de compostadores (captación de líquidos lixiviados) y iv) un efecto positivo sobre variables de estabilidad, madurez y calidad de compost, al incorporar residuos de origen animal en la mezcla (frente a vegetales estrictamente). Estos resultados permiten concluir que el compostaje de pequeña escala es una tecnología viable en zonas de clima frío pero que su desempeño puede mejorar si se revisan los criterios de diseño aplicados en compostadores estáticos, la conveniencia de la incorporación de residuos de origen animal sobre el saneamiento de los materiales, así como la conveniencia de recircular los líquidos lixiviados generados al mismo proceso de compostaje.

Palabras Clave: compostaje domiciliario, efecto de estratificación, compostaje de pequeña escala.

ABSTRACT

This work approaches organic waste decentralized composting as a key component in municipal waste management strategies, focusing on technological aspects of small-scale composting, as composter used in home or small generators. The aim of this research was to identify design issues in composters and in the process management, which allow process optimization and thus promote the implementation of decentralized composting. Particularly, it was addressed the feasibility of decentralized composting process in a low temperatures climate. The composting process was evaluated through commonly used international standards. Results allowed to: i) verify the feasibility of decentralized composting processes in adverse climatic conditions, in compliance with composting sanitation standards and stabilization parameters (easily degradable carbon, microbial respiration and other compost stability indicators); ii) observe a stratification effect which significantly affected the process at the bottom of the static composters (500 L); iii) evaluate the positive effect of leachates recirculation in compost stability, maturity and quality parameters and iv) assess the beneficial effect of incorporating animal wastes (e.g. meat) in stability, maturity and quality parameters. Results show the decentralized composting as a recommended technology despite low ambient temperatures. This work also show the incorporation of meat as a beneficial action for mixture sanitization and a general convenience for leachates recirculation. Technology could be optimized if design criteria applied to static composters are reconsidered.

Key words: home composting, stratification effect during composting, small scale composting.

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	III
DEDICATORIA.....	V
RESUMEN	VI
ABSTRACT.....	VII
TABLA DE CONTENIDO.....	VIII
LISTA DE FIGURAS	XII
LISTA DE TABLAS	XV
LISTA DE ABREVIATURAS	XVI
1. OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE PEQUEÑA ESCALA	1
INTRODUCCIÓN GENERAL	2
EL PROBLEMA DE LOS RESIDUOS: ANTECEDENTES Y POLÍTICAS RELACIONADAS AL TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS	2
LA DESCENTRALIZACIÓN DEL COMPOSTAJE	5
LOS COMPOSTADORES.....	9
EL MARCO DE INVESTIGACIÓN ESPECÍFICO	11
FUNDAMENTOS DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN.....	12
EL CAMPO DE ESTUDIO	14
HIPÓTESIS.....	15
OBJETIVO GENERAL	17
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
BIBLIOGRAFÍA	19
2. ESTUDIO DEL SISTEMA Y DISEÑO DEL COMPOSTADOR EXPERIMENTAL ...	25
INTRODUCCIÓN	26
EL PROCESO DE COMPOSTAJE EN COMPOSTADORES DE PEQUEÑA ESCALA	27
INSUMOS DEL PROCESO Y SANEAMIENTO DE LOS MATERIALES ORIGINALES .	30
LA TECNOLOGÍA Y LOS ARTEFACTOS	34
ANTECEDENTES DE REFERENCIA Y MERCADO LOCAL DE COMPOSTADORES ..	36
EXPERIENCIAS DE INTERÉS ESPECÍFICO Y CRITERIOS PARTICULARES DEL DISEÑO DEL COMPOSTADOR EXPERIMENTAL	40
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	45
MATERIALES Y MÉTODOS.....	45
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	46
CARACTERÍSTICAS DEL COMPOSTADOR	46
PRUEBAS PILOTO.....	47

CONCLUSIONES PARCIALES	49
BIBLIOGRAFÍA	51
3. EVALUACIÓN DE LA VIABILIDAD TECNOLÓGICA DEL COMPOSTAJE DESCENTRALIZADO EN CONDICIONES CLIMÁTICAS DESFAVORABLES Y EFECTO DE LA ESTRATIFICACIÓN	55
INTRODUCCIÓN	56
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	58
MATERIALES Y MÉTODOS.....	58
SITIO DE EXPERIMENTACIÓN.....	58
DISEÑO EXPERIMENTAL.....	60
MONITOREO DE TEMPERATURA	61
MONITOREO DE HUMEDAD	62
MUESTREO	63
RESPIRACIÓN MICROBIANA	63
CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Y pH	64
CARBONO SOLUBLE EN AGUA Y CARBONO ORGÁNICO	64
NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL	65
ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS	65
TIPO, CANTIDAD Y TASA DE RESIDUOS INCORPORADOS	65
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	66
ANÁLISIS EXPLORATORIO MULTIVARIADO SOBRE EL PROCESO DE COMPOSTAJE	66
EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE ..	69
EVOLUCIÓN DE VARIABLES DE ESTABILIDAD	73
EVOLUCIÓN DE VARIABLES DE CONTROL Y CALIDAD	76
ASPECTOS TECNOLÓGICOS Y DE DISEÑO	83
CONCLUSIONES PARCIALES	93
BIBLIOGRAFÍA	95
4. EFECTOS ASOCIADOS AL TIPO DE RESIDUO COMPOSTADO Y LA RECIRCULACIÓN DE LÍQUIDOS LIXIVIADOS SOBRE EL SANEAMIENTO Y VARIABLES DE ESTABILIZACIÓN DE COMPOST	99
INTRODUCCIÓN	100
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	101
MATERIALES Y MÉTODOS.....	101
SITIO DE EXPERIMENTACIÓN.....	101
DISEÑO EXPERIMENTAL.....	101
MONITOREO DE TEMPERATURA	102

MONITOREO DE HUMEDAD	102
RECUPERACIÓN Y RECIRCULACIÓN DE LÍQUIDOS LIXIVIADOS	103
MUESTREO	103
RESPIRACIÓN MICROBIANA	104
CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Y pH	104
CARBONO SOLUBLE EN AGUA Y CARBONO ORGÁNICO	105
NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL	105
ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS	105
TIPO, CANTIDAD Y TASA DE RESIDUOS INCORPORADOS	106
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	109
ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP)	109
EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE	111
EVOLUCIÓN DE VARIABLES DE ESTABILIDAD	114
RESPIRACIÓN MICROBIANA	116
CONCLUSIONES PARCIALES	123
BIBLIOGRAFÍA	126
5. EFECTOS ASOCIADOS AL TIPO DE RESIDUO COMPOSTADO Y LA RECIRCULACIÓN DE LOS LÍQUIDOS LIXIVIADOS SOBRE VARIABLES DE MADUREZ Y CALIDAD DE COMPOST	129
INTRODUCCIÓN	130
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	134
MATERIALES Y MÉTODOS.....	135
SITIO DE EXPERIMENTACIÓN.....	135
DISEÑO EXPERIMENTAL.....	135
RECUPERACIÓN Y RECIRCULACIÓN DE LÍQUIDOS LIXIVIADOS	135
MUESTREO	136
ÍNDICE DE GERMINACIÓN.....	136
ACTIVIDAD DESHIDROGENASA.....	137
NITRÓGENO (N-NO ₃ ⁻ Y N-NH ₄ ⁺) Y FÓSFORO OLSEN.....	138
CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y NITRÓGENO KJELDAHL.....	138
CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Y pH	138
NUTRIENTES TOTALES.....	138
SUSTANCIAS HÚMICAS	139
ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS	139
TIPO Y CANTIDAD RESIDUOS INCORPORADOS Y COMPOST OBTENIDO	140
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	140

REDUCCIÓN DE LA MASA DE RESIDUOS	140
ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES	141
ANÁLISIS DE VARIABLES DE MADUREZ	143
ANÁLISIS DE VARIABLES DE VALOR AGRONÓMICO I	145
ANÁLISIS DE VARIABLES DE VALOR AGRONÓMICO II	148
HUMIFICACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA	149
CONCLUSIONES PARCIALES	151
BIBLIOGRAFÍA	154
6. CONCLUSIONES GENERALES.....	158
7. BIBLIOGRAFÍA.....	165

LISTA DE FIGURAS

Fig. 2.1. Diferentes prototipos de compostadores utilizados en ensayo previo (Arrigoni, 2011)....	29
Fig. 2.2. Relación entre indicadores de estabilidad y temperatura en un proceso de compostaje tradicional, modificado de Epstein (2011).....	34
Fig. 2.3. Modelo de referencia para el estudio y desarrollo de compostadores domésticos, llamados también como método <i>cajón</i>	35
Fig. 2.4. Diseño industrial (Registro N° 82.758) aplicado a compostadores de pequeña escala y esquema modular de utilización.....	38
Fig. 2.5. Diseños de compostadores propuestos por el INTI (2012a) de simple construcción.....	38
Fig. 2.6. Modelos de compostadores promocionados por el INTI de disponibilidad local.....	39
Fig. 2.7. Modelos de compostadores disponibles vía mercado electrónico.....	39
Fig. 2.8. Compostadores y vermi-compostadores evaluados por en la Universitat de Barcelona, España.....	41
Fig. 2.9. Criterios utilizados en la “selección de compostadores” aplicados en estudios y experiencias de Composta en Red” España (REELCDyC, 2012).....	42
Fig. 2.10. Valoración de aspectos positivos de los compostadores evaluados por Composta en Red (REELCDyC, 2012).....	43
Fig. 2.11. Valoración de aspectos negativos de los compostadores utilizados por Composta en Red (REELCDyC, 2012).....	43
Fig. 2.12. Esquemas y compostadores utilizados en investigaciones con algún factor de interés en el presente estudio.....	44
Fig. 2.13. Esquema final de compostador construido para el estudio del proceso de compostaje a pequeña escala.....	46
Fig. 2.14. Problemas mecánicos en el sistema de encastre móvil utilizado en el primer mecanismo de mezclado puesto a prueba.....	47
Fig. 2.15. Mejoras aplicadas al sistema de encastre entre el soporte y caja reductora, con los ejes mezcladores de cada compostador.....	48
Fig. 2.16. Mejoras aplicadas en al segundo soporte y caja reductora utilizada durante la prueba piloto y mecanismo de acople entre dicho componente y el eje mezclador.....	48
Fig. 3.1. Ubicación del sitio en locaciones de la Empresa INVAP S.E., donde se desarrollaron las experiencias.....	59
Fig. 3.2. Temperaturas mensuales promedio, características de la ciudad de San Carlos de Bariloche.....	59
Fig. 3.3. Precipitaciones medias mensuales (barras) y cantidad de días con precipitación (rombos), características de la ciudad de San Carlos de Bariloche.....	60
Fig. 3.4. Pre-tratamiento (reducción de tamaño y distribución en baldes), pesaje de los residuos y agente estructurante utilizados en la experiencia.....	61
Fig. 3.5. (A) Orificios cada 10 cm para la medición de la temperatura en los distintos estratos; (B) termómetro y medición de temperatura en los estratos y (C) verificación de mediciones mediante termómetro digital.....	62
Fig. 3.6. (A) Contenedores de muestra adaptados en frascos sellados herméticamente; (B) determinación estequiométrica de la evolución de C-CO ₂ (mg CO ₂ kg ⁻¹ h ⁻¹).....	64
Fig. 3.7. Dendograma de relaciones entre estratos y tiempos de muestreo.....	67
Fig. 3.8. Distribución de variables y estratos estudiados según Análisis de Componentes Principales.....	68

Fig. 3.9. Temperatura ambiente promedio, máximas absolutas, mínimas absolutas y promedio de temperatura de los compostadores bajo condiciones similares de operación.....	70
Fig. 3.10. Temperaturas máximas y mínimas para los distintos estratos estudiados. Las mediciones tienen distintas fechas de inicio, dado el orden de llenado de los compostadores..	71
Fig. 3.11. Evolución en la concentración de carbono soluble en agua (g kg^{-1}) en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos y de los diferentes estratos.	74
Fig. 3.12. Respiración microbiana según la evolución de dióxido de carbono producido en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos y los diferentes estratos	75
Fig. 3.13. Evolución de valores de pH en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos y estrato de compostador.	77
Fig. 3.14. Evolución de la variable conductividad eléctrica en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos altura de compostador.....	78
Fig. 3.15. Evolución de valores de nitrógeno total Kjeldahl obtenido en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos y altura de compostador.....	80
Fig. 3.16. Evolución del porcentaje de carbono orgánico total en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos y altura de compostador.....	80
Fig. 3.17. Relación CSA:NTK en función del tiempo (días) desde la primera incorporación de residuos, según la altura de compostador	82
Fig. 3.18. Relación COT:NTK en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos y la altura de compostador.	83
Fig. 3.19. Esquema del sistema de compostaje estudiado, diseñado para el cálculo de la cantidad de compostadores necesarios para dar tratamiento continuo a una cantidad de residuos determinada.	91
Fig. 4.1. Recolección de líquidos lixiviados compuesto por compartimento receptor de líquidos en compostador con válvula de cierre y envase receptor de 1,5 l.	103
Fig. 4.2. Selección del tipo de residuos (origen vegetal u origen animal + vegetal), en baldes de 10 l previo ser pesados e incorporados al compostador correspondiente.....	108
Fig. 4.3. Compostadores con residuos orgánicos de comedor, mezclados con viruta de pino, utilizada como agente estructurante.	108
Fig. 4.4. Pérdidas del sistema de recolección de líquidos lixiviados observadas durante el desarrollo del proceso de compostaje.	109
Fig. 4.5. Análisis de Componentes Principales (ACP).....	110
Fig. 4.6. Evolución temporal y espacial de la temperatura registrada para los tratamientos	112
Fig. 4.7. Evolución de carbono soluble en agua (CSA) para los tratamientos TCo, TLi y TVe en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores.....	115
Fig. 4.8. Evolución de CO_2 para los tratamientos TCo, TLi y TVe en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores.....	117
Fig. 4.9. Evolución de pH para los tratamientos TCo, TLi y TVe en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores.	118
Fig. 4.10. Valores de conductividad eléctrica para los tratamientos TCo, TLi y TVe en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores.	119
Fig. 4.11. Evolución de nitrógeno Kjeldahl para los tres tratamientos estudiados: TCo, TLi y TVe, en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores.....	120
Fig. 4.12. Evolución de carbono orgánico total (COT) para los tres tratamientos.	121
Fig. 4.13. Evolución de la relación CSA:NTK para los tratamientos TCo, TLi y TVe en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores.	122

Fig. 4.14. Relación COT:NTK para los 4 tiempos de muestreo y los tres tratamientos estudiados: TCo, TLi y TVe, en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores.	123
Fig. 5.1. Material correspondiente al estrato inferior (10 cm aprox.) que fuera retirado del material a homogenizar previo a la fase de maduración.	141
Fig. 5.2. Análisis de Componentes Principales de las variables de madurez, valoración agronómica y humificación de la materia orgánica en tres tratamientos.	142

LISTA DE TABLAS

Tabla 2.1. Diferencias importantes entre el compostaje de pequeña escala y el compostaje de gran escala según Illmer (2002) y estudio realizado en otros países.....	27
Tabla 2.2. Características de los residuos de comida, evaluados en distintos generadores y países, en el marco de su valoración en procesos de compostaje.	31
Tabla 2.3. Características de distintos residuos de cocina y agentes estructurante.	32
Tabla 2.4. Características de distintos residuos con potencial de ser compostados de forma descentralizada.	33
Tabla 2.5. Temperaturas letales y períodos de saneamiento requeridos para los patógenos y parásitos más corrientes en procesos de compostaje.	33
Tabla 3.1. Tipo y cantidad de residuos incorporados al compostador (promedio de tres réplicas) ..	66
Tabla 5.1. Aspectos de relevancia para el estudio de la calidad de compost en relación a usos y efectos potenciales.	132
Tabla 5.2. Cantidad de residuos orgánicos empleados y compost producido por tratamiento.	140
Tabla 5.3. Indicadores de madurez en compost obtenidos a partir de compostadores de pequeña escala y residuos de comedor. Datos correspondientes a los tres tratamientos estudiados.	144
Tabla 5.4. Variables de interés agronómico I utilizadas para la caracterización y valoración del producto obtenido.	146
Tabla 5.5. Nutrientes totales como variables de interés agronómico (II) utilizadas para la caracterización y valoración del producto obtenido.	148
Tabla 5.6. Indicadores de la evolución de la materia orgánica a formas resistentes (humificación), utilizadas en los análisis de la calidad de los compost producidos.	151

LISTA DE ABREVIATURAS

ACP: análisis de componentes principales
AD: actividad deshidrogenasa
AH: ácidos húmicos
AIC: criterio de Akeike
AF: ácidos fúlvicos
BIC: criterio bayesiano de información
CPE: Compostaje de pequeña escala
MO: materia orgánica
MLG: modelos lineales y generales
CC: capacidad de compostador (kg)
CE: conductividad eléctrica
CCE: Comisión de las Comunidades Europeas
CCQC: California Compost Quality Council
COT: carbono orgánico total
CP: componente principal
CPE: compostaje de pequeña escala
CSA: carbono soluble en agua
CRC: cantidad de residuos por ciclo de tratamiento
CRR: crecimiento relativo de raíces
DQO: Demanda química de oxígeno
EEUU: Estados Unidos
GRS: germinación relativa de semillas
IH: índice de humificación
INTI: Instituto Nacional de Tecnología Industrial
INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
IP: índice de polimerización
LSD: *least significant difference*
NTK: nitrógeno total Kjeldahl
ONG: organización no gubernamental
PFRP: *Process to Further Reduce Pathogens*
PE: peso específico (kg l⁻¹)

REELCDyC: Red Estatal de Entidades Locales por el Compostaje
Descentralizado y Comunitario

RH: relación de humificación

SAyDS: Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable

SH: sustancias húmicas

TLL: tiempo de llenado de compostador (días)

TTR: tiempo de tratamiento requerido o tasa de tratamiento

TG: tasa de generación

T10: tratamiento desarrollado entre 0 y 20 altura de compostador

T30: tratamiento desarrollado entre 20 y 40 cm de altura de
compostador

T50: tratamiento desarrollado entre 40 y 60 cm de altura de
compostador

T70: tratamiento desarrollado entre 60 y 80 cm de compostador

TCo: tratamiento control

TLi: tratamiento con recirculación de líquidos lixiviados

TVe: tratamiento exclusivo con residuos vegetales

UE: Unión Europea

UNC: Universidad Nacional de Córdoba

UNEP: *United Nations Environment Programme*

USEPA: *United States Environmental Protection Agency*

VC: volumen de compostador (l)

CAPÍTULO 1:
OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE
DE PEQUEÑA ESCALA

INTRODUCCIÓN GENERAL

EL PROBLEMA DE LOS RESIDUOS: ANTECEDENTES Y POLÍTICAS RELACIONADAS AL TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS

El crecimiento económico, la urbanización y la industrialización han incrementado marcadamente la generación de residuos sólidos urbanos, de modo que la disposición final de éstos es considerada uno de los servicios ambientales y municipales más importantes (Adhikari *et al.*, 2010; Hoornweg y Perinaz, 2012).

Los países con mayor desarrollo económico e industrial fueron los primeros en asumir la necesidad de aplicar cambios significativos en las estrategias para la gestión y el tratamiento de los residuos, movilizados por las graves consecuencias ambientales de una gestión deficiente. Estas estrategias consistieron en incorporar mejores técnicas de aislamiento y recuperación de gases en rellenos sanitarios, establecer regulaciones y objetivos para el desempeño local, desarrollar sistemas integrales de gestión para los residuos sólidos urbanos e industriales; definiendo para el corto y mediano plazo, acciones de reducción en origen, reutilización y reciclado (Tchobanoglous *et al.*, 1994; Sterner y Bartelings, 1999; Tchobanoglous y Kreith, 2002; CCE, 2008).

La disminución de los sitios para el vertido de residuos y las regulaciones ambientales aumentaron la presión sobre los sistemas de gestión de residuos y sobre los funcionarios públicos responsables de las decisiones que se toman sobre el destino de los residuos sólidos. Las políticas y estrategias para enfrentar los aspectos de una gestión de residuos deben fijar objetivos, controles y acciones concretas para gestionar la evolución y mejora en el desempeño social, ambiental y económico de los elementos que componen el sistema de gestión de residuos municipal o institucional (Woodard *et al.*, 2004., Zurbrügg *et al.*, 2005; Singh *et al.*, 2009). Las Naciones Unidas por el Medio Ambiente (UNEP, 2005) declaran que la sostenibilidad del crecimiento de una nación solo se podrá alcanzar si el desarrollo económico e industrial se dan conjuntamente a una correcta gestión de sus residuos.

En el año 1996 la Unión Europea (UE) elaboró el documento llamado “Estrategia de Residuos”, en el que se establece la minimización de la generación en origen, como una

acción prioritaria; y la recuperación mediante la reutilización, el reciclado, el compostaje y el aprovechamiento energético, como objetivos prioritarios. La estrategia asumida por la UE derivó en el establecimiento de objetivos para la reducción de los residuos orgánicos producidos por los países miembros (al 35% para el 2016 respecto de las cantidades generadas en 1995 de los bioresiduos), así como para las emisiones por incineración y el control de los rellenos sanitarios (CE, 1999; Williams, 2005; CCE, 2008).

La Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación Argentina (SAyDS, 2005) estableció como objetivo para el año 2025, la eliminación de las prácticas de disposición final a cielo abierto de los residuos sólidos urbanos (vertido sin control o semi-controlado), prácticas que se llevan a cabo en aproximadamente el 88 % de los municipios relevados. La decisión forma parte de la “Estrategia Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos” (ENGIRSU), la que además de propender a la eliminación de prácticas no sustentables, establece la recomendación de la metodología de compostaje, como tratamiento recomendado de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Además promueve la investigación y el desarrollo de procesos innovadores como una de las responsabilidades de los organismos públicos que deben desarrollar e implementar las normativas y técnicas aplicables sobre la gestión de los residuos (SAyDS, 2005).

El compostaje es la práctica más recomendada a nivel mundial para dar tratamiento a la fracción orgánica de los residuos orgánicos (Rynk, 1992; Stoffella y Kahn, 2004; Epstein, 2011), que puede ser aplicado aproximadamente al 50 % de los residuos domiciliarios a nivel global (SAyDS, 2005; Papadopoulos *et al.*, 2009) y permite su transformación en un recurso de alto valor agrícola (Schaub y Leonard, 1996; Woodard *et al.*, 2004; Zotos *et al.*, 2009). El mismo podría definirse como un proceso biooxidativo controlado que: i) involucra un sustrato orgánico heterogéneo en estado sólido; ii) atraviesa una etapa termofílica con liberación temporaria de fitotoxinas y iii) produce CO₂, agua, minerales y materia orgánica estabilizada, denominada compost (Zucconi y De Bertoldi, 1987).

En países como EEUU, Canadá, India, China, los que conforman la Unión Europea, Japón, entre otros, la demanda de tecnologías de compostaje se acentuó a partir de la década del 70, en la cual comenzaron a formularse parte del conjunto de normas, en muchos casos con vigencia actual, que establecen los requerimientos sobre el proceso de compostaje así

como los parámetros de calidad del producto obtenido (USEPA, 1977; USEPA, 2003; Laos *et al.*, 2012). La optimización de la tecnología se desarrolló conjuntamente con la búsqueda de sistemas que permitan reducir el tiempo y los costos de tratamiento.

Primeramente, el uso de residuos orgánicos en agricultura fué aumentado exponencialmente a nivel mundial, luego, el desarrollo de tecnologías de compostaje se presentó como una de las primeras opciones para la gestión municipal de la fracción orgánica de los residuos, minimizando así, la práctica de eliminación y disposición final en rellenos sanitarios y basurales a cielo abierto (Bernal *et al.*, 2009; Adhikari *et al.*, 2010).

Estrategias exitosas, frecuentemente ocurren con la participación de organismos técnicos gubernamentales de agricultura y medio ambiente en el establecimiento de las normas de producción y aplicación de compost; la participación estatal en el mercado de tecnologías y el desarrollo de las mismas mediante el apoyo a la ciencia y la técnica; la definición local y regional de objetivos de reducción de residuos; los programas de investigación y extensión y las propuestas participativas municipales (REELCDyC, 2012). En Estados Unidos se registraron aproximadamente 9000 programas de reciclado (2010) a partir de contenedores para residuos orgánicos dispuestos en vereda, y alrededor de 3120 programas de compostaje comunitario, alcanzando más de 2,4 millones de hogares en dichos programas de compostaje descentralizado (USEPA, 2014).

En países como Bélgica, Dinamarca, Alemania, España, Francia, Italia y Holanda, el porcentaje de residuos orgánicos que se composta varía de 13 a 28 % respecto al total de los residuos sólidos urbanos, China ha alcanzado el 20 %, 5% en India y 8,4 % en Estados Unidos (Wei *et al.*, 2000; Kalamdhad y Kazmi, 2008; Moreno-Caso y Moral-Herrero, 2008).

Por otro lado, las fuentes de generación de residuos orgánicos corresponde al: 42% en hogares; 39% a la manufactura de alimentos; 14% a los servicios de cafetería y comidas, y un 5% a misceláneos (REELCDyC, 2012). Este estudio resalta el impacto esperable debido a las políticas de la Comunidad Europea hacia el 2020, en la necesidad de alternativas de tratamiento de la fracción orgánica, más que en la disminución de las cantidades generadas y evalúa a la clasificación en origen seguida por el compostaje, como la mejor opción desde el punto de vista social, económico y ambiental, frente a la separación en origen seguida por

un tratamiento anaeróbico, la disposición final en rellenos sanitarios o la incineración mixta de residuos.

La ciencia y la técnica desarrollaron funciones indispensables para la evolución de las prácticas más frecuentes y la oferta de tecnologías, brindando referencias para la investigación y evaluación del proceso y el producto obtenido, brindando información válida a los tomadores de decisiones estatales y al mercado de tecnologías. Sin embargo, social y culturalmente ocurrieron avances análogos donde la participación y el compostaje resultaron en variedad de organizaciones tras un fin común: valorar los residuos orgánicos (Haug, 1993; REELCDyC, 2012; Platt *et al*, 2014).

LA DESCENTRALIZACIÓN DEL COMPOSTAJE

La descentralización de los sitios de tratamiento de la fracción orgánica de los residuos, conocida como compostaje descentralizado, se ha instalado como práctica recomendada en los sistemas de gestión de residuos y ha integrado exitosamente proyectos de investigación con prácticas y saberes del común de la población de variados lugares, generando conciencia sobre las oportunidades de reducir en origen la cantidad de residuos con destino en rellenos sanitarios (Smith y Jasim, 2009; Adhikari *et al.*, 2010; REELCDyC, 2012; Barrera *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014; Sánchez *et al.*, 2015).

En el “II Plan Nacional de Residuos” (o Plan Nacional Integrado de Residuos – PNIR: 2008 – 2015), el Estado Español incluye la estrategia de reducción de vertido de residuos biodegradables y promueve la implantación del compostaje doméstico y comunitario y la evaluación del impacto educativo de esta estrategia. Ha previsto para el año 2015, la instalación de, al menos, un “Punto Verde” donde implementar técnicas de compostaje por cada municipio con más de 2000 habitantes. En este sentido, se ha observado que la demanda de empleos que correspondiente al sector de trabajadores en plantas de tratamiento de residuos por compostaje, ha crecido de un 12% a un 32% en la última década, en relación a los empleos del rubro ambiental. Complementariamente, la última ley sobre residuos de dicho país, Ley de Residuos y Suelos Contaminados (Ley 22/2011), incorpora al compostaje doméstico y comunitario como un sistema de tratamiento de los residuos orgánicos y la ONG Amigos de la Tierra, luego de 12 años de promoción de la técnica y más

de 30.000 personas participando (en más de 30 municipios) en proyectos conjuntos, proponen el sistema de compostaje descentralizado como la mejor opción para todo el territorio español (REELCDyC, 2012).

En el marco del estudio de 180 municipios con iniciativas de valoración de la fracción orgánica en EEUU, Platt *et al.*, (2014) recomiendan la siguiente jerarquía en la estrategia para una gestión integral de los residuos orgánicos en particular: i) reducción en origen; ii) recuperación de comida en buen estado para consumo humano; iii) recuperación de comida para alimentación animal; iv) compostaje domiciliario; v) compostaje descentralizado en comunidad y vi) compostaje centralizado en sitios a distancia. De esta manera incorpora en las prácticas de actual vigencia, al compostaje de pequeña escala como una opción de peso en la valoración de los residuos orgánicos domésticos e institucionales.

La producción de compost abarca desde sistemas sencillos de muy bajo costo hasta instalaciones de elevada automatización y complejidad, que dependiendo de una adecuada planificación, permiten compostar los residuos orgánicos de una vivienda hasta la totalidad de los residuos orgánicos municipales, biosólidos y residuos agroindustriales de grandes generadores (Baby *et al.*, 2002; Vega *et al.*, 2008; Kalamdhad *et al.*, 2009; Mazzarino y Satti, 2012).

El compostaje en plantas de grandes dimensiones, con un alto nivel de mecanización y utilizadas en procesos centralizados, suele asociarse a problemas económicos que limitan la implementación y expansión de sistemas con elevada tecnología y de mayor escala, máxime en países que no han alcanzado un elevado grado de industrialización, que permita superar los obstáculos que presentan tecnologías complejas en este campo (Zurbrügg *et al.*, 2004; Körner *et al.*, 2008).

Por otro lado, el compostaje descentralizado se ha implementado con éxito y a un bajo costo en instituciones, vecindarios y a escala domiciliaria, facilitando así el acceso a tecnologías alternativas e innovadoras para el tratamiento de la fracción orgánica en diversos contextos socio económicos y tecnológicos, generando un impacto positivo sobre la gestión local de residuos (Kalamdhad y Kazmi, 2009a, Kalamdhad y Kazmi, 2009b).

El compostaje descentralizado suele asociarse a los países y regiones con mayor desarrollo económico e industrial, que fijan objetivos de reducción en la generación de residuos con destino final en los rellenos sanitarios, comprometiendo al generador con estas prácticas, optimizando así el espacio disponible en rellenos sanitarios; y a municipios con pocos recursos, que buscan minimizar y prevenir los efectos no deseados de un servicio de recolección deficiente y los impactos negativos de la acumulación de residuos en la vía pública, debido a la creación de sitios aptos para la proliferación de roedores y otros vectores de enfermedades (Zurbrügg *et al.*, 2004; Moqsud *et al.*, 2011). Tanto en un contexto como en otro, el compostaje descentralizado ha mostrado constituir una opción de amplia aceptación en la valoración de los residuos orgánicos (Barrena *et al.*, 2014).

En EEUU una elevada reducción en origen se ha alcanzado debido a la implementación de la recolección en vereda (vs. el servicio de puerta a puerta), la disposición de recipientes para clasificación en vereda, distribución de compostadores domiciliarios, reciclado de residuos peligrosos provenientes de hogares y programas de impuestos por generación (pago por bolsa) (Gies, 1996). Curtis *et al.* (2009) observan una reducción del 17 % en un estado del norte de Irlanda, implementando sistemas de compostaje descentralizado, mientras que Bench *et al.* (2005) consideran que la generación de residuos orgánicos en hogares, puede disminuirse en un 25 a 50%.

Platt *et al.* (2014) estudian 31 programas municipales de compostaje descentralizado en EEUU y observaron un conjunto de entes con funciones relevantes para el tratamiento de la fracción orgánica municipal, tales como: empresas de recolección y tratamiento; jardines urbanos comunitarios; programas de compostaje en colegios; granjas urbanas y rurales con procesos de compostaje; redes de compostaje descentralizado; empresas desarrolladoras de maquinaria de distinta complejidad para el compostaje en el lugar de generación; puntos “verdes” para demostración y formación de recursos humanos; cooperativas de trabajadores y finalmente, grupos familiares, que consisten en el menor punto de tratamiento y en donde se sustenta la reducción de los impactos por el transporte y disposición final de los residuos en rellenos sanitarios así como de su incineración.

Quienes tienen responsabilidad en la formulación de políticas y estrategias sobre la gestión integral de los residuos, a nivel global, continúan sosteniendo su interés en los programas de compostaje descentralizado, por ejemplo, Smith y Jasim (2009) observan que

aproximadamente el 75% de las autoridades locales del Reino Unido, han iniciado programas de promoción de compostaje descentralizado, entregando más de 1,7 millones de compostadores desde el 2004 (Curtis, 2009). En general, estos programas representan un espacio de interacción entre organismos con capacidades y responsabilidades técnico-ambientales, impactando no sólo en las cantidades de residuos con destino en rellenos sanitarios, sino en la creación de una cultura local más cuidadosa del entorno ambiental (Papadopoulos *et al.*, 2009; Adhikari *et al.*, 2010; Platt, 2014)

Distintas experiencias en el mundo, han mostrado un elevado interés del ciudadano, una participación activa y responsable por parte de éstos, que terminan involucrando a la población en general en el tratamiento de los residuos que esta misma genera (Woodard *et al.*, 2001; Zurbrügg *et al.*, 2004; Bench, *et al.*, 2005; Körner *et al.*, 2008; Curtis *et al.*, 2009; Papadopoulos *et al.*, 2009).

La revisión de la bibliografía ha mostrado escasas publicaciones científicas sobre el proceso de estabilización en sistemas de tratamiento de pequeña capacidad como los compostadores (Illmer, 2002; Smith y Jasim, 2009; Moqsud *et al.*, 2011; Faverial y Sierra, 2014).

En Argentina se ha iniciado lentamente el llamado a la participación comunitaria en la gestión de los residuos, pero aún no se han desarrollado las condiciones que permitan alcanzar una elevada reducción de los residuos orgánicos en origen, ni tampoco en la promoción de la participación comunitaria en la valoración de residuos sólidos como se observa en países con mayores avances.

La versatilidad técnica del proceso de compostaje y su amplio campo de aplicación, hacen que sus fundamentos teóricos, ampliamente estudiados y documentados entre las buenas prácticas agronómicas y en estudios científicos propios del compostaje tradicional o centralizado, deban ser ampliados, complementados, adaptados, validados, mejorados y transferidos a un campo menos estudiado, el conjunto de sistemas descentralizados de gran alcance en participación social e integración de prácticas sustentables para la gestión de residuos (Karnchanawong y Suriyanon, 2011; Kalamdhad *et al.*, 2012; Arrigoni *et al.*, 2015). Esto se debe a que la evolución de las principales variables del proceso de compostaje pueden ser exclusivas de los sistemas centralizados y no responder de la misma manera en

sistemas de menor escala (Illmer y Schinner, 1997; Singh y Sharma, 2002; Koivula, *et al.*, 2004; Iyengar y Bhave, 2006).

LOS COMPOSTADORES

Llamamos compostador al artefacto utilizado en la pequeña escala para compostar la fracción orgánica de los residuos. Pueden ser construidos de manera artesanal, con pocos recursos e instrucciones o bien, alcanzar estándares de innovación tecnológica y producirse de manera industrial, requiriendo el resguardo legal mediante patentes de invención, éste último campo con un mínimo desarrollo en el ámbito nacional. Un compostador de mayor complejidad requiere energía eléctrica para cumplir con sus funciones, entre las que se pueden incluir un mecanismo de adecuación de tamaño de partícula (por ej.: molino triturador), un mecanismo que garantice la mezcla y homogeneización del sustrato en compostaje, la función de insuflar aire o extraer los gases resultantes, medir temperatura, humedad y ajustar dichas variables mediante distintas estrategias. A éstos se los denomina *rotary drum composting* o *in-vessel composter* (USEPA, 1977; Stoffella y Kahn, 2004).

Los tradicionalmente llamados *Compost Bins* (compostadores), consisten en un método simple y de uso difundido en la pequeña escala: hogares, colegios, instituciones y pequeños generadores (jardines y granjas urbanas como emprendimientos vecinales) y han facilitado la descentralización del uso de la técnica de compostaje. Cumplen un rol relevante en el proceso y en consecuencia, en el éxito de una estrategia de descentralización (Rynk, 2000; Sánchez *et al.*, 2015).

Estos compostadores deben proveer un ambiente aeróbico para los microorganismos, pueden adaptarse a un tratamiento de flujo continuo de residuos o de incorporación periódica (incorporación en baches). Suelen aplicarse como técnica de compostaje sobre residuos de diversos orígenes y características, pueden instalarse en el mismo sitio de generación o utilizarse de manera comunitaria y ubicarse a una mínima distancia de los puntos de generación; pueden ser operados por el generador del residuo, quien finalmente y en caso de un proceso exitoso, dispondrá de un producto con elevado potencial de uso y valor agronómico (Papadopoulos *et al.*, 2009; Arrigoni *et al.*, 2015).

En compostadores de pequeña escala, el control de la humedad es dependiente de las habilidades del usuario o responsable del proceso (Rudé-Payró y Torres-Castillo, 2008). Simples cajones abiertos de madera pueden ser una alternativa económica y viable en determinadas condiciones, pero cuando es necesario retener la humedad dentro del compostador (elevadas temperaturas externas), o bien evitar el ingreso de agua de lluvia, el artefacto con una tapa en la zona superior presenta ventajas para el proceso (Abdullah *et al.*, 2013; Faverial y Sierra, 2014).

Por otro lado, la incorporación de un mecanismo de mezcla u homogenización de los materiales, aumenta la superficie de residuos expuesta a la degradación acelerando el proceso. Sin embargo, también genera la pérdida de humedad, temperatura y de eficiencia, en relación al tiempo de adaptación de los microorganismos a las condiciones cambiantes (Illmer *et al.*, 1997, Tognetti, 2007; Arrigoni *et al.*, 2015).

Los sistemas estáticos con incorporación continua o semi-continua de pequeñas porciones de residuos al proceso de compostaje en la pequeña escala, provocan una alteración respecto a la evolución conocida de la actividad biológica en procesos de compostaje centralizados, relacionados con la incorporación de materiales fácilmente degradables, variación en el rango de humedad de la mezcla y/o zonas sin una adecuada oxigenación, aspectos que requieren una revisión en los sistemas descentralizados frente a distintas condiciones de operación (Laos, 2001; Illmer, 2002; Iyengar y Bhave, 2006, Smith y Jasim, 2009; Karnchanawong y Suriyanon, 2011).

El compostaje en hogares, instituciones o a nivel comunitario puede lograrse a un bajo costo y generar un impacto positivo sobre la gestión de los residuos locales o municipales, pero requiere de acciones concretas y el marco de políticas locales que promuevan la reducción de los residuos generados y la participación de la mayor población posible, el acceso a información, la formación de equipos especializados de intervención ambiental y sostener programas de participación, vinculación y transferencia del conocimiento necesario para el desarrollo del proceso de compostaje a todos los potenciales participantes (Papadopoulos *et al.*, 2009; Smith y Jasim, 2009).

EL MARCO DE INVESTIGACIÓN ESPECÍFICO

Las estrategias para la implementación de programas de compostaje descentralizado y la evaluación de los impactos sociales, económicos y ambientales de los mismos, han sido las áreas de principal interés de numerosas investigaciones sobre los sistemas de compostaje descentralizados (Gies, 1996; Bench *et al.*, 2005; Smith *et al.*, 2006; Alexander, 2007; Curtis *et al.*, 2009; Papadopoulos *et al.*, 2009). En estudios previos (Arrigoni, 2011) se consideraron de interés los siguientes campos específicos:

- El estudio de factores demográficos y socio-económicos sobre la tasa de participación; potencial extensión por barrios, el municipio y provincias (USEPA, 1989; Bench *et al.*, 2005; Platt, 2014).
- El estudio de la contribución real y el potencial, de la implementación de un programa de compostaje domiciliario, en relación a los residuos desviados del circuito con destino a rellenos sanitarios (USEPA, 1994; Smith y Jasim; 2009).
- El estudio de los factores físicos, biológicos, químicos y operativos que controlan la efectividad del compostaje de los residuos biodegradables de cocina y jardín en compostadores (Narihiro *et al.*, 2005; Kalamdhad y Kazmi, 2008; Kalamdhad *et al.*, 2008; Smith y Jasim, 2009; Faverial y Sierra, 2014).
- El estudio del efecto debido de la mezcla y la aislación térmica de los residuos durante el proceso de compostaje en compostadores (Illmer *et al.*, 1997; Illmer y Schinner, 1997; Alexander, 2007; Kalamdhad *et al.*, 2009)
- El estudio de la optimización del proceso de compostaje mediante la incorporación de microorganismos para reducir el tiempo de tratamiento (Smith y Jasim, 2009; Abdullah *et al.*, 2013).
- La efectividad de las distintas proporciones de agente estructurante y residuos de comida, con énfasis en el control de los líquidos lixiviados (Smith *et al.*, 2006; Adhikari *et al.*, 2009; Varma *et al.*, 2014).
- Los diferentes diseños de compostadores de pequeña escala y el desempeño práctico y operativo de diferentes prototipos (Rynk, 2000; Papadopoulos *et al.*, 2009; Karnchanawong y Suriyanon, 2011; Arrigoni *et al.*, 2015).

- El estudio del ciclo de vida y la emisión de gases de efecto invernadero como consecuencia del compostaje descentralizado en compostadores domésticos (Chan, *et al.*, 2010; Colón *et al.*, 2010; Andersen *et al.*, 2011).
- El estudio del proceso de compostaje en compostadores y el grado de estabilidad alcanzado en compost producidos en compostadores a partir de diferentes tipos de residuos y relaciones carbono/nitrógeno (C:N) (Smith *et al.*, 2006; Alexander, 2007; Kalamdhad y Kazmi, 2008; Kalamdhad *et al.*, 2008; Adhikari *et al.*, 2009; Abdullah *et al.*, 2013; Barrena *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014)
- El estudio de la población de vectores (moscas y roedores entre otros) y su contribución a las molestias generadas en las proximidades de los compostadores (Laos *et al.*, 2004; Smith y Jasim, 2009; Moqsud *et al.*, 2011).

La implementación y crecimiento en el uso de compostadores requiere de numerosos estudios para su implementación y optimización.

FUNDAMENTOS DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN

Al recomendar la implementación de sistemas de compostaje descentralizados, se remarcan beneficios económicos y de efectividad en la reducción de los residuos generados en los hogares e instituciones (Bench *et al.*, 2005; Kalamdhad y Kazmi, 2009a). Se ponderan como impactos positivos, frente a otras alternativas de gestión, la disminución de los gases de efecto invernadero y la disminución de la cantidad de líquido lixiviado generado en rellenos sanitarios. Paralelamente, se observa una disminución de los costos de transporte y disposición final sobre el sistema de gestión de residuos, minimizando las adversidades sanitarias de la recolección, transferencia y la actividad de clasificación de los residuos (Smith y Jasim, 2009; Adhikari *et al.*, 2010).

En el presente trabajo se estudiaron distintos aspectos, con orientación general, a la producción de un compost estabilizado en relación a la materia orgánica y a la actividad microbiológica; tomando como referencia los parámetros de temperatura propuestos por la USEPA (2003) para el saneamiento de microorganismos patógenos y semillas de malezas. Se evaluó la madurez en términos de ausencia de fitotoxicidad, generando una enmienda de calidad en relación a la concentración y disponibilidad de nutrientes, como en calidad y

cantidad de materia orgánica (Illmer *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 2006; Kalamdhad y Kazmi 2008; Kalamdhad y Kazmi, 2009a; Singh *et al.* 2009).

El “*tiempo de tratamiento*” ha sido considerado una variable de interés en la optimización de los sistemas de compostaje, que según las normas generales, debe relacionarse con el éxito por alcanzar parámetros recomendados sobre la estabilización y/o madurez de un compost. De esta manera podrán considerarse dichas variables asociadas, como indicadores de la eficiencia del proceso (Haug, 1993; Soffella y Kahn, 2004). La optimización del tiempo de tratamiento requerido presenta aspectos aún no estudiados de forma concluyente que deben considerarse en la optimización del proceso tales como: i) la variabilidad en el tipo de residuo incorporado al proceso; ii) los métodos de compostaje disponibles; iii) las prácticas de operación del método de compostaje; iv) la utilización de técnicas sencillas, económicas y reconocidas para el estudio de la estabilización y madurez de un compost (Campitelli y Ceppi, 2010) y v) las condiciones climáticas del entorno, que han complejizado los resultados y su extrapolación (Laos, 2001; Soffella y Kahn, 2004; Tognetti, 2007; Mazzarino y Satti, 2012).

En la actualidad existen numerosos trabajos que recomiendan índices e indicadores físico-químicos y biológicos que permiten evaluar el proceso de estabilización y maduración y la calidad del compost, (Zucconi *et al.*, 1981a; Zucconi *et al.*, 1981b; Hue y Liu, 1995; Bernal *et al.*, 1998a, Bernal *et al.*, 1998b; Laos, 2001; Cooperband *et al.*, 2003; Rynk, 2003; Tognetti *et al.*, 2005; Adani *et al.*, 2006; Tognetti *et al.*, 2007a, Tognetti *et al.*, 2007b; Bernal *et al.*, 2009) sin embargo y en relación a otras tecnologías de compostaje, pocos han sido realizados en compostadores de pequeña escala y menos aún en condiciones climáticas adversas (Illmer, 1997; Illmer y Schinner, 1997; Smith *et al.*, 2006; Faverial y Sierra, 2014; Barrena *et al.*, 2014; Benjawan *et al.*, 2015). Las investigaciones suelen caracterizar el producto final, pero resulta limitada la información respecto del proceso de estabilización y maduración en sistemas descentralizados (Singh *et al.*, 2009).

Singh *et al.* (2009) y Papadopoulos *et al.* (2009) por ejemplo, hacen referencia a un rango de 45 a 365 días para alcanzar la madurez de un compost producido a partir de diferentes compostadores, mientras que otros trabajos consideran un rango de 14 a 21 días para alcanzar la madurez del compost (Kalamdhad *et al.*, 2008; Kalamdhad y Kazmi, 2008; Kalamdhad *et al.*, 2009; Kalamdhad y Kazmi, 2009b; Abdullah *et al.*, 2013).

El estudio de los aspectos operativos y la dinámica del compostaje de residuos institucionales requiere de una más amplia investigación en relación a estudios sobre el efecto debido a la compactación de los materiales en compostadores estáticos (sin mecanismo de mezclado), diferentes mezclas y residuos de comedores en los materiales originales, efectos debidos a la recirculación de líquidos lixiviados, frecuencias de volteo de los materiales, variables de estabilidad, madurez y calidad del compost obtenido con relación al diseño y operación de los compostadores (Papadopoulou *et al.*, 2009; Kalamdhad y Kazmi, 2009a; Kalamdhad y Kazmi, 2009b; Karnchanawong y Suriyanon, 2011; Kalamdhad *et al.*, 2012)

La variabilidad en los resultados y conclusiones de las experiencias consultadas podrían deberse a la configuración misma de la experiencia o sistema de compostaje evaluado y suelen independizarse de las características del generador de los residuos (Singh *et al.*, 2009). En experiencias de descentralización del proceso de compostaje, los vecinos (usuarios) constituyen una variable de estudio y variabilidad en los resultados, en tanto el estudio y la generación de antecedentes en el desarrollo de prácticas y procedimientos de gestión del proceso, debieran contribuir a una comprensión adecuada del sistema, generando soporte para la optimización de procesos implementados en distintos contextos y zonas climáticas (Adhikari *et al.*, 2008; Adhikari *et al.*, 2009; Adhikari *et al.*, 2010; Faverial y Sierra, 2014).

EL CAMPO DE ESTUDIO

El primer aspecto estudiado corresponde al sistema de compostaje estático semi-cerrado mediante compostadores de pequeña escala. Esta es una tecnología probada y ampliamente valorada a escala mundial, pero localmente no han existido políticas que promuevan de manera evidente su desarrollo. El diseño industrial, la creación de patentes de invención y la producción industrial son campos con intereses compartidos sobre las técnicas desarrolladas en esta experiencia. En el Capítulo 2 se describen los criterios considerados para el diseño y construcción de los compostadores experimentales utilizados, asimismo, se describen las características de una prueba piloto realizada con la finalidad de ajustar las condiciones posteriores de las experiencias.

El Capítulo 3 describe el estudio de la capacidad de procesamiento de residuos orgánicos para el sistema de compostaje. Se evalúan los efectos del clima particular del sitio de experimentación y las características propias del generador (comedor institucional), que contribuyen a la evaluación de la viabilidad de la tecnología propuesta y a la implementación de programas de compostaje descentralizado para la zona de estudio. Se estudia también el efecto de *estratificación* del proceso de compostaje en sistemas descentralizados y estáticos, de manera que puedan asociarse las características del diseño del compostador a la evolución de variables de interés para el estudio del proceso, según su fase activa (saneamiento) y la estabilización de la materia orgánica de los residuos tratados.

El Capítulo 4 desarrolla el análisis de distintas prácticas de gestión sobre el proceso de compostaje descentralizado, que incluyen al tipo de residuos incorporado, evaluando el efecto debido a la incorporación exclusiva de residuos de origen vegetal vs otros que incluyen residuos de origen vegetal y animal. También se analiza el efecto debido a la recirculación de líquidos lixiviados en la fase activa (saneamiento) y la estabilización de la materia orgánica de los residuos, de manera que permita aportar conocimiento sobre prácticas que optimicen la evolución del compostaje y aspectos relativos al diseño (capacidad de recolección de líquidos lixiviados) con potencial de afectar al proceso y al entorno ambiental cercano.

Finalmente, en el Capítulo 5 se aborda el estudio de la calidad de los productos obtenidos a partir de las distintas prácticas de gestión desarrolladas en el Capítulo 4. El estudio de la calidad incluye un análisis de variables de madurez del compost obtenido, generando nuevas referencias sobre efectos de fitotoxicidad y las prácticas aplicadas. También se analiza la concentración de distintos nutrientes y el grado de humificación con el objetivo de valorar agrónomicamente el compost obtenido.

HIPÓTESIS

El proceso de compostaje desarrollado en compostadores de pequeña escala es viable en zonas de clima desfavorable, como es el Norte de la Región Andino Patagónica Argentina; alcanzando períodos mínimos recomendados de temperaturas necesarias para el saneamiento y valores de parámetros acordes a la estabilidad del material (Capítulo 3).

El compostaje desarrollado en compostadores estáticos de pequeña escala presenta efectos de estratificación en altura del material que se composte, que confieren pérdida de eficiencia al proceso, en términos de saneamiento y estabilidad de compost; y pueden ser determinados por la evolución de la temperatura y las variables de estabilidad (Capítulo 3).

La incorporación de residuos de cocina de origen animal en procesos de compostaje de pequeña escala, en relación al compostaje exclusivo de residuos vegetales de comedor, afecta positivamente el período de temperaturas mayores a 55 °C (temperaturas de saneamiento), reduciendo el período requerido para la estabilización de los materiales (Capítulo 4).

La recirculación de líquidos lixiviados en el proceso de compostaje de pequeña escala prolonga el período de estabilización de los materiales, afectando negativamente las temperaturas que permiten reducir la presencia de microorganismos patógenos, aumentando el carbono soluble en agua, aumentando la actividad microbiana según la evolución de CO₂ y la relación carbono soluble en agua: nitrógeno total Kjeldahl (Capítulo 4).

La recirculación de líquidos lixiviados reintroduce sales disueltas al sistema de compostaje afectando negativamente la conductividad eléctrica de los compost obtenidos y condicionando su aplicación agronómica (Capítulo 4).

La inclusión de residuos de origen animal mejora los valores de control de proceso como el pH, la conductividad eléctrica, el carbono orgánico total y el nitrógeno, aumentando la variedad de compuestos orgánicos y favoreciendo la actividad microbiana que participa de la degradación (Capítulo 4).

La recirculación de líquidos lixiviados en compostadores de pequeña escala afecta negativamente el grado de madurez del compost obtenido, debido a la reintroducción de sustancias fito tóxicas, prolongando el período de maduración (Capítulo 5).

La incorporación de residuos de origen animal al proceso de compostaje de pequeña escala afecta positivamente al grado de madurez alcanzado por el compost dado que favorece la actividad microbiana que se asocia a la eliminación de las sustancias fitotóxicas (Capítulo 5).

La recirculación de líquidos lixiviados en compostadores de pequeña escala, aumenta la concentración de nutrientes y el grado de humificación de la materia orgánica del compost final obtenido y resulta en un método válido para la gestión de los líquidos lixiviados generados (Capítulo 5).

La incorporación de residuos de origen animal al proceso de compostaje en compostadores de pequeña escala afecta positivamente la concentración de nutrientes y el grado de humificación de la materia orgánica del compost debido a una mayor variedad en los componentes originales de la mezcla (Capítulo 5).

OBJETIVO GENERAL

El objetivo general de la presente tesis es evaluar la optimización de un sistema de compostaje de pequeña escala, que se adapte a regiones de climas fríos y permita obtener una enmienda de calidad agronómica.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Diseñar y poner a prueba un sistema de compostaje, que resulte eficaz para el estudio del proceso de tratamiento descentralizado de residuos orgánicos de comedor y permita desarrollar las experiencias asociadas con las diferentes hipótesis (Capítulo 2).
2. Evaluar la viabilidad tecnológica del compostaje descentralizado, en una zona de clima frío y desfavorable para procesos de compostaje con poca “masa crítica” (cantidad de residuos) en relación a las temperaturas del proceso (Capítulo 3).
3. Identificar aspectos tecnológicos que puedan causar una pérdida de eficiencia durante el proceso, así como aspectos que permitan optimizar un sistema de compostaje descentralizado y de baja complejidad (compostadores estáticos y semi-continuos): estudio del efecto de estratificación y función de recolección de líquidos lixiviados (Capítulo 3 y 4).
4. Evaluar el desempeño del compostador en relación a su capacidad de tratamiento, en función del tiempo requerido para la estabilización de una cantidad dada de residuos orgánicos (Capítulo 3).

5. Analizar los efectos generados por la inclusión de residuos de origen animal al proceso de compostaje de pequeña escala, frente al compostaje exclusivo de residuos de origen vegetal, sobre variables de estabilidad, madurez y calidad del compost (gestión de proceso) (Capítulo 4 y 5).
6. Analizar los efectos generados por la recirculación de los líquidos lixiviados generados durante el proceso de compostaje descentralizado, sobre variables de estabilización, madurez y calidad del compost, y evaluar la incorporación de esta práctica en la gestión del proceso como una alternativa de optimización para el sistema (gestión de proceso y diseño de compostadores) (Capítulos 4 y 5).

BIBLIOGRAFÍA

- Abdullah N., Chin N.L. Mokhtar M. M. and Taip F. S. 2013. Effects of bulking agents, load size or starter cultures in kitchen-waste composting. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. Publicado en internet, disponible en: <http://www.ijrowa.com/content/2/1/3> . Activo enero 2016.
- Adani F., Ubbiali C. and Genevini P. 2006. The determination of biological stability of compost using the Dynamic Respiration Index: The results of experience after two years. *Waste Management* 26: 41-48.
- Adhikari B. K., Barrington S., Martinez J. and King S. 2008. Characterization of food waste and bulking agents for composting. *Waste Management* 28: 795-804.
- Adhikari B. K., Barrington S., Martinez J. and King S. 2009. Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. *Waste Management* 29: 197-203.
- Adhikari B. K., Trémier A., Martinez J. and Barrington S. 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Management & Research* 28: 1039-1053.
- Alexander P.D. 2007. Effect of Turning and Vessel Type on Compost Temperature and Composition In Backyard (Amateur) Composting. *Compost Science & Utilization*, 15: 167-175.
- Andersen J.K., Boldrin A., Christensen C. and Scheutz C. 2011. Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. *Waste Management* 31: 1934-1942.
- Arrigoni J.P. 2011. Evaluación del desempeño de diferentes prototipos de compostadores en el tratamiento de residuos orgánicos. Tesis Magister. Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina, 120 pp.
- Arrigoni J.P., Paladino L.P. and Laos F. 2015. Feasibility and Performance Evaluation of Different Low-Tech Composter Prototypes. *International Journal of Environmental Protection*, 5: 1-8.
- Baby R. E., Cabezas M. D., Labud V., Marqui F. J. y Walsoe De Reza N. E. 2002. Evolución de las etapas termofílicas en el proceso de compostaje de biosólidos. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México. pp. 1-7.
- Barrena R., Font X., Gabarrell X. and Sánchez A. 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management*, 34: 1109-1116.
- Bench M. L., Woodard R., Harder M. K. and Stantzos N. 2005. Waste minimisation: home digestion trials of biodegradable waste. *Resources, Conservation and Recycling* 45: 84-94.
- Benjawan L., Sihawong S., Chayaprasert W. and Liamlaem W. 2015. Composting of biodegradable Organic Waste from Thai Household in a Semi-Continuous Composter. *Compost Science & Utilization*, 23:11-17.
- Bernal M.P., Paredes C., Sánchez-Monedero M.A. y Cegarra J. 1998a. Maturity and stability parameters of composts prepared with a Wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63:91-99.

- Bernal M. P., Navarro A. F., Sánchez-Monedero M. A., Roig A. and Cegarra J. 1998b. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 305-313.
- Bernal M. P., Albuquerque J. A. and Moral R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. *Bioresource Technology* 10: 5444-5453.
- Campitelli, P. and Ceppi, S. 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 90, 64-71.
- Campitelli, P. y Ceppi, S. 2010. Calidad de compost y vermicompuestos para su uso como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Escuela para Graduados, Ciudad de Córdoba. 231 pp.
- CE. 1999. Comunidad Europea. Consejo de la Unión Europea. Directiva 1999/31/CE relative al vertido de residuos. 19 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:31999L0031&from=ES> . Activo enero 2016.
- Chan Y. C., Sinha R. K and Wang W. 2010. Emission of greenhouse gases from home aerobic composting, anaerobic digestion and vermicomposting of households wastes in Brisbane (Australia). *Waste Management & Research*, 29: 540-548.
- Colón J., Martínez-Blanco J. Gabarrel X., Artola A., Sánchez A., Rieradevall J. and Font X. 2010. Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling* 54: 893-904.
- CCE. Comisión de las Comunidades Europeas. 2008. Libro Verde sobre la gestión de los biorresiduos en la Unión Europea. Publicado en internet, disponible en: [http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/com/com_com\(2008\)0811/com_com\(2008\)0811_es.pdf](http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/com/com_com(2008)0811/com_com(2008)0811_es.pdf) . Activo febrero 2016.
- Cooperband L. R., Stone A. G., Fryda M. R. and Ravet J. L. 2003. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. *Compost Science and Utilization* 11:113-124.
- Curtis A., Phillips P. S. and Tudor T. 2009. Driving Sustainable Waste Management in Northern Ireland – Home Composting of “Green Garden Waste” in Castlereagh. *Journal of Solid Waste Technology and Management*, 35: 191-199.
- Epstein E. 2011. *Industrial Composting: Environmental Engineering and Facilities Management*. CRC Press, USA, 340 pp.
- Faverial J. and Sierra J. 2014. Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). *Journal of Cleaner Production*, 83: 238-244.
- Gies G. 1996. Backyard composting plus recycling yields high diversion. *Biocycle*. 37: 39-42.
- Haug, R. T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. CRC Press LLC. Lewis Publishers. United States of America. 752 pp.
- Hoornweg D. and Perinaz B. 2012. What a Waste. *Aglobal Review of Solid Waste Management*. Urban Development Series Knowledge Papers. Publicado en internet, disponible en: http://siteresources.worldbank.org/INTURBANDEVELOPMENT/Resources/336387-1334852610766/What_a_Waste2012_Final.pdf . Activo enero 2016.
- Hue N. V. and Liu J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization* 3: 8-15.

- Illmer P. 2002. Backyard Composting: General Considerations and a Case Study. En: *Microbiology of Composting*, H. Insam, N. Riddech, S. Klammer (Eds.) Berlin-Heidelberg, pp. 133-142.
- Illmer P., Meyer E. and Schinner F. 1997. Thermic insulation and sieve plates – beneficial equipments for a rapid and high quality degradation in household composting?. *Die Bodenkultur: Austrian Journal of Agricultural Research* 48: 99-103,
- Illmer P. and Schinner F. 1997. Compost turning. A central factor for a rapid and high-quality degradation in household composting. *Bioresource Technology* 59: 157-162.
- Iyengar S. R. and Bhave P. P. 2006. In-vessel composting of household wastes. *Waste Management* 26: 1070-1080.
- Kalamdhad A. S. and Kazmi A. A. 2008. Mixed organic waste composting using rotary drum composter. *Int. J. Environment and Waste Management* 2: 24-36.
- Kalamdhad A. S., Pasha M. and Kazmi A. A. 2008. Stability evaluation of compost by respiration techniques in a rotary drum composter. *Resources, Conservation and Recycling* 52: 829-834.
- Kalamdhad A. S. and Kazmi A. A. 2009a. Effects of turning frequency on compost stability and some chemical characteristics in a rotary drum composter. *Chemosphere* 74: 1327-1334.
- Kalamdhad A. S. and Kazmi, A. A. 2009b. Rotary drum composting of different organic waste mixtures. *Waste Management & Research* 27: 129-137.
- Kalamdhad A. S., Singh Y. K., Ali M., Khwairakpam M. and Kazmi A.A. 2009. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. *Bioresource Technology* 100: 6442-6450.
- Kalamdhad A. S., Khwairakpam M. and Kazmi A. A. 2012. Drum composting of municipal solid waste. *Environmental Technology*, 33: 299-306.
- Karnchanawong S. and Suriyanon N. 2011. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. *Resources, Conservation and Recycling*, 55: 548-553.
- Koivula N., Rääkkönen T., Sari S., Ranta J. and Hänninen K. 2004. Ash in composting of source-separated catering waste. *Bioresource Technology* 93: 291-299.
- Körner I., Saborit-Sánchez I. and Aguilera-Corrales Y. 2008. Proposal for the integration of decentralised composting of the organic fraction of municipal solid waste into the waste management system of Cuba. *Waste Management* 28: 64-72.
- Laos F. 2001. Compostaje de residuos orgánicos de actividades productivas y urbanas en la región andino-patagónica: determinación de índices de madurez para su utilización agronómica. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 171 pp.
- Laos, F.; Semenas, L. y V. Labud. 2004. Factors related to the attraction of flies at a biosolids composting facility (Bariloche, Argentina). *The Science of the Total Environment* 328: 33-40. ISSN 0048-9697.
- Laos F., Mazzarino M. J. y Satti P. 2012. Aspectos legales del uso de residuos orgánicos. En: *Compostaje en Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Universidad Nacional de Río Negro - Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina, pp 55-66.
- Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds). 2012. *Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Universidad Nacional de Río Negro – Orientación Gráfica Editora, 348 pp.

- Moqsud M. A. Bushra Q. S. and Rahman M. H. 2011. Composting barrel for sustainable organic waste management in Bangladesh. *Waste Management & Research*, 29: 1286-1293.
- Moreno-Casco J. y Moral-Herrero R. 2008. *Compostaje*. Moreno-Casco J. y Moral-Herrero R. (Eds.) Ediciones Mundi Prensa, Madrid, España. 570 pp.
- Narihiro T. y Hiraishi A. 2005. Microbiology of Fed-batch Composting. *Microbes Environ*, 20: 1-13.
- Papadopoulos A. E., Stylianou M. A., Michalopoulos C. P., Moustakas K. G., Hapeshis K. M., Vogiatzidaki E. E. I. and Loizidou M. D. 2009. Performance of a new household composter during in-home testing. *Waste Management* 29: 204-213.
- Platt B. 2014. *Growing Local Fertility: A guide to community composting*. Institute for Local Self-Reliance and James McSweeney and Jenn Davis, Highfields Center for Composting, 121 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://highfieldscomposting.org/sites/default/files/files/resources/growing-local-fertility.pdf> Activo enero 2016.
- REELCDyC 2012. Red Estatal de Entidades Locales por el Compostaje Doméstico y Comunitario. Situación del compostaje doméstico y comunitario en el Estado Español. Publicado en internet, disponible en: http://www.compostaenred.org/proyectos/Proyecto1/publicacion/Sit_compostaje_domycomunitario_Composta%20en%20Red.pdf Activo enero, 2016.
- Rudé-Payró E. y Torres-Castillo R. 2008. Evaluación de Diferentes Modelos de Compostadores Domésticos. Universitat de Barcelona. Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Química. Barcelona España. Publicado en internet, disponible en: [http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20\(FORM%20-%20FV\)/Jornades,%20estudis%20i%20enllacos/informe_compostadors_es.pdf](http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20(FORM%20-%20FV)/Jornades,%20estudis%20i%20enllacos/informe_compostadors_es.pdf) . Activo enero 2016.
- Rynk R. 1992. *On-Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service. Ithaca, Nueva York, EEUU, 186 pp.
- Rynk R. 2000. On-Site Composting Options. *Contained Composting Systems Review*. From *BioCycle Magazine*. March 2000, pp 30-37.
- Rynk R. 2003. The art in the science of compost maturity. *Compost Science and Utilization* 11: 94-96.
- Sánchez A., Gabarrell X., Artola A., Barrena R., Colón J. Font X. and Komilis D. 2015. Composting of Wastes. En: *Resource Recovery to Approach Zero Municipal Waste*. Taherzadeh M.J. and Richards T. (Eds.) CRC Press, pp. 77-106.
- SAYDS. 2005. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Estrategia Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Ministerio de Salud y Ambiente, República Argentina, 169 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://observatoriorsu.ambiente.gob.ar/institucional/5/la-estrategia-nacional-para-la-gestion-integral-de-residuos-solidos-urbanos> . Activo enero 2015.
- Schaub S. M. and Leonard J. J. 1996. Composting: an alternative waste management option for food processing industries. *Trends in Food Science & Technology* 7: 263-268.
- Singh A. and Sharma S. 2002. Composting of a crop residue through treatment with microorganisms and subsequent vermicomposting. *Bioresource Technology* 85: 107-111.

- Singh Y.K., Kalamdhad A. S., Ali M. and Kazmi A. A. 2009. Maturation of primary stabilized compost from rotary drum composter. *Resources, Conservation and Recycling* 53: 386-392.
- Smith D. R., Cawthon D. L., Sloan J. J. and Freeman T. M. 2006. In-vessel, mechanical rotating drum composting of institutional food residuals. *Compost Science & Utilization* 14: 155-161.
- Smith S.R. and Jasim S. 2009. Small-scale home composting of biodegradable households waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. *Waste Management & Research* 27: 941-950.
- Sterner T. and Bartelings H. 1999. Household Waste Management in a Swedish Municipality: Determinants of Waste Disposal, Recycling and Composting. *Environmental and Resource Economics*, 13: 473-491.
- Stoffella P.J. y Kahn B.A. (Eds). 2004. *Utilización de Compost en los Sistemas de Cultivo Hortícola*. Mundi-Prensa Libros, Madrid, España, 414 pp.
- Tchobanoglous G. and Kreith F. 2002. *Handbook of solid waste management*. McGraw-Hill Professional, United States, Ebook, 950 pp.
- Tchobanoglous G., Theisen J. and Vigil S. A. 1994. *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw-Hill/Interamericana de España S.A., Madrid, España, 1107 pp.
- Tognetti C., Laos F., Mazzarino M. J. and Hernández M. T. 2005. Composting vs. Vermicomposting: A comparison of end product quality. *Compost Science & Utilization* 13: 6-13.
- Tognetti C. 2007. *Compostaje de residuos orgánicos urbanos: Optimización del proceso para una mayor calidad del product final*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 175 pp.
- Tognetti C., Mazzarino M. J. and Laos F. 2007a. Cocomposting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality. *Biology and Fertility of Soils* 43: 387-397.
- Tognetti C., Mazzarino M. J. and Laos F. 2007b. Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technology* 98:1067-1076.
- UNEP. 2005. United Nations Environment Programme. Publicado en internet, disponible en: <http://www.unep.org/ietc/Portals/136/SWM-Vol1-Part1-Chapters1to3.pdf> . Activo enero 2015.
- USEPA. 1977. United States Environmental Protection Agency. *Composting Sewage Sludge by High-Rate Suction Aeration Techniques*. Washington, D.C. USA, 52 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000PYRQ.PDF?Dockkey=2000PYRQ.PDF> Activo enero 2016.
- USEPA. 1989. United States Environmental Protection Agency. *Yard Waste Composting. Solid Waste and Emergency Response. A Study of Eight Programs*. EPA/530-SW-89-038, 47 pp.
- USEPA. 1994. United States Environmental Protection Agency. *Composting Yard Trimmings and Municipal Solid Waste*. Office of Solid Waste and Emergency Response. Publicado en internet, disponible en: [http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/ria.nsf/vwAN/cytmsw.pdf/\\$file/cytmsw.pdf](http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/ria.nsf/vwAN/cytmsw.pdf/$file/cytmsw.pdf) . Activo enero 2016.
- USEPA. 2003. United States Environmental Protection Agency. *Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge*. Publicado en internet, disponible en: <http://www.epa.gov/sites/production/files/2015->

[04/documents/control_of_pathogens_and_vector_attraction_in_sewage_sludge_july_2003.pdf](#)
Activo enero 2016.

- USEPA. 2014. United States Environmental Protection Agency. Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2012. Solid Waste and Emergency Response (5306P). Washington, DC 20460.
- Varma V. S., Mayur C. and Kalamdhad A. 2014. Effects of bulking agent in composting of vegetable waste and leachate control using rotary drum composter. *Sustainable Environment Research*, 24: 245-256.
- Vega C. A., Benítez S. O. and Ramírez Barreto M. E. 2008. Solid waste characterization and recycling potential for a university campus. *Waste Management* 28: 521-526.
- Wei Y., Fan Y., Wang M. & Wang J. 2000. Composting and compost application in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 30: 277-300.
- Williams P. T. 2005. *Waste Treatment and Disposal*, 2nd Edition. John Willey & Sons Ltd, The Atrium, Southern Gate Chichester, West Sussex PO19 8SQ, England, 424 pp.
- Woodard R., Harder M. K., Bench M. and Philip M. 2001. Evaluating the performance of a fortnightly collection of household waste separated into compostables, recyclates and refuse in the south of England. *Resources Conservation & Recycling* 31: 265-284.
- Woodard R., Bench M., Harder M. K. and Santos N. 2004. The optimisation of household waste recycling centres for increased recycling – a case study in Sussex, UK. *Resources, Conservation and Recycling* 4: 75-93.
- Zotos G., Karagiannidis A., Zampetoglou S., Malamakis A., Antonopoulos I. S., Kontogianni S. and Tchobanoglous G. 2009. Developing a holistic strategy for integrated waste management within municipal planning: challenges, policies, solutions and perspectives for Hellenic municipalities in the zero-waste, low-cost direction. *Waste Management* 29: 1686-1692.
- Zucconi F., Pera A., Forte M. and De Bertoldi M. 1981a. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22: 54-57.
- Zucconi F., Forte M., Monaco A and De Bertoldi M. 1981b. Biological Evaluation of Compost Maturity. *BioCycle* 22: 27-29.
- Zucconi F. and De Bertoldi M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: De Bertoldi M., Ferranti M. P., L'Hermite P. and Zucconi F. (Eds). *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science, London, United Kingdom, pp. 30-50.
- Zurbrügg C., Drescher S., Patel A. and Sharatchandra H. C. 2004. Decentralised composting of urban waste – an overview of community and private initiatives in Indian cities. *Waste Management* 24: 655-662.
- Zurbrügg C. S., Drescher I., Rytz A., Sinha H. M. and Enayetullah I. 2005. Decentralised composting in Bangladesh, a win-win situation for all stakeholders. *Resources, Conservation and Recycling* 43: 281-292.

CAPÍTULO 2:
ESTUDIO DEL SISTEMA Y DISEÑO DEL
COMPOSTADOR EXPERIMENTAL

INTRODUCCIÓN

El interés asociado al desarrollo de sistemas de compostaje abordado en el primer capítulo, generó iniciativa en trabajos de investigación a nivel mundial, en los cuales se estudiaron gran número de interacciones entre la actividad microbiana propia del proceso y variables o parámetros abióticos (temperatura, humedad, contenido de C y N, propiedades físicas, entre otros). En las últimas décadas se comenzaron a estudiar las diferencias en el proceso de compostaje desarrollado de manera centralizada frente a experiencias de compostaje domiciliario o descentralizadas (USEPA, 1989; Jim, 1991; Gould *et al.*, 1992; Illmer *et al.*, 1997; Illmer y Schinner, 1997; Illmer, 2002; Papadopoulos *et al.*, 2009; Karnchanawong y Siriyanon, 2011; Faverial y Sierra, 2014).

La Tabla 2.1 presenta características particulares para distintos procesos de compostaje, dependiendo de la escala y la gestión del mismo. En la misma se definen dos categorías para el compostaje descentralizado, frío y caliente, dependiendo de la evolución de la temperatura característica. Es posible observar que el compostaje de pequeña escala (CPE frío) se desarrolla con mayor variabilidad respecto de los sistemas de gran escala.

Argentina se encuentra en un proceso incipiente en el desarrollo de políticas ambientales para el desarrollo de prácticas de compostaje descentralizadas. Condición que no ha favorecido al mercado de ofertas en tecnologías y servicios aplicados al tratamiento de los residuos orgánicos asociados (INTI, 2012a; INTI, 2012b).

Esta condición podría dificultar la investigación en el área, no obstante, el contexto ofrece la oportunidad de estudiar estos sistemas con el fin de optimizarlos en base a sus aspectos biológicos y técnicos, fortaleciendo los fundamentos de diseño. La presente experiencia introduce objetivos comunes entre la Universidad Nacional de Río Negro y el INTI Regional Córdoba (INTI, 2011b).

Tabla 2.1. Diferencias importantes entre el compostaje de pequeña escala y el compostaje de gran escala según Illmer (2002) y estudio realizado en otros países.

Característica/Factor clave	Compostaje gran escala	CPE frío	CPE caliente
Calidad de los materiales a tratar (relación C:N, humedad, estructura, etc.)	Calidad y características muy constantes, con posibilidad de ajuste	Calidad muy variable y con pocas posibilidades de ajuste	
Contaminación (Por ej.: metales pesados)	Frecuente	No (b)	No (b)
Mecanismo de mezclado de materiales	Posible	No (b)	Posible (b)
Aireación	Posible	No	Posible (b)
Temperatura	Elevada	Baja	Elevada
Sanitización adecuada	Si	No	Posible (b)
Duración	Corta	Larga	Corta
Costos en recursos humanos	Elevados (a)	Bajos	Elevados (b)

CPE: compostaje de pequeña escala; a: dependiendo de la instalación y el sistema y b: dependiendo del entusiasmo del operador.

EL PROCESO DE COMPOSTAJE EN COMPOSTADORES DE PEQUEÑA ESCALA

La selección de la tecnología de compostaje debe realizarse en base a una relación costo-beneficio, considerando tanto su impacto ambiental como la eficiencia misma del sistema. El desempeño de éste depende, entre otras cuestiones, de la relación entre los residuos que ingresan al proceso, el tiempo de requerido por el proceso y la estabilidad, madurez y calidad alcanzada en el compost obtenido (Sánchez *et al.*, 2015).

La actividad microbiana participa en la degradación y transformación de la materia orgánica; en consecuencia, dos variables resultan críticas para su control y optimización, el oxígeno y la humedad (Rynk, 1992; Epstein, 2011). En un mismo sentido, Sánchez *et al.* (2015) indican que la humedad y la porosidad de la mezcla son los factores más importantes en el compostaje de pequeña escala.

Humedades inferiores al 15% suelen inhibir completamente la actividad biológica responsable de la degradación de los materiales y esta situación puede ocasionar la finalización del proceso cuando aún no se ha logrado la estabilidad y madurez del material (USEPA, 1994). Una elevada relación entre la superficie de la mezcla expuesta al aire por unidad de masa de los materiales (frecuente en estos sistemas), facilita la pérdida de humedad contenida en la misma (Arrigoni, 2011). Considerando la incorporación de material fresco como una alternativa de manejo de la humedad de la mezcla, una baja frecuencia (y/o

caudal) en la incorporación de residuos podría afectar negativamente el rango de humedad deseado (40 a 60 %) y dificultaría mantener una condición adecuada para el desarrollo de los microorganismos (Moreno-Casco y Moral-Herrero, 2008; Abdullah *et al.*, 2013; Varma *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014).

El riego, la incorporación de materiales húmedos o la recirculación de líquidos lixiviados, suelen ser las recomendaciones cuando se observa un déficit de humedad en los materiales que se compostan (Illmer *et al.*, 1997; Papadopoulos *et al.*, 2009; Arrigoni, 2011, Karnchanawong y Suriyanon, 2011). Sin embargo, un exceso en la humedad de la mezcla podrá generar condiciones anaeróbicas con generación de olores desagradables y un compost poco estabilizado o de mala calidad (niveles de $O_2 < 5\%$) (Laos, 2001; Iyengar y Bhave, 2006; Epstein, 2011; Moqsud *et al.*, 2011; Sánchez *et al.*, 2015)

En compostadores domésticos la oxigenación de los materiales generalmente se realiza de manera pasiva, mediante la circulación de aire a través de sus paredes laterales y en determinados modelos, facilitada por el mecanismo de volteo, mecánico de acción manual o bien mezclando manualmente con la ayuda de una herramienta destinada a tal fin (Figura 2.1) (Illmer y Schinner, 1997; Rynk, 2000; Karnchanawong y Suriyanon, 2011; Moqsud *et al.*, 2011; Arrigoni *et al.*, 2015; Benjawan *et al.*, 2015).

La correcta circulación de oxígeno es dependiente de una adecuada porosidad de la mezcla original, humedad y tamaño de partícula de los componentes de la misma. Los residuos de cocina o comedor al igual que los biosólidos (barros cloacales), se caracterizan por un elevado contenido de humedad, por lo tanto, suelen requerir la combinación con agente estructurante, naturales tales como viruta de madera, aserrín, residuos de jardín o bien artificiales, tales como gomas trituradas (Adhikari *et al.*, 2008; Adhikari *et al.*, 2009; Epstein, 2011; Varma *et al.*, 2014; Sánchez *et al.*, 2015).

Distintas relaciones residuos/agente estructurante han sido probadas con éxito en el compostaje de residuos de cocina o compostadores de pequeña escala, que van de: 1:1 a 1:4 (volumen de residuos: volumen de agente estructurante, base húmeda). Sin embargo, se ha observado una mayor heterogeneidad sobre parámetros de calidad en el compost obtenido en la pequeña escala, respecto del compost producido en sistemas centralizados y de mayor escala (Laos, 2001; Smith *et al.*, 2006; Rudé-Payró y Torres-Castillo, 2008; Colón *et al.*, 2010; Schwalb *et al.*, 2011).



Fig. 2.1. Diferentes prototipos de compostadores utilizados en ensayo previo (Arrigoni, 2011). La evaluación del desempeño de los compostadores tuvo en consideración la efectividad y practicidad de diferentes mecanismos de homogenización o exposición al aire de la mezcla.

Sánchez *et al.* (2015) describen la aptitud de esta tecnología para el tratamiento continuo de residuos, pero recomiendan una frecuencia de dos incorporaciones por semana en el compostador. Tanto el exceso como la falta de humedad en los materiales generarán una pérdida de eficiencia en la degradación de los residuos (Illmer *et al.*, 1997; Iyengar y Bhave, 2006). En este sentido, se sugiere que la *tasa de generación* de residuos puede ser una variable de interés para estudio del sistema y su rendimiento, ya que aportará información para estimar el rendimiento del mismo en generadores análogos, fijar dicha variable para estudiar la influencia de otras y viceversa (Abdullah *et al.*, 2013; Varma *et al.*, 2014).

Una *tasa de generación* de residuos relaciona la cantidad generada por unidad de tiempo y generador; puede variar de acuerdo a los hábitos de consumo, estación del año, nivel de ingresos o actividad económica principal de la zona de estudio, y es necesario su conocimiento para la proyección del sistema de tratamiento y su combinación con el agente estructurante (Smith *et al.*, 2006; Adhikari *et al.*, 2008; Epstein, 2011; Schwalb *et al.*, 2011).

INSUMOS DEL PROCESO Y SANEAMIENTO DE LOS MATERIALES ORIGINALES

Los nutrientes del sustrato serán determinantes en la evolución del proceso, en particular, los contenidos y la disponibilidad de carbono y nitrógeno (Rynk, 1992; Adhikari *et al.*, 2008; Faverial y Sierra, 2014; Varma *et al.*, 2014). En un proceso exitoso, con una adecuada relación entre el contenido de carbono (C) y nitrógeno (N) como punto de partida, el resultado de la actividad biológica durante la degradación de los residuos orgánicos provoca la variación de las temperaturas en el interior del sistema (Haug, 1993; Moreno-Caso y Moral-Herrero, 2008; Arrigoni *et al.*, 2015).

Adhikari *et al.* (2008) señalan la importancia de la caracterización de los residuos orgánicos y agentes estructurante disponibles localmente, en la optimización de procesos de compostaje descentralizados. En la revisión de antecedentes y el estudio conducido sobre los residuos de diferentes generadores, incluyendo residuos domésticos y aquellos generados en restaurantes, observan una humedad característica de éstos en el rango de 67 % a 93 % en peso (Tabla 2.2). Otros autores (Stoffella y Kahn, 2004; Schwalb *et al.*, 2011; Abdullah *et al.*, 2013) señalan en el mismo sentido, que los residuos alimenticios constituyen un aporte adicional de humedad y nitrógeno, especialmente si son combinados en la mezcla original, con residuos de poda de composición mayoritariamente leñosa.

En el estudio realizado por Adhikari *et al.*, (2008), del cual se tomaron los datos de la Tabla 2.2 (en Canadá, Corea del Sur, USA y Taiwán), sobre los residuos con potencial de ser compostados de manera descentralizada, se halló una tasa de generación por persona (en hogares) de 0,61 kg de residuo orgánico por día, mientras que para los residuos generados por comensal (restaurante) fue de 0,56 kg por día, con variaciones entre estaciones (invierno y verano) pero con una mayor influencia debido a la cantidad de personas que acceden al restaurante, frente a la variación estacional. Por otro lado, en la experiencia desarrollada por

el Instituto Nacional de Tecnología Industrial Regional Córdoba (INTI, 2011a), se halló una tasa promedio de 0,34 kg de residuos orgánicos por día y persona (hogares). Adhikari *et al.* (2010) observan en los países de Europa con mayores ingresos una tasa de 0,63 kg persona⁻¹ día⁻¹, 0,39 kg persona⁻¹ día⁻¹ para los países de Europa con menos ingresos y en el caso de Méjico se ha determinado una tasa de generación de 0,76 kg persona⁻¹ día⁻¹.

Tabla 2.2. Características de los residuos de comida, evaluados en distintos generadores y países, en el marco de su valoración en procesos de compostaje.

País	Generador	Humedad (%)	NTK (%)	C (%)	Relación C:N
Canadá	Restaurante	84-93	5,4-10,7	46-50	4,3-9,2
Canadá	Tienda de comidas	85-91	2,4-16,7	47-50	2,8-20,5
Canadá	Residencia universitaria	82	2,2	50	22,8
Sur Corea	Restaurante Universitario	79-80	0,09-6,9	48-54	7
Sur Corea	Hogares	67-91	3,13-4,4	46-49	10,4-15,5
USA	Componente orgánico de los RSU	70	2,6	48	18,5
Taiwán	Cocina	65-80	3-4	50-52	15

Tabla tomada y adaptada de Adhikari et al., 2008. NTK: nitrógeno total Kjeldahl; C: carbono orgánico; C:N: relación carbono : nitrógeno; RSU: residuos sólidos urbanos.

La relación entre el contenido de C y N de la mezcla de residuos (relación C:N) es relevante para garantizar el desarrollo de la actividad microbiana propia del compostaje. El rango óptimo se encuentra entre 27:1 y 30:1, no obstante, el proceso puede desarrollarse correctamente en un rango de 22:1 a 40:1. Valores en el rango superior se relacionan con tiempos más largos de proceso, valores inferiores a 27 se asocian a la pérdida de N por volatilización de amonio (Rynk, 1992; Díaz *et al.*, 2007, Epstein, 2011; Varma *et al.*, 2014).

Considerando una baja relación C:N para los residuos con origen en comedores (Tablas 2.3 y 2.4), una alternativa de corrección consiste en la incorporación de viruta de pino, de baja biodegradabilidad y exitosa como agente estructurante, en el compostaje de biosólidos con elevada humedad. Esta puede cumplir una función de filtro y recuperación de los gases con amonio. De esta manera, la viruta de pino podría considerarse como estrategia de reducción de los tiempos del proceso también (Laos, 2001; Kalamdhad y Kazmi, 2009a; Kalamdhad y Kazmi, 2009b).

Tabla 2.3. Características de distintos residuos de cocina y agentes estructurante.

Material	Materia seca	NTK (%)	C (%)	Relación C:N
Cáscara de papa	-	1,5	37,5	25
Zanahoria	-	1,6	43,2	27
Tomate	-	3,3	39,6	12
Repollo	-	3,6	43,2	12
Pimientos	-	2,6	39	15
Aserrín	-	0,09	45	450
Aserrín	92	0,22	46,5	211
Pan	-	2,1	-	-
Virutas de madera	-	0,08	52,4	653
Paja de trigo	-	0,46	42,3	92
Lechuga	4	4,13	42,5	10,3
Cebolla	9	3,76	43,3	11,5
Aserrín	89	0,05	40,4	792
Paja de trigo	87	0,98	49,8	50,8
Heno	87	1,1	51,1	46,5

Tabla tomada y adaptada de Adhikari et al., 2008. NTK: nitrógeno total Kjeldahl peso seco; C: carbono orgánico peso seco; C:N: relación carbono : nitrógeno.

La temperatura tiene un rol fundamental en el saneamiento de los materiales (Tabla 2.5), destruyendo microorganismos patógenos, minimizando la atracción de vectores, favoreciendo la eliminación de olores desagradables y la viabilidad de semillas de malezas. La temperatura ha sido ampliamente estudiada para la regulación del proceso de compostaje de barros cloacales, con elevado contenido de microorganismos patógenos y otros materiales, pero no así en condiciones de escala hogareña. El estándar “*Process to Further Reduce Pathogens*” (PFRP) desarrollado por la USEPA (1993), que para recipientes cerrados requiere 3 días consecutivos con temperaturas en toda la matriz de residuos sobre los 55 °C, ha sido ampliamente utilizado para la evaluación del desempeño del proceso y el saneamiento de los materiales (Laos *et al.*, 2002; Stoffella y Kahn, 2004; Tognetti, 2007).

Si bien se considera que la carga de microorganismos patógenos contenidos en biosólidos es considerablemente mayor a la de los residuos provenientes de un comedor (Stoffella y Kahn, 2004; Epstein, 2011), y que es viable obtener un producto con valor agronómico sin alcanzar los requisitos de saneamiento mencionados (Smith y Jasim, 2009; Colón *et al.*, 2010; Lleó *et al.*, 2013; Sánchez *et al.*, 2015), la bibliografía señala que la

evolución de la temperatura (fase activa) y el grado de saneamiento alcanzado por el proceso de pequeña escala podría optimizarse (Illmer, 2002; Karnchanawong y Suriyanon, 2011; Faverial y Sierra, 2014).

Tabla 2.4. Características de distintos residuos con potencial de ser compostados de forma descentralizada.

Material	NTK (%)	C (%)	Relación C:N
Restos de pescado	8,2	32,8	4,0
Lodos activados	5,6	35,3	6,3
Césped	2,5	41,6	17,0
Estiércol de vaca	1,7	30,6	18,0
Residuos de alimentos	3,2	50,0	15,6
Desechos de jardín	2,0	44,5	22,8
Hojas de árbol	0,93-2	44,5	48,0
Papel	0,25	43,3	173
Cartones	0,2	48,2	254
Aserrín	0,11	56,2	511

Tabla tomada y adaptada de Stoffella y Kahn, 2004. NTK: nitrógeno total Kjeldahl peso seco; C: carbono orgánico peso seco; C:N: relación carbono : nitrógeno.

Tabla 2.5. Temperaturas letales y períodos de saneamiento requeridos para los patógenos y parásitos más corrientes en procesos de compostaje.

Organismos	50° C	55° C	60° C
<i>Salmonella thyphosa</i>	-	30 min	20 min
<i>Salmonella sp.</i>	-	60 min	15-20 min
<i>Shigella sp.</i>	-	60 min	-
<i>Escherichia coli</i>	-	60 min	15-20 min
<i>Streptococcus pyogens</i>	-	10 min	-
<i>Mycobaterium diptheriae</i>	-	45 min	-
<i>Brucellus abortus o suis</i>	-	60 min	3 min
<i>Endamoeba histolytica</i> (cysts)	-	1 seg	-
<i>Trichinella spiralis</i>	-	-	1 seg
<i>Necator americanus</i>	50 min	-	-
<i>Ascaris lumbrigoides</i> (ova)	-	60 min	-

Tabla tomada y adaptada de Stoffella y Kahn, 2004.

Las tasas más altas de degradación (o actividad microbiana) para el proceso de compostaje se desarrollan entre 50 y 60 °C según la mayoría de los autores que basan sus conclusiones sobre la producción de dióxido de carbono o el consumo de oxígeno del

proceso (Figura 2.2), sin embargo, aquellos productos que no requieran alcanzar los estándares regulatorios de la USEPA mencionados (PFRP), por ejemplo en el compostaje de pulpa de papel, residuos de comedores y municipales que no sean alcanzados por dicha norma, se podrán reducir los tiempos de estabilización en un rango de temperaturas comprendido entre 45 y 55° C (Haug, 1993; Epstein, 2011; Abdullah *et al.*, 2013).

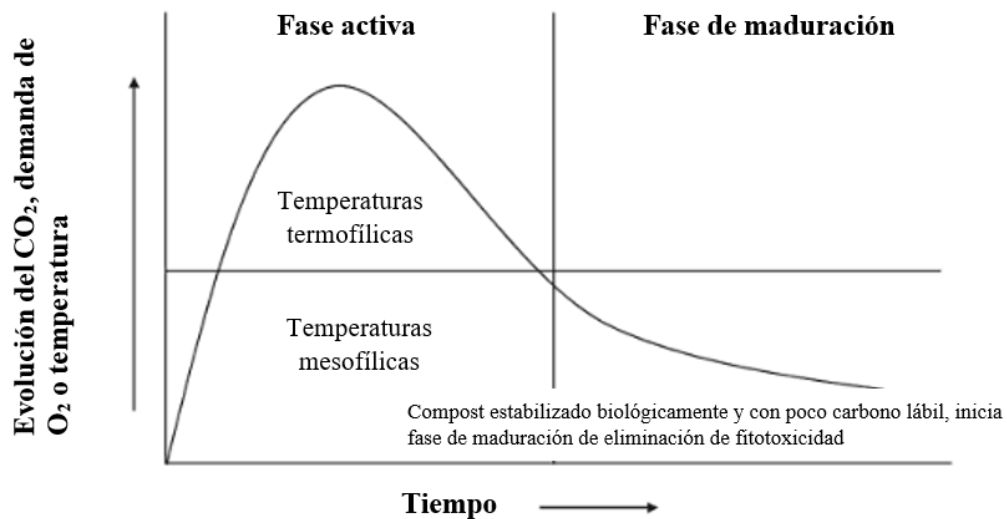


Fig. 2.2. Relación entre indicadores de estabilidad y temperatura en un proceso de compostaje tradicional, modificado de Epstein (2011).

LA TECNOLOGÍA Y LOS ARTEFACTOS

El compostaje inicia por la degradación de los compuestos de carbono de menor peso molecular y continúa por compuestos más complejos y de más difícil degradación: grasas, ceras, ligninas, etc. Cuatro fases se distinguen en el proceso si se consideran las temperaturas desarrolladas. Una fase inicial desde que se conforma una masa crítica y mezcla adecuada de residuos, suficiente para elevar la temperatura por encima de los 45 °C (fase mesofílica inicial), seguida por una fase termofílica en la que se desarrollan normalmente temperaturas entre 45 y 75 °C y ocurre el saneamiento de los microorganismos patógenos mesófilos, hongos, esporas, semillas de malezas, larvas de insectos y gran parte de los compuestos indeseables (Haug, 1993; Lavado, 2012).

La temperatura comienza a descender a medida que se agotan los compuestos fácilmente degradables y aumenta el CO₂, generando la disminución de la flora termofílica. A ésta le sigue una fase mesofílica (segunda), con temperaturas por debajo de 40 °C y

vuelven a desarrollarse microorganismos mesófilos, que atacan los materiales más resistentes a la biodegradación. Finalmente la temperatura desciende hasta valores muy cercanos a la temperatura ambiente, y se desarrolla la fase de maduración, en la que reacciones secundarias de condensación y polimerización conducen a la formación de sustancias tipo húmicas y se degradan las sustancias fitotóxicas, momento que se asocia a la finalización del proceso (Haug, 1993; Lavado, 2012).

El compostaje domiciliario podría asemejarse en mayor medida, al método conocido como pila estática, uno de los métodos más antiguos, aunque con permanentes innovaciones. Una de estas innovaciones comprende ajustar el tamaño a lo practicable en un hogar tipo, con un jardín de pequeñas dimensiones por ejemplo. Pueden utilizarse sistemas internos de cañerías para la distribución del aire circulante, en este caso no suele agitarse el material a lo largo del proceso. Existen sistemas semi-estáticos, que pueden incorporar un mecanismo de mezclado o volteo, pero la frecuencia es considerablemente menor que en un sistema de hileras con volteo (Haug, 1993) y suelen llamarse sistemas de compostaje tipo cajón (Rynk, 1992; Trautmann y Krasny, 1997) (Figura 2.3).

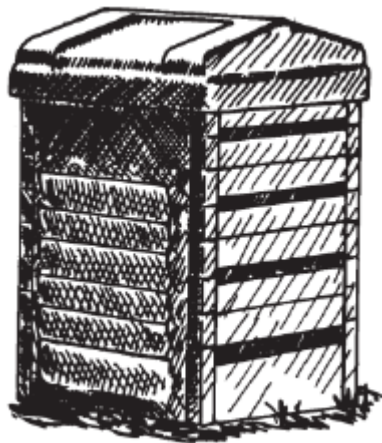


Fig. 2.3. Modelo de referencia para el estudio y desarrollo de compostadores domésticos, llamados también como método *cajón*. Tomado de Trautmann y Krasny (1997)

La inercia térmica suele ser menor cuando no existe suficiente masa en la mezcla de residuos que se compostan (masa crítica), lo cual no permite maximizar la retención del vapor de agua producido durante la fase activa del proceso (fase termofílica), por esta razón el sistema domiciliario cuenta con un pobre desempeño respecto de las temperaturas de

saneamiento mencionadas (PFRP) (Illmer *et al.*, 1997; Arrigoni, 2011; Abdullah, 2013; Benjawan *et al.*, 2015; Sánchez *et al.*, 2015).

Existen compostadores comerciales a partir de los 40 l de volumen, sin embargo tamaños de 400 a 500 l son los recomendables (Sánchez *et al.*, 2015). En el compostaje de pequeña escala suelen desarrollarse temperaturas menores a las observadas en procesos de gran escala o industriales, temperaturas más próximas a las ambientales (Illmer, 2002; Smith y Jasim, 2009; Lleó *et al.*, 2013; Faverial y Sierra, 2014), sin embargo, la duración del tiempo requerido para alcanzar un grado satisfactorio de estabilización y madurez, como el grado de saneamiento de microorganismos patógenos, cuando se compostan residuos de cocina o generados en el hogar, se encuentra en discusión (Lleó *et al.*, 2013; Barrena *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014).

Mientras en condiciones climáticas tropicales y favorables, o condiciones de laboratorio controladas, el compostaje de pequeña escala ha mostrado buenos desempeños (Lleó *et al.*, 2013; Barrena *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014; Varma y Kalamdhad, 2014), en condiciones climáticas con temperaturas medias de 11° C, el proceso podría verse fuertemente alterado en relación a las variables de saneamiento y estabilización, afectando negativamente el tiempo requerido para el compostaje de los residuos orgánicos de comedor (Laos, 2001).

ANTECEDENTES DE REFERENCIA Y MERCADO LOCAL DE COMPOSTADORES

En los últimos 5 años (2010 - 2015), el INTI ha tenido un rol activo en el desarrollo de prácticas de compostaje descentralizado, interactuando con el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba y otros actores con interés en el desarrollo de la tecnología (INTI, 2011a, INTI, 2011b; INTI, 2012a, INTI, 2012b). Su intervención ha posibilitado el registro en el Instituto Nacional de Propiedad Intelectual del primer modelo de diseño industrial en Argentina, en el área tecnológica de compostadores domésticos. Este trabajo fue realizado por alumnos de la Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño, de la Universidad Nacional de Córdoba, bajo la dirección del INTI y docentes de la misma universidad.

En la experiencia mencionada se realizó una revisión documental de más de 80 modelos de compostadores y vermi-compostadores del mercado mundial, hasta llegar al diseño registrado (Figura 2.4) (UNC, 2011). El mismo consta de un cuerpo principal con tapa (módulo superior) y puertas para extracción de compost, se conforma de 3 a 4 módulos, funcionales a la cantidad de habitantes o generadores en el punto de generación. El grupo de especialistas del INTI Regional Córdoba estimó una producción semanal de 2,38 kg de residuos orgánicos por persona (aproximadamente $0,34 \text{ kg persona}^{-1} \text{ día}^{-1}$) y un tiempo de tratamiento de 20 semanas, a partir de la cual podría comenzar la extracción de compost. De esta manera se recomienda un volumen de compostador necesario, cercano a los 172 l para dar tratamiento a los residuos generados por 2 personas (INTI, 2011a <http://www.inti.gob.ar/compostajedomociliario/asistencia.htm>).

Paralelamente, el INTI brindó asistencia a fabricantes, usuarios y funcionarios con incumbencias en residuos sólidos urbanos, se relevaron experiencias locales, se crearon espacios para la participación de especialistas y potenciales interesados en la fabricación a gran escala de estos artefactos (compostadores), sin embargo el modelo industrial de referencia aún no se encuentra disponible como producto comercial. La necesidad de avanzar en programas de compostaje descentralizado promovió el trabajo conjunto entre INTI y el INTA, creando documentación técnica (*Manual para Municipios y Comunas: Compostaje domiciliario, Instructivo para la producción de Compost Domiciliario: Una oportunidad para convertir residuos del hogar en una enmienda orgánica*, entre otros), talleres a campo y a distancia, para la fabricación de compostadores artesanales (Fig. 2.5), producción de compost, creando también un sitio web para la difusión de la información sobre el tema: www.inti.gob.ar/compostajedomociliario/ .



Fig. 2.4. Diseño industrial (Registro N° 82.758) aplicado a compostadores de pequeña escala y esquema modular de utilización.

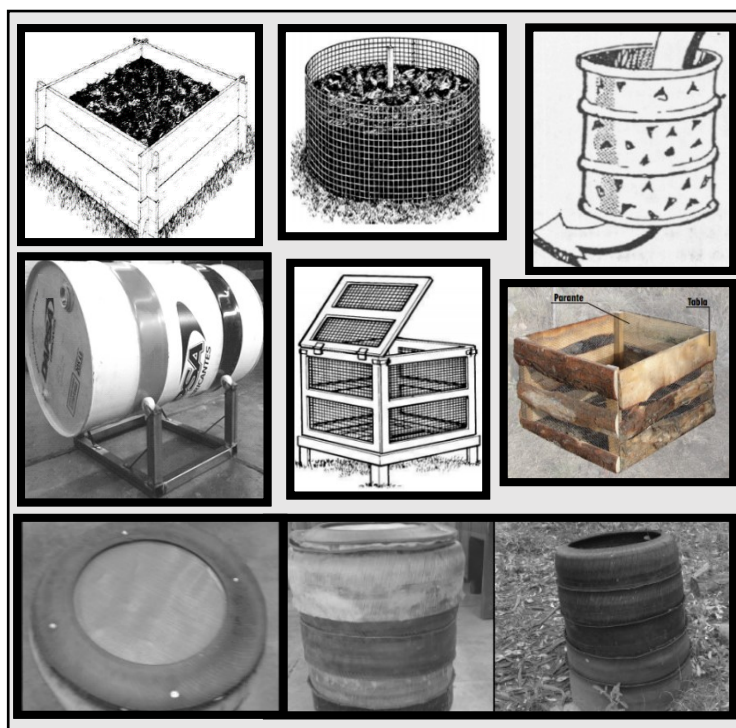


Fig. 2.5. Diseños de compostadores propuestos por el INTI (2012a) de simple construcción.

A través del sitio de internet creado por el INTI, también se promociona la venta de los siguientes modelos de compostadores (se excluyen los vermi-compostadores promocionados), en su gran mayoría, incorporados al mercado de manera posterior a la ejecución del presente trabajo de investigación (Figura 2.6). Los mismos se disponen de volúmenes de 400 l (A), 210 l (B) y 40 l (C).

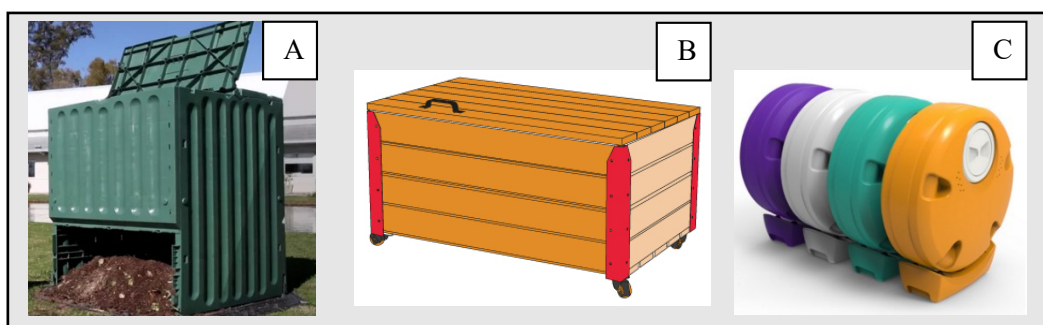


Fig. 2.6. Modelos de compostadores promocionados por el INTI de disponibilidad local.

Otros modelos relevados durante enero del año 2015 y disponibles vía comercio electrónico, incluyen los siguientes modelos en particular (Figura 2.7). Los volúmenes identificados fueron: 108 l (A), 470 l (B) y 2 x 107 l (C).

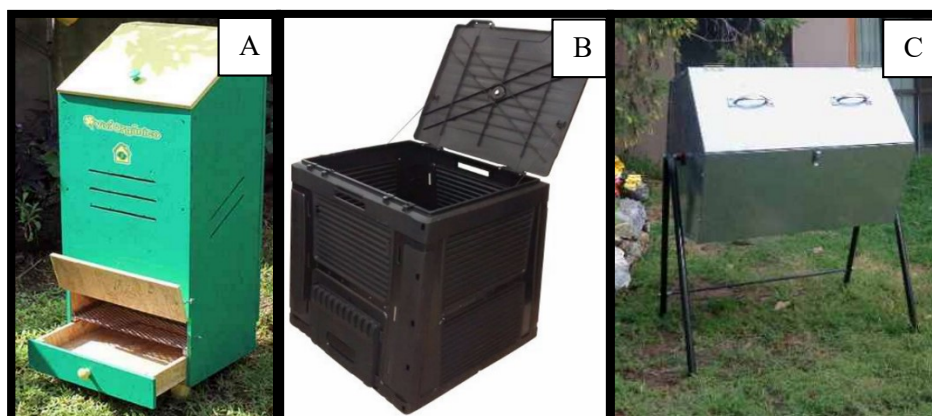


Fig. 2.7. Modelos de compostadores disponibles vía mercado electrónico. Compostadores “A” y “C” de fabricación nacional, no detallado el origen para compostador “B”.

En sus trabajos, el INTI (2012a) señala la posibilidad de utilizar compostadores en distintos lugares, por ejemplo: i) jardín o terraza; ii) espacios comunes, como condominios, comedores institucionales o privados; iii) espacios educativos como colegios e instituciones del estado y iv) espacios comerciales como restaurantes, comercios e industrias. Dependiendo de las condiciones particulares, el compostador puede requerir de una base que evite el contacto entre los residuos y el suelo, o bien, tener base abierta. Estos entornos representan un factor a considerar en el diseño del sistema de compostaje, no sólo por las características de los residuos, sino también por los controles requeridos sobre roedores, vectores y olores, que variarán según las condiciones particulares.

Los compostadores podrían evaluarse bajo dos puntos de vista: en función del *Diseño*, podrían considerarse: i) la ergonomía del artefacto, en relación a su distribución, uso y traslados; ii) instrucciones y manual de consulta para su utilización; iii) robustez, dependiente de los materiales, *packaging*, forma; iv) costo y v) características asociadas a la toxicidad y sanidad. Por otro lado, la evaluación del desempeño de los artefactos podría realizarse en función de la *eficiencia biológica* del proceso según: i) tiempos de estabilización, ii) tiempos de maduración, iii) facilidad de manejo y control sobre el proceso y iv) la calidad agronómica del producto obtenido.

EXPERIENCIAS DE INTERÉS ESPECÍFICO Y CRITERIOS PARTICULARES DEL DISEÑO DEL COMPOSTADOR EXPERIMENTAL

A principios de la década del 2000, la Comunidad Europea estableció metas en la reducción de los residuos orgánicos con destino a rellenos sanitarios en el mediano y largo plazo, en un porcentaje del 35% respecto de la misma categoría de residuos generados en el año 1995. Analizando las dificultades observadas, se elaboró el *Libro Verde* sobre la gestión de los biorresiduos en la Unión Europea, renovando el interés en las alternativas de tratamiento de residuos (CE, 1999; CCE, 2008). Rudé-Payró y Torres-Castillo (2008) desarrollan una experiencia de investigación conjunta entre la *Universitat de Barcelona*, la *Entitat del medi ambient del Àrea metropolitana de Barcelona*, la *Agència del Residus de Catalunya* y el *Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya*, con la finalidad de evaluar diferentes modelos de compostadores comercializados en España, desde un punto de vista científico-técnico y a nivel usuario doméstico (Figura 2.8).

Respecto a la evolución de la temperatura se observó que esta se mantuvo similar a la del ambiente hasta alcanzar un volumen suficiente para retener el calor, lo cual ocurrió a partir del día 19 aproximadamente. También se observó una diferenciación en los perfiles de temperatura en los compostadores de 400 l, según la altura en la que se realizara la medición. Los estratos inferiores presentaron las menores temperaturas relativas, mientras que en los dos estratos superiores, se alcanzaron temperaturas termofílicas comprendidas dentro del rango recomendado (PFRP). En general, este efecto se mantuvo durante el período de la experiencia, por esta razón no se alcanzan los estándares de saneamiento para el estrato inferior (Rudé-Payró y Torres-Castillo, 2008).



Fig. 2.8. Compostadores y vermi-compostadores evaluados por en la Universitat de Barcelona, España (Rudé-Payró y Torres-Castillo, 2008).

Asimismo, en las recomendaciones se propone la fabricación de un modelo de compostador que permita recolectar los líquidos lixiviados para estudiar su composición y alternativas de gestión, así también, incorporar criterios de diseño que minimicen las pérdidas de humedad en los materiales (Rudé-Payró y Torres-Castillo, 2008; Arrigoni, 2011).

Otros aspectos de interés observados fueron: i) la adecuación de este sistema de compostaje para una escala domiciliaria, incluso con poco tiempo de dedicación por parte del usuario; ii) que la incorporación de residuos que la bibliografía suele recomendar no incluir en el proceso (carnes), no presentó ningún inconveniente durante su compostaje en la experiencia; iii) que entre compostadores de distinto tamaño (salvo los menores tamaños), no presentaron diferencias en el desarrollo del proceso; iv) que la alimentación diaria permite alcanzar temperaturas superiores a los 60° C y v) un compostador de 300 l sería suficiente para una vivienda tipo (3 personas).

Con el fin de avanzar en una alternativa novedosa y fuertemente recomendada en el *Libro Verde* sobre la gestión de los biorresiduos, el Estado Español inició un trabajo que reunió numerosas entidades involucradas con experiencias de compostaje descentralizado, bajo el nombre de “Composta en Red”, integrando así la Red Estatal de Entidades Locales por el Compostaje Doméstico y Comunitario, para el desarrollo del documento denominado “Situación del Compostaje Doméstico y Comunitario en el Estado Español” (REELCDyC, 2012). Una de las secciones del documento mencionado analiza los aspectos de valor asociados al compostador. Se integra la información correspondiente a más 35 experiencias municipales e independientes de proyectos sobre compostaje descentralizado y se analizan más de 16 modelos de compostadores disponibles en España. En las Figuras 2.9, 2.10 y 2.11 se presentan los criterios de valoración desarrollados y ponderados por los responsables técnicos de cada proyecto.

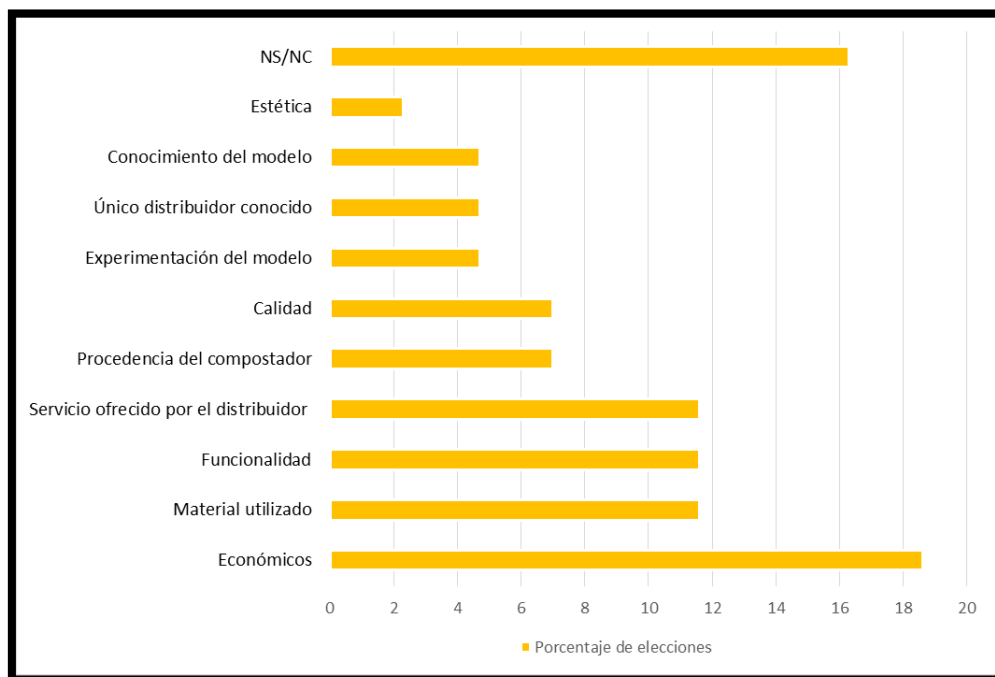


Fig. 2.9. Criterios utilizados en la “selección de compostadores” aplicados en estudios y experiencias de Composta en Red” España (REELCDyC, 2012).

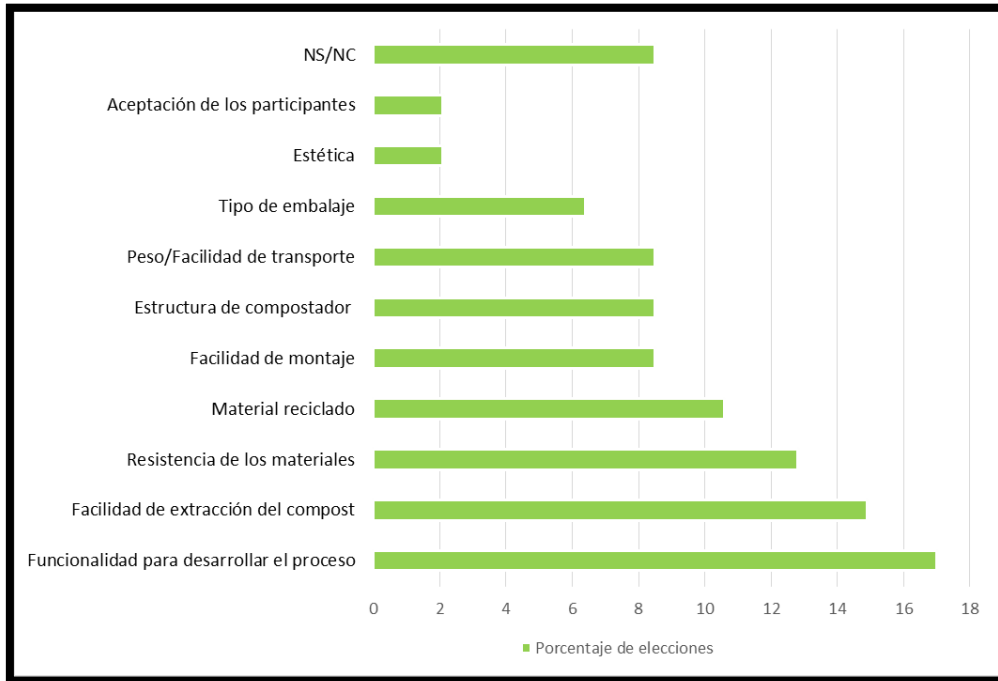


Fig. 2.10. Valoración de aspectos positivos de los compostadores evaluados por Composta en Red (REELCDyC, 2012).

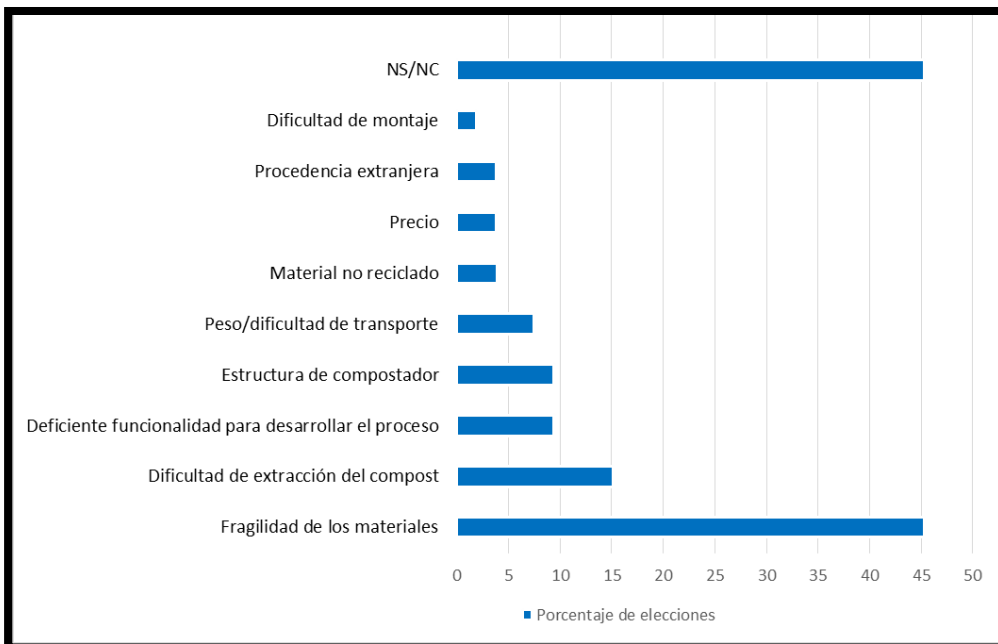


Fig. 2.11. Valoración de aspectos negativos de los compostadores utilizados por Composta en Red (REELCDyC, 2012).

La revisión de los modelos de compostadores y aspectos de interés sobre el proceso de compostaje a estudiar, culminó con el análisis de patentes de invención que aportarán valor al relevamiento de modelos de compostadores utilizados en otras experiencias de investigación, con objetivos afines a los objetivos generales y particulares de esta experiencia. En la Figura 2.12 se presentan otros diseños de valor para el establecimiento de los criterios de diseño y fabricación de los compostadores experimentales utilizados en esta experiencia.

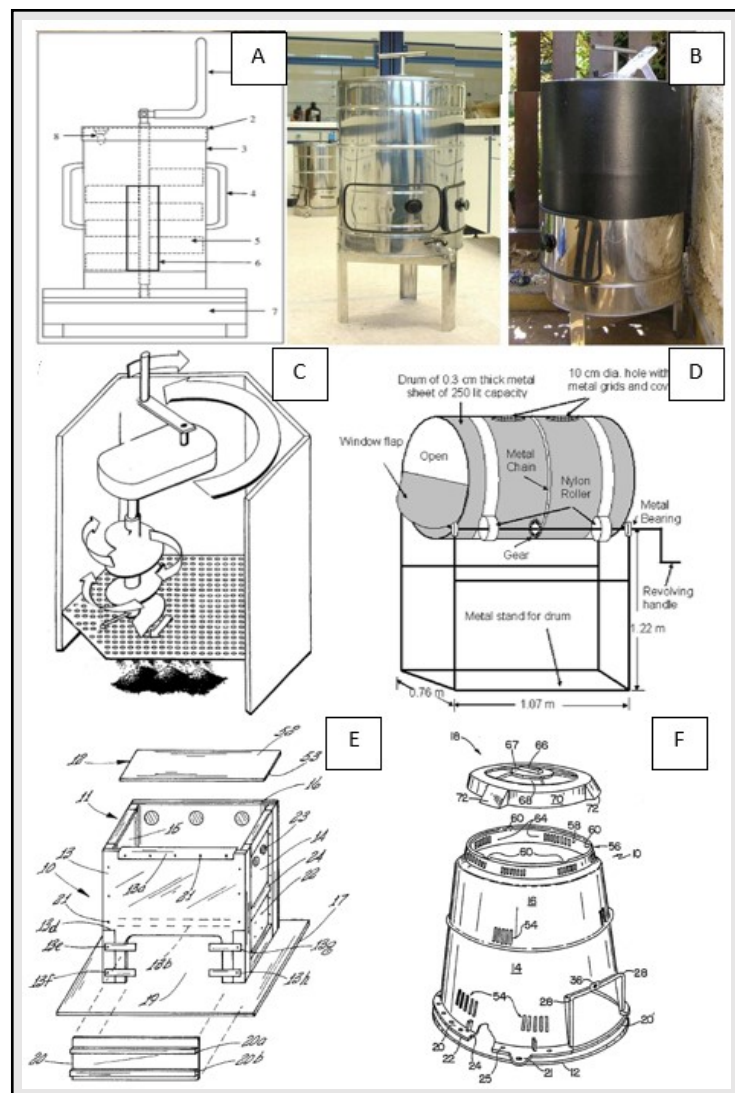


Fig. 2.12. Esquemas y compostadores utilizados en investigaciones con algún factor de interés en el presente estudio (particularmente el mecanismo de mezclado y recolección de lixiviados) (A) Abdullah *et al.* (2013); (B) Papadopoulos *et al.* (2009); (C) Illmer y Schinner (1997); (D) Kalamdhad y Kazmi (2008); y modelos de compostadores comerciales patentados, representado modelos optimizados comercialmente en distintos años de creación: (E) Thomson (2003) y (F) Raghunathan (1994).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Diseñar y poner a prueba un sistema de compostaje, que resulte eficaz para el estudio del proceso de tratamiento descentralizado de residuos orgánicos de comedor.
 - a. Evaluar componentes, funciones y operaciones consideradas en el sistema de compostaje a estudiar, que tengan impacto sobre el proceso y el diseño.
 - b. Identificar y coordinar actividades con instituciones y empresas con interés en el desarrollo de compostadores, selección de proveedores específicos y gestión de fabricación de compostadores.

MATERIALES Y MÉTODOS

El diseño del compostador experimental se obtuvo a partir del trabajo conjunto en el que participaron la Universidad Nacional de Río Negro, la empresa recicladora DANGEN Plásticos y la empresa constructora de los compostadores, PJA SRL. Distintos modelos conceptuales fueron discutidos entre las partes y evaluados en relación a su costo, practicidad en la construcción y prestaciones del proceso.

Las piezas construidas a partir de plástico reciclado (100%) son el resultado del encofrado de una fracción líquida de plástico en un molde de acero diseñado a tal fin. Materiales metálicos se utilizaron en el caso del soporte de la caja reductora y el eje mezclador, el anillo de ensamble superior y pernos con tuerca, utilizados para el acople de las tablas de plástico con la “base perforada” y “contra-base con canilla”. El conjunto “base perforada” y “contra-base con canilla” componen el sistema para la recolección de líquidos lixiviados.

Las pruebas piloto se realizaron con residuos de comedor suministrados por INVAP S.E., de similares características a las previstas para el ensayo experimental (capítulos 3, 4 y 5). Se completó la capacidad volumétrica de tres compostadores y se midió la temperatura diariamente en cada uno y a diferentes alturas de compostador, con el fin de verificar el desarrollo de temperaturas termofílicas y de saneamiento de microorganismos patógenos, que permitan observar la adecuación del sistema para el posterior estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

CARACTERÍSTICAS DEL COMPOSTADOR

Las dimensiones generales del compostador fueron: i) altura total: 120 cm; ii) diámetro interno: 80 cm; iii) altura aprovechable para incorporar residuos: 100 cm y iv) un volumen aproximado de 500 l (Figura 2.13).

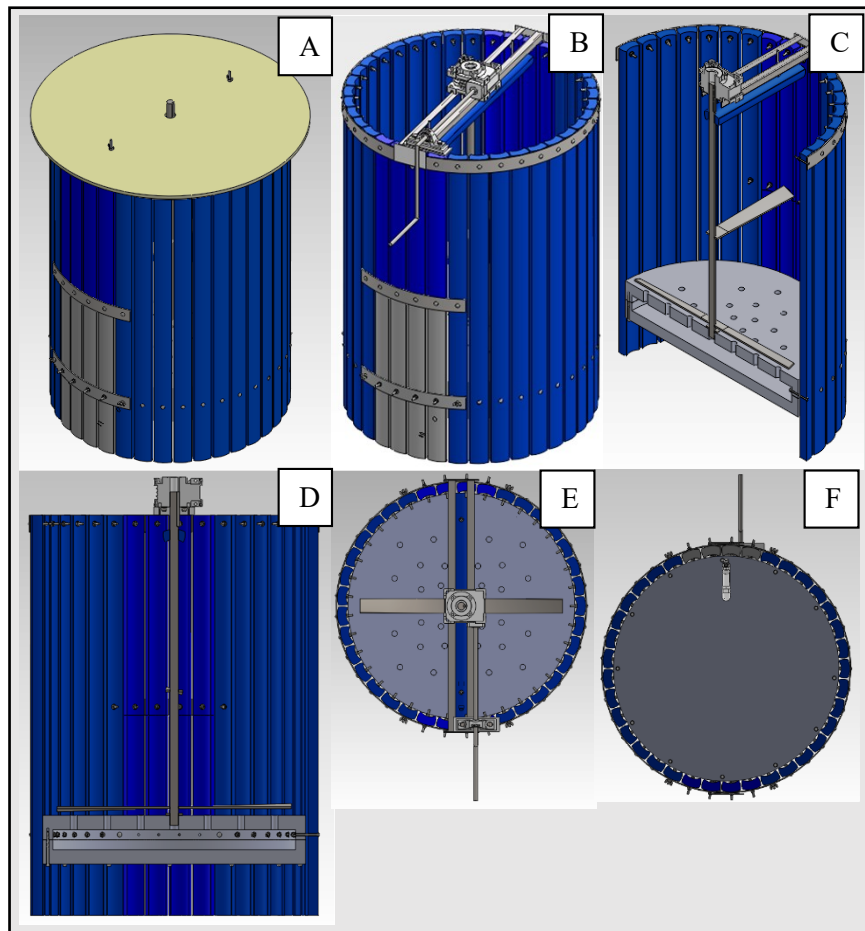


Fig. 2.13. Esquema final de compostador construido para el estudio del proceso de compostaje a pequeña escala. Vistas en perspectiva de compostador (A, B y C) con y sin tapa, con y sin mecanismo de mezcla adosado. Vista de plano en corte (D), vista superior (E) y vista de plano inferior (F).

El diseño se caracteriza por un cuerpo principal cilíndrico formado por tablas asociadas a una “base perforada” para el soporte de los residuos y “contra-base con canilla” para la recolección y liberación de líquidos lixiviados (Figuras 2.13.C, D, E y F). Una tapa

con la finalidad de evitar el acceso de animales y vectores, así como prevenir el ingreso de agua de lluvia o nieve (Figura 2.14.A). Se incorporaron dos “puertas perimetrales” para la extracción de compost, y un mecanismo mezclador compuesto por un “eje mezclador” con dos paletas de doble ala, una ubicada próxima a la base perforada y la segunda, a 40 cm por encima de la anterior, un “soporte y caja reductora de fuerza” y “palanca de mezclado” (Figuras 2.13.B, C, D y E).

PRUEBAS PILOTO

De manera previa al inicio de la experiencia descrita en los capítulos 3, 4 y 5, se realizaron pruebas que tuvieron la finalidad de evaluar las condiciones mecánicas y biológicas generales de los posibles tratamientos del diseño experimental aplicado en los capítulos posteriores. De esta manera se seleccionaron aquellos experimentos de mayor interés y viabilidad. En este sentido, el mecanismo de mezclado, fue revisado y mejorado, pero no incluido en los posteriores experimentos (Figuras 2.14, 2.15 y 2.16).



Fig. 2.14. Problemas mecánicos en el sistema de encastre móvil utilizado en el primer mecanismo de mezclado puesto a prueba.



Fig. 2.15. Mejoras aplicadas al sistema de encastre entre el soporte y caja reductora, con los ejes mezcladores de cada compostador.



Fig. 2.16. Mejoras aplicadas en al segundo soporte y caja reductora utilizada durante la prueba piloto y mecanismo de acople entre dicho componente y el eje mezclador.

Otro hallazgo de relevancia para los posteriores experimentos, fueron las temperaturas mayores a 60 °C y suficientes para alcanzar parámetros de saneamiento recomendados (PFRP) cuando se incorporaron residuos de origen animal a la mezcla en compostaje. Si bien, es frecuente encontrar la recomendación de excluir los residuos de

origen animal, no sólo sus excretas sino también carnes crudas o cocidas, debido al riesgo asociado a los microorganismos patógenos viables en dicha fracción de los residuos orgánicos (menos frecuente en los residuos de origen vegetal), se observó un efecto positivo en la fase activa del proceso frente a la prueba que sólo incluyó residuos de origen vegetal. Este es un aspecto controversial del sistema que requiere profundización (Illmer y Schinner, 1997; Smith y Jasim, 2009; Faverial y Sierra, 2014; Varma y Kalamdhad, 2014).

El INTI (2011a) estima un tiempo necesario de 20 semanas para la obtención de compost de calidad, mientras que otros autores han hecho referencia a tiempos de tratamiento de 8 a 16 semanas (Lleó *et al.*, 2013; Faverial y Sierra, 2014; Sánchez *et al.*, 2015). En condiciones controladas de temperatura ambiente, los tiempos pueden reducirse a 3 o 4 semanas para alcanzar la estabilización de los materiales; la evolución de las temperaturas del sistema en relación a variables de estabilidad de compost, deben estudiarse con mayor profundidad y nuevas condiciones experimentales (Kalamdhad *et al.*, 2008; Kalamdhad *et al.*, 2012; Varma y Kalamdhad, 2014; Arrigoni *et al.*, 2015).

VARIABLES como la demanda de oxígeno, evolución de dióxido de carbono, concentración carbono soluble en agua (CSA) y su relación con el nitrógeno total Kjeldahl (CSA:NTK), se consideran parámetros válidos para evaluar la estabilización de los materiales que se compostan en tanto pueden utilizarse como indicadores de la finalización de una fase activa en la optimización de estos sistemas (Laos, 2001; Tognetti, 2007, Mazzarino y Satti, 2012; Barrena *et al.*, 2014; Sánchez *et al.*, 2015).

CONCLUSIONES PARCIALES

A partir de las opciones comerciales disponibles y la revisión de la bibliografía sobre sistemas de compostaje de pequeña escala, se definieron los criterios de diseño para un compostador de pequeña escala. Así también, se estableció la interacción necesaria con otras partes interesadas que hicieron posible la fabricación de compostadores experimentales a partir de plástico reciclado generado por un reciclador local.

Las condiciones experimentales necesarias para la ejecución de los estudios que se describen en los próximos capítulos fueron ajustadas en función de la experiencia piloto realizada y una extensa revisión bibliográfica. Estas pruebas también permitieron adecuar la

cantidad de insumos, herramientas y accesorios necesarios para la experiencia de investigación. Las pruebas permitieron a la empresa colaboradora, evaluar de manera previa el proyecto que se desarrollaría posteriormente (capítulos 3, 4 y 5 de la presente tesis).

Se observó que el mecanismo utilizado para la mezcla y homogenización de los materiales, no fue apto para el trabajo con una masa aproximada de 300 kg y en las condiciones experimentales previstas para los próximos ensayos. Se recomienda disponer un sistema de mezclado completo por compostador, en lugar de utilizar un mecanismo móvil y compartido entre compostadores (caja reductora más soporte metálico), como se intentó en la experiencia descripta.

El trabajo confirmó la viabilidad de ejecutar nuevas experiencias de investigación considerando: i) la introducción de residuos de origen animal, muchas veces desalentado en prácticas de pequeña escala; ii) la identificación de un efecto de estratificación y oportunidad de estudiar su asociación con variables de estabilidad y saneamiento de los materiales; iii) una relación adecuada entre los residuos y el agente estructurante (viruta de pino) disponible localmente; iv) la determinación del volumen de 500 l como apropiado para el desarrollo de las temperaturas termofílicas según los requerimientos de la USEPA (1993), a pesar de las bajas temperaturas ambiente y v) el estudio del efecto sobre variables de estabilidad, madurez y calidad de compost, debido a la recirculación de los líquidos lixiviados

BIBLIOGRAFÍA

- Abdullah N., Chin N.L. Mokhtar M. M. and Taip F. S. 2013. Effects of bulking agents, load size or starter cultures in kitchen-waste composting. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. Publicado en internet, disponible en: <http://www.ijrowa.com/content/2/1/3> . Activo enero 2016.
- Adhikari B. K., Barrington S., Martinez J. y King S. 2008. Characterization of food waste and bulking agents for composting. *Waste Management* 28: 795-804.
- Adhikari B. K., Barrington S., Martinez J. and King S. 2009. Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. *Waste Management* 29: 197-203.
- Adhikari B. K., Trémier A., Martinez J. and Barrington S. 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Management & Research* 28: 1039-1053.
- Arrigoni J.P. 2011. Evaluación del desempeño de diferentes prototipos de compostadores en el tratamiento de residuos orgánicos. Tesis Magister. Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina, 120 pp.
- Arrigoni J.P., Paladino L.P. y Laos F. 2015. Feasibility and Performance Evaluation of Different Low-Tech Composter Prototypes. *International Journal of Environmental Protection*, 5: 1-8.
- Barrena R., Font X., Gabarrell X. and Sánchez A. 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management*, 34: 1109-1116.
- Benjawan L., Sihawong S., Chayaprasert W. y Liamlaem W. 2015. Composting of biodegradable Organic Waste from Thai Household in a Semi-Continuous Composter. *Compost Science & Utilization*, 23:11-17.
- CE. 1999. Comunidad Europea. Consejo de la Unión Europea. Directiva 1999/31/CE relative al vertido de residuos. 19 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:31999L0031&from=ES> . Activo enero 2016.
- Colón J., Martínez-Blanco J. Gabarrell X., Artola A., Sánchez A., Rieradevall J. and Font X. 2010. Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling* 54: 893-904.
- CCE. Comisión de las Comunidades Europeas. 2008. Libro Verde sobre la gestión de los biorresiduos en la Unión Europea. Publicado en internet, disponible en: [http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/com_com\(2008\)0811/com_com\(2008\)0811_es.pdf](http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/com_com(2008)0811/com_com(2008)0811_es.pdf) . Activo febrero 2016.
- Díaz L.F., De Bertoldi M. Bidlingmaier W. and E. Stentifor. 2007. *Compost Science and Technology*. Elsevier Science., Amsterdam, Holanda. 380 pp.
- Epstein E. 2011. *Industrial Composting: Environmental Engineering and Facilities Management*. CRC Press, USA, 340 pp.
- Faverial J. and Sierra J. 2014. Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). *Journal of Cleaner Production*, 83: 238-244.

- Gould M., Garrison R. and Foster S. 1992. Source separation and composting of organic municipal solid waste. *Resource Recycling*, 17: 36-45.
- Haug, R. T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. CRC Press LLC. Lewis Publishers. United States of America. 752 pp.
- Illmer P. 2002. Backyard Composting: General Considerations and a Case Study. En: *Microbiology of Composting*, H. Insam, N. Riddech, S. Klammer (Eds.) Berlin-Heidelberg, pp. 133-142.
- Illmer P., Meyer E. and Schinner F. 1997. Thermic insulation and sieve plates – beneficial equipments for a rapid and high quality degradation in household composting?. *Die Bodenkultur: Austrian Journal of Agricultural Research* 48: 99-103,
- Illmer P. and Schinner F. 1997. Compost turning. A central factor for a rapid and high-quality degradation in household composting. *Bioresource Technology* 59: 157-162.
- INTI. 2011a. Instituto Nacional de Tecnología Industrial Regional Córdoba. Asistencia a fabricantes, calculador de tamaño de compostera. Publicado en internet, disponible en: <http://www.inti.gov.ar/compostajedomiciliario/asistencia.htm> Activo enero 2016.
- INTI. 2011b. Instituto Nacional de Tecnología Industrial Regional Córdoba. Proyecto conjunto con Universidad Nacional de Río Negro. Evaluación del funcionamiento de compostadores para la producción de enmiendas orgánicas. Disponible en http://www.inti.gov.ar/compostajedomiciliario/pdf/acuerdos_trabajo/DTR6.pdf Activo enero 2016).
- INTI. 2012a. Instituto Nacional de Tecnología Industrial Regional Córdoba. Instructivo para la producción de Compostaje Domiciliario. Una oportunidad para convertir residuos del hogar en una enmienda orgánica. Disponible en: <http://www.inti.gov.ar/compostajedomiciliario/pdf/formatodigital.pdf> . Activo enero 2016.
- INTI. 2012b. Instituto Nacional de Tecnología Industrial Regional Córdoba. Compostaje domiciliario. Manual para Municipios y Comunas. Publicado en internet, disponible en: http://www.inti.gov.ar/compostajedomiciliario/pdf/ManualparaMuniycomunas_impresio_libro.pdf Activo enero 2016.
- Iyengar S. R. and Bhave P. P. 2006. In-vessel composting of household wastes. *Waste Management* 26: 1070-1080.
- Jim S. M. 1991. A Canadian innovation has made recycling your food scraps easier than ever. *Organic Gardening*, 37: 67-68.
- Kalamdhad A. S., Pasha M. and Kazmi A. A. 2008. Stability evaluation of compost by respiration techniques in a rotary drum composter. *Resources, Conservation and Recycling* 52: 829-834.
- Kalamdhad A. S. and Kazmi A. A. 2009a. Effects of turning frequency on compost stability and some chemical characteristics in a rotary drum composter. *Chemosphere* 74: 1327-1334.
- Kalamdhad A. S., Khwairakpam M. and Kazmi A. A. 2012. Drum composting of municipal solid waste. *Environmental Technology*, 33: 299-306.
- Karnchanawong S. and Suriyanon N. 2011. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. *Resources, Conservation and Recycling*, 55: 548-553.

- Laos F. 2001. Compostaje de residuos orgánicos de actividades productivas y urbanas en la región andino-patagónica: determinación de índices de madurez para su utilización agronómica. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 171 pp.
- Laos F., Mazzarino M. J., Walter I., Roselli L., Satti P. and Moyano S. 2002. Composting of fish ofal and biosolids in NW Patagonia. *Bioresource Technology* 81:179-186.
- Lavado, R.S. 2012. Origen del compost, proceso de compostaje y potencialidad de uso. En: *Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds). Universidad Nacional de Río Negro – Orientación Gráfica Editora, 348 pp.
- Lleó T., Albacete E., Barrena R., Font X., Artola A. and Sánchez A. 2013. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *Journal of Cleaner Production*, 47: 70-76.
- Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds). 2012. *Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Universidad Nacional de Río Negro – Orientación Gráfica Editora, 348 pp.
- Moqsud M. A. Bushra Q. S. and Rahman M. H. 2011. Composting barrel for sustainable organic waste management in Bangladesh. *Waste Management & Research*, 29: 1286-1293.
- Moreno-Casco J. y Moral-Herrero R. 2008. *Compostaje*. Moreno-Casco J. y Moral-Herrero R. (Eds.) Ediciones Mundi Prensa, Madrid, España. 570 pp.
- Papadopoulos A. E., Stylianou M. A., Michalopoulos C. P., Moustakas K. G., Hapeshis K. M., Vogiatzidaki E. E. I. and Loizidou M. D. 2009. Performance of a new household composter during in-home testing. *Waste Management* 29: 204-213.
- Raghnathan N. 1994. Patent N° 5,339,974. Domestic composters. Bolton, Canadá. Publicado en internet, disponible en: <http://www.google.com/patents/US5339974> . Activo, febrero 2016.
- REELCDyC 2012. Red Estatal de Entidades Locales por el Compostaje Doméstico y Comunitario. Situación del compostaje doméstico y comunitario en el Estado Español. Publicado en internet, disponible en: http://www.compostaenred.org/proyectos/Proyecto1/publicacion/Sit_compostaje_domycomunitario_Composta%20en%20Red.pdf Activo enero, 2016.
- Rynk R. 1992. *On-Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service. Ithaca, Nueva York, EEUU, 186 pp.
- Rynk R. 2000. *On-Site Composting Options*. Contained Composting Systems Review. From *BioCycle Magazine*. March 2000, pp 30-37.
- Rudé-Payró E. y Torres-Castillo R. 2008. Evaluación de Diferentes Modelos de Compostadores Domésticos. Universitat de Barcelona. Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Química. Barcelona España. Publicado en internet, disponible en: [http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20\(FORM%20-%20FV\)/Jornades,%20estudis%20i%20enllacos/informe_compostadors_es.pdf](http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20(FORM%20-%20FV)/Jornades,%20estudis%20i%20enllacos/informe_compostadors_es.pdf) . Activo enero 2016.
- Sánchez A., Gabarrell X., Artola A., Barrena R., Colón J. Font X. and Komilis D. 2015. Composting of Wastes. En: *Resource Recovery to Approach Zero Municipal Waste*. Taherzadeh M.J. and Richards T. (Eds.) CRC Press, pp. 77-106.
- Schwalb M., Rosevear C., Chin R. and Barrington S. 2011. Food waste treatment in a community center. *Waste Management* 31: 1570-1575.

- Smith D. R., Cawthon D. L., Sloan J. J. and Freeman T. M. 2006. In-vessel, mechanical rotating drum composting of institutional food residuals. *Compost Science & Utilization* 14: 155-161.
- Smith S.R. and Jasim S. 2009. Small-scale home composting of biodegradable households waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. *Waste Management & Research* 27: 941-950.
- Stoffella P.J. y Kahn B.A. 2004. *Utilización de Compost en los Sistemas de Cultivo Hortícola*. Mundi-Prensa Libros, Madrid, España, 414 pp.
- Thompson J.M. 2003. Vermiculture composting device. Patent No.: US6,576,462 B2. United States Patent. Jun. 10, 2003. Publicado en internet, disponible en: https://www.google.com.ar/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwjs9uPll0zLAhXMHZAKHd6VD0UQFggaMAA&url=http%3A%2F%2Fpatentimages.storage.googleapis.com%2Fpdfs%2FUS6576462.pdf&usg=AFQjCNFdaRsewkoSyz7l-6oLXY-pXLmREA&sig2=7_LhWkcGZkOh1unR3GjDLQ&bvm=bv.114733917,d.Y2I Activo, febrero 2016.
- Tognetti C. 2007. Compostaje de residuos orgánicos urbanos: Optimización del proceso para una mayor calidad del product final. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 175 pp.
- Trautmann N.M and Krasny M.E. 1997. Composting in the classroom. Scientific Inquiry for high school students. National Science Foundation. Cornell Waste Management Institute. Cornell Center for Environment, 116 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://cwmi.css.cornell.edu/compostingintheclassroom.pdf> Activo enero 2016.
- UNC. 2011. Universidad Nacional de Córdoba. Publicado en internet, disponible en: <http://www.unc.edu.ar/investigacion/cienciaytecnologia/novedades-informacion-cyt/2011/septiembre/registran-modelos-industriales-de-una-201ccompostera201d-y-una-201cvemicompostera201d-para-la-produccion-de-abono-organico> Activo: Enero 2015
- USEPA. 1989. United States Environmental Protection Agency. Yard Waste Composting. Solid Waste and Emergency Response. A Study of Eight Programs. EPA/530-SW-89-038, 47 pp.
- USEPA. 1993. United States Environmental Protection Agency. Standards for the use or disposal of sewage sludge Federal Register 58. Washington D.C., USA, pp. 9248-9415.
- USEPA. 1994. United States Environmental Protection Agency. Composting Yard Trimmings and Municipal Solid Waste. Office of Solid Waste and Emergency Response. Publicado en internet, disponible en: [http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/ria.nsf/vwAN/cytmsw.pdf/\\$file/cytmsw.pdf](http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/ria.nsf/vwAN/cytmsw.pdf/$file/cytmsw.pdf) . Activo enero 2016.
- USEPA. 2003. United States Environmental Protection Agency. Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Publicado en internet, disponible en: http://www.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/control_of_pathogens_and_vector_attraction_in_sewage_sludge_july_2003.pdf Activo enero 2016.
- Varma V. S., Mayur C. and Kalamdhad A. 2014. Effects of bulking agent in composting of vegetable waste and leachate control using rotary drum composter. *Sustainable Environment Research*, 24: 245-256.
- Varma V. S. and Kalamdhad A. S. 2014. Stability and microbial community analysis during rotary drum composting of vegetable waste. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 3: 52, 9 pp.

CAPÍTULO 3:

EVALUACIÓN DE LA VIABILIDAD TECNOLÓGICA DEL COMPOSTAJE DESCENTRALIZADO EN CONDICIONES CLIMÁTICAS DESFAVORABLES Y EFECTO DE LA ESTRATIFICACIÓN

INTRODUCCIÓN

La implementación de prácticas de compostaje descentralizado requiere la evaluación de las condiciones particulares del entorno. Un sistema para el tratamiento de residuos a escala debe: i) proyectarse a partir de las características de los residuos producidos por la fuente generadora; ii) adecuar la porosidad de este sustrato; iii) prever las condiciones climáticas características del sitio donde se desarrollará el tratamiento; iv) definir un método de compostaje y v) disponer de los controles técnicos sobre la evolución del proceso y el producto final (Stoffella y Kahn, 2004; Adhikari *et al.*, 2008; Adhikari *et al.*, 2010; Lleó *et al.*, 2013). Una adecuada combinación de estas condiciones, aumentarán las posibilidades de éxito para el proceso en términos de transformación de un residuo en un recurso de valor agrícola y ambiental: el compost (USEPA, 1977).

En el presente capítulo, el diseño experimental de la investigación ha sido definido según las condiciones arriba mencionadas, asimilables a un caso desarrollado en condiciones reales. En el contexto del compostaje descentralizado, se pretende conocer y optimizar, desde el punto de vista tecnológico, el desempeño del compostador descrito en el Capítulo 2. Se considera que la *viabilidad* de esta tecnología de compostaje descentralizado, estará en función del grado de éxito alcanzado por el proceso en relación al desarrollo de una fase termofílica de saneamiento y a la “estabilización” de los materiales que se compostan (Laos *et al.*, 2002; USEPA, 2003; Tognetti, 2007)

Los parámetros e indicadores de referencia para el saneamiento y estabilización del material que se composta, representan una base conceptual para la discusión de la evolución del proceso y en consecuencia, de su viabilidad. Sin embargo, al comparar los sistemas descentralizados y de menor escala, con procesos de compostaje tradicionales más ampliamente estudiados (también llamados centralizados), resulta difícil establecer analogías entre éstos parámetros e indicadores, debido a que, cuando se utilizan compostadores de escala doméstica o institucional, la incorporación sucesiva de materiales crudos, en forma continua o discontinua, hasta completar su volumen, crean condiciones de proceso que no coinciden con la evolución que caracteriza a los sistemas tradicionales (Illmer y Schinner, 1997; Illmer *et al.*, 1997; Illmer, 2002; Iyengar y Bhave, 2006; Barrena, 2014). Para estos últimos, se sugiere desarrollar temperaturas termofílicas (> 55 °C) por un determinado período de tiempo, que asegure la eliminación de microorganismos patógenos,

requisito para la posterior comercialización del compost, dados los riesgos asociados con su aplicación en cultivos destinados de manera directa al consumo humano y la potencial transmisión de enfermedades (USEPA, 1993).

Un parámetro representativo es la relación C:N de la mezcla de residuos. Mientras que para el compostaje tradicional se describe un descenso en la misma, dado por el consumo acentuado del C más fácilmente degradable; en un compostador, los materiales que ya se encuentran dentro de éste, tendrían una relación C:N más baja (material con algún grado de evolución mayor) respecto de nuevos residuos incorporados. Otras variables, como el carbono soluble en agua (CSA) o indicadores de respiración microbiana, también pueden presentar comportamientos con variaciones significativas respecto de los sistemas tradicionales, inclusive encontrarse diferencias significativas, si se comparan muestras de un mismo compostador (Illmer y Schinner, 1997).

De esta manera, particularmente en compostadores que no dispongan de un mecanismo de homogenización o mezcla (sistema estático), se pueden desarrollar procesos diferenciados y medibles a distintas alturas de un mismo compostador, lo que en este trabajo denominamos *estratificación*. En esta condición, se consideran fundamentales los efectos debidos a la migración de los líquidos lixiviados desde los estratos superiores hacia los estratos inferiores y con ésta, la incorporación de compuestos de C solubles y fácilmente degradables por los microorganismos, alterando la disponibilidad de sustrato y actividad de degradación sobre la matriz de residuos que se composta.

En la región Andino Patagónica, donde se desarrolla la presente tesis, las condiciones ambientales pueden resultar desfavorables para alcanzar temperaturas de saneamiento, y un grado de estabilidad satisfactorio del material en el compostaje de pequeña escala (Laos, 2001; Laos *et al.*, 2002). Por lo cual, la obtención de un material estabilizado fortalecerá la idea de viabilidad tecnológica y permitirá a su vez avanzar sobre la evaluación de la capacidad de tratamiento de los compostadores para integrar un sistema de compostaje en la región. En este sentido, la estabilización del material también será determinante para evaluar el “tiempo de residencia” o “tiempo de tratamiento” que requieren los materiales dentro de un compostador de volumen determinado. Una rápida estabilización de los materiales implica la disponibilidad de la capacidad de tratamiento del compostador, ya que el material

estabilizado térmicamente puede ser retirado del mismo y dispuesto fuera de este para su maduración final.

La teoría del compostaje tradicional permite predecir, en gran medida, la relación entre el tiempo de compostaje y la evolución de la temperatura o de las variables de estabilidad de los materiales que se compostan (Golueke, 1989; Rynk, 1992; Laos, 2001; Tognetti, 2007). Sin embargo, esta relación no se encuentra tan claramente establecida en sistemas de pequeña escala que no incorporen un mecanismo de homogenización del sustrato, debido a que por ejemplo, no se han descrito suficientemente los procesos de estratificación previamente definidos. En este sentido, el diseño experimental propuesto en este capítulo, representa un aporte aplicado al diseño, desarrollo y optimización de este tipo de compostadores.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar la viabilidad tecnológica del compostaje descentralizado, en una zona de clima frío y desfavorable para procesos de compostaje con poca “masa crítica” (cantidad de residuos) en relación a las temperaturas del proceso.
2. Identificar aspectos tecnológicos que puedan causar una pérdida de eficiencia durante el proceso, así como aspectos que permitan optimizar un sistema de compostaje descentralizado y de baja complejidad: compostadores estáticos y semi-continuos. Estudio del efecto de estratificación.
3. Evaluar el desempeño del compostador en relación a su capacidad de tratamiento, en función del tiempo requerido para la estabilización de una cantidad dada de residuos orgánicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

SITIO DE EXPERIMENTACIÓN

El sitio de experimentación se localizó en el predio de la empresa INVAP S.E., en la ciudad de San Carlos de Bariloche (41°07'S 71°14'O), Provincia de Río Negro. El espacio para la experiencia, de aproximadamente 90 m² de superficie disponible (Figura 3.1), fue

cercado con alambrado perimetral y media sombra. El predio contó con disponibilidad de agua y energía eléctrica.

La ciudad de Bariloche, se encuentra en el Norte de la región Andino Patagónica Argentina, a unos 890 msnm y se caracteriza por un clima con precipitaciones concentradas en invierno (800 a 1.000 mm) en formas de lluvia y nieve, y por veranos secos. Las temperaturas (mínimas, máximas y promedio) y precipitaciones históricas promedio para la zona de estudio, se observan en las Figuras 3.2 y 3.3 (Servicio Meteorológico Nacional Argentino, 2010).



Fig. 3.1. Ubicación del sitio en locaciones de la Empresa INVAP S.E., donde se desarrollaron las experiencias

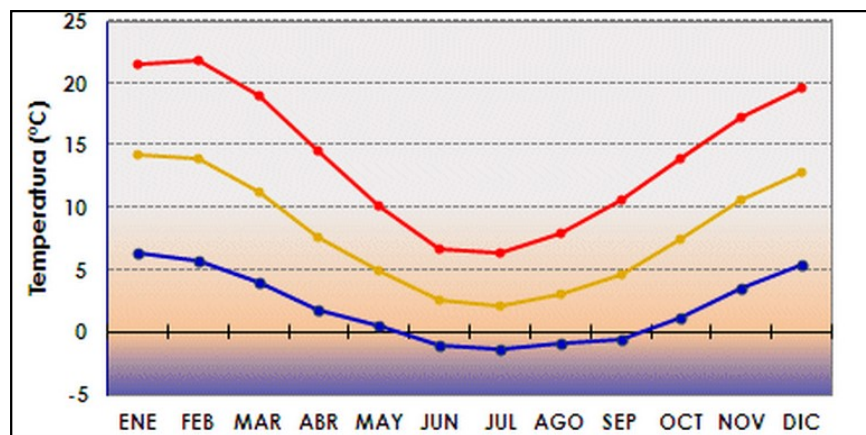


Fig. 3.2. Temperaturas mensuales promedio, características de la ciudad de San Carlos de Bariloche (promedios período 1961-1990) según el Servicio Meteorológico Nacional Argentino (2010). Temperaturas máximas diarias promedio: línea color rojo; temperaturas diarias promedio: línea color amarillo y temperaturas mínimas diarias promedio: color azul.

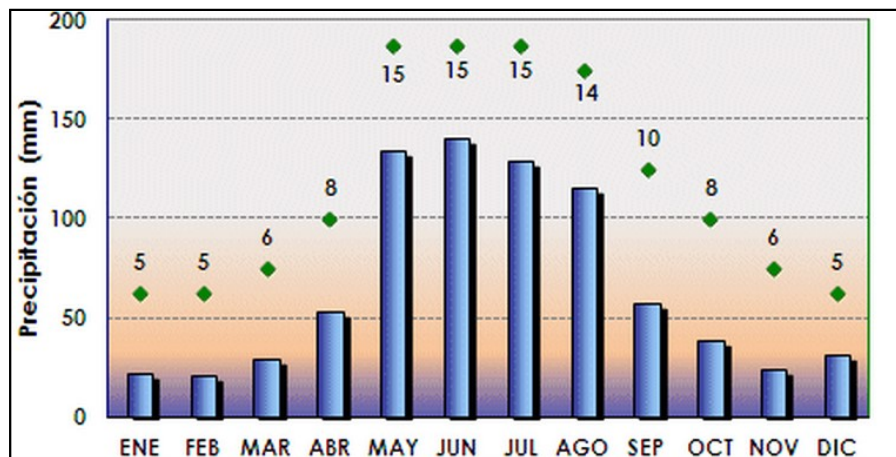


Fig. 3.3. Precipitaciones medias mensuales (barras) y cantidad de días con precipitación (rombos), características de la ciudad de San Carlos de Bariloche (promedios período 1961-1990) según el Servicio Meteorológico Nacional Argentino.

DISEÑO EXPERIMENTAL

Para el estudio del efecto de estratificación en altura, se utilizaron 3 compostadores (repeticiones) con las características detalladas en el Capítulo 2. En cada compostador se definieron 4 alturas o *estratos*:

- Tratamiento T10: desde la base del compostador (superficie de apoyo para los residuos) hasta los 20 cm de altura de compostador
- Tratamiento T30: desde los 20 cm hasta los 40 cm de altura
- Tratamiento T50: desde los 40 cm hasta los 60 cm de altura
- Tratamiento T70: desde los 60 cm hasta la superficie superior de residuos (80 cm aproximadamente).

Los residuos orgánicos utilizados en este experimento corresponden a los sub-productos de las actividades del comedor de la empresa y a las actividades de jardinería de la misma. El comedor asistió un promedio aproximado de 400 personas por día (solo en el turno de almuerzo; marzo-abril-mayo del 2013). Se utilizaron residuos crudos y cocidos, de origen animal y vegetal. Los residuos que excedían un diámetro aproximado de 3 a 5 cm, fueron trozados manualmente (Figura 3.4). Los residuos utilizados de la actividad de

jardinería consistieron en el material proveniente del recorte de césped. Como agente estructurante se utilizó viruta de madera de pino, proveniente de un aserradero de la zona.

Las incorporaciones de residuos a los compostadores fueron realizadas en 18 jornadas no consecutivas, aproximadamente día por medio, durante un período de 52 días, entre el 3 de abril (primera incorporación) y el 25 de mayo (última incorporación de residuos) del año 2013. En base a los resultados de la experiencia piloto descrita en el Capítulo 2, se utilizó una relación de proporción entre residuos orgánicos de comedor y residuos de jardín con el agente estructurante de aproximadamente 1,5:1 v:v. La incorporación de residuos y agente estructurante se realizó utilizando baldes plásticos de 10 l. Una vez llenos con cada tipo de material, los baldes previamente tarados, fueron pesados (Figura 3.4).



Fig. 3.4. Pre-tratamiento (reducción de tamaño y distribución en baldes), pesaje de los residuos y agente estructurante utilizados en la experiencia

MONITOREO DE TEMPERATURA

Los registros correspondientes a la temperatura ambiente para el período de la experiencia, se obtuvieron de una estación meteorológica *Davis Vantage Pro2*, provista del software *Weatherlink Versión 5.9.2*, ubicada a una distancia aproximada de 280 m en dirección Nor-noroeste ($-41^{\circ}12'S$, $-71^{\circ}24'O$) respecto del predio destinado al ensayo, perteneciente a la empresa INVAP S.E.

La temperatura de la masa de compostaje se midió durante el período de llenado de los compostadores, en forma previa a cada incorporación de residuos, y cada 48 hs. Las mediciones se extendieron aproximadamente 45 días luego de finalizado el llenado de los compostadores, también cada 48 hs. En cada instancia, el registro de la temperatura se realizó cada 10 cm de altura de compostador (desde 10 hasta 80 cm de altura) y a dos profundidades respecto del perímetro del mismo: 15 y 40 cm, mediante un termómetro analógico marca *Thermometer*. Las mediciones fueron regularmente verificadas mediante termómetro digital de marca y modelo *CEM:DT-615* (Figura 3.5).

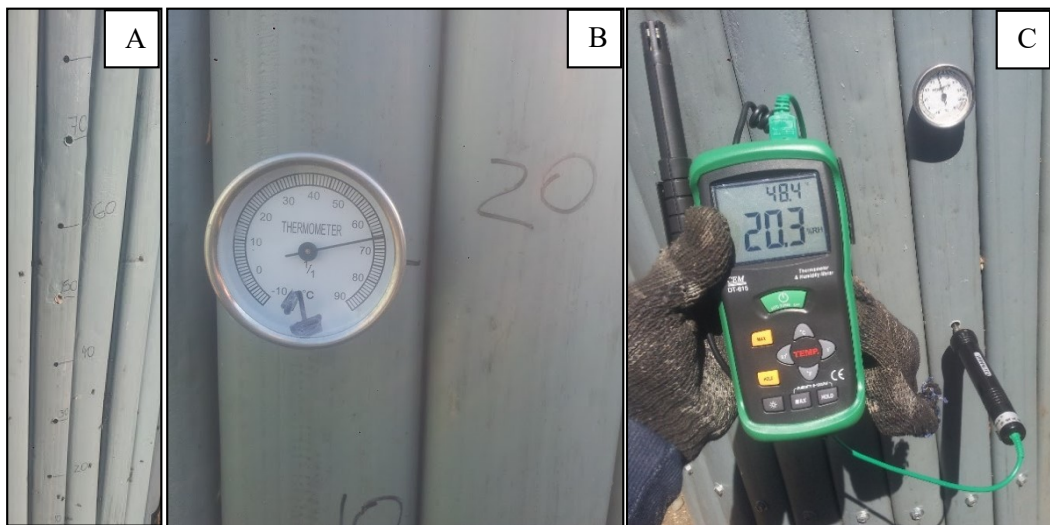


Fig. 3.5. (A) Orificios cada 10 cm para la medición de la temperatura en los distintos estratos; (B) termómetro y medición de temperatura en los estratos y (C) verificación de mediciones mediante termómetro digital.

MONITOREO DE HUMEDAD

La humedad de los materiales durante el proceso de compostaje fue regularmente monitoreada. Para esto se utilizó la técnica descrita por Rodríguez-Salinas y Córdoba-Vázquez (2006), que consiste en tomar un puñado de material y comprimirlo, en función del líquido que escurra y el aglutinamiento de los materiales, se puede determinar la falta o exceso de humedad de los materiales.

MUESTREO

Para el seguimiento de la evolución de las variables de estabilidad y caracterización del material en compostaje se realizaron muestreos a 103, 161, 203 y 244 días a partir de la primer incorporación de residuos. En cada caso, se tomaron tres muestras compuestas (de 3 sub-muestras) de aproximadamente 350 g por cada estrato (T10, T30, T50 y T70), y por compostador (3 repeticiones), tarea en la que se utilizó un barreno para suelos tipo *Edelman*. Las muestras fueron colectadas y transportadas en bolsas de polietileno. Se determinó humedad por gravimetría (105 ° C) y una porción de las muestras frescas fue separada, almacenada a 4 ° C y utilizada para evaluar la evolución de CO₂. La porción restante fue secada al aire y molida utilizando un triturador (molinillo) para muestras sólidas. En estas muestras se completaron las determinaciones analíticas (CSA, NTK, COT, pH y CE). A todas las muestras se les retiraron manualmente las partículas > 3 cm.

RESPIRACIÓN MICROBIANA

La respiración microbiana fue analizada según la evolución de CO₂, utilizando una adaptación de la técnica descrita para la estimación de respiración en suelos (*Estimation of soil respiration with closed bottles*) descrita por Jäggi (1976 citado de Alef, 1995) mediante entrapamiento del CO₂ liberado, en trampa alcalina de hidróxido de sodio (Alef, 1995). Se utilizaron muestras frescas (15 a 20 g), dispuestas en tubos de centrífuga adaptados (perforados) para permitir la liberación del CO₂ y su posterior captura en solución de NaOH 0.5 N. La muestra y la solución fueron dispuestas en frascos de 250 ml sellados herméticamente (Figura 3.6). Los frascos con muestras y tres blancos sin muestra, fueron incubados a 25 ° C durante 72 horas. Transcurridas 24 hs de incubación, se precipitaron los carbonatos utilizando solución de BaCl₂ 3 N en exceso (aprox. 1 a 2 ml) y posteriormente se midió el excedente de NaOH (no consumido por el CO₂) mediante titulación con HCl (0,25 N). Una vez realizada la medición se renovó la solución de 10 ml de NaOH 0.5 N y las muestras continuaron el período de incubación. El procedimiento de cuantificación fue repetido a las 48 y 72 hs. La cantidad de CO₂ se calculó por la diferencia de gasto de HCl de la muestra y el blanco. La tasa de respiración promedio (mg CO₂ kg⁻¹ h⁻¹) base seca, fue calculada a partir del promedio de la producción de CO₂ a las 48 y 72 hs de incubación (Hue y Liu, 1995, Tognetti, 2007).

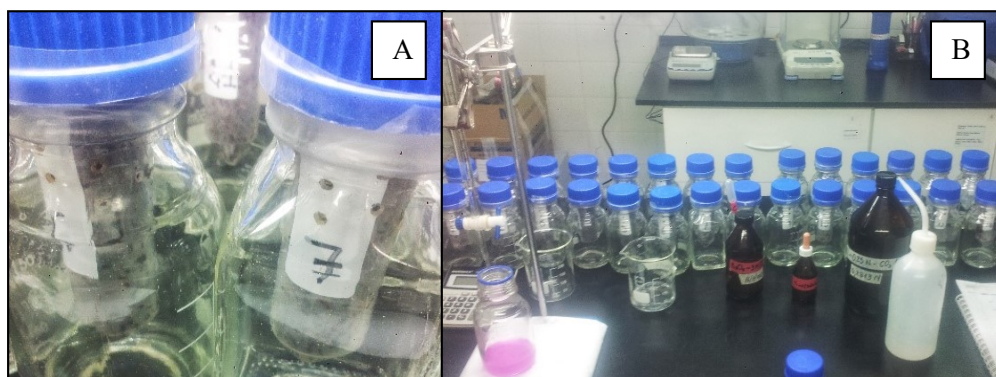


Fig. 3.6. (A) Contenedores de muestra adaptados en frascos sellados herméticamente; (B) determinación estequiométrica de la evolución de C-CO₂ (mg CO₂ kg⁻¹ h⁻¹)

CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Y pH

Sobre muestras secas al aire durante 48 hs y a temperatura ambiente (< 30 C °), se determinó conductividad eléctrica (CE) y pH. Las determinaciones se realizaron a partir de extractos acuosos 1:10 (suspensión de 4 gr de muestra seca en 40 ml de agua destilada) luego de 2 horas de agitación en centrífuga y posterior filtrado mediante filtro tipo *Whatman* N° 42. Se utilizaron electrodos potenciométricos digitales en dichas determinaciones (García *et al.*, 1991; Laos *et al.*, 2002).

CARBONO SOLUBLE EN AGUA Y CARBONO ORGÁNICO

El CSA también fue determinado en extractos acuosos 1:10 (4 g de muestra seca en 40 ml de agua destilada) luego de 2 hs de agitación en centrífuga y posterior filtrado mediante filtro tipo *Whatman* N° 42. El CSA fue determinado como demanda química de oxígeno (DQO) por digestión ácida, utilizando mezcla sulfocrómica (K₂Cr₂O₇/H₂SO₄) en caliente (150 C ° durante 2 hs) y posterior determinación espectrofométrica (a 600 nm), utilizando blancos sin muestra y estándares de concentración conocida (APHA, 1998).

El carbono orgánico fue calculado a partir de la materia orgánica (MO) determinada por calcinación a 550 ° C. La fracción de carbono calculada de esta manera se estimó como carbono orgánico total (COT) según la siguiente relación: COT = MO: 1,8 (Navarro *et al.* 1990; Rynk, 1992).

NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL

El nitrógeno total Kjeldahl (NTK) fue determinado por semi-micro Kjeldahl. El método consiste en la digestión de una muestra, con la transformación de todo el nitrógeno orgánico a su forma amoniacal, mediante ataque con ácido sulfúrico concentrado a elevadas temperaturas (360 ° C durante 2 hs), destilando luego el NH₃ generado al agregar NaOH en exceso y ácido bórico en concentración conocida y posterior titulación con HCl (Laos, 2001).

Los resultados fueron corregidos para ser expresados en peso muestra seca, para lo cual se determinó el porcentaje de humedad (% H) por secado en estufa de aproximadamente 10 gr de muestra a 70 ± 1 C °, por 24 hs o hasta peso constante.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS

Se utilizaron métodos multivariados como el análisis de conglomerados (encadenamiento promedio o *average linkage*) y el Análisis de Componentes Principales (ACP), con la finalidad de explorar y hallar tendencias en el comportamiento de los datos correspondientes al conjunto de variables y tratamientos (estratos). Las comparaciones entre los valores medios para cada una de las variables y tratamientos estudiados fueron analizadas mediante Modelos Lineales Generales (MLG) de efectos mixtos, con el programa *Infostat* (Di Rienzo *et al.*, 2008). Se utilizó el método de máxima verosimilitud restringida (REML) y las medidas de ajuste utilizadas para evaluar distintos modelos fueron AIC (Criterio de Akeike) y BIC (Criterio Bayesiano de información). Se evaluaron distintos efectos fijos y aleatorios y se seleccionaron los que mejor ajuste presentaron. En general se determinaron los siguientes factores fijos: estrato (cm), tiempo de muestreo (días) y la interacción entre estrato x tiempo. Se consideró aleatorio el efecto debido a cada repetición (compostador) y fueron verificados los supuestos de normalidad, homocedasticidad e independiencia de errores. Las diferencias entre los efectos especificados fueron analizadas por la prueba LSD de Fisher, con un límite de confianza ≥ 95%.

TIPO, CANTIDAD Y TASA DE RESIDUOS INCORPORADOS

Durante un período de 52 días se incorporó a cada compostador 338 kg (± 1,1) de residuos orgánicos y agente estructurante. La tasa de incorporación fue de 7 kg de residuos

por día aproximadamente. Por otro lado, la relación entre la cantidad de residuos y el volumen de compostador fue de 0,7 kilogramos por litro compostador (densidad del material inicial). Estas relaciones resultan de interés para estudiar la capacidad de tratamiento del sistema de compostaje, que podrá estimarse una vez determinado el período necesario para la estabilización de los materiales incorporados al compostador. El detalle de masa y volumen correspondiente al tipo de residuo y agente estructurante se presenta en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Tipo y cantidad de residuos incorporados al compostador (promedio de tres réplicas)

Material	Peso (kg)	Volumen (l)	Peso específico (kg l ⁻¹)	% respecto de la masa total
Residuos de comedor	246 (1,5)	583 (2,2)	0,42	73%
Residuos de jardín	15 (0,4)	50 (0)	0,30	4%
Agente estructurante	77 (0,5)	417 (5,8)	0,18	23%

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

ANÁLISIS EXPLORATORIO MULTIVARIADO SOBRE EL PROCESO DE COMPOSTAJE

El análisis multivariado exploratorio (encadenamiento promedio o *average linkage*), permitió conocer la distribución de la estructura de datos obtenidas al considerar las variables de interés: CSA, evolución de CO₂, pH, CE, NTK, COT, los indicadores CSA:NTK y COT:NTK y los 4 estratos definidos. Estos análisis permiten identificar, en consecuencia comprender mejor, el agrupamiento natural de las observaciones mediante la creación de *árboles binarios*, que agrupan en diferentes *conglomerados*, conjunto de datos y observaciones con semejanzas (mismos conglomerados) y diferencias (diferentes conglomerados) (Di Rienzo *et al.*, 2008).

El dendograma (gráfico de *árbol*) configura las observaciones en dos conglomerados que permiten reconocer dos grupos con una evolución diferenciada en el conjunto de variables analizadas. Un grupo incluye a todas las mediciones realizadas sobre el estrato

inferior del compostador, el estrato de los 10 cm, y otro que agrupa a las observaciones realizadas sobre los 3 estratos restantes (30, 50 y 70 cm) (Figura 3.7).

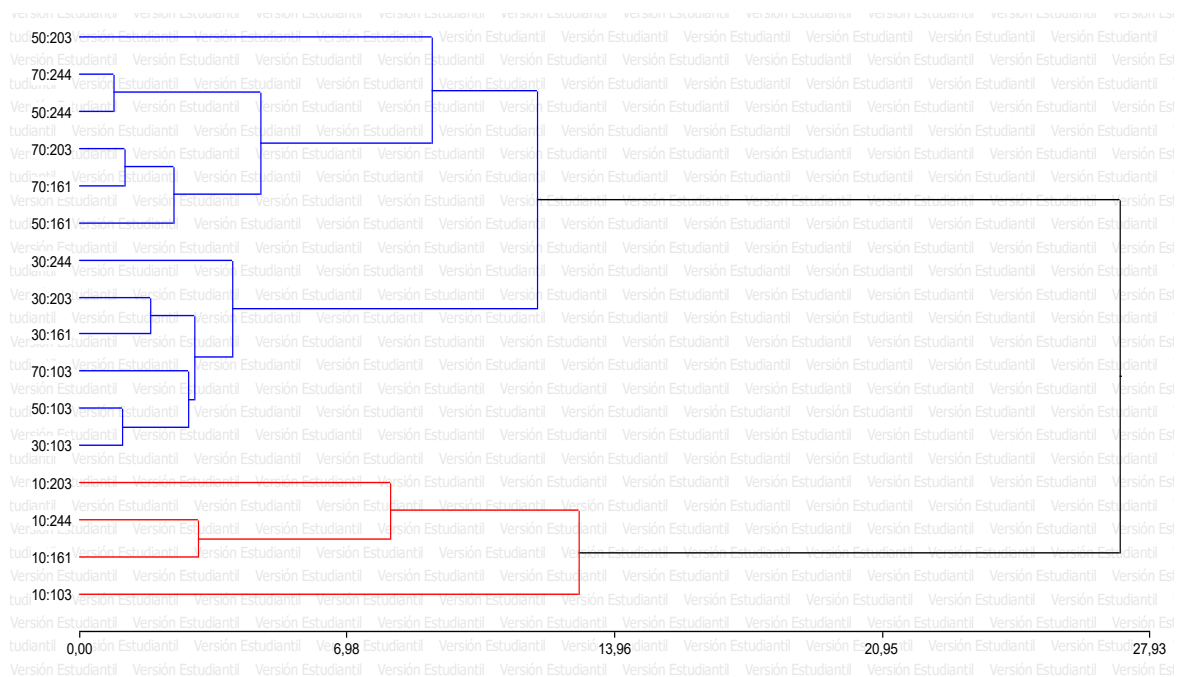


Fig. 3.7. Dendrograma de relaciones entre estratos y tiempos de muestreo (103, 161, 203 y 244 días desde el inicio de la carga de residuos). En color rojo la agrupación del grupo compuesto por el estrato de los 10 cm, diferenciado del grupo color azul, que contiene las observaciones realizadas en los estratos de 30, 50 y 70 cm.

El Análisis de Componentes Principales (ACP) es una de las técnicas estadísticas gráficas que facilitan la exploración del comportamiento de variables y tratamientos en un experimento multivariado (Figura 3.8). En este caso se analizó la distribución de los valores medios para cada variable y su relación con cada uno de los estratos. La variabilidad de los datos que permite interpretar el comportamiento de las variables en relación a los estratos, se encuentra representada en un 78,9% por el componente N° 1 (CP 1) y en un 9,9% por el componente N° 2 (CP 2).

Se destaca en este análisis la distribución sobre el componente N° 1 (CP1) de las repeticiones para cada estrato, conformando tres grupos diferenciados por su ubicación. Se observa un comportamiento opuesto entre los 10 cm vs 70 y 50 cm. La proximidad entre “casos” y “observaciones”, así como la ubicación en el extremo derecho del CP1 indicarían valores promedio mayores para todas las variables analizadas en T10, con excepción del

COT y la relación COT:NTK. Esta distribución también responde a lo observado en el dendograma, y representaría una asociación con mayores valores de las principales variables asociadas a la estabilidad en el T10 (menor estabilización), en gradiente con sentido $T10 > T30 > T50$ y $T70$ sobre éstas variables y la altura de compostador. También podemos observar mayor similitud en el comportamiento de los estratos correspondientes a los 50 y 70 cm, que a priori presentarían valores más bajos en las variables asociadas a la estabilización del material (mayor estabilización). Finalmente, es importante mencionar el comportamiento diferenciado que fue observado respecto a la relación COT:NTK y el resto de variables utilizadas para evaluar la estabilidad de los materiales (CSA, evolución de CO_2 y CSA:NTK), indicando la necesidad de analizar en detalle cada una de las mismas.

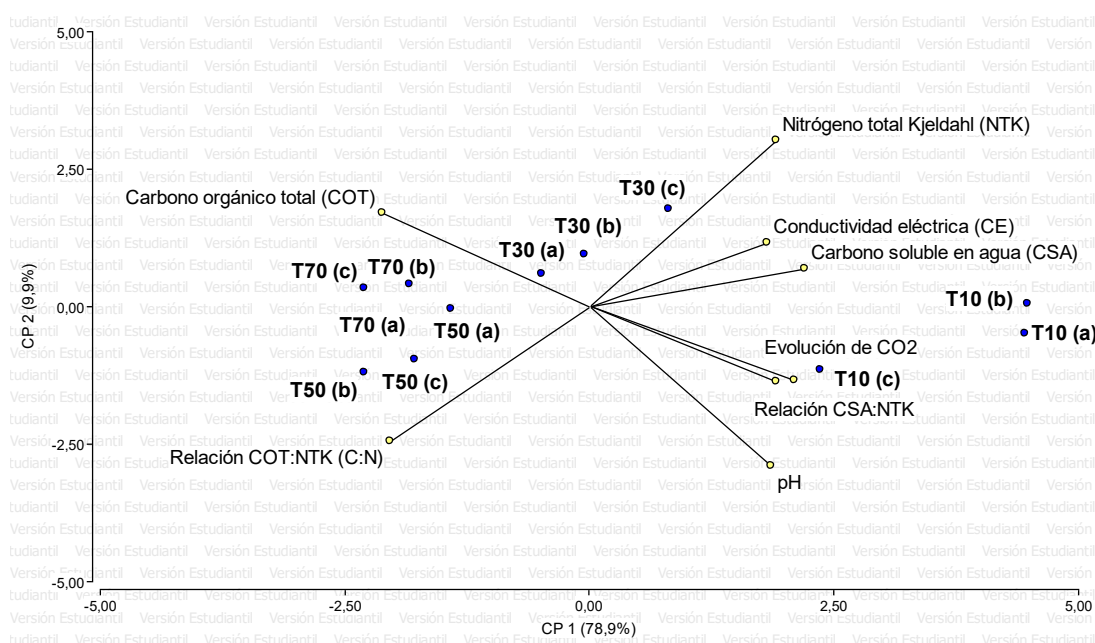


Fig. 3.8. Distribución de variables y estratos estudiados según Análisis de Componentes Principales. Entre paréntesis se indica la repetición correspondiente de cada estrato en distintos compostadores. Los puntos indicados como T10 representan los casos (repeticiones) de las muestras tomadas a 10 cm; T30 corresponde a los casos de muestras tomadas a 30 cm de altura de compostador; T50 y T70 representan los casos de los estratos de 50 y 70 cm respectivamente. Entre paréntesis se indica la repetición de cada tratamiento (a, b y c).

Los análisis exploratorios permiten observar una tendencia afirmativa, sobre la hipótesis de procesos diferenciados a distintas alturas de compostador (efecto de estratificación). La migración de los lixiviados, de estratos superiores a estratos inferiores

podría incorporar carbono soluble en agua a T10. Al mismo tiempo, la disponibilidad de compuestos fácilmente degradables podría asociarse a una mayor actividad biológica, representada en este estudio por la evolución de CO₂.

EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE

La temperatura alcanzada durante el proceso de compostaje es posiblemente la variable que mejor asociación presente con el resto de los indicadores de interés para el estudio de la degradación de los residuos orgánicos mediante el compostaje (Díaz *et al.*, 2007; Moreno-Casco y Moral-Herrero, 2008; Faverial y Sierra, 2014; Sánchez *et al.*, 2015).

En la Figura 3.9 puede observarse el desarrollo de la temperatura representado por los valores máximos absolutos, mínimos absolutos y promedios de 3 compostadores, de todas las mediciones realizadas (desde la base del compostador, cada 10 cm en altura y a dos profundidades respecto del perímetro de compostador). Se han señalado los parámetros de referencia, para analizar los períodos de tiempo de fase activa, comprendidos en un rango termofílico (> 40 °C) y de saneamiento (o eliminación de microorganismos patógenos) (> 55 °C) (Golueke, 1989; Rynk, 1992; USEPA, 2003).

El rango de valores comprendido entre los valores máximos y mínimos responde a una elevada actividad microbiológica, confirmando condiciones adecuadas para el desarrollo del proceso respecto de factores tales como la estructura, aireación y composición química del sustrato (Tognetti, 2007). Se observa una fase activa de aproximadamente 40 días, que comienza próxima a los 10 días de las primeras incorporaciones de residuos. Luego de 65 días de iniciada la experiencia se observa un descenso de temperaturas que puede asociarse a condiciones de estabilidad del material en compostaje (Laos, 2001, Smith *et al.*, 2006).

Al comparar los máximos y mínimos encontramos un comportamiento con distintos grados de éxito si se contrasta con referencias de saneamiento. Mientras que los valores máximos superan durante un período continuo de 23 días las temperaturas de saneamiento, las temperaturas mínimas no alcanzan en ningún momento dicho valor de referencia (USEPA, 1993; Laos, 2001, Tognetti, 2007). Por otro lado, tanto los valores diarios máximos y mínimos alcanzaron temperaturas termofílicas (> 40 °C), siendo este período de 10 y 45

días para las temperaturas mínimas y máximas respectivamente, con temperaturas ambiente promedio de 11 ° C.

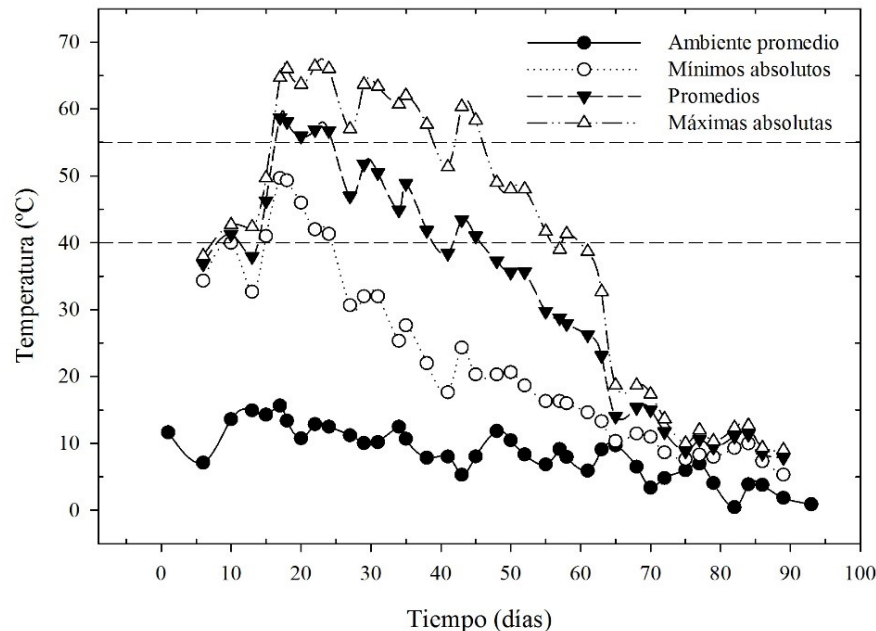


Fig. 3.9. Temperatura ambiente promedio, máximas absolutas, mínimas absolutas y promedio de temperatura de los compostadores bajo condiciones similares de operación.

Por otro lado, en la Figura 3.10 pueden observarse las temperaturas máximas y mínimas para los distintos estratos definidos en este estudio (10, 30, 50 y 70 cm de altura de compostador). Su análisis muestra diferentes comportamientos entre sí y también al considerar sus fases activas (termofílicas) y de saneamiento consideradas de referencia ($> 40\text{ }^{\circ}\text{C}$ y $> 55\text{ }^{\circ}\text{C}$) (Rynk, 1992; USEPA, 1993).

Considerando las temperaturas mínimas diarias por estrato, la medición a 10 cm de altura supera las temperaturas termofílicas durante al menos 10 días y no alcanza a superar las temperaturas de saneamiento con las temperaturas máximas. Consideramos que este estrato evidencia el efecto *receptor de líquidos lixiviados* en mayor medida que el resto de los estratos. Este efecto conduce a la falta de oxígeno y el exceso de humedad, afectando al crecimiento microbiano y en consecuencia, al incremento de la temperatura (Iyengar y Bhave, 2006)

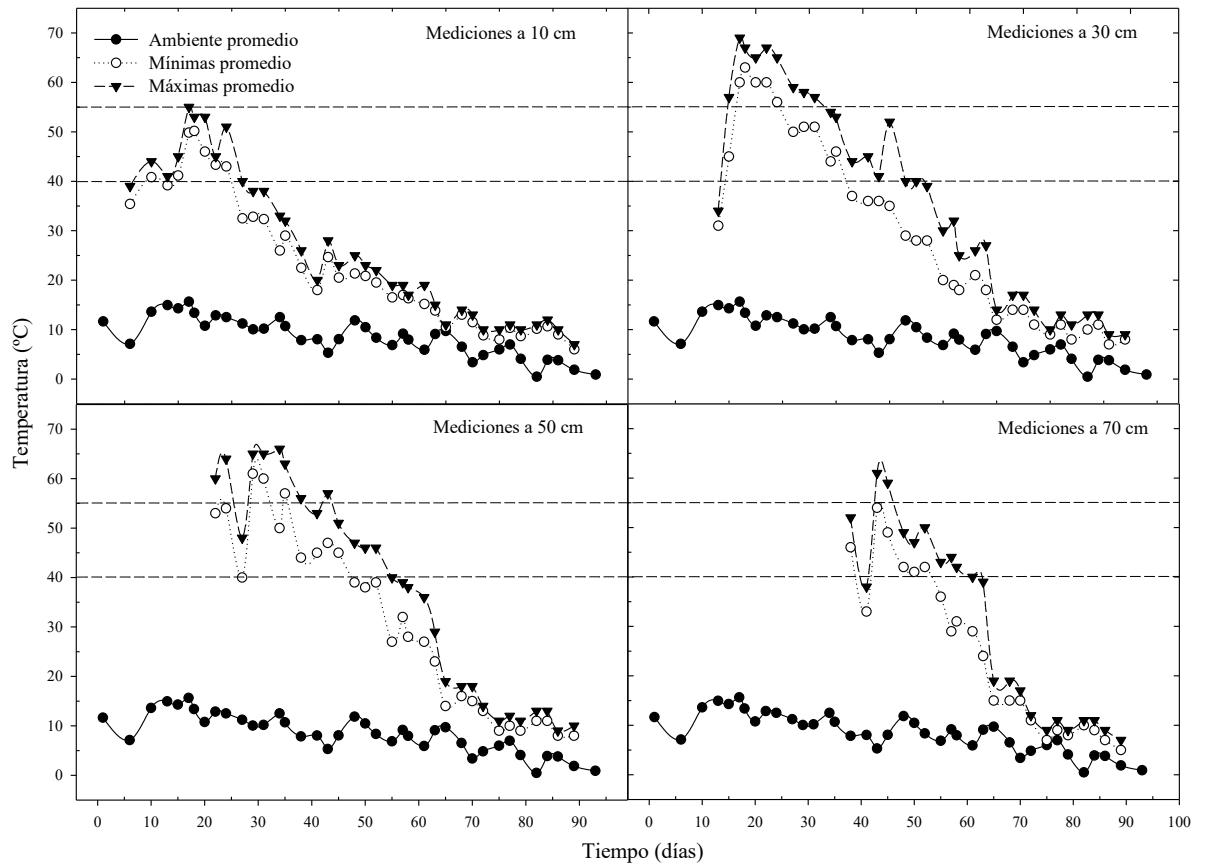


Fig. 3.10. Temperaturas máximas y mínimas para los distintos estratos estudiados. Las mediciones tienen distintas fechas de inicio, dado el orden de llenado de los compostadores. El estrato de los 10 cm registra las primeras mediciones por ser el primer estrato que se completó con residuos.

En el estrato de 30 cm, las temperaturas termofílicas fueron superadas por las temperaturas mínimas del sistema durante 22 días, mientras que las temperaturas de saneamiento, se mantuvieron al menos por 9 días. A partir de lo observado es posible determinar que este estrato fue el que presentó mejores condiciones respecto de la conservación de la temperatura; posiblemente, debido no sólo a las condiciones adecuadas para el desarrollo del proceso de compostaje de la mezcla de residuos (potencial *auto calentamiento* o *self heating*), sino también al *efecto aislante* propiciado por los materiales de los estratos superiores e inferior (USEPA, 1993; Illmer y Schinner, 1997; Smith *et al.*, 2006).

El *efecto aislante* disminuye en la medida que nos acercamos al estrato superior que se encuentra colindante con el aire atmosférico (espacio sin residuos), y el efecto de *auto*

calentamiento lo asumimos similar entre los estratos definidos (misma mezcla de residuos), sin embargo y como se mencionaba al analizar el desempeño en la temperatura del estrato de 10 cm de altura, sugerimos un tercer factor actuante, dado por el aporte de lixiviados (efecto *receptor de lixiviados*) de los estratos superiores hacia los estratos inferiores y que se manifestaría de la siguiente manera: $T_{10} > T_{30} > T_{50} > T_{70}$, y se asociaría con deficiencias en la circulación de oxígeno, debido a un exceso de humedad.

En el estrato de 50 cm, las temperaturas termofílicas fueron superadas durante 21 días por las temperaturas mínimas del proceso, y las de saneamiento fueron superadas durante 5 días. Finalmente, el estrato de los 70 cm presentó temperaturas superiores a los 40 °C al menos durante 13 días (temperaturas mínimas) y sólo las temperaturas máximas superaron durante 5 días las temperaturas de saneamiento.

De esta manera observamos que los estratos definidos a 30, 50 y 70 cm (60 cm de alto de pila) alcanzan en todos los casos, las temperaturas recomendadas para sanear los materiales, mientras que el estrato inferior (10 cm) no alcanza a cumplir con dicho requisito. Esta característica fue observada por Rudé-Payró y Torres-Castillo (2008) para este tipo de compostadores. En su trabajo analizan la evolución de la temperatura en tres fracciones de compostador (en altura), encontrando un mejor desempeño en las dos fracciones superiores. El efecto dado en la base del compostador se asocia a una pérdida en la eficacia y eficiencia en la transformación de los residuos orgánicos mediante la técnica del compostaje.

Laos (2001) observa un efecto condicionante para procesos de compostaje de pequeña escala asociado a las temperaturas invernales en la Región Andino Patagónica y la exposición directa de los compostadores al clima. En esta experiencia se han estudiado con detalle las zonas más afectadas por las condiciones adversas y también se confirmó la viabilidad de procesos de compostaje de pequeña escala para alcanzar estándares de saneamiento reconocidos (PFRP).

EVOLUCIÓN DE VARIABLES DE ESTABILIDAD

CARBONO SOLUBLE EN AGUA

Estudios realizados sobre materiales compostados de distintos orígenes han sugerido valores máximos para el CSA de un compost estable, que van de 4 a 17 g kg⁻¹ (Bernal *et al.*, 2009; Mazzarino *et al.*, 2012). En nuestra experiencia, los valores obtenidos entre los días 100 y 244 mostraron una tendencia general al descenso hasta los 203 días (T10, T50 y T70), mientras que para el estrato de los 30 cm el CSA permaneció estable y sin diferencias significativas a lo largo del proceso.

Los valores se desarrollaron entre un máximo de 20,5 (10 cm: 103 días) y un mínimo de 4,8 g kg⁻¹ (50 cm: 203 días), con un promedio de los cuatro estratos a los 244 días de proceso, igual a 8,1 g kg⁻¹ (Figura 3.11). Dichos valores son adecuados para el período de análisis como para la comprensión del proceso, y al mismo tiempo son adecuados como parámetros propuestos en las referencias para considerar estable un compost (Stoffella y Kahn, 2004; Moreno-Casco y Moral-Herrero, 2008; Mazzarino *et al.*, 2012).

Al analizar los valores de CSA para los distintos estratos se encontraron diferencias significativas según: T10 = T30 > T50 = T70 (LSD Fisher, $p < 0,05$), por un lado los estratos 10 y 30 cm con valores más elevados de CSA y por el otro, los estratos de 50 y 70 cm. Las diferencias entre los dos grupos de valores para CSA al final de la experiencia, sugieren un efecto debido a la migración del lixiviado de las zonas superiores del compostador hacia las zonas inferiores (efecto *receptor de lixiviados*). Esto resulta en un efecto negativo sobre la variable en estudio (aumento del período requerido de estabilización). Asimismo, y aunque es posible estimar la existencia de un efecto *receptor de lixiviados* que estaría directamente relacionado a un efecto *receptor de CSA* provenientes de los estratos superiores (50 y 70 cm), la variable CSA disminuye hasta el tercer tiempo de muestreo en el estrato de los 10 cm mientras que no se observa ningún cambio en el estrato de 30 cm. Este comportamiento requiere el planteo y estudio de nuevas hipótesis sobre el movimiento y retención de lixiviados y del CSA, que permitan predecir su evolución y estudio cuantitativo del volumen de lixiviados absorbido por cada estrato, así como el drenaje fuera del sistema y sus impactos.

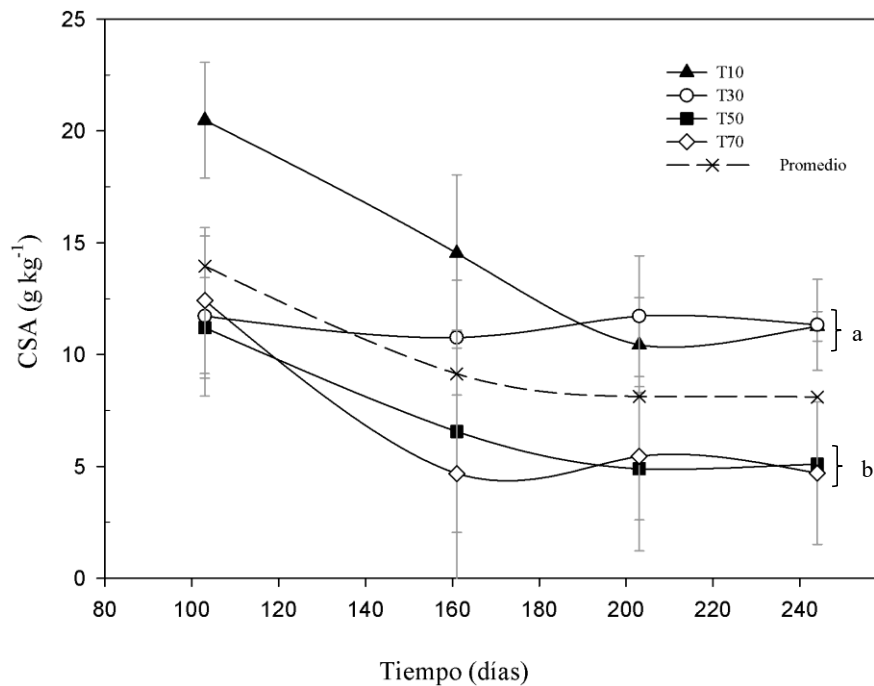


Fig. 3.11. Evolución en la concentración de carbono soluble en agua (g kg^{-1}) en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos, para los diferentes estratos: T10 = 10 cm de altura; T30 = 30 cm de altura; T50 = 50 cm de altura y T70 = 70 cm de altura). Letras diferentes señalan diferencias significativas entre las mediciones realizadas a los 244 días de iniciado el experimento (LSD de Fisher, $p < 0,05$).

RESPIRACIÓN MICROBIANA

A partir de los valores de respiración microbiana obtenidos en las muestras tomadas a los 244 días de iniciada la incorporación de residuos en los compostadores, es posible observar diferencias entre dos grupos (Figura 3.12). Un grupo (T30, T50 y T70) con valores más bajos de respiración, alcanzando valores entre 193 y $248 \text{ mg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (base seca); valores cercanos a los máximos sugeridos para compost estabilizados ($200 \text{ mg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$) de acuerdo a lo determinado por Rynk (1992). Por otro lado, el estrato de 10 cm también alcanzó su valor más bajo al final de la experiencia, pero superó el valor sugerido para compost estables en 2,5 veces (aprox. $500 \text{ mg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Este estrato mostró valores con diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$) y superiores al resto de los estratos, en todos los tiempos de muestreo, hecho que puede atribuirse al *efecto receptor de lixiviados*, asociado una mayor inestabilidad de los materiales y la estratificación del proceso.

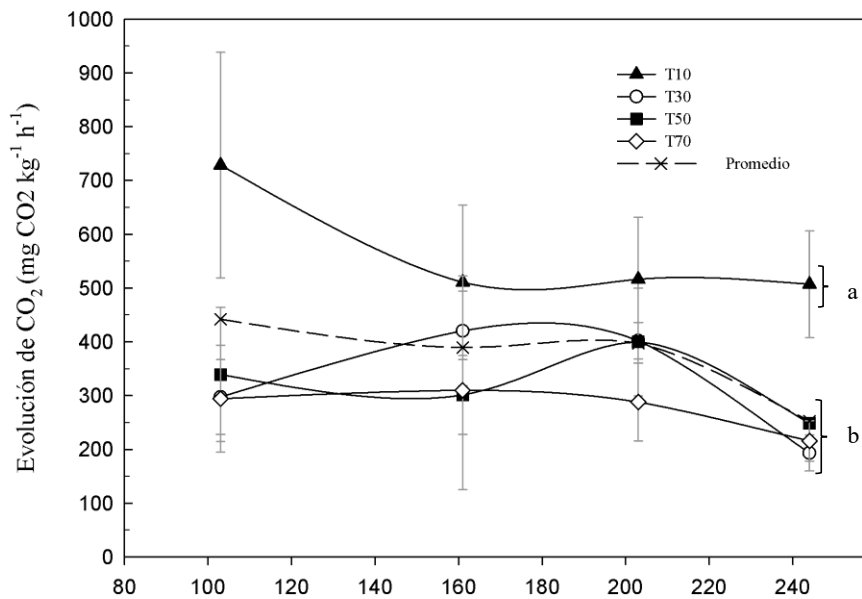


Fig. 3.12. Respiración microbiana según la evolución de dióxido de carbono producido en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos, para los diferentes estratos definidos: T10 = 10 cm de altura; T30 = 30 cm de altura; T50 = 50 cm de altura y T70 = 70 cm de altura). Letras diferentes indican diferencias significativas entre las muestras tomadas a 244 días de iniciada la experiencia (LSD de Fisher, $p < 0,05$).

El desarrollo promedio de la variable respiración microbiana fue acorde a lo esperado para los períodos de compostaje y mostró una tendencia al descenso, presentando valores finales de 193, 201, 248 y 507 mg CO₂ kg⁻¹ h⁻¹ para T30, T70, T50 y T10 respectivamente. Tognetti (2007) obtiene menores valores para esta variable (< 120 mg CO₂ kg⁻¹ h⁻¹), en menor tiempo (90 días aproximadamente) y en condiciones climáticas similares; con las diferencias en el tipo de residuos (fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos) y la tecnología de compostaje (compostaje en pilas). En función los resultados y estudios previos, se considera recomendable realizar un estudio de la variable asociada a la respiración microbiana desde los primeros días de la experiencia, de manera que puedan observarse mayores variaciones en la evolución de ésta variable, al igual que con el CSA.

EVOLUCIÓN DE VARIABLES DE CONTROL Y CALIDAD

pH Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

Se observaron diferencias significativas al comparar los valores medios de pH para cada estrato al cabo de 244 días de iniciado el proceso de compostaje (LSD de Fisher, $p < 0,05$) (Figura 3.13). Los valores más bajos corresponden al estrato de 30 cm (pH: 6,5), seguido por el grupo formado por los estratos de 70 y 50 cm (7,1 y 7,2 respectivamente) y finalmente, con valores más altos en el último tiempo de muestreo y durante todo el proceso de compostaje, se encuentra el estrato de los 10 cm de altura (pH: 8,8). Correspondiendo a T30, T50 y T70 el rango óptimo de pH (6 a 7,8) y uno de menor calidad (8,5 o más) al estrato de los 10 cm (T10) (Rynk, 1992; CCQC, 2001). En consecuencia, a partir de los resultados observados se estima necesario considerar la posibilidad de recirculación en un nuevo proceso de compostaje (Rynk, 1992; USEPA, 1994; CCQC, 2001).

En el caso de la conductividad eléctrica los valores promedio hallados en esta experiencia, entre los 103 y los 244 días de la primera incorporación de residuos al sistema, disminuyeron de 3,1 a 2,1 dS m⁻¹ (Figura 3.14), con valores finales acordes con la mayoría de los usos agronómicos para enmiendas (< 5 dS m⁻¹) (Rynk, 1992; CCQC, 2001). Al analizar los diferentes estratos, encontramos 2 grupos con diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$), el primero conformado por T70 y T50 con valores finales de 0,7 y 1,8 dS m⁻¹ respectivamente y el segundo grupo compuesto por T10 y T30 cm (3,7 y 3,3 dS m⁻¹ respectivamente). A excepción de T30, se observó una tendencia general decreciente en los valores de CE (valores iniciales vs finales).

En los sistemas cerrados o semi-cerrados suelen encontrarse espacios de concentración de líquidos lixiviados que a su vez, acumulan sales disueltas e incrementan los valores de CE (Laos *et al.*, 2002; Iyengar y Bhave, 2006, Kalamdhad y Kazmi, 2009b). El efecto *receptor de lixiviados* ya mencionado, se manifiesta en la variable CE y es congruente con el supuesto de que dicho efecto aumente en los estratos inferiores.

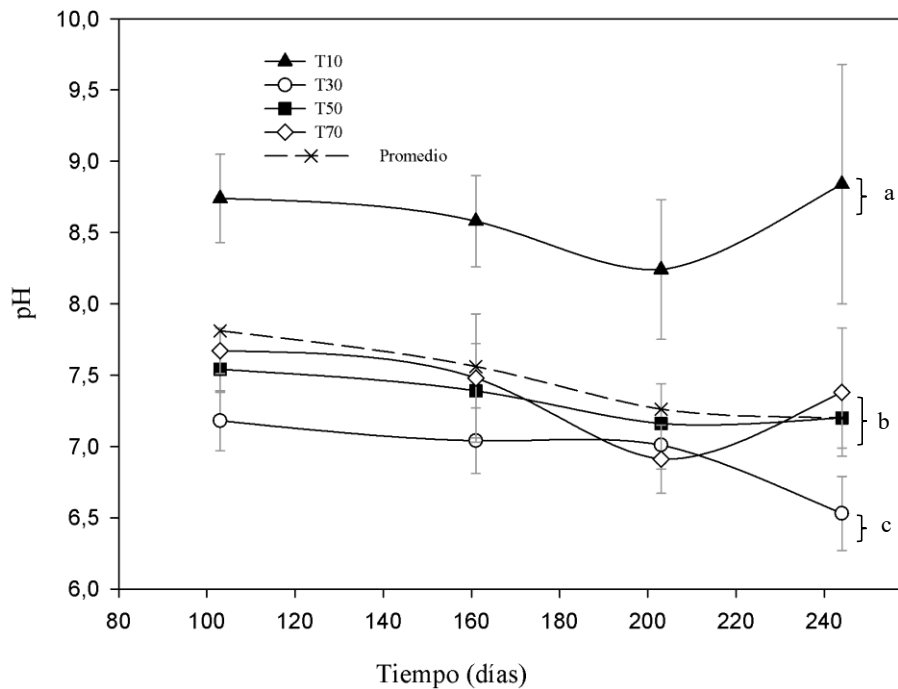


Fig. 3.13. Evolución de valores de pH en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos, para los distintos estratos de compostador: T10 = 10 cm de altura; T30 = 30 cm de altura; T50 = 50 cm de altura y T70 = 70 cm de altura). Grupos con diferencias significativas entre sí (244 días), señalados con distintas letras (LSD de Fisher, $p < 0,05$).

En experiencias previas (Arrigoni et al., 2015), los valores de CE para los compost producidos con residuos de comedor, desarrollaron valores finales cercanos a los 9 dS m^{-1} , asociándose a una importante cantidad de material celulósico (servilletas y manteles de papel tisú). El control en el agregado de este material absorbente ha posibilitado reducir los valores de CE en los compost producidos con residuos de comedor, mientras que la viruta de madera de pino ha cumplido satisfactoriamente la función de estructurante y de reducción del pH.

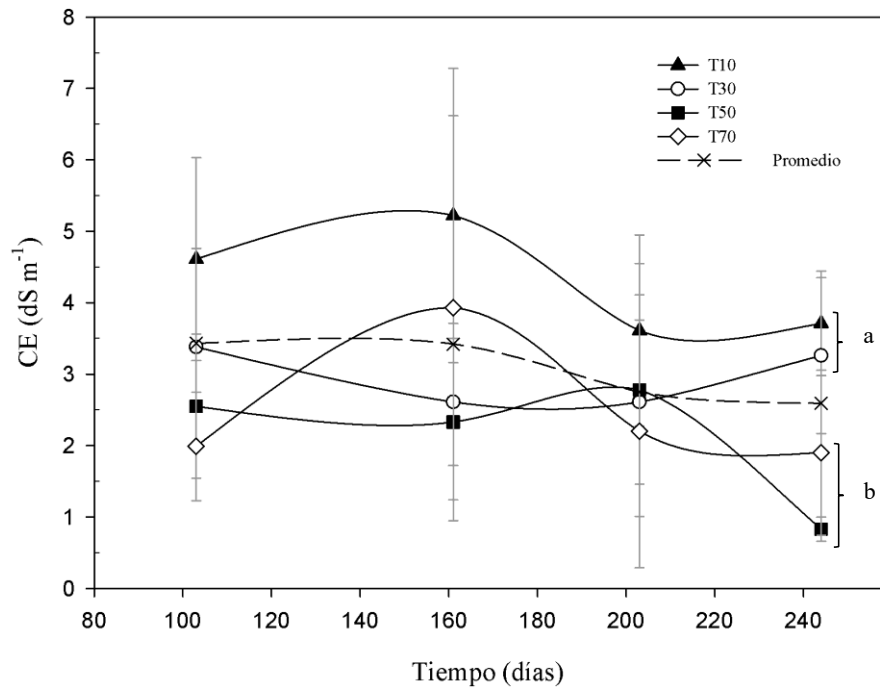


Fig. 3.14. Evolución de la variable conductividad eléctrica en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos, y altura de compostador: T10 = 10 cm de altura; T30 = 30 cm de altura; T50 = 50 cm de altura y T70 = 70 cm de altura). Letras diferentes (244 días) indican grupos con diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$).

NITRÓGENO KJELDAHL Y CARBONO ORGÁNICO TOTAL

El NTK medido en el presente experimento puede observarse en la Figura 3.15. Estos valores de nitrógeno son relacionados con el COT y el CSA para expresar las relaciones mencionadas en el análisis de datos posterior.

El valor promedio del NTK varió levemente durante la evolución del proceso. Se determinaron valores medios iniciales de 1,8 % y finales 1,6 %, concordantes a los valores característicos para estos materiales según otros autores (Iyengar y Bhave, 2006; Tognetti, 2007; Kalamdhad *et al.*, 2008; Kalamdhad *et al.*, 2009; Smith y Jasim, 2009). Sin embargo, el comportamiento de la variable NTK en los distintos estratos mostró diferentes tendencias entre los tiempos 103 y 203, a pesar de que ninguno de los estratos presentó diferencias significativas en el último tiempo de muestreo. Tampoco se observó una disminución de la concentración de NTK con la evolución en el tiempo de muestreo.

Respecto al aporte como macro nutriente en la calidad final de la enmienda, debieran considerarse si las condiciones de aplicación son previo tamizado o sin tamizar. En el caso que el compost fuera a tamizarse previo a su utilización, los valores de NTK podrían aumentar su concentración final (Mazzarino *et al.*, 2004; Smith y Jasim, 2009; Tang *et al.*, 2010).

El valor de COT se asocia con la capacidad de retención de agua, con el aumento de la actividad microbiana, la lenta liberación de nutrientes entre otros efectos beneficiosos (Campitelli *et al.*, 2006; Campitelli y Ceppi, 2008). Así como también es uno de los componentes de la relación COT:NTK en la evaluación de la madurez y de la calidad del producto final.

Los valores de COT mostraron poca variación entre los 103 y 244 días de iniciada la experiencia (Figura 3.16). Los estratos con mayores fluctuaciones fueron T10 y T30, mientras que para T50 y T70 el COT se desarrolló con menores fluctuaciones. Los valores finales estuvieron comprendidos entre 39,2 y 44,6 %, con un valor promedio de 42,0 %, que resultan en una característica de valor en material a utilizar como enmienda, siempre y cuando este C no sea inestable o fácilmente atacable por los microorganismos, en tal caso su aplicación en medios de cultivo podría causar la inmovilización del N disponible para los vegetales (Rynk, 1992).

Los valores de C fácilmente degradable medidos y analizados previamente, son bajos y adecuados para compost estabilizados, por lo tanto los valores de COT no estarían mayormente influenciados principalmente por éstos (CSA) (Laos, 2001; Tognetti, 2007). Así también, es importante considerar que el pre-tratamiento de las muestras analizadas ha influido elevando los valores de COT, siendo que no ha sido retirada la viruta de los materiales en análisis (pre-tratamiento sin tamizado) y ésta es necesariamente considerada como parte del COT de las muestras analizadas. En consecuencia el valor de COT determinado estará constituido por fracciones de carbono recalcitrantes (Mazzarino *et al.*, 2004).

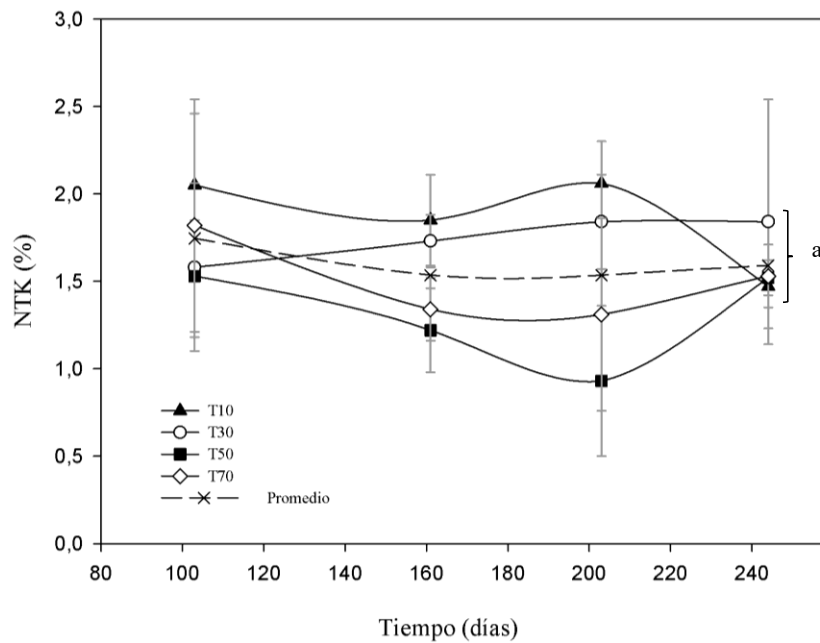


Fig. 3.15. Evolución de valores de nitrógeno total Kjeldahl obtenido en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos, para cada altura de compostador: T10 = 10 cm de altura; T30 = 30 cm de altura; T50 = 50 cm de altura y T70 = 70 cm de altura. Letras diferentes indican grupos (244 días) con diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$).

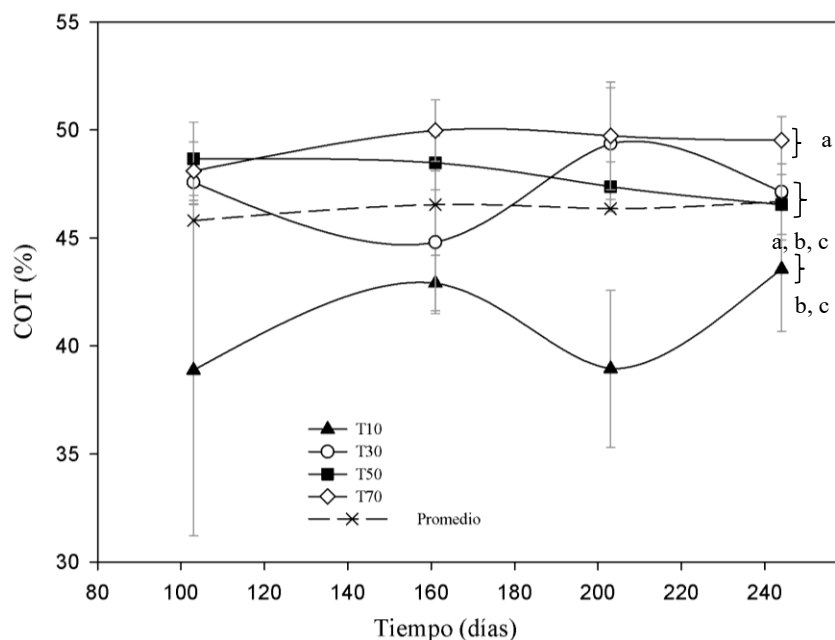


Fig. 3.16. Evolución del porcentaje de carbono orgánico total en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos, para cada altura de compostador: T10 = 10 cm de altura; T30 = 30 cm de altura; T50 = 50 cm de altura y T70 = 70 cm de altura). Letras diferentes indican grupos (244 días) con diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$).

RELACIONES CSA:NTK Y COT:NTK (C:N)

La relación CSA:NTK ha sido uno de los indicadores de estabilidad propuestos para la evaluación del proceso de compostaje, ya que representa la disponibilidad de carbono para los microorganismos en relación a la evolución de las concentraciones de N. Valores menores a 0,7, 0,3 y 0,55 han sido establecidos para evaluar el grado de estabilidad satisfactorio según diferentes autores (Bernal *et al.*, 1998a; García *et al.*, 1991, Hue y Liu 1995, Mazzarino *et al.*, 2012)

Los valores promedio (de todos los tratamientos) variaron desde 0,86 g kg⁻¹ a los 103 días, a 0,58 g kg⁻¹ para el tiempo de muestreo de 244 días de iniciada la experiencia, por lo que es posible demostrar la evolución a un compost estabilizado. Los valores finales de CSA:NTK variaron entre 0,79; 0,78; 0,34 y 0,30 para T10, T30, T50 y T70, respectivamente y se distribuyeron en tres grupos según las diferencias significativas entre sus medias (LSD de Fisher, $p < 0,05$) (Figura 3.17).

Teniendo en cuenta los valores de referencia, encontramos que los estratos T10 y T30 podrían considerarse en el límite de la inestabilidad, próximos a los valores recomendados. Para el caso de T50 y T70, si fijamos el valor en 0,7 g kg⁻¹, ambos tendrían un valor satisfactorio de acuerdo a la bibliografía de referencia y podríamos indicar que se alcanzó en promedio, próximo a los 160 días de tratamiento.

Los valores de C:N también han sido considerados para evaluar el grado de evolución del proceso de compostaje (Figura 3.18). Actualmente es un indicador discutido y no puede ser tomado como un indicador aislado para evaluar el desarrollo del compostaje con sustratos de diversos orígenes. No obstante se considera relevante su análisis para comprender los cambios en la matriz de residuos que se composta (Laos, 2001; Tognetti, 2007; Abdullah *et al.*, 2013). La relación C:N no presentó una clara tendencia ni una diferenciación según la altura de compostador que se estudió.

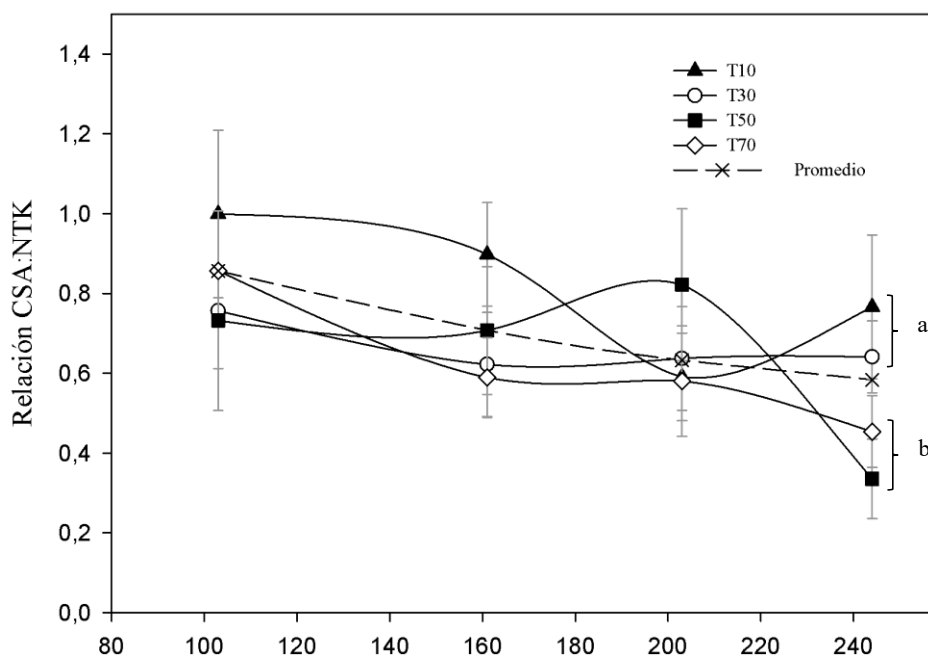


Fig. 3.17. Relación CSA:NTK en función del tiempo (días) desde la primera incorporación de residuos, según la altura de compostador: T10 = 10 cm de altura; T30 = 30 cm de altura; T50 = 50 cm de altura y T70 = 70 cm de altura. Letras diferentes indican grupos (244 días) con diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$).

Los cambios en la relación C:N para los valores promedio de los cuatro estratos, entre los muestreos a 103 y 244 días de iniciada la experiencia, no representan una tendencia clara y característica para procesos de compostaje. La evolución de ésta relación puede mostrar mayores variaciones si se realiza al inicio de la experiencia. También corresponde mencionar que no tamizar las muestras analizadas, ha aportado una fuente de COT no considerado en los resultados típicos. Al segmentar los resultados de los valores medios para cada estrato, encontramos que todos presentan valores comprendidos en el rango: 29 a 24; en coincidencia con otros autores (Laos, 2001; Cooperband *et al.*, 2003). No es posible obtener información relevante a partir de este parámetro.

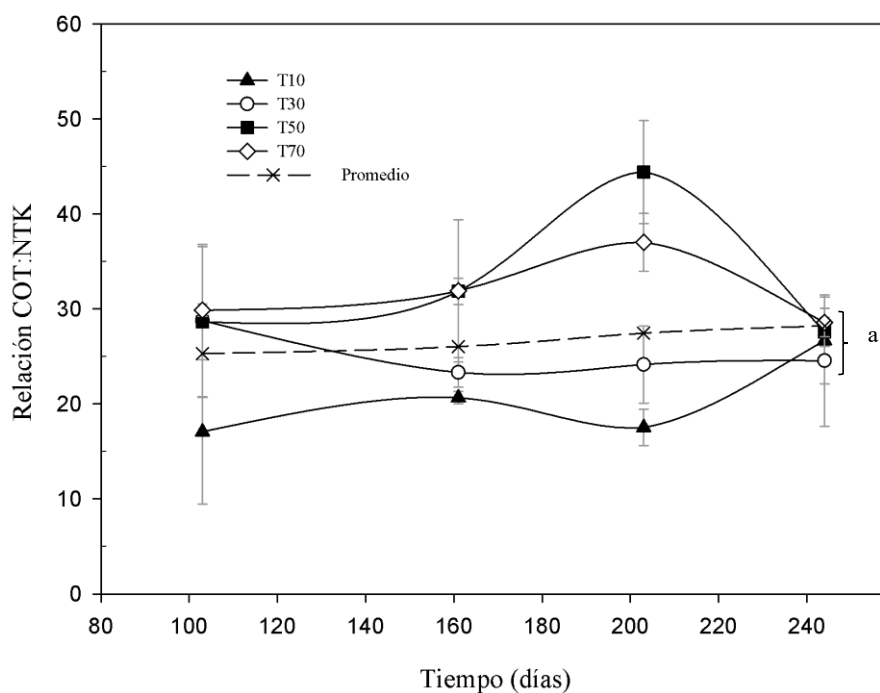


Fig. 3.18. Relación COT:NTK en función del tiempo (días) considerado desde la primera incorporación de residuos, según la altura de compostador: T10 = 10 cm de altura; T30 = 30 cm de altura; T50 = 50 cm de altura y T70 = 70 cm de altura). Letras diferentes indican grupos (244 días) con diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$).

ASPECTOS TECNOLÓGICOS Y DE DISEÑO

ALTURA DEL COMPOSTADOR ESTÁTICO Y EFECTO ESTRATIFICACIÓN

Los análisis exploratorios multivariados permitieron observar asociaciones entre variables y estratos, que reafirmaron la necesidad de investigar de manera particular, la evolución del proceso de compostaje desarrollado mediante compostadores estáticos. El análisis de cada variable ha permitido corroborar que los procesos desarrollados entre los 0 a 20 cm del compostador confieren pérdida de eficiencia, en relación al período necesario para disponer de un compost estabilizado, frente el resto de los materiales que se compostan.

Un mejor rendimiento respecto de la evolución de la temperatura, el período necesario para la estabilización de la materia orgánica, como de pH y CE, variables de

seguimiento y calidad del producto, se conseguiría separando este material (0 a 20 cm) y volviéndolo a incorporar a otro proceso para que actúe como agente estructurante, componente necesario en el compostaje de residuos de comedor, y no incluirlo junto con los materiales o compost obtenidos entre los 20 y 80 cm de altura de compostador.

Esta recomendación es aplicable a sistemas estáticos en donde el proceso de compostaje evoluciona de manera vertical, característica asociada a la incorporación de residuos de los sistemas domésticos más frecuentes. La acción propuesta permitiría, en el caso estudiado, mejorar algunos valores promedio (todos los estratos) a 244 días de proceso: de 8,1 a 7,0 g kg⁻¹ para CSA; de 252 a 219 mg CO₂ kg⁻¹h⁻¹ en la evolución de CO₂; de 0,6 a 0,5 para la relación CSA:NTK; 7,2 a 7,0 para el pH; y de 2,59 a 1,99 dS m⁻¹ para la CE.

En sus orígenes (1925), los sistemas de compostaje contemplaban hileras con alturas de 1,5 m (sistema *Indore*) con tiempos de proceso de 120 a 180 días, que en la década de 1950 fueron desarrollados para su aplicación en el compostaje de biosólidos (por ej. *windrow composting*). Estos sistemas, aplicados a sustratos con elevada humedad, incluyeron una mayor proporción de agentes estructurante como viruta o paja de trigo entre otros, que garantizaban la porosidad de la mezcla en pilas o hileras de hasta 1,7 m, en formas trapezoidales, triangulares y rectangulares, que también se aplicaron en formas de mayor altura para el compostaje de residuos de poda o verdes, conocidos como *green composting* (Haug, 1996).

Estos conceptos fueron aplicados en el compostaje de las mortalidades de aves de corral en la década de 1980, junto con la cama de aves de corral y agente estructurante (paja para corrales), desarrollando el *Poultry Carcass Composting Bin*, sistema conformado por dos módulos o más (tres en general), de aproximadamente 0,9 m ancho x 0,9 m alto x 0,9 m de profundidad, y que representa una referencia de los factores claves en procesos de compostaje descentralizado, con más de 20 años y detallado en la bibliografía (Rynk, 1992). Asimismo el principio fue mejorado y adaptado a condiciones institucionales o domiciliarias por el modelo patentado por *Open Road of New York*, bajo el nombre de *Hot Box* (Rynk, 2000), de características similares al compostador de la figura 2.6 (B), pero un volumen de 800 litros aproximadamente, con cañerías perforadas de PVC en su interior para favorecer la circulación de oxígeno o instalar biofiltros.

En compostadores con aireación pasiva el agente estructurante cumple un rol importante para el proceso, es determinante de la porosidad de la mezcla y como filtro o barrera natural de olores y en consecuencia, de la atracción de moscas u otros animales e insectos no deseados (Moqsud *et al.*, 2011; Benjawan *et al.*, 2015). La dependencia del agente estructurante se acentúa en particular, durante el compostaje de residuos con elevado contenido de humedad, como los residuos de comedor, que requieren, al igual que los sistemas antes mencionados, una elevada proporción de agente estructurante; capas de 15 cm de altura de agente estructurante han sido recomendadas en el *Poultry Carcass Composting Bin*. En sistemas de compostaje estáticos o semi-estáticos cilíndricos (de 1 m de altura y 0,8 m de diámetro), procesos anaeróbicos se desarrollan en los estratos inferiores, al superar los 60 cm de altura con el contenido de residuos y alguna medida correctora se hace necesaria para no perder eficiencia en el proceso (Rynk, 1992).

En este sentido, consideramos que incluir una “puerta de extracción” extra, que permita retirar discriminadamente la parte inferior (hasta 20 cm) de la subsiguiente en altura (hasta 40 cm por ejemplo), introduciría una optimización al sistema, cuando se trata de compostadores estáticos o semi-estáticos, cilíndricos y de aproximadamente 1 metro de altura. De esta manera, los materiales que han sufrido falta de oxigenación durante el proceso podrían ser fácilmente separados y reincorporados al proceso, permitiendo diferenciarlos de un estrato con mejores resultados respecto de la estabilización de la materia orgánica y la actividad microbológica. También sería recomendable el estudio del efecto de *estratificación* observado, aplicando un mecanismo de homogenización que además de cumplir con dicha función, no resulte en costos de fabricación inviables para el mercado local. Otras opciones para minimizar el efecto de estratificación podrían ser reducir la altura del compostador o del material que se agrega.

CAPACIDAD DE TRATAMIENTO

En los sistemas de compostaje descentralizados estáticos, descritos en la bibliografía (*Poultry Carcass Composting Bin* y *Hot Box*), para la aplicación a pequeña escala, aplicados en generadores con tasas de generación (e incorporación al sistema) mayores a las domiciliarias, como pueden ser granjas, viveros, comedores o instituciones, sitios de compostaje comunitario, el proceso se desarrolla verticalmente y luego de forma

horizontal, correspondiendo una fase activa común por unidad de compostaje o módulo, que se desarrolla verticalmente (cajón) y luego dos fases horizontales, una de enfriamiento y una tercera de maduración (Rynk, 1992, 2000). El compostaje domiciliario debe incorporar los conceptos y el estudio de cada fase de compostaje mencionada (fase activa, fase de enfriamiento y/o maduración), describir una tasa de tratamiento (cantidad de residuo tratado por unidad de tiempo) para evaluar su adecuación a la tasa de generación y rendimiento de la tecnología, así como indicar el lugar en el compostador de donde se obtiene mejor calidad de compost para su uso.

Hemos estudiado una fase de estabilización (o fase activa), incluyendo parámetros de saneamiento, disponibilidad de carbono fácilmente degradable y de elevada actividad microbiana, como indicadores de evolución, aplicando una dinámica de incorporación y extracción de compost asimilable a la de compostadores domésticos; con una tasa de generación e incorporación al sistema que puede considerarse equivalente a la de 5 familias de 4 personas cada una según estudios del INTI (2011a), que configuraría un caso de compostaje comunitario o institucional.

Al definir como requisito para la extracción de compost, que éste debe alcanzar parámetros de estabilidad, podemos asociar éstos parámetros de referencia a un tiempo de retención mínimo y calcular una *tasa de tratamiento* asociada al sistema; ésta relaciona la cantidad de residuos tratados (estabilizados) en un período de tiempo dado, para expresarlo por unidad de tiempo. Este período se estimó en 160 días teniendo en cuenta el indicador carbono soluble en agua y los valores promedio para dicha variable; respecto de la evolución de CO₂ en 240 días para alcanzar valores de referencia para compost estables y aproximadamente 155 días si se considera la relación CSA:NTK; sugiriendo tasas de tratamiento aproximadas de 2,1; 1,4 y 2,2 kg de residuos por día de tratamiento, respectivamente.

El concepto de tasa de tratamiento, asociado con la capacidad de tratamiento de la tecnología empleada, es un parámetro de referencia aún poco utilizado en procesos de compostaje descentralizados, que tienen una operación normal de incorporación de residuos de manera continua en el sistema. Este valor debe responder a la tasa de generación de residuos dada por el propietario de la unidad de tratamiento, ya que si dispone de una unidad con menor tasa de tratamiento respecto de la tasa de generación, se verá obligado a contar

con una unidad complementaria (o más), que permita igualar la tasa de tratamiento a la tasa de generación, de esta manera dispondrá de un sistema continuo, adecuado para dar tratamiento a una generación continua de residuos. Como se mencionara anteriormente, los tiempos característicos de tratamiento van de 8 a 16 semanas según otros investigadores (Lleó *et al.*, 2013; Faverial y Sierra, 2014; Sánchez *et al.*, 2015) o bien se estiman un tiempo de tratamiento de 20 semanas como propone el INTI Regional Córdoba (INTI, 2011a).

Las investigaciones que utilizan compostadores de pequeña escala no suelen contrastar la tasa de generación con la tasa de tratamiento mencionada. Las incorporaciones pueden no considerarse determinantes en el rendimiento del sistema estudiado (Barrena *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014) y pueden realizarse en un solo “bache” (Kalamdhad *et al.*, 2012; Varma *et al.*, 2014) obteniendo compost estables en 20 días, o bien, implementar una frecuencia y cantidades de residuos que difícilmente representan la generación característica de pequeños generadores (Moqsud *et al.*, 2011; Abdullah *et al.*, 2013). Lleó *et al.* (2013) tratan este aspecto y alcanzan un rendimiento semanal de 16 g de residuo por litro de compostador de pequeña escala (de 300 l). Este rendimiento se corresponde con 4,8 kg de residuos orgánicos semanales (6,6 si se suma el agente estructurante), equivalente a una tasa de tratamiento de 0,7 kg día⁻¹ (0,9 kg día⁻¹ considerando el agente estructurante) para un compostador estático o semi-estático.

Si bien, éste puede ser un aspecto controversial, es importante considerar que los análisis de estabilidad, madurez y calidad también deben discutirse en su metodología de muestreo, ya que los análisis suelen basarse en muestras representativas de todo el volumen del compostador y ésta no es la dinámica de proceso prevista para los compostadores estáticos, en donde se retira el compost por la parte inferior del mismo, mientras se continúa incorporando residuos por la parte superior.

En este trabajo, se ha analizado la estratificación en la evolución de variables de estabilidad y el estudio por fracciones puede generar resultados más apropiados para el proceso que se estudia. Este criterio de análisis facilitará la discusión que permita alcanzar menores tiempos de tratamiento, ya que los estratos en el sistema estudiado presentan distinto grado de evolución, que dependiendo el caso, pueden ser menores al promedio en base al cual se calcula la tasa de tratamiento. Vale mencionar que los tiempos de retención de este experimento, varían de los primeros residuos incorporados respecto de los últimos

en 52 días. Asimismo, el estrato inferior tampoco fue el que mejor evolución mostró, frente a estratos superiores.

A continuación se realiza un análisis del rendimiento del tratamiento por compostaje realizado, considerando la estabilización de todos los estratos del compostador que también son denominadas: *unidad de análisis*, que puede tomar distintos volúmenes de capacidad de tratamiento, en relación al volumen del compostador experimental aquí estudiado.

La unidad de análisis y el sistema en su conjunto, pueden analizarse en función de tres componentes principales: i) la *tasa de generación* (= incorporación al sistema), ii) tiempo requerido para la estabilización de los residuos de un compostador (que incorpore la *tasa de tratamiento* asociada al método de compostaje a ser evaluado o ya evaluado) y iii) la cantidad de residuos que puedan incorporarse por unidad de tratamiento (asociada al volumen del compostador).

Considerando que para completar el análisis y proyectar un sistema continuo de compostaje debemos hallar un número de compostadores mínimo, que permita estabilizar los residuos incorporados antes de retirarlos del compostador, sin detener la incorporación de residuos al sistema.

Un algoritmo que contemple los componentes y particularidades de distintos casos, podría expresarse de la siguiente manera:

$$\text{N}^{\circ} \text{ de compostadores} = \left(\frac{CC}{TLL} \right) * \left[\frac{\left(\frac{VC}{PE} \right)}{\left(\frac{CC}{TTR} \right)} \right] / CC$$

En primer lugar se considera un componente asociado al generador denominado *tasa de generación*, que puede medirse fácilmente en cada generador particular. En el caso estudiado está determinado por la cantidad diaria promedio de residuos incorporados al compostador y queda expresada como $\left(\frac{CC}{TLL} \right)$, componentes que se detallan más adelante.

En segundo lugar, es importante conocer el tiempo de tratamiento por ciclo, definido como el tiempo necesario para estabilizar los residuos incorporados en una unidad de tratamiento, a partir del cual se podrá liberar la capacidad de la misma, porque los materiales

serán aptos para disponer fuera del compostador para que inicien su fase de maduración. Esta expresión debe permitir proyectar el sistema en base a compostadores de otras dimensiones y también *tasas de tratamiento* diferentes a las halladas en este trabajo. Por este motivo se descompone cada componente en sus formas más simples.

La expresión $\frac{\left(\frac{VC}{PE}\right)}{\left(\frac{CC}{TTR}\right)}$ hace referencia a un numerador expresado en kg correspondientes a la cantidad de residuos que puedan ingresar en el compostador que se quiera evaluar y el denominador representa la *tasa de tratamiento*, particular para distintas tecnologías, que para el ejemplo que se trata a continuación, considera la cantidad de residuos incorporada a un compostador y el tiempo empleado para alcanzar el parámetro de estabilidad según el CSA:NTK = 2,2 kg día⁻¹.

Al multiplicar la cantidad diaria de residuos generados por los días que demanda la estabilización de los materiales de la primera unidad de tratamiento (compostador), es posible obtener la cantidad de residuos que debería incorporarse al sistema antes de liberar el primer compostador e iniciar un nuevo ciclo. En función de lo mencionado será posible calcular el número de compostadores necesarios. Este término es dependiente del volumen del compostador que se evalúe y el peso específico de la mezcla utilizada, que al igual que el volumen del compostador puede variar. Al dividir la cantidad de residuos a tratar en un ciclo de tratamiento, por la cantidad (kg) de residuos que pueda ingresar por unidad de tratamiento (compostador) llamada CC, hallaremos la cantidad de compostadores necesarios para dar continuidad al proceso.

A continuación se detallan las expresiones del sistema descripto:

- *CC* = Capacidad del compostador, expresada en kilogramos de residuos (kg) que pueden ingresar al compostador.
- *TLL* = Tiempo de llenado de compostador. Es equivalente al tiempo (días) que requiere completar la capacidad volumétrica del compostador.
El término (*CC * TLL*) como se dijo anteriormente, representa la *tasa de generación*, y será particular para cada generador.
- *VC* = Volumen del compostador. La capacidad volumétrica del compostador expresada en litros (l).

- PE = Peso específico o relación masa: volumen de compostador, correspondiente a la mezcla de residuos y agente estructurante, expresada en kg l^{-1} .
El término $(VC * PE)$ determina la cantidad de residuos (kg) que podrá ser tratada por unidad de tratamiento (compostador) y permite utilizar el algoritmo para distintas mezclas y distintos volúmenes de compostador (es la forma descompuesta de CC).
- TTR = Tiempo de tratamiento requerido (días) por unidad de tratamiento. El TTR es un factor asociado al rendimiento de la tecnología de compostaje seleccionado que incorpora el tiempo necesario para alcanzar la estabilidad de los materiales que se compostan por unidad de tratamiento. Relaciona la cantidad de residuos que pueden incorporarse en el compostador y el tiempo necesario para su estabilización (*tasa de tratamiento*). A partir de su relación, se conocerá la cantidad de días necesarios para tratar una cantidad determinada de residuos, período en el que no debiera retirarse compost, porque no han sido estabilizados aún.

A partir del algoritmo propuesto, podrá establecerse el número de compostadores o unidades de tratamiento necesarias para dar continuidad al proceso, bajo las condiciones definidas. Conceptualmente, estas relaciones podrían expresarse según el esquema de la Figura 3.19.

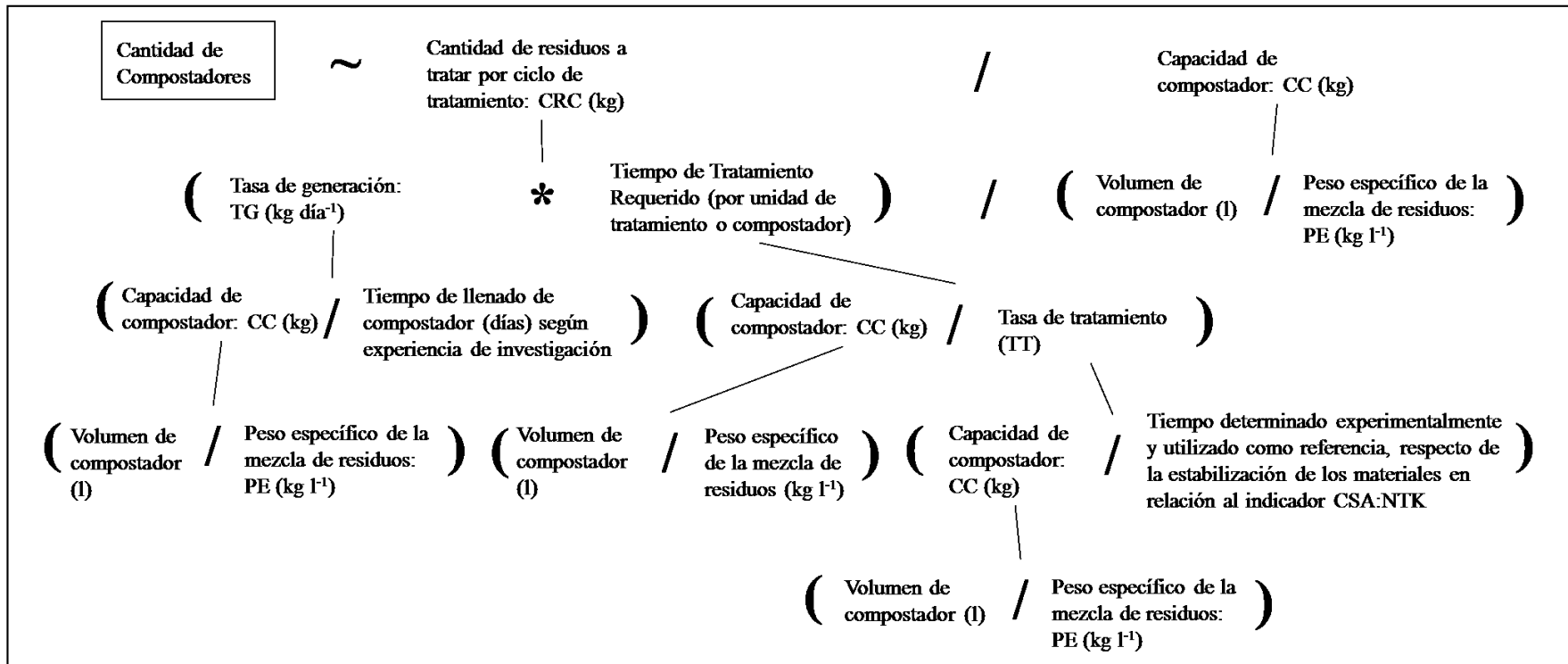


Fig. 3.19. Esquema del sistema de compostaje estudiado, diseñado para el cálculo de la cantidad de compostadores necesarios para dar tratamiento continuo a una cantidad de residuos determinada.

De manera práctica y a partir de datos obtenidos en la experiencia, el procedimiento consiste en los siguientes pasos:

Comenzando por conocer el *Tiempo de tratamiento requerido (TTR)*

TTR (días) = [volumen de compostador (l) x peso específico del residuo (kg l^{-1})] :
tasa de tratamiento (ej.: $2,2 \text{ kg día}^{-1}$)

Que para el caso de estudio equivaldría a:

- Tiempo de tratamiento por compostador (días) = $(500 \text{ l} \times 0,7 \text{ kg l}^{-1}) : 2,2 \text{ kg día}^{-1}$
- Tiempo de tratamiento por compostador = 160 días (aproximadamente)

El paso siguiente será determinar la *Cantidad de Residuos por Ciclo de tratamiento (CRC)*, teniendo en cuenta la *Tasa de Generación* de residuos (*TG*) y el *Tiempo de Tratamiento Requerido* por el sistema para alcanzar la estabilidad del material en una unidad de tratamiento o compostador, lo que sería equivalente a decir:

- CRC (kg) = *Tasa de Generación* (kg día^{-1}) x TTR (días)
- CRC (kg) = Capacidad Compostador (CC) (kg) : Tiempo de Llenado (TLL) (días) x TTR (días)
= (338 Kg de residuos: 52 días de llenado) x 160 días de tratamiento
- Cantidad de residuos a tratar por ciclo (kg) = 1040 kg de residuos por ciclo

Por último, se calcula la cantidad de compostadores que permitirán tratar de manera continua los residuos generados por el generador (con tasa de generación equivalente a $6,5 \text{ kg día}^{-1}$), lo que es equivalente a decir:

- Cantidad de compostadores = $1040 \text{ kg de residuos por ciclo} : 338 \text{ kg compostador}^{-1}$
- Cantidad de compostadores ~ 3 compostadores

Este número de compostadores presenta correlación con la relación entre la tasa de tratamiento y la tasa de generación, ya que la primera es aproximadamente un tercio de la segunda. El mecanismo de cálculo propuesto permite analizar otras condiciones de

operación, que trascienden a la de este estudio y resultan en una capacidad volumétrica requerida para una tasa de generación asimilable a la de 5 familias tipo, de aproximadamente 1,5 m³ de compostador de bajos costos de inversión, operación y mantenimiento, pero sobre todo, con un alto impacto potencial en la gestión de los residuos local.

CONCLUSIONES PARCIALES

La experiencia realizada permite confirmar la viabilidad, en condiciones climáticas desfavorables, de procesos de compostaje descentralizado, con buenos desempeños en el saneamiento termofílico, utilizando residuos orgánicos de comedor (y jardín) en combinación con viruta de pino, en una relación 1,5:1 (v:v), y en compostadores estáticos de 500 l de volumen.

El análisis multivariado del conjunto de variables físico-químicas y biológicas, facilitó la observación de procesos de degradación de residuos diferenciados por altura en un mismo compostador (*efecto de estratificación*). Dicho efecto está fuertemente asociado a la percolación y acumulación de líquidos lixiviados en las zonas inferiores del compostador (10 cm > 30 cm > 50 cm > 70 cm) y a un proceso menos eficiente, con creación de espacios anaeróbicos, resultando en una menor estabilización del material que se composta (CSA, evolución de CO₂ y CSA:NTK), así como falta de saneamiento (sin superar el estándar USEPA) y la pérdida de calidad, si se considera la relación con el pH y la CE del compost obtenido.

La temperatura resultó un buen indicador para observar diferencias entre los distintos estratos definidos para el estudio del *efecto de estratificación*, dado en el compostaje estático de pequeña escala. Dichos resultados deben analizarse en relación a las concentraciones de oxígeno y transferencia de calor; complementando así los hallazgos mencionados sobre el desempeño de compostadores sin mecanismos de homogenización.

Los valores promedio alcanzados en las variables que permiten evaluar la estabilización del material (CSA, evolución de CO₂ y CSA:NTK), estuvieron dentro de los rangos esperados y confirman la viabilidad conceptual de ejecutar procesos de compostaje mediante compostadores de pequeña escala, a pesar de las temperaturas ambiente desfavorables de la Región Andino Patagónica.

La estabilización de los materiales podría inferirse en 160 días según la estabilización del CSA, 240 días según producción de CO₂ y 155 días según la relación CSA:NTK, desde que inició la incorporación de residuos en los compostadores, lo que es equivalente a decir a los 108, 188 y 103 días desde que finalizó la incorporación de materiales en el compostador, con temperaturas en el rango termofílico hasta el día 65, 55, 52 y 28 para T70, T50, T30 y T10, desde iniciada la incorporación de residuos, mostrando desempeños diferenciados respecto de la cantidad de días con temperaturas por sobre los 55 °C también.

Debería considerarse una optimización para sistemas estáticos de más de 60 cm de alto donde se observan procesos de estratificación del estrato inferior. Una alternativa que implica entrenamiento del responsable del proceso, es ajustar la humedad y estructura de la mezcla de residuos mediante una herramienta de mezclado, que confiera homogeneidad al proceso. Compostadores con un mecanismo incorporado de mezcla resultarían más eficaces en el control de la humedad siempre que sean bien implementados, pero constituyen un costo que puede resultar poco viable para la comercialización a gran escala.

Otro aspecto tecnológico tratado fue la capacidad de tratamiento de esta tecnología, que consideramos debe ser revisada a partir de que un compostador domiciliario constituye un sistema continuo y la tasa de generación de residuos debe ser adecuada a la capacidad de tratamiento brindada por el sistema, para que este brinde una verdadera solución de tratamiento de residuos en origen. Se ha hecho un aporte a la discusión de las capacidades de tratamiento considerando la tasa de generación, un ciclo de tratamiento determinado por la tasa de tratamiento y el volumen de compostador, contemplando el peso específico de la mezcla que se composta y el tiempo requerido para obtener un compost estabilizado. Esta discusión no debe considerarse terminada, ya que los escenarios de compostaje descentralizados pueden desarrollarse de variadas maneras y deben continuar enriqueciendo la aplicación de la tecnología estudiada.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdullah N., Chin N.L. Mokhtar M. M. and Taip F. S. 2013. Effects of bulking agents, load size or starter cultures in kitchen-waste composting. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. Publicado en internet, disponible en: <http://www.ijrowa.com/content/2/1/3> . Activo enero 2016.
- Adhikari B. K., Barrington S., Martinez J. and King S. 2008. Characterization of food waste and bulking agents for composting. *Waste Management* 28: 795-804.
- Adhikari B. K., Trémier A., Martinez J. and Barrington S. 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Management & Research* 28: 1039-1053.
- Alef K. 1995. Soil respiration in: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, Alef K. y Nannipieri P. (Eds.). Publicado en internet, disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/book/9780125138406> . Activo febrero 2016.
- APHA, Standard Methods for the examination of water and wastewater. 1998. 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, Washington D.C., USA.
- Arrigoni J.P., Paladino L.P. y Laos F. 2015. Feasibility and Performance Evaluation of Different Low-Tech Composter Prototypes. *International Journal of Environmental Protection*, 5: 1-8.
- Barrena R., Font X., Gabarrell X. and Sánchez A. 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management*, 34: 1109-1116.
- Benjawan L., Sihawong S., Chayaprasert W. y Liamlaem W. 2015. Composting of biodegradable Organic Waste from Thai Household in a Semi-Continuous Composter. *Compost Science & Utilization*, 23:11-17.
- Bernal M.P., Paredes C., Sánchez-Monedero M.A. y Cegarra J. 1998a. Maturity and stability parameters of composts prepared with a Wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63:91-99.
- Bernal M. P., Albuquerque J. A. and Moral R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. *Bioresource Technology* 10: 5444-5453.
- Campitelli P. A., Velasco M. I. and Ceppi S. B. 2006. Chemical and physicochemical characteristics of humic acids extracted from compost, soil and amended soil. *Talanta* 59: 1234-1239.
- Campitelli, P., Ceppi, S. 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 90, 64-71.
- CCQC (California Compost Quality Council). 2001. Compost Maturity, Index, Technical Report. Publicado en internet, disponible en: www.anr.state.vt.us/dec/wastediv/compost/documents/CompMaturity.pdf . Activo enero 2016
- Cooperband L. R., Stone A. G., Fryda M. R. and Ravet J. L. 2003. Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. *Compost Science and Utilization* 11:113-124.

- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. (2008). InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz L.F., De Bertoldi M. Bidlingmaier W. and E. Stentifor. 2007. Compost Science and Technology. Elsevier Science., Amsterdam, Holanda. 380 pp.
- Faverial J. and Sierra J. 2014. Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). *Journal of Cleaner Production*, 83: 238-244.
- García C. T., Hernández T. and Costa F. 1991. Study on water extract of sewage sludge compost. *Soil Sci. Plant Nutr.* 37: 399-408.
- Golueke C.G. 1989. Putting principles into successful practice. In: Staff of BioCycle (Eds.) *The BioCycle Guide to Yard Waste Composting*. JG Press, Pennsylvania, pp. 106-110.
- Haug, R. T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. CRC Press LLC. Lewis Publishers. United States of America. 752 pp.
- Hue N. V. and Liu J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization* 3: 8-15.
- Illmer P. 2002. Backyard Composting: General Considerations and a Case Study. En: *Microbiology of Composting*, H. Insam, N. Riddech, S. Klammer (Eds.) Berlin-Heidelberg, pp. 133-142.
- Illmer P., Meyer E. and Schinner F. 1997. Thermic insulation and sieve plates – beneficial equipments for a rapid and high quality degradation in household composting?. *Die Bodenkultur: Austrian Journal of Agricultural Research* 48: 99-103,
- Illmer P. and Schinner F. 1997. Compost turning. A central factor for a rapid and high-quality degradation in household composting. *Bioresource Technology* 59: 157-162.
- INTI. 2011a. Instituto Nacional de Tecnología Industrial Regional Córdoba. Asistencia a fabricantes, calculador de tamaño de compostera. Publicado en internet, disponible en: <http://www.inti.gob.ar/compostajedomiciliario/asistencia.htm> Activo enero 2016.
- Iyengar S. R. and Bhave P. P. 2006. In-vessel composting of household wastes. *Waste Management* 26: 1070-1080.
- Kalamdhad A. S., Pasha M. and Kazmi A. A. 2008. Stability evaluation of compost by respiration techniques in a rotary drum composter. *Resources, Conservation and Recycling* 52: 829-834.
- Kalamdhad A. S. and Kazmi, A. A. 2009b. Rotary drum composting of different organic waste mixtures. *Waste Management & Research* 27: 129-137.
- Kalamdhad A. S., Singh Y. K., Ali M., Khwairakpam M. and Kazmi A.A. 2009. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. *Bioresource Technology* 100: 6442-6450.
- Kalamdhad A. S., Khwairakpam M. and Kazmi A. A. 2012. Drum composting of municipal solid waste. *Environmental Technology*, 33: 299-306.
- Laos F. 2001. Compostaje de residuos orgánicos de actividades productivas y urbanas en la región andino-patagónica: determinación de índices de madurez para su utilización agronómica. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 171 pp.
- Laos F., Mazzarino M. J., Walter I., Roselli L., Satti P. and Moyano S. 2002. Composting of fish ofal and biosolids in NW Patagonia. *Bioresource Technology* 81:179-186.

- Lleó T., Albacete E., Barrena R., Font X., Artola A. and Sánchez A. 2013. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *Journal of Cleaner Production*, 47: 70-76.
- Mazzarino M.J., Satti P., Moyano S y Laos F. 2004. Compost de biosólidos: Efecto del tamizado sobre la inmovilización de nitrógeno del suelo. *Ciencia del suelo*, 22: 19-26.
- Mazzarino M.J., Satti P. y Roselli L. 2012. Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost. En: *Compostaje en Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Universidad Nacional de Río Negro - Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina, pp 55-66.
- Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds). 2012. *Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Universidad Nacional de Río Negro – Orientación Gráfica Editora, 348 pp.
- Moqsud M. A. Bushra Q. S. and Rahman M. H. 2011. Composting barrel for sustainable organic waste management in Bangladesh. *Waste Management & Research*, 29: 1286-1293.
- Moreno-Casco J. y Moral-Herrero R. 2008. *Compostaje*. Moreno-Casco J. y Moral-Herrero R. (Eds.) Ediciones Mundi Prensa, Madrid, España. 570 pp.
- Navarro A. F., Cegarra J., Roig A. y Bernal P. 1990. Análisis de residuos urbanos, agrícolas, ganaderos y forestales: relación materia orgánica – carbón orgánico. En: *III Congreso Internacional de química de la ANQUE. Residuos sólidos y líquidos: su mejor destino*. Fondo editorial ANQUE. Madrid, España pp. 447-456.
- Rodríguez Salinas M.A y Córdoba Vázquez A. 2006. *Manual de compostaje municipal. Tratamiento de residuos sólidos urbanos*. S y G Editores S.A., Ciudad de México, México, 102 pp.
- Rynk R. 1992. *On-Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service. Ithaca, Nueva York, EEUU, 186 pp.
- Rynk R. 2000. *On-Site Composting Options*. *Contained Composting Systems Review*. From *BioCycle Magazine*. March 2000, pp 30-37.
- Sánchez A., Gabarrell X., Artola A., Barrena R., Colón J. Font X. and Komilis D. 2015. Composting of Wastes. En: *Resource Recovery to Approach Zero Municipal Waste*. Taherzadeh M.J. and Richards T. (Eds.) CRC Press, pp. 77-106.
- Servicio Meteorológico Nacional. 2010. Datos de temperature extremos para Bariloche, período 1961-1990. Publicado en internet, disponible en: <http://www.smn.gov.ar/?mod=clima&id=30&provincia=Rio%20Negro&ciudad=Bariloche>. Activo Noviembre 2010.
- Smith D. R., Cawthon D. L., Sloan J. J. and Freeman T. M. 2006. In-vessel, mechanical rotating drum composting of institutional food residuals. *Compost Science & Utilization* 14: 155-161.
- Smith S.R. and Jasim S. 2009. Small-scale home composting of biodegradable households waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. *Waste Management & Research* 27: 941-950.
- Stoffella P.J. y Kahn B.A. 2004. *Utilización de Compost en los Sistemas de Cultivo Hortícola*. Mundi-Prensa Libros, Madrid, España, 414 pp.
- Tang J., Zhou Q. and Katayama A. 2010. Effects of Raw Materials and Bulking Agents on the Thermophilic Composting Process. *J. Microbiol. Biotechnol.*, 20: 925-934.

- Tognetti C. 2007. Compostaje de residuos orgánicos urbanos: Optimización del proceso para una mayor calidad del product final. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 175 pp.
- USEPA. 1977. United States Environmental Protection Agency. Composting Sewage Sludge by High-Rate Suction Aeration Techniques. Washington, D.C. USA, 52 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000PYRQ.PDF?Dockey=2000PYRQ.PDF> Activo enero 2016.
- USEPA. 1993. United States Environmental Protection Agency. Standards for the use or disposal of sewage sludge Federal Register 58. Washington D.C., USA, pp. 9248-9415.
- USEPA. 1994. United States Environmental Protection Agency. Composting Yard Trimmings and Municipal Solid Waste. Office of Solid Waste and Emergency Response. Publicado en internet, disponible en: [http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/ria.nsf/vwAN/cytmsw.pdf/\\$file/cytmsw.pdf](http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/ria.nsf/vwAN/cytmsw.pdf/$file/cytmsw.pdf) . Activo enero 2016.
- USEPA. 2003. United States Environmental Protection Agency. Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Publicado en internet, disponible en: http://www.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/control_of_pathogens_and_vector_attraction_in_sewage_sludge_july_2003.pdf Activo enero 2016.
- Varma V. S., Mayur C. and Kalamdhad A. 2014. Effects of bulking agent in composting of vegetable waste and leachate control using rotary drum composter. Sustainable Environment Research, 24: 245-256.

CAPÍTULO 4:

EFFECTOS ASOCIADOS AL TIPO DE RESIDUO COMPOSTADO Y LA RECIRCULACIÓN DE LÍQUIDOS LIXIVIADOS SOBRE EL SANEAMIENTO Y VARIABLES DE ESTABILIZACIÓN DE COMPOST

INTRODUCCIÓN

Una gran cantidad de estudios documentan y discuten sobre variables e indicadores para el análisis del proceso de compostaje, resultando en observaciones y conclusiones que varían de manera análoga a la diversidad de residuos y sistemas de compostaje puestos a prueba (Epstein, 2011). Al mismo tiempo, la información disponible sobre variables e indicadores aplicados a procesos de compostaje descentralizados y en condiciones ambientales desfavorables, es escasa, frente a la investigación disponible para sistemas centralizados y/o de mayor tecnología (Abdullah *et al.*, 2013; Lleó *et al.*, 2013; Barrera *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014; Arrigoni *et al.*, 2015).

El estudio desarrollado en el Capítulo 3 analizó la viabilidad para el compostaje descentralizado sin control externo de la temperatura (*self-heating*), en un clima adverso para métodos de compostaje estáticos. En el presente capítulo se describe una experiencia realizada para conocer la asociación entre la recirculación de los líquidos lixiviados generados durante el proceso de compostaje, sobre las variables de saneamiento y estabilidad analizadas en el Capítulo 3. Así también, se estudia el efecto debido a la incorporación de residuos de origen animal, frente al compostaje de residuos de origen vegetal exclusivamente. Se estudió el proceso de acuerdo a los estándares definidos por la USEPA (2003) para la eliminación de microorganismos patógenos y compuestos orgánicos asociados con malos olores (*Proces to Further Reduce Patogens* o PFRP) e indicadores de estabilidad: carbono soluble en agua (CSA), evolución de CO₂ y relación CSA:NTK (NTK = nitrógeno total Kjeldahl) y de control y/o calidad de compost: pH, conductividad eléctrica (CE), NTK, carbono orgánico total (COT) y la relación COT:NTK (Rynk, 1992; CCQC, 2001; Mazzarino y Satti, 2012).

Dependiendo de la legislación local específica, los líquidos lixiviados pueden ser considerados peligrosos o contaminantes, motivo por el cual requieren de un tratamiento previo a su vuelco o incorporación a un medio receptor. Por otro lado, el líquido lixiviado podría resultar en un recurso de valor, por su contenido de nutrientes y microorganismos beneficiosos para el proceso de compostaje, que podrían afectar positivamente las variables que influyen en el proceso de compostaje. La disponibilidad de este recurso está asociada a un factor de diseño de los compostadores, que consiste en la capacidad de recolección de los

líquidos lixiviados (Papadopoulos *et al.*, 2009; Rudé-Payró y Torres-Castillo, 2008; Arrigoni, 2011; Lleó *et al.*, 2013; Faverial y Sierra, 2014).

En este capítulo, se analiza la alternativa de gestión de líquidos lixiviados, donde los mismos son reincorporados al proceso de compostaje de pequeña escala, para analizar su efecto sobre las variables de saneamiento y estabilización antes mencionadas. El efecto debido al tipo de residuos que se compostan, se evaluó según: i) residuos de comedor de origen animal y vegetal *vs* ii) residuos de comedor de origen vegetal exclusivamente.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Analizar los efectos generados por la recirculación de los líquidos lixiviados generados durante el proceso de compostaje descentralizado, sobre variables de saneamiento, estabilización y monitoreo del proceso de compostaje, y evaluar la incorporación de esta práctica en la gestión del proceso como una alternativa de optimización para el sistema (gestión de proceso y diseño de compostadores).
2. Analizar los efectos generados por la inclusión de residuos de origen animal al proceso de compostaje de pequeña escala, frente al compostaje exclusivo de residuos de origen vegetal, respecto de variables de saneamiento, estabilidad y monitoreo del proceso de compostaje (gestión de proceso).

MATERIALES Y MÉTODOS

SITIO DE EXPERIMENTACIÓN

La experiencia se desarrolló en las mismas instalaciones descritas en la sección *Sitio de Experimentación*, correspondiente a *Materiales y Métodos* del capítulo 3.

DISEÑO EXPERIMENTAL

Para el estudio de los efectos debidos a las distintas prácticas de gestión del proceso de compostaje, se definieron tres tratamientos que se detallan a continuación, en cada tratamiento se utilizaron 3 compostadores (repeticiones):

- Tratamiento control (TCo): compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados.
- Tratamiento con recirculación de lixiviados (TLi): compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de líquidos lixiviados.
- Tratamiento exclusivo de vegetales (TVe): compostaje de residuos de origen vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados.

MONITOREO DE TEMPERATURA

Los registros de temperatura ambiente y las temperaturas desarrolladas en cada compostador durante el período de la experiencia, se realizaron según se describe en la sección *Monitoreo de Temperatura*, correspondiente a *Materiales y Métodos* del capítulo 3.

La temperatura ambiente fue registrada por una estación meteorológica *Davis Vantage Pro2*, provista del software *Weatherlink Versión 5.9.2*, ubicada a una distancia aproximada de 280 m en dirección nor-noroeste ($-41^{\circ}12'S$, $-71^{\circ}24'O$) respecto del predio destinado al ensayo, perteneciente a la empresa INVAP S.E.

La temperatura de la masa en compostaje se midió durante el período de llenado de los compostadores, en forma previa a cada incorporación de residuos cada 48 hs. El mediciones continuaron durante aproximadamente 45 días luego de finalizado el llenado de los mismos, también cada 48 hs. En cada instancia, el registro de la temperatura se realizó cada 10 cm de altura de compostador (desde 10 hasta 80 cm de altura) y a dos profundidades respecto del perímetro del mismo: 15 y 40 cm, mediante un termómetro analógico marca *Thermometer*. Las mediciones fueron regularmente verificadas mediante termómetro digital de marca y modelo *CEM:DT-615*.

MONITOREO DE HUMEDAD

La humedad de los materiales durante el proceso de compostaje fue regularmente monitoreada en campo. Para esto se utilizó la técnica descrita por Rodríguez-Salinas y Córdoba-Vázquez (2006), que consiste en tomar un puñado de material y comprimirlo, en función del líquido que escurre y el aglutinamiento de los materiales, se puede determinar la falta o exceso de humedad de los materiales.

RECUPERACIÓN Y RECIRCULACIÓN DE LÍQUIDOS LIXIVIADOS

El mecanismo de recolección de líquidos lixiviados presentado en el capítulo 2 del presente trabajo fue instalado en 3 de los 9 compostadores, correspondientes a TLi. Los líquidos fueron recolectados durante las operaciones de incorporación de residuos, cuando el recipiente utilizado para su almacenamiento estuvo cercano al límite de su capacidad, se bloqueó la válvula instalada, se mezclaron los líquidos lixiviados de los distintos compostadores en un recipiente de mayor volumen y finalmente se reincorporaban en partes iguales a cada una de las repeticiones del tratamiento denominado TLi (Figura 4.1).



Fig. 4.1. Recolección de líquidos lixiviados compuesto por compartimento receptor de líquidos en compostador con válvula de cierre y envase receptor de 1,5 l.

MUESTREO

Para el seguimiento de la evolución de las variables de estabilidad y caracterización del material en compostaje se realizaron muestreos a 103, 161, 203 y 244 días a partir de la primera incorporación de residuos. En cada caso, se tomaron 3 muestras compuestas (3 sub-muestras) de aproximadamente 350 g por cada compostador y a una altura de 30 cm. Para la toma de muestras se utilizó un barreno para suelos tipo *Edelman*. Las muestras fueron colectadas y transportadas en bolsas de polietileno. Se determinó humedad por gravimetría (105 °C) y una porción de las muestras frescas fue separada, almacenada a 4 °C y utilizada para evaluar la evolución de CO₂. La porción restante fue secada al aire y molida utilizando un molino para suelos. En estas muestras se completaron las determinaciones analíticas

(CSA, NTK, COT, pH y CE). A todas las muestras se les retiraron manualmente las partículas > 3 cm.

RESPIRACIÓN MICROBIANA

La respiración microbiana fue analizada según la evolución de CO₂, utilizando una adaptación de la técnica descrita para la estimación de respiración en suelos (*Estimation of soil respiration with closed bottles*) de Jäggi (1976 citado de Alef, 1995) mediante entrapamiento del CO₂ liberado, en trampa alcalina de hidróxido de sodio (Alef, 1995). Se utilizaron muestras frescas (15 a 20 g), dispuestas en tubos de centrífuga adaptados (perforados) para permitir la liberación del CO₂ y su posterior captura en solución de NaOH 0,5 N. La muestra y la solución fueron dispuestas en frascos de 250 ml sellados herméticamente (capítulo 3, Fig. 3.6). Los frascos con muestras y tres blancos sin muestra, fueron incubados a 25 °C durante 72 horas. Transcurridas 24 hs de incubación, se precipitaron los carbonatos utilizando solución de BaCl₂ 3 N y posteriormente se midió el excedente de NaOH (no consumido por el CO₂) mediante titulación con HCl (0,25 N). Una vez realizada la medición, se renovó la solución de 10 ml de NaOH 0.5 N y las muestras continuaron el período de incubación. El procedimiento de cuantificación fue repetido a las 48 y 72 hs. La cantidad de CO₂ se calculó por la diferencia de gasto de HCl de la muestra y el blanco. La tasa de respiración promedio (mg CO₂ kg⁻¹h⁻¹) base seca, fue calculada a partir del promedio de la producción de CO₂ de los últimos dos días de incubación (Hue y Liu, 1995, Tognetti, 2007).

CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Y pH

Sobre muestras secas al aire durante 48 hs y a temperatura ambiente (< 30 C °), se determinó conductividad eléctrica (CE) y pH. Las determinaciones se realizaron a partir de extractos acuosos 1:10 (suspensión de 4 gr de muestra seca en 40 ml de agua destilada) luego de 2 horas de agitación en centrífuga y posterior filtrado mediante filtro tipo *Whatman* N° 42. Se utilizaron electrodos potenciométricos digitales en dichas determinaciones (García *et al.*, 1991; Laos *et al.*, 2002).

CARBONO SOLUBLE EN AGUA Y CARBONO ORGÁNICO

El CSA también fue determinado en extractos acuosos 1:10 (4 g de muestra seca en 40 ml de agua destilada) luego de 2 hs de agitación en centrífuga y posterior filtrado mediante filtro tipo *Whatman* N° 42. El CSA fue determinado como demanda química de oxígeno (DQO) por digestión ácida, utilizando mezcla sulfocrómica ($K_2Cr_2O_7/H_2SO_4$) en caliente (150 °C durante 2 hs) y posterior determinación espectrofotométrica (a 600 nm), utilizando blancos sin muestra y estándares de concentración conocida (APHA, 1998).

El carbono orgánico fue calculado a partir de la materia orgánica (MO) determinada por calcinación a 550 °C. La fracción de carbono calculada de esta manera se estimó como carbono orgánico total (COT) según la siguiente relación: $COT = MO: 1,8$ (Navarro *et al.* 1990; Rynk, 1992).

NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL

El nitrógeno total Kjeldahl (NTK) fue determinado por semi-micro Kjeldahl. El método consiste en la digestión de una muestra, con la transformación de todo el nitrógeno orgánico a su forma amoniacal, mediante ataque con ácido sulfúrico concentrado a elevadas temperaturas (360 °C durante 2 hs), destilando luego el NH_3 generado al agregar NaOH en exceso y ácido bórico en concentración conocida y posterior titulación con HCl (Laos, 2001).

Los resultados fueron corregidos para ser expresados en peso muestra seca, para lo cual se determinó el porcentaje de humedad (% H) por secado en estufa de aproximadamente 10 gr de muestra a 70 ± 1 °C, por 24 hs o hasta peso constante.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS

Se utilizó el método de Análisis de Componentes Principales (ACP) con la finalidad de identificar tendencias en el comportamiento de los datos correspondientes al conjunto de observaciones (variables) y casos (tratamientos). Las comparaciones entre los valores medios para cada una de las variables y tratamientos estudiados fueron analizadas mediante Modelos Lineales Generales (MLG) de efectos mixtos, con el programa *Infostat* (Di Rienzo *et al.*, 2008). Se utilizó el método de máxima verosimilitud restringida (REML) y las

medidas de ajuste utilizadas para evaluar distintos modelos fueron AIC (Criterio de Akeike) y BIC (Criterio Bayesiano de Información).

Se evaluaron distintos efectos fijos y aleatorios y fueron seleccionados los que mejor ajuste presentaron, en general se determinaron los siguientes factores fijos: tratamiento (TCo, TLi y TVe), tiempo de muestreo (días) y la interacción entre tratamiento x tiempo. Se consideró aleatorio el efecto debido a cada repetición (compostador) y fueron verificados los supuestos de normalidad, homocedasticidad e independiencia de errores. Las diferencias entre los efectos especificados fueron analizadas por la prueba LSD de Fisher, con un límite de confianza $\geq 95\%$.

TIPO, CANTIDAD Y TASA DE RESIDUOS INCORPORADOS

En la Tabla 4.1 se observan las cantidades, según tipo de residuo (Figura 4.2) y/o agente estructurante, incorporadas por cada tratamiento (tres réplicas) (Figura 4.3). Se observa que el volumen neto de residuos (sumas parciales) se aproxima al doble de la capacidad volumétrica del compostador (500 l). La densidad entre los tratamientos varió de 0,6 a 0,7 kg l⁻¹, donde el tratamiento con residuos de origen animal presentó el valor más alto.

Tabla 4.1: Cantidad de residuos y agente estructurante por tratamiento y volumen de líquidos lixiviados recuperados e incorporados en el tratamiento con recirculación.

	TCo				TLi				TVe			
	(kg)	% (a)	(l)	% (b)	(kg)	% (a)	(l)	% (b)	% (a)	(l)	% (b)	
Residuos de comedor	246 (2)	73	583 (2)	55	245 (4)	73	636 (2)	56	199 (2)	69	626 (4)	57
Residuos de jardín	15 (0)	4	50 (0)	5	16 (1)	5	50 (0)	5	15 (0)	5	50 (0)	5
Viruta de pino	77 (1)	23	417 (6)	40	76 (2)	22	420 (0)	39	74 (2)	26	417 (6)	38
Total	338		1050		337		1106		289		1093	
Peso específico (kg l ⁻¹) (c)			0,7				0,7				0,6	
Líquidos lixiviados recuperados (l) (d)							18					
Líquidos lixiviados recirculados (l) (d)							18					

TCo: Compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: Compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de líquidos lixiviados; Tve: Compostaje de residuos de origen vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados. a: corresponde al porcentaje de la masa del tipo de residuo respecto de la masa total; b: Corresponde al porcentaje del volumen del tipo de residuo particular, respecto del volumen total o equivalente a las sumas parciales; c: corresponde a la relación entre la masa de la mezcla final y el volumen del compostador (500 l); d: Líquidos lixiviados recolectados por compostador (3 repeticiones).



Fig. 4.2. Selección del tipo de residuos (origen vegetal u origen animal + vegetal), en baldes de 10 l previo ser pesados e incorporados al compostador correspondiente.



Fig. 4.3. Compostadores con residuos orgánicos de comedor, mezclados con viruta de pino, utilizada como agente estructurante.

La proporción de los distintos componentes (residuos de cocina: residuos de jardín: agente estructurante) en las mezclas fue aproximadamente 15:1:5 en peso base húmeda y 11:1:8 en volumen base húmeda.

El sistema de recolección de lixiviados permitió reunir una fracción de los mismos ya que se observaron pérdidas de líquidos por las paredes laterales de los compostadores, así como también entre la unión de la “base perforada” y la “contra-base con canilla” que componen el sistema de recolección de éstos líquidos (Figura 4.4), debidas al material y diseño del compostador.



Fig. 4.4. Pérdidas del sistema de recolección de líquidos lixiviados observadas durante el desarrollo del proceso de compostaje.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP)

Con el objetivo de analizar preliminar y exploratoriamente, las tendencias sobre la estructura y distribución de los datos (dispersión espacial) del conjunto de variables y tratamientos, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) (Di Rienzo *et al.*, 2008) (Figura 4.5). El CP1 representó un 41,4 % de la variabilidad dada en los datos,

mientras que el Componente Principal N° 2 (CP2) representó el 37,6 % de la misma. La distribución de las repeticiones permite predecir mayor variabilidad entre las muestras del tratamiento TLi. Al mismo tiempo, éste estaría relacionado con mayores valores en las variables de CSA y evolución de CO₂. Los grupos correspondientes a TVe y TCo presentaron mayor homogeneidad en su distribución. TCo se ubicó en el extremo opuesto a los puntos que representan las variables mencionadas, en tanto se espera que desarrolle un mejor desempeño en cuanto a las variables definidas para estudiar la estabilización de los materiales, TVe tendría una ubicación intermedia respecto de las principales variables de estabilización, a excepción de la Relación CSA:NTK, lo cual deberá analizarse en conjunto con las variables anteriores. Considerando la variabilidad representada en el CP2 se observó un comportamiento diferenciado respecto de las variables pH, CE y NTK principalmente, siendo que TVe se asoció a valores mayores de pH y relación CSA:NTK, y a menores valores de CE, NTK CSA y CO₂ frente a los tratamientos TCo y TLi. Estos comportamientos serán estudiados con mayor detalle en los análisis específicos en donde podrá determinarse la existencia de comportamientos significativamente diferenciados para los distintos tratamientos.

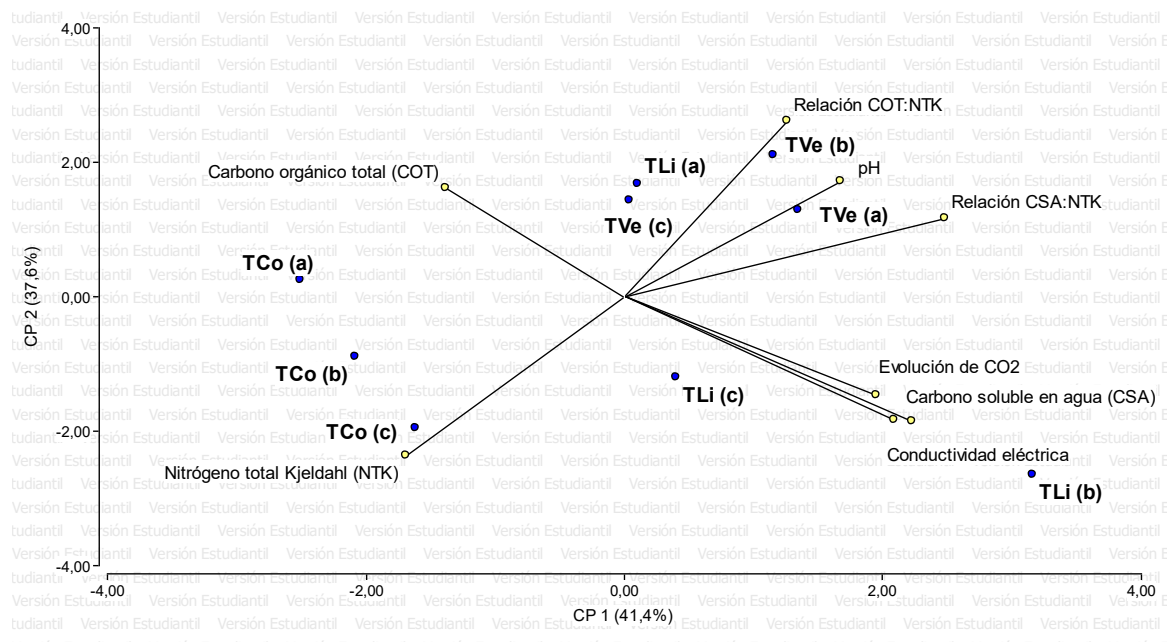


Fig. 4.5. Análisis de Componentes Principales (ACP). Gráfico de distribución espacial de variables y tratamientos: TCo: tratamiento control, compostaje de residuos de origen animal y vegetal sin recirculación de lixiviados; TVe: compostaje exclusivo de vegetales y TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de líquidos lixiviados.

EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA DURANTE EL PROCESO DE COMPOSTAJE

En el presente capítulo se analizó la evolución de las temperaturas de tres tratamientos diferentes (Figura 4.6), según los valores promedio (15 y 40 cm de profundidad) de las mediciones realizadas en tres repeticiones. Los resultados se presentan utilizando gráficos de contorno para su representación, mientras que en el capítulo 3, se analizaron los rangos de valores (valores absolutos) para el conjunto de datos de temperatura, también medida a distintas alturas y profundidades, en condiciones climáticas desfavorables para el desarrollo de temperaturas de saneamiento durante el compostaje de residuos de comedor.

Las temperaturas desarrolladas en procesos de compostaje de pequeña escala, evolucionaron de distinta manera al incorporar residuos de origen animal. El efecto se observó en el desarrollo de las temperaturas termofílicas de saneamiento ($> 55^{\circ}\text{C}$), donde los tratamientos con incorporación de residuos de origen animal desarrollaron este rango de temperaturas desde los 15 cm desde la base, hasta los 70 cm de altura de compostador (55 cm en altura), el proceso que solo incorporó residuos de origen vegetal desarrolló temperaturas de saneamiento entre los 20 y 25 cm de altura de compostador (5 cm en altura). También podemos observar que el TCo y el TLi desarrollan el epicentro de las temperaturas de saneamiento entre 30 y 40 cm de altura y se ubica aproximadamente a los 28 días de iniciada la incorporación de residuos, con una extensión de 35 días. El TVe presentó el epicentro de las temperaturas de saneamiento a una altura aproximada de 22,5 cm para el día 17 desde iniciada la experiencia y una duración de sólo 1 a 2 días (Figura 4.6).

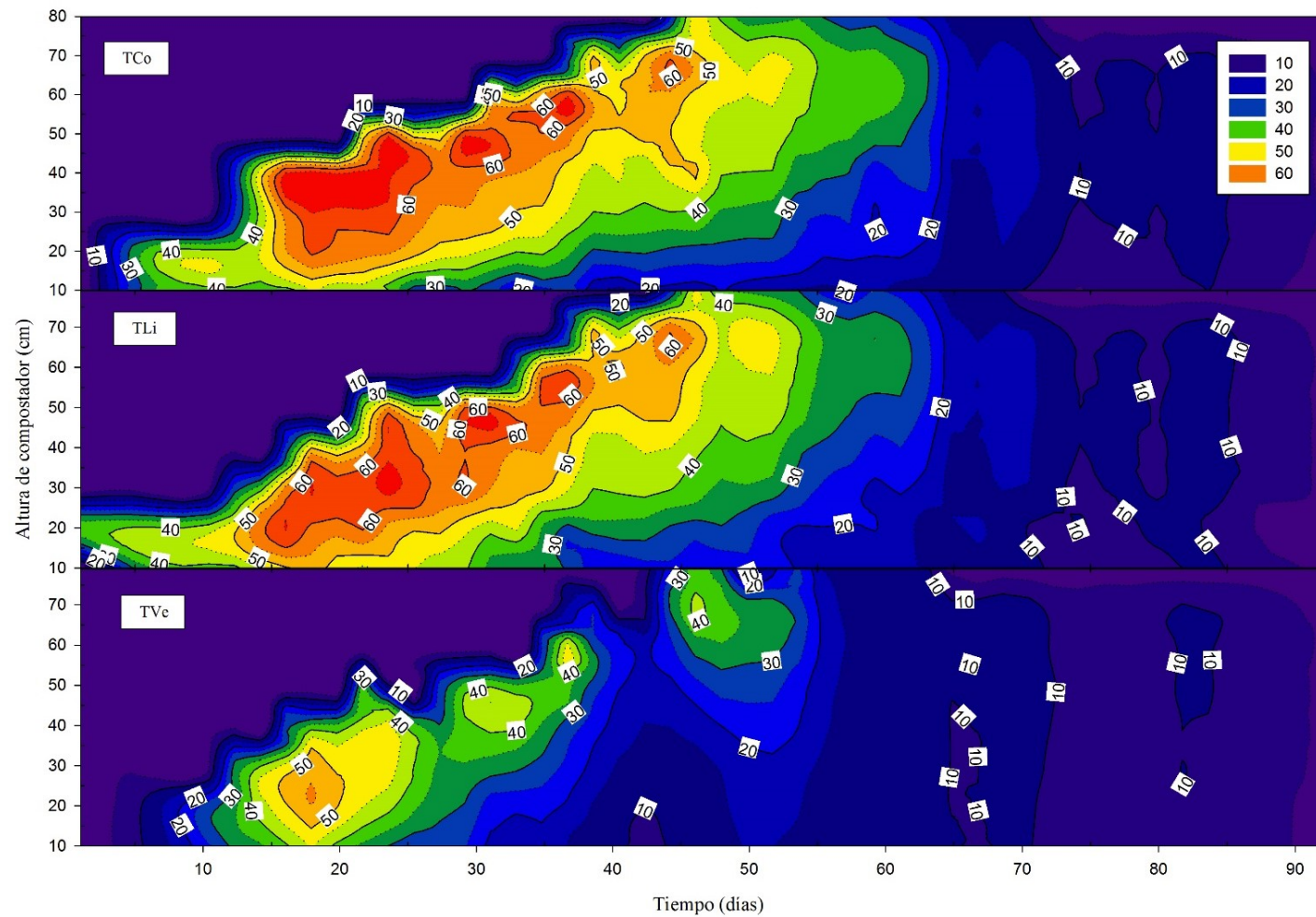


Fig. 4.6. Evolución temporal y espacial de la temperatura registrada para los tratamientos TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados.

Los presentes hallazgos corresponden a un proceso de compostaje desarrollado en condiciones particulares; no obstante, permiten observar una clara influencia del material que se composte sobre el desempeño térmico del proceso de compostaje, afectando sensiblemente el desarrollo de temperaturas de saneamiento de microorganismos patógenos o semillas de malezas, ambos aspectos de interés científico y tecnológico.

La temperatura es una de las principales variables de estudio en procesos de compostaje y es afectada por el tipo de residuo incorporado, las condiciones ambientales en donde se desarrolla el compostaje, la masa crítica de residuos, mecanismos de mezclado de los materiales, la tecnología de compostaje utilizada y la tasa de incorporación de residuos (Rynk 1992; Epstein, 2011; Karnchanawong y Suriyanon, 2011; Arrigoni *et al.*, 2015; Sánchez *et al.*, 2015). Frecuentemente presenta una evolución con un patrón similar a la evolución de la temperatura ambiente cuando se desarrolla en compostadores de pequeña escala, esta limitación para la eliminación de microorganismo patógenos, semillas de malezas y compuestos orgánicos volátiles, no ocurrió en esta experiencia mientras se incorporaron residuos de origen animal al proceso con una tasa de generación estimada, equivalente a 5 familias ($6 - 7 \text{ kg día}^{-1}$), pero no ocurrió de esta manera, cuando se compostaron sólo residuos de origen vegetal.

En cuanto a las temperaturas termófilas del proceso de compostaje, se observaron desempeños continuos durante 52 días y con temperaturas $> 40^\circ \text{C}$ en el caso del TCo y TLi, mientras que para el TVe, la duración de las temperaturas termofílicas fue de 19 días, al considerar el acumulado durante cuatro períodos discontinuos. En tanto, podemos observar un efecto relevante del sustrato que se utilice en las temperaturas termofílicas a una misma relación de composición con agente estructurante (1,5:1; v:v).

En concordancia con Karnchanawong y Suriyanon, (2011) se observó que la disminución en las temperaturas en la mezcla de residuos se asocia al momento en que se discontinúa la incorporación de residuos, característica asociada a la disposición en capas delgadas de residuos, que además de favorecer un efecto de estratificación de los materiales, facilita la pérdida o transferencia de calor al entorno (Barrena *et al.*, 2014). Esta característica del proceso determina la influencia de la tasa de generación (tasa de incorporación de residuos) con la evolución de la temperatura de proceso y en consecuencia con la eliminación de microorganismos patógenos, semillas de malezas, compuestos asociados a los malos

olores y el proceso de transformación de los residuos, característica que debe ser incluida en el estudio de estos sistemas y ha sido poco considerada hasta el momento (Abdullah *et al.*, 2013; Lleó *et al.*, 2013).

Al mismo tiempo, las características de los residuos domiciliarios y comedor, clasificados en origen y compostados utilizando compostadores de pequeña escala han presentado una carga de microorganismos patógenos (*E. Coli* y *Salmonella*) menor a la establecida como limitante por la legislación, o bien, dentro de los parámetros de compost de mejor calidad, ya no en función a temperaturas de saneamiento superiores a 55 °C, sino a un tiempo de proceso mayor al tradicional (Smith y Jasim, 2009; Lleó *et al.*, 2013; Barrera *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014; Sánchez *et al.*, 2015).

EVOLUCIÓN DE VARIABLES DE ESTABILIDAD

CARBONO SOLUBLE EN AGUA

Los valores finales para los tres tratamientos se hallaron por debajo de 17 g kg⁻¹ (Figura 4.7), lo que evidencia el grado de estabilidad de los materiales según otros autores (Bernal *et al.*, 1998a; Bernal *et al.*, 2009). El tratamiento con recirculación de lixiviados generó un incremento en los valores de CSA en todos los tiempos de muestreo, lo que resulta esperable de la práctica de reincorporar los líquidos lixiviados, no obstante, estadísticamente no se observan diferencias significativas en ninguno de los tiempos de muestreo (103, 161, 203 ni 244 días) (LSD de Fisher, $p < 0,05$).

Se observó una estabilización general de los valores de CSA en valores de 10 a 15 g kg⁻¹ durante el período de análisis, sugiriendo a estabilidad de los materiales. Las muestras analizadas en el presente capítulo, tomadas a una altura de 30 cm de compostador, presentaron un comportamiento similar a lo observado en el capítulo 3, en donde los estratos de 0 a 20 cm y de 20 a 40 cm presentaron valores mayores (LSD de Fisher, $p < 0,05$) respecto de los estratos comprendidos entre los 40 y 80 cm del compostador para el CSA, por encima del valor promedio de las muestras tomadas en todos los estratos (8,1 g kg⁻¹). Corresponde mencionar también una posible influencia debida a la migración de líquidos lixiviados de los estratos superiores (50 y 70 cm), observada en el capítulo anterior y asociada a un *efecto*

de estratificación. Los valores graficados podrían incorporar líquidos lixiviados de los estratos superiores de este sistema estático (50 y 70 cm) incrementando así los valores presentados respecto del valor que corresponde a muestras de estratos superiores, donde se observa en menor medida el efecto mencionado.

Se observó la independencia de la evolución de la temperatura para los distintos tratamientos, respecto de los valores de estabilidad alcanzados en la variable CSA, en tanto los resultados de este trabajo son coincidentes con lo observado por otros autores, considerando que la estabilización de los materiales puede ser influida, pero no es necesariamente dependiente de las temperaturas del proceso (Tognetti, 2007; Smith y Jasim, 2009; Lleó *et al.*, 2013; Barrena *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014; Sánchez *et al.*, 2015)

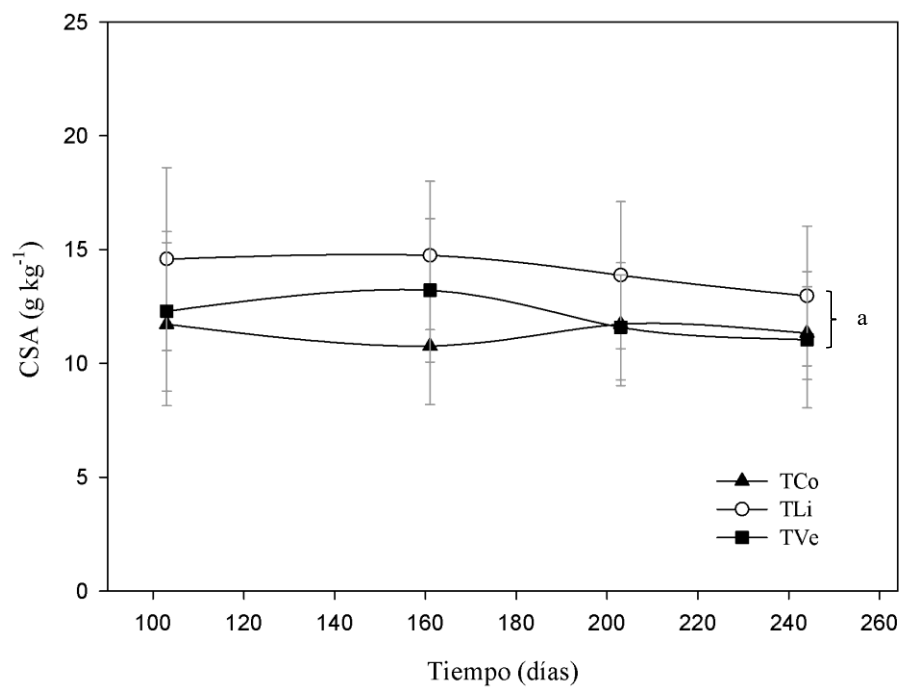


Fig. 4.7. Evolución de carbono soluble en agua (CSA) para los tratamientos TCo, TLi y TVe en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$). Mediciones realizadas en estrato de 20 a 40 cm de altura de compostador (T30). TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados.

RESPIRACIÓN MICROBIANA

Los valores de respiración microbiana obtenidos en muestras tomadas a los 244 días de iniciada la incorporación de residuos en los compostadores (Figura 4.8), no presentaron diferencias significativas entre los distintos tratamientos (LSD de Fisher, $p < 0,05$), con valores finales de 193, 230 y 225 mg CO₂ kg⁻¹ h⁻¹ para TCo, TVe y TLi, respectivamente y se corresponden con valores cercanos a los máximos recomendados por algunos autores (Rynk, 1992; Bernal *et al.*, 2009). Sin embargo, en ningún caso los valores obtenidos se hallaron por debajo de los recomendados por Hue y Liu (1995) de 120 mg CO₂ kg⁻¹ h⁻¹. Los valores más elevados para esta variable fueron observados a los 161 días de iniciada la experiencia y descendieron hasta los 244 días, asociándose con la disminución del sustrato fácilmente degradable y necesario para la reproducción microbiana. Sólo los valores hallados a los 160 días presentaron diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$) respecto a los valores finales de cada tratamiento.

Finalmente, se observó un comportamiento similar en la evolución de esta variable durante todo el período de estudio, sin observar un efecto claro en la actividad respiratoria microbiana, debido a la recirculación de lixiviados o al tipo de residuos que se compostó, en mediciones realizadas a los 103, 161, 203 y 244 días de iniciada la incorporación de residuos en los compostadores. Cabe señalar una importante variabilidad en los valores de esta variable, característica propia de la heterogeneidad de los materiales y también posiblemente, asociada a las limitaciones de la técnica desarrollada.

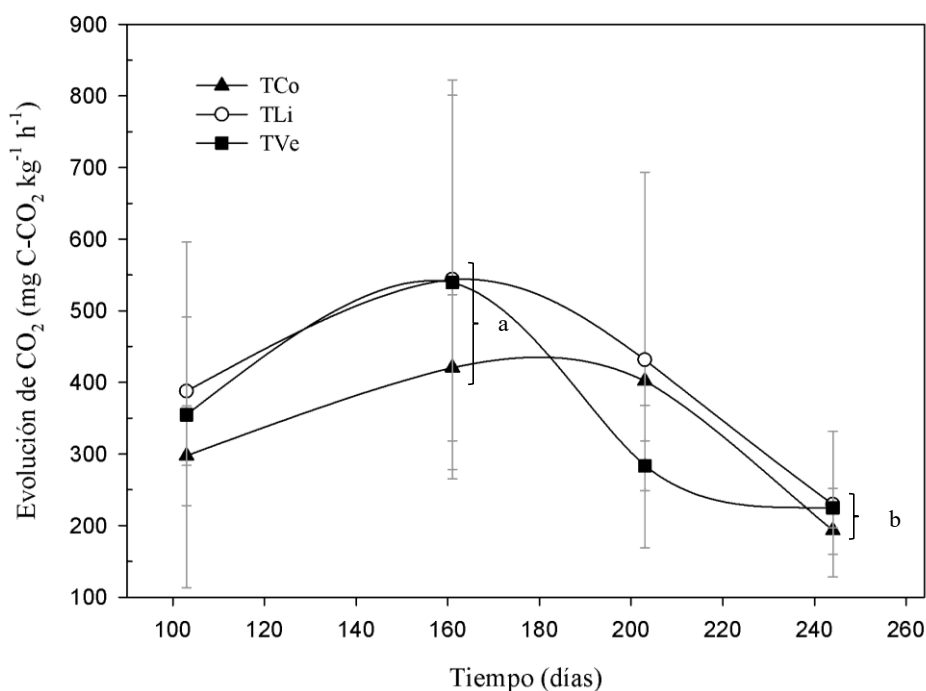


Fig. 4.8. Evolución de CO₂ para los tratamientos TCo, TLi y TVe en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$). Mediciones realizadas en estrato de 20 a 40 cm de altura de compostador. TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados.

pH Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

A los 244 días de iniciada la experiencia los valores de pH fueron 6,5; 6,9 y 8,2 para TCo, TLi y TVe respectivamente (Figura 4.9). Estos resultados reflejan la influencia del tipo de residuo respecto de los valores finales de pH, mientras los compost generados a partir de sustratos que incorporan tejido animal tendieron a la neutralidad o a una leve acidificación del material resultante; los compost obtenidos estrictamente a partir de residuos de origen vegetal presentaron valores más elevados en esta variable (LSD de Fisher, $p < 0,05$). Los valores finales para el TVe podrían considerarse de una calidad menor, o un uso más restringido frente a los valores finales para el TCo y para TLi, aspecto que será tratado en el capítulo 5 del presente trabajo.

Los valores de CE obtenidos a 244 días de iniciada la experiencia fueron 2,8, 3,3 y 4,3 dS m⁻¹ para TVe, TCo y TLi respectivamente, donde TLi presentó diferencias significativas respecto de TVe (Fig. 4.10). Estos resultados sugieren que la recirculación de líquidos lixiviados puede resultar en efectos indeseados si no se aplica una adecuada dilución de los mismos, no obstante, todos los valores se encontraron por debajo de los 5 dS m⁻¹, condición que requeriría adecuar su uso considerando la tolerancia de las especies vegetales a dichos valores, al momento de la aplicación de la enmienda (Rynk, 1992; CCQC, 2001).

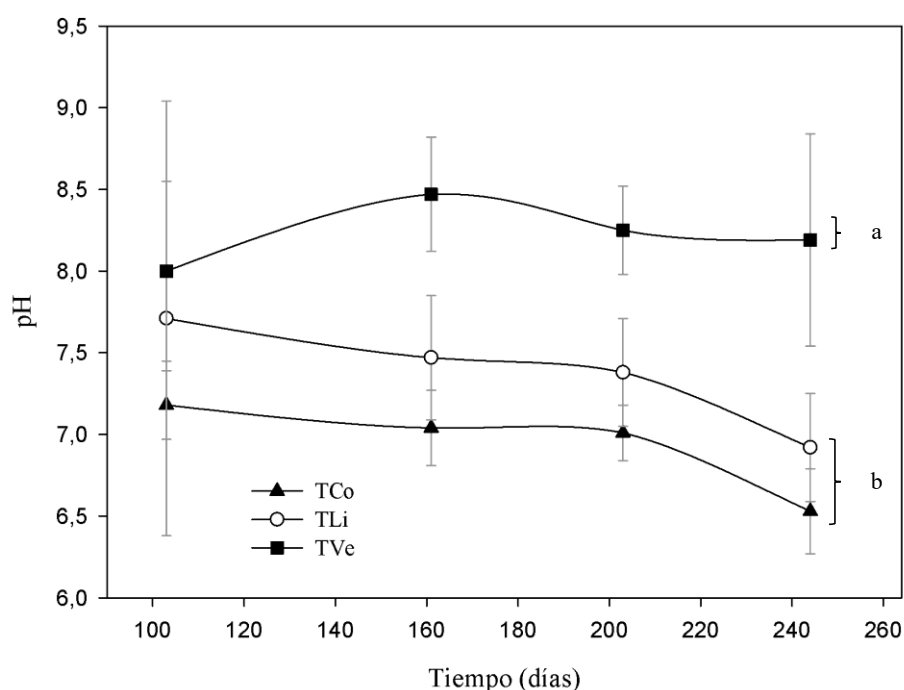


Fig. 4.9. Evolución de pH para los tratamientos TCo, TLi y TVe en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$). Mediciones realizadas en estrato de 20 a 40 cm de altura de compostador. TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados.

Los materiales originales del proceso tuvieron una fuerte influencia sobre los valores de CE de los compost resultantes, al igual que lo observado por otros autores (Laos, 2001; Tognetti, 2007; Barrena *et al.*, 2014) y permitió observar que la práctica de recirculación de

lixiviados aumentó dichos valores, posiblemente debido a que se reintroducen sales contenidas en los líquidos lixiviados (Lleó *et al.*, 2013).

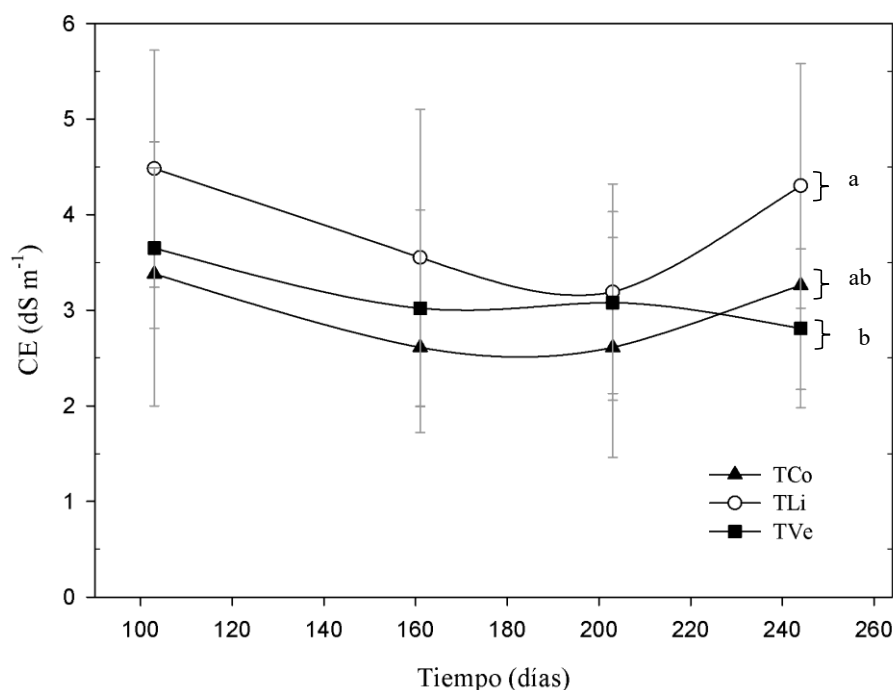


Fig. 4.10. Valores de conductividad eléctrica para los tratamientos TCo, TLi y TVe en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$). Mediciones realizadas en estrato de 20 a 40 cm de altura de compostador. TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados.

NITRÓGENO KJELDAHL Y CARBONO ORGÁNICO TOTAL

No se observaron diferencias significativas al comparar los valores finales de NTK de los distintos tratamientos (Figura 4.11), cuyos valores fueron 1,8%, 1,5% y 1,3% para TCo, TLi y TVe respectivamente y se corresponden con valores típicos para residuos orgánicos de cocina y/o pequeña escala (Smith y Jasim, 2009; Karnchanawong y Suriyanon, 2011; Faverial y Sierra, 2014). Estas sensibles diferencias pueden tener implicancias biológicas y agronómicas al considerar la calidad del producto final compost, por ejemplo a dosis bajas de 10 tn ha⁻¹ las diferencias entre 1,8 y 1,3 % de NTK en los productos representan 50 kg de N ha⁻¹, un valor significativo de abonado para un cultivo. Es evidente

que el agregado de residuos de origen animal aportó esta diferencia. El agregado de agente estructurante debe ser controlado para no incurrir en excesos, no obstante algunos estudios demuestran que el tipo de estructurante empleado en estas experiencias conserva parte de los elementos nutrientes como el N en el producto final y sus diferentes fracciones, compost tamizado, compost sin tamizar y materiales de rechazo de tamizado (Mazzarino *et al.*, 2004)

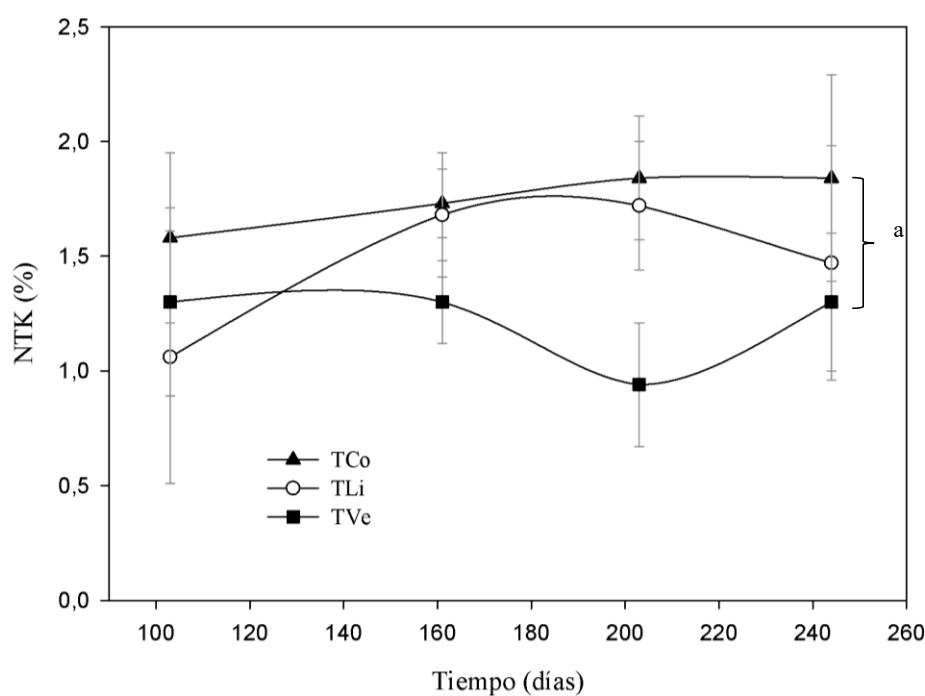


Fig. 4.11. Evolución del nitrógeno Kjeldahl para los tres tratamientos estudiados: TCo, TLi y TVe, en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos en los compostadores. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$). Mediciones realizadas en estrato de 20 a 40 cm de altura de compostador. TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados.

La evolución del COT (Figura 4.12) no presentó diferencias al comparar los valores determinados a 244 días de iniciada la experiencia. En todos los casos se obtuvieron elevados porcentajes de carbono (Varma *et al.*, 2014; Arrigoni *et al.*, 2015), posiblemente aportado en gran medida por el agente estructurante de baja biodegradabilidad. Corresponde a nuevos estudios determinar la conveniencia o no de retirar dichos materiales mediante el tamizado de los mismos, complementando los análisis con variables de interés agronómico y las necesidades del caso en que se prevea aplicar la enmienda (Mazzarino *et al.*, 2004).

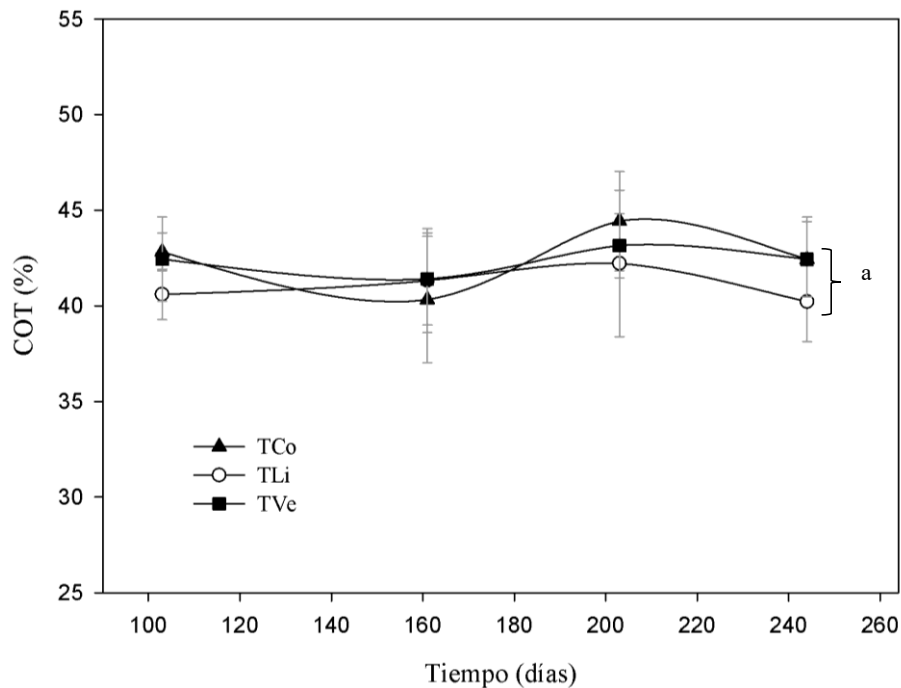


Fig. 4.12. Evolución de carbono orgánico total (COT) para los tres tratamientos: residuos de origen animal y vegetal (TCo); residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de líquidos lixiviados (TLi) y residuos de origen vegetal sin recirculación de líquidos lixiviados (TVe). Datos expresados en función del tiempo (días), transcurrido desde la primera incorporación de residuos. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$). Mediciones realizadas en estrato de 20 a 40 cm de altura de compostador.

RELACIONES CSA:NTK Y COT:NTK (C:N)

En la Figura 4.13 se detallan los valores correspondientes a la relación CSA:NTK, donde se observan diferencias significativas al comparar los valores finales (LSD de Fisher, $p < 0,05$). Correspondiendo los mayores valores al tratamiento con recirculación de líquidos lixiviados y los menores valores, al tratamiento con residuos de origen animal y vegetal, pero sin recirculación de los líquidos lixiviados (0,6; 0,9 y 1,1 para TCo, TVe, TLi respectivamente) mientras que sólo el valor correspondiente al TCo estuvo por debajo del parámetro de 0,7 recomendado en la bibliografía (Hue y Liu, 1995; Mazzarino *et al.*, 2012).

Otros autores (García *et al.*, 1991) han definido este parámetro en 0,3, valor que no ha sido alcanzado por ninguno de los tratamientos desarrollados en este experimento y en muestras tomadas a 30 cm de altura de compostador. Esta variable puede estar influenciada por la práctica de recirculación de líquidos lixiviados, que sin presentar diferencias

significativas en la variable CSA, ha presentado mayores valores en CSA tanto como en CSA:NTK (TLi). Asimismo, cabe mencionar que los valores presentados corresponden al estrato de 20 a 40 cm de altura de compostador (T30), que en el estudio de estratificación presentó mayores valores para CSA y CSA:NTK al comparar con los estratos comprendidos entre los 40 y 80 cm de compostador.

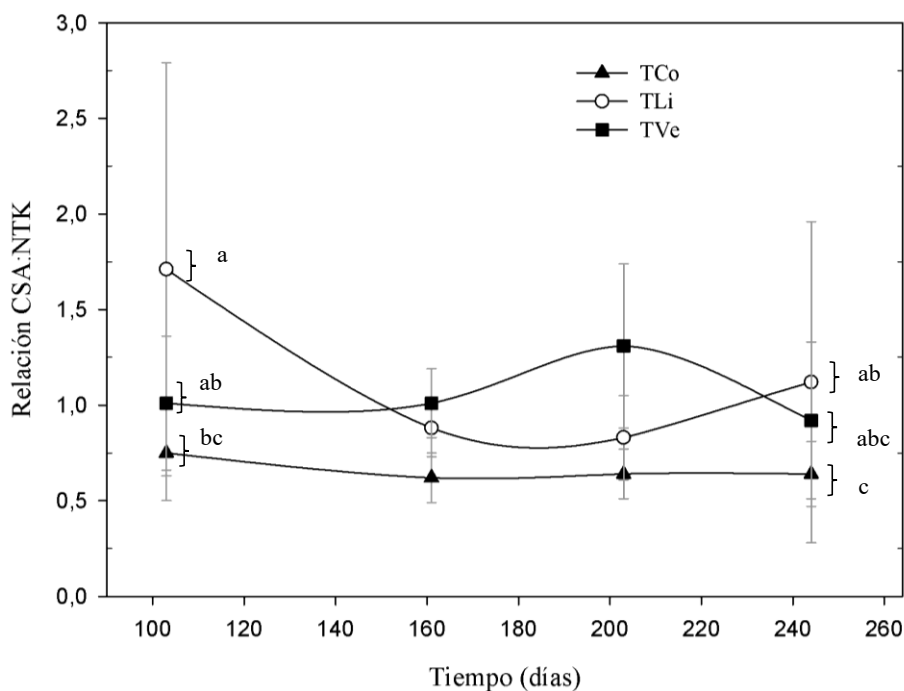


Fig. 4.13. Evolución de la relación CSA:NTK para los tratamientos TCo, TLi y TVe en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$). Mediciones realizadas en estrato de 20 a 40 cm de altura de compostador. TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados.

Los valores de la relación COT:NTK no mostraron diferencias significativas para el último tiempo de muestreo, siendo: TCo = 25; TLi y TVe = 35 (Figura 4.14). Esta relación aporta mayor información cuando es medida desde la conformación inicial de las mezclas. Los valores obtenidos entre 103 y 244 días luego de iniciada la experiencia no reflejan la evolución en la degradación y mineralización de la materia orgánica, o la concentración de nitrógeno, de una manera que puedan describir la evolución del proceso de compostaje. Los valores presentados pueden disminuir si se aplica un proceso de tamizado, ya que existe un

aporte significativo de COT por la viruta de pino incorporada en los materiales que fueron analizados (Mazzarino *et al.*, 2004).

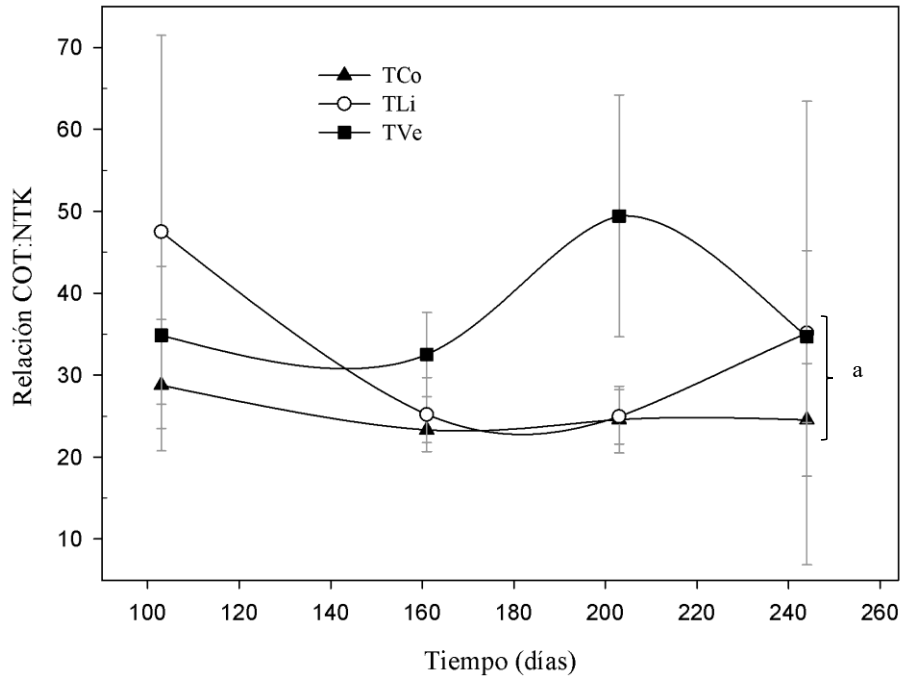


Fig. 4.14. Relación COT:NTK para los 4 tiempos de muestreo y los tres tratamientos estudiados: TCo, TLi y TVe, en función del tiempo (días) transcurrido desde la primera incorporación de residuos. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$). Mediciones realizadas en estrato de 20 a 40 cm de altura de compostador. TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de líquidos lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados.

CONCLUSIONES PARCIALES

La experiencia descrita permitió estudiar el proceso de compostaje desarrollado en compostadores de pequeña escala y en condiciones climáticas desfavorables, se analizaron tres tratamientos diferentes y se alcanzaron hallazgos de interés para el diseño de compostadores y el conocimiento sobre la dinámica del proceso desarrollado en estos sistemas de compostaje.

En particular, un sistema de recolección de lixiviados y su recirculación, no tuvieron efectos negativos marcados sobre la evolución de la temperatura ni CSA o evolución de CO_2 ,

pero sí se asoció con mayores valores de CSA:NTK, así como a un incremento en los valores de CE debido a la práctica de recirculación, pero sin resultar limitantes en las propiedades del compost obtenido para ser valorado como enmienda orgánica. De esta manera, y cuando se compostan residuos con elevado contenido de humedad, un sistema con recuperación de lixiviados resulta compatible con el adecuado desarrollo del proceso. No fue posible cuantificar la totalidad de los líquidos generados, debido a la falta de estanqueidad del compostador en sus laterales, como en el sistema de almacenamiento transitorio de estos líquidos.

Se observó una influencia marcada del tipo de residuos incorporados en los compostadores sobre las temperaturas desarrolladas dentro de éstos. La incorporación de residuos de origen animal contribuye al desarrollo de temperaturas termofílicas de saneamiento, asociadas a los requisitos de la USEPA (2003). El período con temperaturas > a 40° C también fue afectado por el tipo de residuos que se incorporó, aumentando el tiempo con temperaturas de mayor degradación en los tratamientos que incluyeron residuos de origen animal.

La degradación del carbono lábil (CSA) no fue limitada por las temperaturas de saneamiento o termofílicas descriptas. Las diferencias observadas en el desarrollo de las temperaturas, por incluir residuos de origen animal o no hacerlo, no se reflejaron en las variables de estabilización analizadas.

Las predicciones realizadas a partir del ACP sólo resultaron en diferencias significativas para la variable CSA:NTK, en donde el TCo presentó menores valores que el TLi, pero sin diferencias respecto de TVe. TCo fue el único tratamiento que alcanzó el parámetro de 0,7, considerado para compost estables en esta variable. Respecto del CSA se observaron valores estabilizados entre 10 y 15 g kg⁻¹ durante el período de muestreo, lo que refleja la falta de carbono lábil y fácilmente degradable y podría asociarse con la estabilidad de los materiales. Finalmente, la evolución de CO₂ descendió en los últimos dos tiempos de muestreo (166 y 244 días de iniciada la experiencia), sin presentar diferencias significativas para los tratamientos aplicados, por lo que se considera conveniente realizar la medición de dicha variable en períodos más cercanos al inicio de la experiencia para observar diferencias, que por lo aquí observado no serían significativas.

A los 244 días los valores se encontraron en los rangos recomendados para las variables de estabilidad, o bien cercanos a los valores superiores de estos rangos (CSA, CSA:NTK), lo que se corresponde con los antecedentes y la adecuación de las técnicas de medición utilizadas. Cabe mencionar que las observaciones realizadas en el presente capítulo, se basan en el muestreo realizado a los 30 cm de altura de compostador, y que de aplicar un muestreo que incluya las porciones superiores del compostador (50 a 70 cm) los valores de dichas variables e indicadores podrían mejorar, de acuerdo a lo estudiado en el capítulo 3.

El efecto de los tratamientos estudiados sobre 2 variables de calidad de una enmienda orgánica (pH y CE) diferencia el compostaje que solo incorporó residuos vegetales, que alcanzó valores de pH significativamente más altos (menor calidad) frente a los tratamientos que incorporaron residuos de origen animal.

Por otro lado, la recirculación de líquidos lixiviados se asoció a valores más elevados de CE al comparar con el tratamiento que sólo procesó residuos vegetales, mientras que valores intermedios y sin diferencias significativas se observaron en el tratamiento que incluyó residuos animales y vegetales pero no recirculó los líquidos lixiviados. Estos aspectos asociados a la calidad del compost producido, junto a otros, que incluyen la madurez del mismo, serán profundizados en el capítulo siguiente.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdullah N., Chin N.L. Mokhtar M. M. and Taip F. S. 2013. Effects of bulking agents, load size or starter cultures in kitchen-waste composting. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. Publicado en internet, disponible en: <http://www.ijrowa.com/content/2/1/3> . Activo enero 2016.
- Alef K. 1995. Soil respiration in: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, Alef K. y Nannipieri P. (Eds.). Publicado en internet, disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/book/9780125138406> . Activo febrero 2016.
- APHA, Standard Methods for the examination of water and wastewater. 1998. 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, Washington D.C., USA.
- Arrigoni J.P. 2011. Evaluación del desempeño de diferentes prototipos de compostadores en el tratamiento de residuos orgánicos. Tesis Magister. Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina, 120 pp.
- Arrigoni J.P., Paladino G.L. and Laos F. 2015. Feasibility and Performance Evaluation of Different Low-Tech Composter Prototypes. *International Journal of Environmental Protection*, 5: 1-8.
- Barrena R., Font X., Gabarrell X. and Sánchez A. 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management*, 34: 1109-1116.
- Bernal M.P., Paredes C., Sánchez-Monedero M.A. y Cegarra J. 1998a. Maturity and stability parameters of composts prepared with a Wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63:91-99.
- Bernal M. P., Albuquerque J. A. and Moral R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. *Bioresource Technology* 10: 5444-5453.
- CCQC (California Compost Quality Council). 2001. Compost Maturity, Index, Technical Report. Publicado en internet, disponible en: www.anr.state.vt.us/dec/wastediv/compost/documents/CompMaturity.pdf . Activo enero 2016
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. (2008). *InfoStat*, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Epstein E. 2011. *Industrial Composting: Environmental Engineering and Facilities Management*. CRC Press, USA, 340 pp.
- Faverial J. and Sierra J. 2014. Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). *Journal of Cleaner Production*, 83: 238-244.
- García C. T., Hernández T. and Costa F. 1991. Study on water extract of sewage sludge compost. *Soil Sci. Plant Nutr.* 37: 399-408.
- Hue N. V. and Liu J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization* 3: 8-15.

- Karnchanawong S. and Suriyanon N. 2011. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. *Resources, Conservation and Recycling*, 55: 548-553.
- Laos F. 2001. Compostaje de residuos orgánicos de actividades productivas y urbanas en la región andino-patagónica: determinación de índices de madurez para su utilización agronómica. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 171 pp.
- Lleó T., Albacete E., Barrena R., Font X., Artola A. and Sánchez A. 2013. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *Journal of Cleaner Production*, 47: 70-76.
- Mazzarino M.J., Satti P., Moyano S y Laos F. 2004. Compost de biosólidos: Efecto del tamizado sobre la inmovilización de nitrógeno del suelo. *Ciencia del suelo*, 22: 19-26.
- Mazzarino M.J., Satti P. y Roselli L. 2012. Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost. En: *Compostaje en Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Universidad Nacional de Río Negro - Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina, pp 55-66.
- Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds). 2012. *Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Universidad Nacional de Río Negro – Orientación Gráfica Editora, 348 pp.
- Navarro A. F., Cegarra J., Roig A. y Bernal P. 1990. Análisis de residuos urbanos, agrícolas, ganaderos y forestales: relación materia orgánica – carbón orgánico. En: *III Congreso Internacional de química de la ANQUE. Residuos sólidos y líquidos: su mejor destino*. Fondo editorial ANQUE. Madrid, España pp. 447-456.
- Papadopoulos A. E., Stylianou M. A., Michalopoulos C. P., Moustakas K. G., Hapeshis K. M., Vogiatzidaki E. E. I. and Loizidou M. D. 2009. Performance of a new household composter during in-home testing. *Waste Management* 29: 204-213.
- Rodriguez Salinas M.A y Córdoba Vázquez A. 2006. *Manual de compostaje municipal. Tratamiento de residuos sólidos urbanos*. S y G Editores S.A., Ciudad de México, México, 102 pp.
- Rynk R. 1992. *On-Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service. Ithaca, Nueva York, EEUU, 186 pp.
- Rudé-Payró E. y Torres-Castillo R. 2008. Evaluación de Diferentes Modelos de Compostadores Domésticos. Universitat de Barcelona. Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Química. Barcelona España. Publicado en internet, disponible en: [http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20\(FORM%20-%20FV\)/Jornades,%20estudis%20i%20enllacos/informe_compostadors_es.pdf](http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20(FORM%20-%20FV)/Jornades,%20estudis%20i%20enllacos/informe_compostadors_es.pdf). Activo enero 2016.
- Sánchez A., Gabarrell X., Artola A., Barrena R., Colón J. Font X. and Komilis D. 2015. Composting of Wastes. En: *Resource Recovery to Approach Zero Municipal Waste*. Taherzadeh M.J. and Richards T. (Eds.) CRC Press, pp. 77-106.
- Smith S.R. and Jasim S. 2009. Small-scale home composting of biodegradable households waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. *Waste Management & Research* 27: 941-950.

- Tognetti C. 2007. Compostaje de residuos orgánicos urbanos: Optimización del proceso para una mayor calidad del product final. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 175 pp.
- USEPA. 2003. United States Environmental Protection Agency. Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Publicado en internet, disponible en: http://www.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/control_of_pathogens_and_vector_attraction_in_sewage_sludge_july_2003.pdf
Activo enero 2016.
- Varma V. S., Mayur C. and Kalamdhad A. 2014. Effects of bulking agent in composting of vegetable waste and leachate control using rotary drum composter. Sustainable Environment Research, 24: 245-256.

CAPÍTULO 5:

EFECTOS ASOCIADOS AL TIPO DE RESIDUO COMPOSTADO Y LA RECIRCULACIÓN DE LOS LÍQUIDOS LIXIVIADOS SOBRE VARIABLES DE MADUREZ Y CALIDAD DE COMPOST

INTRODUCCIÓN

En los capítulos 3 y 4 del presente trabajo se ha estudiado la evolución del compostaje utilizando compostadores de pequeña escala en condiciones ambientales desfavorables. Se evaluaron las temperaturas desarrolladas y la relación con parámetros de saneamiento, estabilización y algunas variables de control y calidad del compost (Laos, 2001; Tognetti, 2007; Mazzarino y Satti, 2012). El sistema de compostaje estático y semi-continuo empleado permitió observar una *estratificación* del proceso de las mezclas dentro de los compostadores. También se evaluaron distintas prácticas de gestión: recirculación de líquidos lixiviados y compostaje de residuos de origen vegetal vs. compostaje de una mezcla de residuos de origen vegetal y animal.

En el presente capítulo se analizan los efectos debidos a la recirculación de los líquidos lixiviados y los asociados al tipo de residuos que se compostan, en relación a variables de madurez y calidad de compost. La madurez de un compost incluye el concepto de *estabilidad* asociado a una baja disponibilidad de carbono fácilmente degradable y baja actividad biológica, luego de una fase activa del proceso con desarrollo de temperaturas termofílicas como consecuencia de la actividad biológica. Además, un compost maduro requiere la ausencia de sustancias fitotóxicas que puedan afectar negativamente el crecimiento vegetal (Stoffella y Kahn, 2004; Tiquia, 2005; Mazzarino *et al.*, 2012). Finalizado el proceso se dispondrá de un material maduro, con valor agronómico, que requerirá del análisis de sus propiedades físicas, químicas, fisico-químicas y biológicas, para determinar su valor económico en funciones ambientales y agronómicas según sus propiedades y usos potenciales.

El conjunto compuesto por la producción, las propiedades del compost y los potenciales usos del mismo, es comúnmente regulado por normas que integran principios y criterios de producción agrícola, de protección ambiental y saneamiento, de una complejidad que requiere la participación de más de un organismo técnico local para alcanzar el consenso sobre las regulaciones (USEPA, 1994; Laos *et al.*, 2012).

Los criterios de madurez para un compost han sido estudiados bajo el concepto de ausencia de fitotoxicidad. La fitotoxicidad se asocia más específicamente a: i) falta de estabilización de la materia orgánica, que originará una elevada tasa de consumo de oxígeno,

afectando el entorno radicular del vegetal; ii) la reducción del nitrógeno disponible para el crecimiento vegetal, debido a la demanda microbiana y iii) la introducción de sustancias con impacto negativo sobre el crecimiento vegetal (compuestos fenólicos, etileno, amoníaco y ácidos orgánicos). Los ensayos utilizados para el estudio de la madurez suelen incluir estudios del poder germinativo de semillas, el crecimiento de plantas, la concentración de amonio, el grado de humificación, y aquellos asociados a la tasa respiratoria o la disponibilidad de carbono fácilmente degradable (estos últimos dos, considerados también indicadores de estabilidad) (Tognetti, 2007; Mazzarino *et al.*, 2012).

Si bien el estudio de indicadores de estabilidad y madurez para compost constituyen posiblemente los mayores intereses de la producción científica sobre el tema (Stoffella y Kahn, 2004; Tognetti *et al.*, 2011), no existe en la actualidad un indicador universal que permita determinar la estabilización y/o madurez de compost. La diversidad de materiales originales o sustratos compostables, como las tecnologías de producción y posibilidades de un uso beneficioso de éste, dificultan el trabajo de hallar un indicador de tan amplio espectro, que sea económico y de simple determinación (CCQC, 2001; Laos, 2001; Rynk, 2003; Tognetti *et al.*, 2011; Mazzarino *et al.*, 2012). De manera que además de los estudios de caso y antecedentes existentes sobre prácticas de compostaje similares (tipos de residuos y tecnologías de compostaje), disponer una correcta orientación respecto del uso del compost será de gran utilidad, para determinar finalmente su adecuación a el valor de este mismo (Tabla 5.1). Un compost maduro podrá ser utilizado como sustrato de macetas, en la producción de productos envasados o para aplicar a granel, combatir la transmisión de enfermedades específicas de plantas o en proyectos de remediación y restauración de sitios degradados.

La fase de maduración en un proceso de compostaje puede definirse como el tiempo requerido para obtener un producto que pueda ser utilizado en determinada aplicación agrícola con efectos positivos sobre el crecimiento vegetal o las propiedades del suelo en el que es aplicado (Stoffella y Kahn, 2004). Las principales aplicaciones de este producto como integrante de sustrato, fertilizante o enmienda orgánica pueden ser: a campo, en vivero, en parques y jardines y en la remediación de espacios degradados (Díaz *et al.*, 2007), con funciones físicas y químicas diferenciables: i) mantener la estructura del suelo; ii) incorporación de materia orgánica; iii) aumento de la capacidad de intercambio catiónico; iv) aumentar la capacidad de retención de agua; v) adecuar la permeabilidad y la infiltración

o conductividad hidráulica; vii) liberación lenta de nutrientes (N y P principalmente); viii) aumentar la actividad biológica, mediante la incorporación de microorganismos celulolíticos, pectinolíticos, proteínolíticos y nitrificadores que contribuyan con el ciclo de los nutrientes, entre otros beneficios que podrían incluirse (Stoffella y Kahn, 2004; Campitelli *et al.*, 2006; Campitelli y Ceppi, 2008).

Tabla 5.1. Aspectos de relevancia para el estudio de la calidad de compost en relación a usos y efectos potenciales.

Mediciones cualitativas del compost	Objetivos de utilización del compost			
	Cultivos de invernadero o viveros	Para ventas al público, a granel o envasados	Para enmiendas de cultivos de hortalizas o de frutales	Para acolchados o "mulch"
Respuesta al crecimiento de la planta	++	++	++	-
Contenido en nutrientes	-	+	+	-
pH y sales solubles	++	++	+	-
Materiales inertes	++	++	+	+
Sensoriales: olor y color	+	++	-	+
Madurez y estabilidad biológica	++	++	+	-
Tamaño de partículas	++	+	+	+

Nota: -, +, ++ indica la importancia (baja, media y alta) para la utilización de un determinado compost.

Tabla tomada y adaptada de Stoffella y Kahn (2004)

El estudio de la madurez de un compost considera el análisis de aplicación directa sobre el crecimiento de plantas y análisis indirectos, sobre productos potencialmente tóxicos para las plantas (CCQC, 2001; Mazzarino y Satti, 2012). Entre los más recomendados encontramos índices de germinación (Zuconi *et al.*, 1981a, Zuconi *et al.*, 1981b) con semillas de *rye grass*, rabanito, cebada y tomate, la determinación de amonio, la relación amonio: nitratos (Mazzarino *et al.*, 2012) o bien la actividad de la enzima deshidrogenasa (Tiquia, 2005). Los avances en este campo se reflejan en el desarrollo de sellos de calidad que garantizan la estabilidad y madurez de un producto, la definición de conjuntos reducidos de variables para el estudio integral de estos criterios (CCQC, 2001), el desarrollo de tecnología para el análisis rápido del grado de estabilidad y madurez de un compost como por ejemplo los test de auto-calentamiento, o químicos como el test SOLVITA (Stoffella y Kahn, 2004; Moreno-Casco y Moral-Herrero, 2008; Mazzarino *et al.*, 2012), que incluyen instrucciones y recomendaciones de uso para el compost producido, en relación a los resultados reflejados.

El marco normativo asociado al compostaje (proceso y producto) tiene un rol determinante en el desarrollo de las tecnologías, procesos, valoración de los productos obtenidos, sus usos y el mercado de consumo (USEPA, 1977, USEPA, 1993; CCE, 2008). Aquellos países que no disponen de instrumentos normativos con parámetros de estabilidad y madurez deben acceder a estándares ajenos para consensuar la producción y el uso del compost, dadas las funciones deseadas y los riesgos implícitos (Gómez Palacios y Estrada de Luis, 2005; Laos *et al.*, 2012). Una vez alcanzados los parámetros de estabilidad y madurez recomendados y/o aplicables al caso, se deben considerar aquellos parámetros que regulan la concentración contaminantes ambientales, fijando límites para elementos potencialmente tóxicos y compuestos orgánicos traza, agentes patógenos para humanos y vegetales, semillas viables de malezas, materiales inertes, contenido de materia orgánica y nutrientes, tasas de liberación para los mismos, entre otros; que configuran un concepto más amplio aún que el de madurez, el concepto de calidad del producto, que incorpora consideraciones ambientales, sanitarias y agronómicas (CCQC, 2001; Rynk, 2003; Tognetti *et al.*, 2011; Laos *et al.*, 2012).

Así como los parámetros de estabilidad y madurez de compost han sido ampliamente estudiados y discutidos, sin alcanzar un acuerdo universal sobre los valores para dichos parámetros, el establecimiento de estándares de uso y calidad del producto obtenido ha sido estudiado durante décadas (Rynk 1992; Tognetti *et al.*, 2007). La información disponible sobre la calidad de los compost obtenidos mediante sistemas descentralizados, presenta a éste contexto de investigación como uno de los menos estudiados (Illmer 2002, Adhikari *et al.*, 2010; Lleó *et al.*, 2013; Barrena *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014; Arrigoni *et al.*, 2015), mostrando también una importante variabilidad, dependiendo de la *gestión del proceso* como de los materiales originales. El contexto local (como el internacional) requiere ampliar el conocimiento los parámetros de calidad de la enmienda, para constituir estándares y prácticas de uso locales (Smith y Jasim, 2009; Lleó *et al.*, 2013; Barrena *et al.*, 2014).

Se considera que la calidad del compost debiera analizarse en relación al conjunto de variables o parámetros mencionados anteriormente, acentuando el interés en la determinación de variables que mejor reflejen los beneficios y riesgos asociados al uso que se le dará. En el presente capítulo se han estudiado distintas variables, que responden al estudio de la madurez y la calidad de un compost, y hemos agrupado según:

- I) Variables de madurez: índice de germinación (IG) sobre semillas de *rye grass* y rabanito, actividad de la enzima deshidrogenasa, concentración de amonio y la relación entre la concentración de amonio y la concentración de nitratos (amonio: nitratos).
- II) De valoración agronómica I (o caracterización de enmienda): pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total Kjeldahl (NTK), fósforo extractable (P-extractable) y concentración de nitratos (N-NO₃).
- III) De valoración agronómica II (nutrientes totales): concentración de fósforo (P), calcio (Ca), magnesio (Mg) y sodio (Na).
- IV) Humificación de la materia orgánica: sustancias húmicas (SH), ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF), relación de humificación (RH), índice de humificación (IH), porcentaje de ácidos húmicos (%AH) e índice de polimerización (IP).

Complementariamente a los objetivos propuestos en el Capítulo 4, en este capítulo se estudia el efecto de la recirculación de los líquidos lixiviados generados durante el proceso de compostaje y el efecto de la incorporación de residuos de origen animal (vs el compostaje exclusivo de residuos de origen vegetal) sobre las variables asociadas a la *madurez* del producto obtenido y variables incluidas en el término de *calidad* de una enmienda orgánica, obtenida luego de 11 meses desde el inicio de la experiencia de investigación (incorporación de residuos).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Analizar los efectos generados por la inclusión de residuos de origen animal al proceso de compostaje de pequeña escala, frente al compostaje exclusivo de residuos de origen vegetal, sobre variables de madurez y calidad del compost.
2. Analizar los efectos generados por la recirculación de los líquidos lixiviados, sobre variables madurez y calidad del compost, y evaluar la incorporación de esta práctica en la gestión del proceso como una alternativa de optimización para el sistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

SITIO DE EXPERIMENTACIÓN

La experiencia correspondiente al presente capítulo, fue desarrollada en las mismas instalaciones descritas en la sección *Sitio de Experimentación*, correspondiente a los *Materiales y Métodos* del Capítulo 3.

DISEÑO EXPERIMENTAL

Para el estudio de los efectos debidos a las distintas prácticas de gestión del proceso de compostaje, se definieron tres tratamientos que se detallan a continuación, al mismo tiempo, en cada tratamiento se utilizaron 3 compostadores (repeticiones):

- Tratamiento control (TCo): compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados.
- Tratamiento con recirculación de lixiviados (TLi): compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de líquidos lixiviados.
- Tratamiento exclusivo de vegetales (TVe): compostaje de residuos de origen vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados.

RECUPERACIÓN Y RECIRCULACIÓN DE LÍQUIDOS LIXIVIADOS

El mecanismo de recolección de líquidos lixiviados presentado en el capítulo 2 del presente trabajo fue instalado en 3 de los 9 compostadores, correspondientes a TLi. Los líquidos fueron recolectados durante las operaciones de incorporación de residuos, cuando el recipiente utilizado para su almacenamiento estaba cercano al límite de su capacidad, se bloqueó la válvula instalada, se mezclaron los líquidos lixiviados de los distintos compostadores en un recipiente de mayor volumen y finalmente se reincorporaron en partes iguales a cada una de las repeticiones del tratamiento denominado TLi, tal como fuera presentado en la sección *Recuperación y Recirculación de Líquidos Lixiviados* en el Capítulo 4 de la presente tesis.

MUESTREO

El material de cada compostador fue homogeneizado a los 260 días de iniciada la experiencia, instancia en la que fue retirada la fracción comprendida por el estrato de los 10 cm de altura (ver capítulo 3). Las sub-muestras que conformaron cada muestra de análisis, fueron tomadas de distintas alturas de compostador, con la finalidad de eliminar la variación asociada a la altura del muestreo.

Luego de homogeneizados, los materiales fueron incorporados nuevamente a los compostadores y a los 336 días del inicio de la experiencia se realizó el muestreo correspondiente a las variables de madurez y calidad del compost. Los grupos de análisis fueron: I) variables de madurez y II) de interés agronómico I, con determinaciones realizadas sobre 3 repeticiones (compostadores) y 3 muestras por compostador, a su vez, cada una de éstas consistió en una muestra compuesta por 6 sub-muestras de aproximadamente 350 g cada una. En los grupos: III) de interés agronómico II, y IV) humificación de la materia orgánica, los análisis fueron realizados a partir de 3 repeticiones (compostadores), cada una conformada por una muestra compuesta por 6 sub-muestras.

El conjunto de análisis correspondientes al grupo III) fue realizado por el Laboratorio del Grupo de Suelos el Centro Regional Bariloche, Universidad Nacional del Comahue, mientras que el conjunto de determinaciones comprendido en el grupo, IV) humificación de la materia orgánica, fue realizado por el Laboratorio de Coloides de la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba.

Para la toma de muestras se utilizó un barreno para suelos tipo *Edelman*. Las muestras fueron colectadas y transportadas en bolsas de polietileno. Se determinó humedad por gravimetría (70 ± 1 °C) para expresar valores en peso seco. Las muestras fueron secadas al aire y molidas utilizando un molino para suelos. A todas las muestras se les retiraron manualmente las partículas > 3 cm.

ÍNDICE DE GERMINACIÓN

Se calculó el índice de germinación (Zucconi *et al.*, 1981a, Zucconi *et al.*, 1981b; Costa *et al.*, 1991; Bernal *et al.*, 1998a; CCQC, 2001) según la germinación relativa de

semillas (GRS) y el crecimiento relativo de raíces (CRR) en extractos en agua destilada de los materiales evaluados, utilizando como referencia los valores de germinación de las semillas y crecimiento de las raíces en agua destilada, configurado de la siguiente manera:

- Dónde: $GRS * CRR = \text{Índice de Germinación y}$,
- $GRS (\%) = \text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas en el extracto} / \text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas en agua destilada}$.
- $CRR (\%) = \text{Longitud promedio de raíces en el extracto} / \text{Longitud promedio de raíces en agua destilada}$.

El ensayo de germinación se realizó con extractos de agua en relación 1:10 (compost: agua) en agua de la muestra seca al aire. La suspensión se agitó durante una hora y se centrifugó. En placas de *Petri* con una lámina de papel de filtro se distribuyeron 20 semillas de *rye grass* y de rabanito. Se prepararon 4 placas por cada muestra. En cada placa se dosificaron 3 ml de extracto al 100 % o de agua destilada para el control del poder germinativo de cada especie. Las placas se incubaron a 25 ± 1 °C, durante 7 días en la oscuridad. Una vez finalizado el período de incubación, se contaron por cada placa el número de semillas germinadas y se midió el largo de raíz desarrollado, para la determinación de los valores de GRS y de CRR.

ACTIVIDAD DESHIDROGENASA

La actividad de la enzima deshidrogenasa (AD) fue utilizada como un indicador de la actividad de la comunidad microbiana a lo largo del proceso de compostaje (Tiquia, 2005). La evaluación de los sistemas enzimáticos de deshidrogenación se realizó mediante la técnica propuesta por Tabatabai (1994, citado de Tognetti, 2007) para suelos y sedimentos, mediante incubación de la muestra con CaCO_3 y una solución de TTC (2,3,5-trifenil tetrazolium cloruro) al 3% p/v. La incubación se realizó en oscuridad a 37 °C por 24 horas. El sustrato es reducido a TPF (2,3,5-trifenil formazan) por el sistema enzimático de deshidrogenación de la muestra. Luego de la incubación, fue extraído con metanol y su concentración determinada por espectrofotometría a 485 nm. Los resultados son expresados por gramo de muestra seca: $\mu\text{g TPF g}^{-1}$ materia seca.

NITRÓGENO (N-NO₃⁻ Y N-NH₄⁺) Y FÓSFORO OLSEN

Nitratos y amonio (N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺) fueron determinados en extractos de KCl 2 M (1:10) (Laos *et al.*, 2002); P extractable (P-Olsen) en extractos de NaHCO₃ 0,5 M (1: 100, 30 minutos de agitación, filtro tipo *Whatman* N° 42) por el método de molibdato-ácido ascórbico (Sparks *et al.*, 1996).

CARBONO ORGÁNICO TOTAL Y NITRÓGENO KJELDAHL

El carbono orgánico fue calculado a partir de la materia orgánica (MO) determinada por calcinación a 550 ° C. La fracción de carbono calculada de esta manera se estimó como carbono orgánico total (COT) según la siguiente relación: COT = MO: 1,8 (Navarro *et al.* 1990; Rynk, 1992).

El nitrógeno total Kjeldahl (NTK) fue determinado por semi-micro Kjeldahl. El método consiste en la digestión de una muestra, con la transformación de todo el nitrógeno orgánico a su forma amoniacal, mediante ataque con ácido sulfúrico concentrado a elevadas temperaturas (360 ° C durante 2 hs), destilando luego el NH₃ generado al agregar NaOH en exceso y ácido bórico en concentración conocida y posterior titulación con HCl (Laos, 2001).

CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Y pH

Sobre muestras secas al aire durante 48 hs y a temperatura ambiente (< 30 C °), se determinó conductividad eléctrica (CE) y pH. Las determinaciones se realizaron a partir de extractos acuosos 1:10 (suspensión de 4 gr de muestra seca en 40 ml de agua destilada) luego de 2 horas de agitación en centrífuga y posterior filtrado mediante filtro tipo *Whatman* N° 42. Se utilizaron electrodos potenciométricos digitales en dichas determinaciones (García *et al.*, 1991; Laos *et al.*, 2002).

NUTRIENTES TOTALES

Los contenidos de nutrientes totales (P, Ca, Mg, K y Na) fueron determinados en las cenizas de calcinación correspondientes a la determinación del COT, mediante extracción

con HCl y posterior determinación por espectrofotometría de absorción atómica; el P por método de molibdato-ácido ascórbico (Richards, 1992; citado de Tognetti, 2007)

SUSTANCIAS HÚMICAS

Las Sustancias Húmicas (SH) determinadas mediante extracción en NaOH (0,1 mol L⁻¹) en relación 1:10 (compost: solución), previa agitación durante 4 hs en atmósfera de nitrógeno y centrifugado a 2500 rpm durante 15 minutos; sobre extractos retenidos en filtro. Se tomó una alícuota de 4 ml de extracto, se agregaron 4 ml de ácido sulfúrico concentrado y 98 mg de dicromato de potasio, luego se realizó la digestión a 150 °C durante 15 minutos, se dejó reposar durante 10 hs aproximadamente y se agregaron 2 ml de agua deionizada, se agitó y midió transmitancia (%T) a una longitud de onda de 590 nm (utilizado curva patrón de glucosa). Los ácidos húmicos (AH) y ácidos fúlvicos (AF) fueron determinados sobre el extracto alcalino, en medio ácido (pH = 2), precipitado y centrifugado a 4000 rpm durante 15 minutos, correspondiendo el carbono precipitado a la fracción de AH de las SH y el carbono no precipitado a los AF de las SH, que fueran determinados según lo descrito para las SH (Sims y Haby, 1971, citado de Campitelli *et al.*, 2006). Los AH fueron determinados por diferencia entre el carbono de las SH y el carbono de los AF determinados sobre el precipitado.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS

Se utilizó el Análisis de Componentes Principales (ACP) con la finalidad de explorar y hallar tendencias en el comportamiento de los datos correspondientes al conjunto de variables y tratamientos (TCo, TLi y TVe). Las comparaciones entre los valores medios para cada una de las variables y tratamientos estudiados fueron analizadas mediante Modelos Lineales Generales (MLG) de efectos mixtos, con el programa *Infostat* (Di Rienzo *et al.*, 2008). Se utilizó el método de máxima verosimilitud restringida (REML) y las medidas de ajuste utilizadas para evaluar distintos modelos fueron AIC (Criterio de Akeike) y BIC (Criterio Bayesiano de información). Se evaluaron como efectos fijos: tratamiento (TCo, TLi y TVe) y se consideró aleatorio el efecto debido a cada repetición (compostador). Fueron verificados los supuestos de normalidad, homocedasticidad e independiencia de errores. Las

diferencias entre los efectos especificados fueron analizadas por la prueba LSD de Fisher, con un límite de confianza $\geq 95\%$.

TIPO Y CANTIDAD RESIDUOS INCORPORADOS Y COMPOST OBTENIDO

En la Tabla 5.2 se presenta la cantidad de residuos procesados y los compost en cada uno de los tratamientos, luego de 336 días de iniciada la experiencia. Se ha incluido en el análisis, la masa correspondiente a cada muestra retirada en cada tiempo de muestreo, considerando 350 g por muestra y los 5 tiempos de muestreo analizados (103, 161, 203, 244 y 336 días), agregando también, la masa correspondiente al estrato de los primeros 10 cm del material compostado, que dado el análisis realizado en el capítulo 3 del presente documento y a una simple evaluación organoléptica, permitiera identificar una evolución diferenciada del proceso (Figura 5.1).

Tabla 5.2. Cantidad de residuos orgánicos empleados y compost producido por tratamiento.

Material	Tratamiento TCo		Tratamiento TLi		Tratamiento TVe	
	(kg)	(D.E.)	(kg)	(D.E.)	(kg)	(D.E.)
Residuos de comedor	246	(2)	245	(4)	199	(2)
Residuos de jardín	15	(<1)	16	(1)	15	(<1)
Viruta de pino	77	(1)	76	(2)	74	(2)
Total (materiales originales)	338		337		289	
Rechazos	12	(2)	11	(2)	10	(2)
Compost Obtenido	102	(2)	86	(16)	86	(11)
Muestras (aprox.)	24		6		6	
Rechazos + Compost + Muestras	138		108		101	
Cantidad relativa a los materiales originales	41 (%)		32 (%)		35 (%)	

TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados. D.E: Desvío Estándar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

REDUCCIÓN DE LA MASA DE RESIDUOS

Se observó una reducción en masa de residuos compostada en el rango de 32 a 41 %, sin embargo, si se excluye del análisis al agente estructurante, el material resultante se

encontraría próximo al rango de 12 a 20 % respecto de los residuos orgánicos incorporados al inicio del proceso, valores acordes a otros estudios en los cuales no se incorporan mecanismos de homogenización durante el proceso de compostaje, que podrían reducir aún más, la cantidad de compost resultante (Illmer y Schinner, 1997; Arrigoni, 2011; Karnchanawong y Suriyanon, 2011; Varma y Kalamdhad, 2014; Benjawan *et al.*, 2015). Cabe aclarar que los mayores valores de masa correspondiente a muestras, para el tratamiento TCo corresponden al experimento desarrollado en el capítulo 3 del presente, ensayos y análisis que no fueron realizados en los tratamientos TLi y TVe.



Fig. 5.1. Material correspondiente al estrato inferior que fuera retirado del material a homogenizar previo a la fase de maduración.

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Repitiendo el procedimiento exploratorio de los datos realizado en los capítulos 3 y 4, que permite analizar preliminarmente los datos para identificar tendencias en la relación de comportamiento de las variables utilizadas para el estudio y los distintos tratamientos, se realizó un nuevo ACP y de esta manera, se estudió la distribución espacial del conjunto de variables, indicadores y casos estudiados (Figura 5.2) (Di Rienzo, *et al.* 2008).

El análisis ha expresado un 48,3 % de la variabilidad entre los datos en el Componente Principal N° 1 (CP 1) y un 21,1 % en el Componente Principal N° 2 (CP 2), sumando un 69,4 en total, el menor, si se compara con los ACP realizados en los capítulos anteriores.

Puede observarse la distribución de los casos (tratamientos) en los mismos planos, ubicándose el tratamiento TVe en un sentido opuesto a los tratamientos TCo y TLi, posiblemente reflejando los principales efectos debidos al tipo de residuo incorporado al proceso (CP 1). En segundo lugar, el CP 2 permite discriminar un comportamiento entre los tratamientos TCo y TLi, que permitirían observar a priori, los efectos debidos a la recirculación de los líquidos lixiviados.

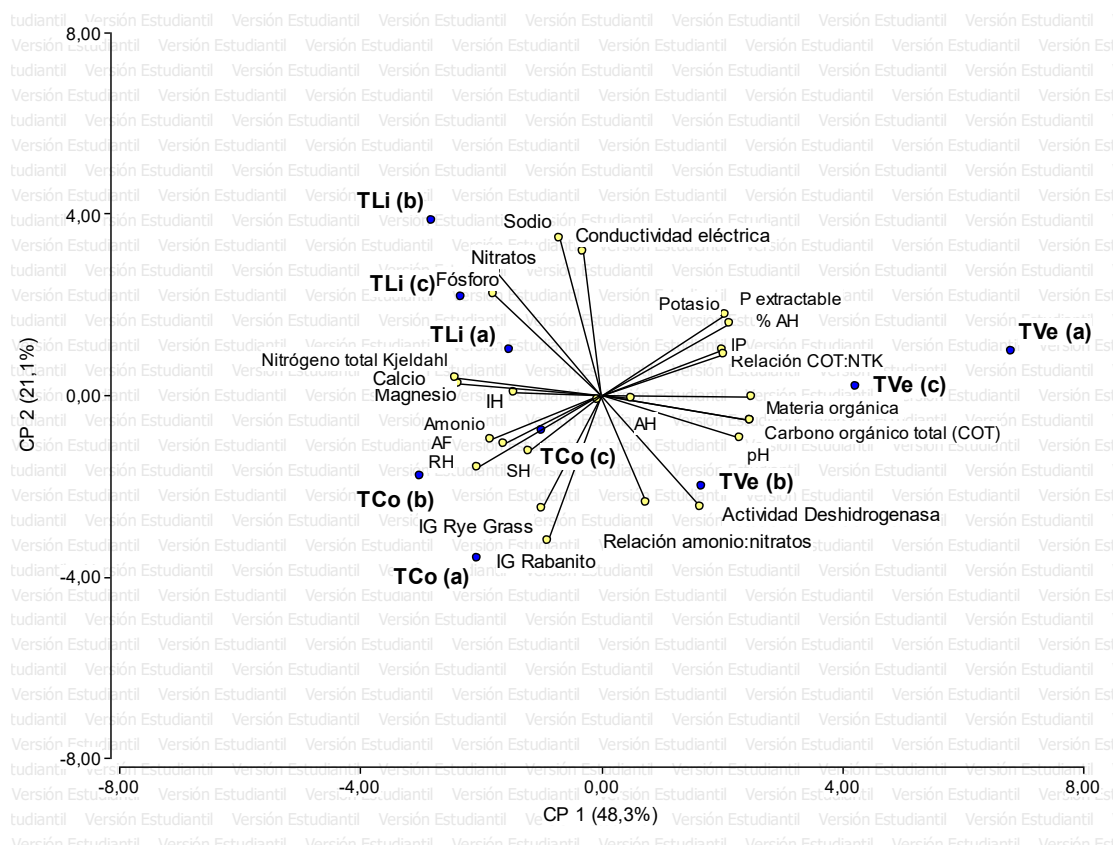


Fig. 5.2. Análisis de Componentes Principales de las variables de madurez, valoración agronómica y humificación de la materia orgánica en tres tratamientos: TCo: tratamiento control; TLi: tratamiento con recirculación de líquidos lixiviados y TVe: tratamiento exclusivo de residuos de origen vegetal. Entre paréntesis se señala la repetición (a, b, c) por cada tratamiento.

Observamos que los mayores valores de la actividad deshidrogenasa y de la relación amonio: nitratos se corresponden con la gestión implementada en el tratamiento TVe y en menor medida con los tratamientos TCo y TLi, mientras que los índices de germinación (*rye grass* y *rabanito*) presentan mejores comportamientos en TCo primeramente (valores más

elevados en los IG < efecto fitotóxico). Así también se observa una asociación de TCo con mayores valores de amonio, por lo que no pueden predecirse comportamientos concluyentes, relativos al conjunto de variables de madurez.

Continuando con el análisis de las variables de interés agronómico I, hallamos un comportamiento enfrentado entre pH y CE, que pueden ser determinantes en el uso final que se dé al compost obtenido. El pH pareciera estar influido por la incorporación de residuos de origen animal (menores valores de pH) frente al tratamiento TVe, que se ubicó más próximo a la representación gráfica de esta variable. Respecto de la CE, el ACP sugiere también la relación prevista entre la recirculación de los líquidos lixiviados y el incremento de esta variable. El NTK, el fósforo total, los nitratos, el magnesio, el calcio y magnesio también tendrían alguna asociación con la práctica de recirculación de lixiviados, mientras que por otro lado, mayores valores de fósforo extractable y potasio presentaron mayor correlación con el TVe en primer lugar y luego con el tratamiento TLi.

Los valores de materia orgánica, COT, relación C:N y variables asociadas a la humificación de la materia orgánica (índice de polimerización y % de ácidos húmicos) se corresponden con el tratamiento TVe, mientras que la relación de humificación y el índice de humificación, se ubicaron más cerca de los tratamientos TLi y TCo e indican posiciones contrapuestas respecto de este último grupo de variables (humificación de la materia orgánica).

ANÁLISIS DE VARIABLES DE MADUREZ

La finalización del proceso de compostaje puede establecerse a partir de la obtención de un producto con posibilidades de uso agronómico o ambientalmente beneficioso (Satti *et al.*, 2012). El conjunto de variables seleccionado para evaluar el grado de madurez de los compost obtenidos a partir de diferentes prácticas de gestión durante el proceso (Tabla 5.3), presentó diferencias significativas al comparar las variables de concentración N-NH₄, actividad deshidrogenasa y la relación C:N, mientras que no mostró diferencias al comparar los índices de germinación y relación amonio: nitratos.

La concentración de amonio fue superior en el tratamiento TCo (LSD de Fisher, $p < 0,05$) respecto de TVe, mientras que TLi no mostró diferencias con estos tratamientos. No

obstante valores más altos en esta variable se asocian a productos menos maduros, los tres tratamientos estudiados alcanzaron niveles de concentración adecuados para compost maduros (Zucconi y De Bertoldi, 1987; CCQC, 2001; Bernal *et al.*, 2009; Mazzarino *et al.*, 2012). Los valores de actividad deshidrogenasa fueron más altos para TCo y TVe (LSD de Fisher, $p < 0,05$) al comparar con los valores de TLi, tratamiento que alcanzó los valores más cercanos (39 ug TPF g^{-1}) a los recomendados para compost maduros y con menor actividad biológica según esta variable ($< 35 \text{ ug TPF g}^{-1}$) (Tiquia, 2005).

Tabla 5.3. Indicadores de madurez en compost obtenidos a partir de compostadores de pequeña escala y residuos de comedor. Datos correspondientes a los tres tratamientos estudiados.

Variable	Tratamiento TCo	Tratamiento TLi	Tratamiento TVe
Índice de Germinación: Rye Grass (%)	100 (16) a	82 (16) a	83 (16) a
Índice de Germinación: Rabanito (%)	101 (14) a	90 (13) a	93 (15) a
Actividad Deshidrogenasa (ug TPFg^{-1})	71 (19) a	39 (12) b	76 (17) a
N-NH ₄ (g kg^{-1})	155 (64) a	92 (45) ab	37 (5) b
Relación N-NH ₄ :N-NO ₃	0,55 (0,22) a	0,17 (0,15) a	0,68 (0,36) a
Relación C:N	24 (2) b	23 (2) b	44 (10) a

TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher; $p < 0,05$) en los valores de la variable entre tratamientos. Entre paréntesis se informa el desvío estándar.

En el mismo sentido los valores de la relación amonio: nitratos indican un mayor grado de madurez para el TLi (LSD de Fisher, $p < 0,05$) respecto de TCo y TVe, mientras que no se observaron diferencias significativas entre TCo y TVe. Los valores de esta relación alcanzaron valores recomendados por CCQC (2001), $< 0,3$ y próximos a los sugeridos por Bernal *et al.* (1998a) ($< 0,16$) para el compost obtenido mediante TLi, parámetros no alcanzados por los tratamientos TCo y TVe.

Por otro lado, los análisis de toxicidad basados en los índices de germinación y considerados estudios directos de fitotoxicidad, presentaron valores recomendados para los tres tratamientos estudiados, indicando un correcto proceso de compostaje y ausencia de fitotoxicidad en todos los compost obtenidos (Zucconi *et al.*, 1981a, Zucconi *et al.*, 1981b; Zucconi y De Bertoldi, 1987; Costa *et al.*, 1991; Bernal *et al.*, 1998a; CCQC, 2001; Moreno-

Casco y Moral-Herrero, 2008). Cabe resaltar que en ambos test (*rye grass* y rabanito), TCo presentó valores que pueden asignarse a un compost fito-estimulante de acuerdo a Moreno-Casco y Moral-Herrero (2008).

Finalmente, la relación carbono: nitrógeno (COT:NTK) se encontró por debajo de 25 en los tratamientos TCo y TLi, con valores incluidos en el rango recomendado por la CCQC (2001) para el análisis de compost maduros, mientras que el valor correspondiente al tratamiento TVe fue estadísticamente superior (LSD de Fisher, $p < 0,05$) a los obtenidos en los tratamientos antes mencionados y superiores también, a los valores recomendados (CCQC, 2001; Mazzarino *et al.*, 2012; Abdullah *et al.*, 2013). Sin embargo, como se ha discutido en los capítulos 3 y 4 del presente trabajo, el análisis de esta relación debe ser complementado con análisis sobre la disponibilidad de carbono lábil y fácilmente degradable, que se corresponde con efectos negativos sobre el desarrollo vegetal. Por lo tanto, esta relación no debiera analizarse aisladamente del resto de variables, ya que se considera que puede existir una influencia del agente estructurante (carbono recalcitrante) sobre el valor de COT de todos los tratamientos.

ANÁLISIS DE VARIABLES DE VALOR AGRONÓMICO I

Los valores de pH obtenidos en análisis realizados a 336 días de iniciado el proceso de compostaje (Tabla 5.4) podrían clasificarse en dos calidades distintas, por un lado, dentro del rango de 6 a 7,8, donde se ubican los tratamientos TCo y TLi, con diferencias estadísticas significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$) respecto del tratamiento TVe, ubicado en el límite superior de un rango más amplio o menos exigente que el primero (5 a 8,5) (Rynk, 1992; USEPA, 1994; CQCC, 2001). El origen de los residuos (exclusivamente de origen vegetal) ha contribuido a la obtención de un compost con mayor pH, sin que esto resulte en una limitación para su utilización en sistemas de cultivo o en aplicaciones ambientales para el control de la erosión o la restauración de sitios degradados. Los valores hallados se encuentran dentro de los valores típicos de pH obtenidos en otros estudios de calidad de compost producidos en compostadores domésticos (Barrena *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014; Varma *et al.*, 2014). Sin embargo, por debajo de los valores obtenidos por Lleó *et al.*, (2013) y Arrigoni *et al.* (2015), que presentaron valores entre 8,97 y 9,62, asociando los

valores obtenidos a un efecto buffer generado por el agente estructurante utilizado (Stoffella y Kahn, 2004).

Los valores de CE presentaron diferencias significativas al comparar los tratamientos TCo y TLi, mientras TVe presentó valores intermedios para esta variable, sin diferencias significativas con los anteriores (Tabla 5.4) La recirculación de líquidos lixiviados ha contribuido a elevar el valor de CE debido a la reincorporación de sales solubles en agua. La concentración de sales asociada a los valores de CE para el TLi no mostró efectos negativos en los test de germinación. Según estos resultados, la recirculación de los líquidos lixiviados sería compatible con la optimización del proceso de compostaje de pequeña escala, ahorrando recursos necesarios para el tratamiento de los mismos y sin que esto implique una limitación en el uso beneficioso del compost obtenido. Estudios de calidad de compost producido en un gran conjunto de hogares (Faverial y Sierra, 2014; Barrena *et al.*, 2014) (60 y 27 respectivamente) o en condiciones similares a la de esta experiencia (Abdullah *et al.*, 2013; Varma *et al.*, 2014), han presentado valores medios elevados, entre 3 y 6,6 dS m⁻¹, sin embargo otros autores, (Lleó *et al.*, 2013) obtuvieron valores medios de 1,72 dS m⁻¹.

Tabla 5.4. Variables de interés agronómico I utilizadas para la caracterización y valoración del producto obtenido.

Variable	Tratamiento TCo	Tratamiento TLi	Tratamiento TVe
pH (H ₂ O) 1:10	7,2 (0,3) b	6,9 (0,2) b	8,0 (0,4) a
CE 1:10 (mS cm ⁻¹)	1,6 (0,5) b	3,0 (0,9) a	2,2 (0,2) ab
COT (g kg ⁻¹)	366 (35) b	378 (28) b	408 (28) a
NTK(g kg ⁻¹)	17,2 (1,1) a	17,6 (1,6) a	10,4 (2,0) b
P-extractable (g kg ⁻¹)	0,604 (111) b	0,695 (167) ab	0,864 (167) a
N-NO ₃ (g kg ⁻¹)	0,343 (195) b	0,836 (457) a	0,092 (70) c

TCo: Compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: Compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de líquidos lixiviados; Tve: Compostaje de residuos de origen vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher; $p < 0,05$) en los valores de la variable entre tratamientos. Entre paréntesis desvío estándar.

El contenido de carbono orgánico total (COT) presentó valores con diferencias significativas entre TCo y TLi respecto del obtenido en el tratamiento TVe (LSD de Fisher, $p < 0,05$), sin embargo, los valores de materia orgánica (MO) derivados del COT (según: $MO \sim COT * 1,8$) en los tres tratamientos duplican los niveles de materia orgánica

recomendados para una enmienda de este tipo ($MO > 35\%$) (Laos, 2001; Mazzarino *et al.*, 2012), comparables a los resultados obtenidos por Kalamdhad *et al.* (2012), Varma *et al.* (2014) y Lleó *et al.* (2014), pero superando valores medios hallados en otros trabajos (Faverial y Sierra, 2014; Barrena *et al.*, 2014).

El NTK presentó un comportamiento opuesto al COT, con mayores valores para los tratamientos TCo y TLi y con diferencias significativas al compararlos con TVe (LSD de Fisher, $p < 0,05$), siendo los valores de TVe próximos a la mitad del contenido de NTK en los compost que incorporaron residuos de origen animal. Los residuos de origen animal consisten en una fuente de proteínas y otros compuestos de nitrógeno (aminoácidos, ácidos nucleicos y compuestos de su oxidación) para el proceso de compostaje, que además de aportar un nutriente de elevado interés agronómico, contribuye al control de la relación C:N. En este sentido, la incorporación residuos de origen animal al proceso puede representar un factor de optimización del proceso y la calidad del producto obtenido. Los valores obtenidos pueden resultar similares a los hallados en otros trabajos de investigación de procesos de compostaje (Kalamdhad *et al.*, 2012; Satti *et al.*, 2012), en general, se observan valores mayores a los aquí obtenidos, cuando se compostan residuos de cocina o comedor en pequeña escala (Barrena *et al.*, 2014; Faverial y Sierra, 2014; Varma y Kalamdhad, 2014).

El P-extractable presentó valores estadísticamente superiores en el tratamiento TVe (LSD de Fisher, $p < 0,05$) al comparar con los valores obtenidos en los tratamientos TCo y TLi. La fracción de fósforo comprendida por el P-extractable es considerada disponible para el aprovechamiento vegetal, que junto al nitrógeno, son considerados los nutrientes de mayor interés agronómico en compost (Laos, 2001; Satti *et al.*, 2012).

Los nitratos representan una fracción del nitrógeno soluble en agua, por lo tanto, más fácilmente accesible para el desarrollo vegetal. En este caso, los mayores valores se obtuvieron en el tratamiento con recirculación de líquidos lixiviados (TLi), con diferencias significativas respecto de TCo y TVe (LSD de Fisher, $p < 0,05$), que pueden asociarse a la incorporación de residuos de origen animal al proceso, como a la recirculación de los líquidos lixiviados y de esta manera, una fracción de nitrógeno solubilizado. El tratamiento TCo también presentó valores estadísticamente superiores en concentración de nitratos respecto del tratamiento TVe (LSD de Fisher, $p < 0,05$), reflejando un incremento en el aporte de nitrógeno debido a la fuente de residuos utilizada durante el proceso (compostaje

de residuos de origen vegetal y animal vs. compostaje de residuos sólo de origen vegetal). También puede observarse que el efecto de la recirculación de líquidos lixiviados puede contribuir al control de la relación amonio: nitratos, considerada para la evaluación de la madurez de un compost, permitiendo reducir mediante la recirculación de lixiviados, el período de tiempo requerido para esta fase de compostaje.

ANÁLISIS DE VARIABLES DE VALOR AGRONÓMICO II

El análisis complementario de nutrientes resulta de interés especial para la aplicación de compost para usos específicos, como la producción de plantines con sustratos en viveros y pueden determinar la necesidad de enmendar el compost si existe déficit de Ca o Mg (Stoffella y Kahn, 2004). En la Tabla 5.5 pueden observarse los valores obtenidos para distintos nutrientes. Se observa para el conjunto de nutrientes analizado, valores estadísticamente más altos para el tratamiento TLi.

Tabla 5.5. Nutrientes totales como variables de interés agronómico (II) utilizadas para la caracterización y valoración del producto obtenido.

Variable	Tratamiento TCo	Tratamiento TLi	Tratamiento TVe
P (g kg ⁻¹)	3,7 (0,3) ab	6,3 (3,7) a	2,0 (0,1) b
Ca (g kg ⁻¹)	35,3 (1,5) a	39,0 (8,6) a	15,1 (0,7) b
K (g kg ⁻¹)	3,9 (0,1) c	6,0 (1,1) b	8,0 (0,2) a
Mg (g kg ⁻¹)	2,1 (0,1) a	2,1 (0,1) a	1,9 (0,1) a
Na (g kg ⁻¹)	1,6 (0,1) b	2,6 (0,1) a	1,6 (0,1) b

TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) en los valores de la variable entre tratamientos. Entre paréntesis se informa el desvío estándar.

El contenido total de P fue dependiente del origen de los residuos, siendo los valores más altos los que se observaron en TCo y TLi, triplicando la cantidad en el caso de TLi vs TVe, con diferencias significativas (LSD de Fisher, $p < 0,05$) y aproximadamente el doble al comparar TCo y TVe (sin diferencias significativas en este caso).

En el mismo sentido, se observaron diferencias significativas en TCo y TLi, respecto al contenido total de Ca hallados en TVe, sugiriendo que la cantidad de este elemento incrementa al incorporar residuos de origen animal al proceso de compostaje.

Una tendencia parecida se observa en las cantidades totales de Na, la recirculación de los líquidos lixiviados tuvo un efecto mayor respecto al efecto debido al origen del residuo ya que resultó en una mayor concentración de Na en el tratamiento TLi respecto de TCo y TVe.

Excepto para los valores de P total, los nutrientes totales se hallaron por debajo de las concentraciones observadas por Varma *et al.* (2014), posiblemente debido al efecto dilución generado por la viruta de pino que no fue retirada de las muestras analizadas.

Finalmente, se observó un incremento estadísticamente significativo en el contenido de K en el compostaje exclusivo de residuos de origen vegetal, que podría asociarse al elevado contenido de este elemento en los tejidos vegetales (Mazzarino *et al.*, 2012). Así también se observaron diferencias significativas al comparar la concentración de K obtenida al recircular los líquidos lixiviados (TLi) vs la no recirculación de éstos (TCo), resultando en el siguiente orden según la concentración de K analizada: TVe > TLi > TCo (LSD de Fisher, $p < 0,05$).

HUMIFICACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

Debido a que existe una relación directa entre la fertilidad de un suelo y el contenido de materia orgánica de calidad o con elevado grado de humificación, se ha puesto especial interés en el estudio de las prácticas de la incorporación periódica de enmiendas orgánicas estables y maduras para recomponer el contenido de los materiales húmicos al suelo (Campitelli *et al.*, 2006; Campitelli y Ceppi, 2008) ya que la efectividad en la aplicación de compost sobre propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo, dependen de la calidad de los productos finales obtenidos (Bernal *et al.*, 2009).

La calidad de la materia orgánica de los compost puede analizarse mediante el estudio sus fracciones, como el CSA, el COT y la determinación de sus fracciones más estables (Tognetti, 2007; Campitelli y Ceppi, 2010), como el carbono de sustancias húmicas (SH), el

carbono de ácidos húmicos (AH) y el carbono ácidos fúlvicos (AF), el porcentaje de ácidos húmicos (calculado como: $AH/SH \times 100$) y de estas fracciones con el COT (concentraciones relativas). En particular se evaluaron como indicadores de madurez: la relación de humificación RH, que se obtiene según la relación: $RH = SH/COT \times 100$, relación que refleja la síntesis de compuestos recalcitrantes en relación al carbono orgánico total; el índice de humificación (IH) (calculado como: $IH = AH/COT$) y el índice de polimerización (IP) (calculado como: $IP = AH/AF$) por asociarse a la formación de moléculas complejas a partir de moléculas más simples, la disminución de los componentes no húmicos y por su correlación con variables de madurez (Veeken *et al.*, 2000; Zbytniewski y Buszewsky, 2005; Campitelli *et al.*, 2006; Tognetti *et al.*, 2011; Bernal *et al.*, 2009).

No obstante, los indicadores basados en las sustancias húmicas y sus relaciones deben ser acompañadas por otras determinaciones de madurez para no conducir a conclusiones erróneas, ya que el método de extracción en medio alcalino puede cuantificar sustancias no húmicas (lípidos, proteínas e hidratos de carbono) como sustancias húmicas (SH) (Adani *et al.*, 1995; Campitelli *et al.*, 2006; Tognetti, 2007).

En el presente estudio sólo se observaron diferencias estadísticamente significativas al comparar la relación de humificación (RH) (también llamada tasa de humificación) (Tabla 5.6). TCo alcanzó mayores valores respecto de los obtenidos en TVe (LSD de Fisher, $p < 0,05$) y podría considerarse un mayor grado de madurez en este tratamiento, sin embargo los tres tratamientos evaluados presentaron valores recomendados ($\geq 7,0$) para compost maduros según Roletto *et al.* (1985, citado de Campitelli *et al.*, 2006).

El resto de los parámetros estudiados no mostraron diferencias significativas al comparar los valores obtenidos entre los distintos tratamientos y alcanzaron en general, valores recomendados para compost maduros: $IH \geq 3,5$; $\%AH \geq 50$ e $IP \geq 1$, $SH \leq 60 \text{ g kg}^{-1}$ (Roletto *et al.*, 1985, citado de Campitelli *et al.*, 2006; Hue y Liu, 1995; Bernal *et al.*, 2009).

Los resultados del proceso de compostaje desarrollado mediante el sistema de pequeña escala diseñado y estudiado en condiciones ambientales desfavorables para el desarrollo característico del proceso de compostaje, afirman la viabilidad de obtener, a partir de residuos de comedor, un producto con materia orgánica estabilizada y más resistente a la degradación microbiana, de alto valor para su aplicación agrícola, en relación a los

parámetros de calidad de una enmienda orgánica. Sin embargo, en la experiencia desarrollada no pudieron observarse diferencias de importancia sobre los parámetros de humificación de la materia orgánica del compost, en función del origen de los residuos orgánicos que se compostan o en relación a la práctica de recirculación de los líquidos lixiviados.

Tabla 5.6. Indicadores de la evolución de la materia orgánica a formas resistentes (humificación), utilizadas en los análisis de la calidad de los compost producidos.

Variable	Tratamiento TCo	Tratamiento TLi	Tratamiento TVe
Sustancias Húmicas (g C/kg mtra.)	48,8 (5,3) a	48,6 (9,5) a	42,0 (2,1) a
Ácidos Húmicos (g C/kg mtra.)	23,7 (2,8) a	25,1 (7,2) a	23,9 (3,3) a
Ácidos Fúlvicos (g C/kg mtra.)	25,1 (4,1) a	23,5 (2,4) a	18,1 (5,4) a
Relación de Humificación (RH)	13,4 (1,4) a	12,8 (2,3) ab	10,3 (0,2) b
Índice de Humificación (IH)	6,5 (0,7) a	6,6 (1,8) a	5,9 (1,0) a
Porcentaje de Ácidos Húmicos (%AH)	48,7 (4,8) a	51,1 (4,5) a	57,2 (10,9) a
Índice de Polimerización (IP)	0,96 (0,19) a	1,06 (0,20) a	1,45 (0,68) a

TCo: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, sin recirculación de líquidos lixiviados; TLi: compostaje de residuos de origen animal y vegetal, con recirculación de lixiviados y TVe: compostaje de residuos vegetales sin recirculación de líquidos lixiviados. Letras diferentes indican diferencias significativas (LSD de Fisher; $p < 0,05$) en los valores de la variable entre tratamientos. Entre paréntesis se informa el desvío estándar. RH: SH/COT x 100; IH: AH/COT; %AH: AH/SH x 100 e IP: AH/AF.

CONCLUSIONES PARCIALES

El análisis realizado sobre aspectos de la calidad de los compost producidos, permitió identificar prácticas de gestión que impactan en las características agronómicas y ambientales de este producto, generado a partir de una técnica de tratamiento descentralizado de la fracción orgánica de residuos, generados como consecuencia de la actividad normal de una organización de 400 empleados aproximadamente. Los impactos de las prácticas de gestión aplicadas al proceso de compostaje descentralizado derivan en instalaciones; nuevas prácticas de clasificación de residuos dentro del establecimiento; potenciales impactos ambientales debido a la gestión del lixiviado; productos de valor agrícola de distintas calidades y posiblemente puedan evaluarse más ampliamente al considerar los resultados del presente capítulo.

Los compost evaluados no tuvieron efectos fitotóxicos observables en los ensayos de fitotoxicidad realizados con semillas de *rye grass* o rabanito, indicando una elevada viabilidad para su aprovechamiento en diversos usos agrícolas o ambientales. El efecto de la recirculación de los líquidos lixiviados ha permitido alcanzar los mejores valores en la actividad deshidrogenasa y en la relación C:N, alcanzando valores recomendados en la relación amonio: nitratos, como de amonio, por lo tanto debiera considerarse como provechosa la gestión de recirculación de estos líquidos sobre variables de madurez. Los tratamientos TCo y TVe también alcanzaron valores recomendados respecto de los IG mencionados y la concentración de amonio, pero no así en la relación amonio: nitratos. Asimismo, el tratamiento TVe tuvo valores en la relación C:N considerados elevados para compost, sin embargo, se considera que éste valor podría descender si se tamizara el compost obtenido, recuperando así el agente estructurante para un nuevo uso.

Las variables evaluadas en la valoración agronómica de los compost obtenidos fueron influenciadas por las prácticas implementadas en relación al origen de los residuos incluidos en el proceso y a la recirculación de los líquidos lixiviados. En particular, el reaprovechamiento de los lixiviados permitió elevar el contenido de nitratos y NTK, así como alcanzar un rango de pH mejor calificado respecto del tratamiento TVe. Sin embargo esta práctica provocó un incremento en los valores de CE que deben ser considerados para su control si se prevé su utilización como sustrato para producción de plantines susceptibles. El tratamiento TCo sobresalió por los menores valores de CE y pH, elevado NTK pero presentó junto al tratamiento TLi los menores valores para P extractable, variable en la cual el tratamiento TVe presentó el mejor desempeño.

La concentración total de nutrientes (P, Ca, K, Mg y Na) presentó, en términos generales, el mejor desempeño en la práctica de recirculación de los líquidos lixiviados, sin embargo, los mayores niveles de K fueron obtenidos mediante el compostaje de residuos de origen vegetal, lo que responde a la influencia del tipo de residuo compostado.

Las variables asociadas a la humificación de la materia orgánica permitieron evaluar una adecuada humificación en los compost, que no tuvo una clara diferenciación debida a efectos de la gestión del proceso aplicado. Sin embargo se ha contribuido a la formación de información de base para el análisis comparado con nuevas experiencias, que podrían incorporar valores iniciales de las sustancias tipo húmicas y sus relaciones, de manera que

se puedan analizar no solo valores finales, sino que también, relativos a la evolución de las mismas.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdullah N., Chin N.L. Mokhtar M. M. and Taip F. S. 2013. Effects of bulking agents, load size or starter cultures in kitchen-waste composting. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. Publicado en internet, disponible en: <http://www.ijrowa.com/content/2/1/3> . Activo enero 2016.
- Adani F., Genevini P. y Tambone F. 1995. A new index of organic matter stability. *Compost Science and Utilization* 3: 25-37.
- Adhikari B. K., Trémier A., Martinez J. and Barrington S. 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Management & Research* 28: 1039-1053.
- Arrigoni J.P. 2011. Evaluación del desempeño de diferentes prototipos de compostadores en el tratamiento de residuos orgánicos. Tesis Magister. Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina, 120 pp.
- Arrigoni J.P., Paladino L.P. y Laos F. 2015. Feasibility and Performance Evaluation of Different Low-Tech Composter Prototypes. *International Journal of Environmental Protection*, 5: 1-8.
- Barrena R., Font X., Gabarrell X. and Sánchez A. 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management*, 34: 1109-1116.
- Benjawan L., Sihawong S., Chayaprasert W. y Liamlaem W. 2015. Composting of biodegradable Organic Waste from Thai Household in a Semi-Continuous Composter. *Compost Science & Utilization*, 23:11-17.
- Bernal M.P., Paredes C., Sánchez-Monedero M.A. y Cegarra J. 1998a. Maturity and stability parameters of composts prepared with a Wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63:91-99.
- Bernal M. P., Albuquerque J. A. and Moral R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. *Bioresource Technology* 10: 5444-5453.
- Campitelli P. A., Velasco M. I. and Ceppi S. B. 2006. Chemical and physicochemical characteristics of humic acids extracted from compost, soil and amended soil. *Talanta* 59: 1234-1239.
- Campitelli, P. and Ceppi, S. 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 90, 64-71.
- Campitelli, P. y Ceppi, S. 2010. Calidad de compost y vermicompuestos para su uso como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Escuela para Graduados, Ciudad de Córdoba. 231 pp.
- CCQC (California Compost Quality Council). 2001. Compost Maturity, Index, Technical Report. Publicado en internet, disponible en: www.anr.state.vt.us/dec/wastediv/compost/documents/CompMaturity.pdf . Activo enero 2016
- CCE. Comisión de las Comunidades Europeas. 2008. Libro Verde sobre la gestión de los biorresiduos en la Unión Europea. Publicado en internet, disponible en:

[http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/com/com_com\(2008\)0811_/com_com\(2008\)0811_es.pdf](http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/com/com_com(2008)0811_/com_com(2008)0811_es.pdf) . Activo febrero 2016.

- Costa F., García C., Hernández T. y Polo A. 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Consejo Sup. Invest. Científicas - CEBAS, Murcia, España, 181 pp.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. (2008). InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz L.F., De Bertoldi M. Bidlingmaier W. and E. Stentifor. 2007. Compost Science and Technology. Elsevier Science., Amsterdam, Holanda. 380 pp.
- Faverial J. and Sierra J. 2014. Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). *Journal of Cleaner Production*, 83: 238-244.
- Gómez Palacios J. M y Estrada de Luis I. B. 2005. Índices de calidad de suelos y compost desde la perspectiva agro-ecológica. Publicado en internet, disponible en http://www.bpeninsular.com/pdfs/Ponencia_ISR_Sevilla.pdf . Activo febrero 2016.
- Hue N. V. and Liu J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization* 3: 8-15.
- Illmer P. 2002. Backyard Composting: General Considerations and a Case Study. En: *Microbiology of Composting*, H. Insam, N. Riddech, S. Klammer (Eds.) Berlin-Heidelberg, pp. 133-142.
- Illmer P. and Schinner F. 1997. Compost turning. A central factor for a rapid and high-quality degradation in household composting. *Bioresource Technology* 59: 157-162.
- Kalamdhad A. S., Khwairakpam M. and Kazmi A. A. 2012. Drum composting of municipal solid waste. *Environmental Technology*, 33: 299-306.
- Karnchanawong S. and Suriyanon N. 2011. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. *Resources, Conservation and Recycling*, 55: 548-553.
- Laos F. 2001. Compostaje de residuos orgánicos de actividades productivas y urbanas en la región andino-patagónica: determinación de índices de madurez para su utilización agronómica. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 171 pp.
- Laos F., Mazzarino M. J. y Satti P. 2012. Aspectos legales del uso de residuos orgánicos. En: *Compostaje en Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Universidad Nacional de Río Negro - Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina, pp 55-66.
- Lavado, R.S. 2012. Origen del compost, proceso de compostaje y potencialidad de uso. En: *Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Universidad Nacional de Río Negro – Orientación Gráfica Editora, 348 pp.
- Lleó T., Albacete E., Barrena R., Font X., Artola A. and Sánchez A. 2013. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *Journal of Cleaner Production*, 47: 70-76.
- Mazzarino M.J., Satti P. y Roselli L. 2012. Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost. En: *Compostaje en Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Universidad Nacional de Río Negro - Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina, pp 55-66.

- Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds). 2012. Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso. Universidad Nacional de Río Negro – Orientación Gráfica Editora, 348 pp.
- Moreno-Casco J. y Moral-Herrero R. 2008. Compostaje. Moreno-Casco J. y Moral-Herrero R. (Eds.) Ediciones Mundi Prensa, Madrid, España. 570 pp.
- Navarro A. F., Cegarra J., Roig A. y Bernal P. 1990. Análisis de residuos urbanos, agrícolas, ganaderos y forestales: relación materia orgánica – carbón orgánico. En: III Congreso Internacional de química de la ANQUE. Residuos sólidos y líquidos: su mejor destino. Fondo editorial ANQUE. Madrid, España pp. 447-456.
- Richards, J.E. 1992. Chemical characterization of plant tissue. En: Carter Martin R. (ed.) Soil sampling and methods of analysis. Can Soc Soil Sci, pp 115-119.
- Roletto E., Barberis, R. Consignlid M., and Jodice R. 1985. Chemical parameters for evaluation compost maturity. Biocycle March, 46–48.
- Rynk R. 1992. On-Farm Composting Handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service. Ithaca, Nueva York, EEUU, 186 pp.
- Rynk R. 2003. The art in the science of compost maturity. Compost Science and Utilization 11: 94-96.
- Satti P., Mazzarino M. J., Laos F., Roselli L. y Crego P. 2012. Compostaje de materiales de diferente origen: experiencias del Grupo de Suelos del CRUB. En: Compostaje en Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Universidad Nacional de Río Negro – Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina, pp 77-98.
- Sims J.R y Haby V.A. 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. Soil Science. 112: 137-141.
- Smith S.R. and Jasim S. 2009. Small-scale home composting of biodegradable households waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. Waste Management & Research 27: 941-950.
- Sparks D. L., Page A. L., Helmke P. A., Loeppert R. H., Soltanpour P. N., Tabatabai M. A., Johnston C. T., Sumner M. E. 1996. En: Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods. SSSA Book Series N° 5. SSSA, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1358 pp.
- Stoffella P.J. y Kahn B.A. 2004. Utilización de Compost en los Sistemas de Cultivo Hortícola. Mundi-Prensa Libros, Madrid, España, 414 pp.
- Tabatabai M. A. 1994. Soil Enzymes. En: Methods of Soil Analysis, Weaver R.W., Angle J.S. and Bottomley P.S. (Eds) SSSA Book Series 5, USA. pp 775-826.
- Thompson J.M. 2003. Vermiculture composting device. Patent No.: US6,576,462 B2. United States Patent. Jun. 10, 2003. Publicado en internet, disponible en: https://www.google.com.ar/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwjs9uPll0zLAhXMHZAKHd6VD0UQFggaMAA&url=http%3A%2F%2Fpatentimages.storage.googleapis.com%2Fpdfs%2FUS6576462.pdf&usq=AFQjCNFdaRsewkoSyz7l-6oLXY-pXLmREA&sig2=7_LhWkcGZkOh1unR3GjDLQ&bvm=bv.114733917,d.Y2I Activo, febrero 2016.
- Tiquia S. M. 2005. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. Journal of Applied Microbiology 99: 816-828.

- Tognetti C. 2007. Compostaje de residuos orgánicos urbanos: Optimización del proceso para una mayor calidad del product final. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 175 pp.
- Tognetti C., Mazzarino M.J. and Laos F. 2011. Comprehensive quality assessment of municipal organic waste composts produced by different preparation methods. *Waste Management*, 31: 1146-1152.
- USEPA. 1977. United States Environmental Protection Agency. Composting Sewage Sludge by High-Rate Suction Aeration Techniques. Washington, D.C. USA, 52 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000PYRQ.PDF?Dockkey=2000PYRQ.PDF> Activo enero 2016.
- USEPA. 1993. United States Environmental Protection Agency. Standards for the use or disposal of sewage sludge Federal Register 58. Washington D.C., USA, pp. 9248-9415.
- USEPA. 1994. United States Environmental Protection Agency. Composting Yard Trimmings and Municipal Solid Waste. Office of Solid Waste and Emergency Response. Publicado en internet, disponible en: [http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/ria.nsf/vwAN/cytmsw.pdf/\\$file/cytmsw.pdf](http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/ria.nsf/vwAN/cytmsw.pdf/$file/cytmsw.pdf) . Activo enero 2016.
- Varma V. S., Mayur C. and Kalamdhad A. 2014. Effects of bulking agent in composting of vegetable waste and leachate control using rotary drum composter. *Sustainable Environment Research*, 24: 245-256.
- Varma V. S. and Kalamdhad A. S. 2014. Stability and microbial community analysis during rotary drum composting of vegetable waste. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 3: 52, 9 pp.
- Veeken A., Klaas N., de Wilde V. and Mamelers B. 2000. Characterisation of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology*, 72: 33-41.
- Zbytniewski R. and Buszewski B. 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology* 96, 479-484.
- Zucconi F., Pera A., Forte M. and De Bertoldi M. 1981a. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22: 54-57.
- Zucconi F., Forte M., Monaco A. and De Bertoldi M. 1981b. Biological Evaluation of Compost Maturity. *BioCycle* 22: 27-29.
- Zucconi F. and De Bertoldi M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: De Bertoldi M., Ferranti M. P., L'Hermite P. and Zucconi F. (Eds). *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science, London, United Kingdom, pp. 30-50.

CAPÍTULO 6:
CONCLUSIONES GENERALES

En este documento se ha analizado la complejidad asociada a una solución tecnológico-ambiental que impacta directamente reduciendo las cantidades y características no deseadas de los residuos con destino final en rellenos sanitarios, la reducción de costos e impactos por el transporte de residuos y la transferencia de capacidades o habilidades de *tratador de residuos* a una gran porción de la población.

Los organismos públicos nacionales, provinciales y municipales con relevancia para la gestión integral de residuos en Argentina tienen una gran responsabilidad en el resguardo de nuestros recursos y en garantizar un destino sustentable para nuestros residuos. El compostaje descentralizado aporta una estrategia innovadora de prioritaria adopción en países con mayores avances en la regulación de los aspectos ambientales sobre la gestión de los residuos y puede impactar en la creación de trabajo digno sobre la población, incluyendo a los “recolectores informales”. Éste es un desafío, quizás mayor a cualquier avance en la técnica de compostaje.

Desarrollar el compostaje descentralizado de residuos orgánicos es un trabajo complejo. Esta complejidad se relaciona a los tipos de artefactos, entre otros factores. Los compostadores pueden ser un elemento central en una estrategia de gestión municipal y el mismo proceso de compostaje, como se observó en una cantidad de aspectos revisados en el capítulo 2. Un simple cajón ha brindado condiciones favorables para el desarrollo de procesos de compostaje, sin embargo, la masificación de las prácticas descentralizadas requiere la optimización del sistema para adaptarlo a distintos escenarios de intervención. La diversidad de actores que intervienen en el proceso de compostaje descentralizado (promotores, diseñadores, fabricantes, agentes técnicos o responsables municipales y usuarios finales), suman interés en la propuesta de que *cada generador se convierta en tratador de los residuos que genera*. Este escenario requiere datos científicos y soporte presencial a los sistemas que puedan presentarse, de manera que puedan evitarse condiciones desfavorables debidas al artefacto o el proceso, que afecten negativamente una adopción popular y de gran escala en lo comercial.

Este trabajo permitió analizar modelos de compostadores exitosos, utilizados en otras experiencias; y diseñar, construir, evaluar un compostador experimental; permitió analizar sus características e influencia sobre el proceso de compostaje. Reúne información sobre la valoración del artefacto en experiencias previas, realizadas en países con mayores avances

que el nuestro en sus políticas ambientales frente a la gestión de residuos y permite observar la complejidad de las acciones que acompañan una política sobre la gestión descentralizada de los residuos orgánicos exitosa.

Los compostadores estáticos de 500 l de capacidad volumétrica y un metro de altura máxima para la incorporación de residuos, fueron eficaces en el tratamiento de residuos orgánicos de comedor, combinados con viruta de pino como agente estructurante en una relación 1,5:1 (v:v) respectivamente. La experiencia desarrollada ratifica la viabilidad de procesos descentralizados, estáticos, de volúmenes pequeños y en climas con temperaturas medias próximas a los 11° C y mínimas inferiores a 0° C.

Las características del sistema desarrollado en esta experiencia han permitido observar la adecuación del mismo a los estándares para procesos de saneamiento de biosólidos o lodos cloacales (PFRP) si se incorpora residuo de origen animal al proceso, mientras que no se han dado las condiciones necesarias en el tratamiento que sólo incorporó residuos de origen vegetal. Este aspecto debiera ser atendido en las prácticas de utilización del compost obtenido, considerando el riesgo asociado a las mismas. Asimismo es un tema que puede profundizarse en investigaciones futuras tanto como en la difusión de la técnica.

El proceso de compostaje se desarrolló de manera diferenciada al evaluar cuatro estratos en altura en relación a la variable temperatura (asociada al saneamiento de los materiales) o variables de estabilidad de compost (evolución de CO₂, carbono soluble en agua y la relación entre el carbono soluble en agua y el nitrógeno total Kjeldahl, entre otras. El estudio de los estratos: 0 a 20 cm (T10), 20 a 40 (T30), 40 a 60 cm (T50) y de 60 a 80 cm (T70), sugiere un efecto negativo de que llamamos *estratificación* (T10 cm >T30 cm >T50 cm >T70 cm), gobernado posiblemente por la migración de líquidos lixiviados a los estratos inferiores y la compactación debida a la columna de residuos. Esta condición que quita eficiencia al proceso; motiva el cuestionamiento a la lógica que caracteriza el proceso en los compostadores estáticos de pequeña escala, ya que la idea generalizada es que *el estrato inferior de la mezcla que se composta es el más avanzado en el proceso de saneamiento, degradación y transformación de la materia orgánica*, mientras que en este trabajo, el estrato inferior no alcanzó valores de saneamiento y estabilidad alcanzados en estratos superiores.

Por otro lado, consideramos que la *tasa de generación*, 6,5 kg de residuo por día, según esta experiencia, equivalente a 20 personas según los estudios del INTI Regional

Córdoba, tiene influencia en el desarrollo del proceso en compostadores estáticos y nuevas líneas de investigación debieran estudiarla como una fuente de variabilidad en nuevas condiciones de operación, sobre todo si se requiere garantizar el saneamiento de microorganismos patógenos y semillas de malezas.

El modelo teórico propuesto para el análisis de la tecnología, permitió estimar y evaluar el rendimiento del sistema bajo condiciones operativas o dinámicas particulares, que aportarán a otro generador o escenario de compostaje descentralizado, elementos para la discusión y optimización de los sistemas en relación a sus *tasas de tratamiento*. Si asociamos la liberación de capacidad de tratamiento dada por la extracción de los materiales del compostador, al tiempo que requiere la *estabilización* de los mismos, hallamos un rango de 160 a 240 días de tiempo de tratamiento requerido, para poder retirar y completar el proceso con una fase de maduración fuera de los compostadores. Este tiempo de tratamiento requerido se asocia con una tasa de tratamiento de 1,4 a 2,2 kg de residuo por día de tratamiento. Estas condiciones resultan de interés para evaluar el rendimiento del sistema y calcular el número de compostadores o capacidad de tratamiento de los mismos.

Se analizaron distintas *prácticas de gestión*, relativas al tipo de residuo que se incorpora al proceso y a la recirculación de los líquidos lixiviados generados en el mismo. Se observaron diferencias en la evolución de las temperaturas del proceso, debidas al tipo de residuo incorporado. Por otro lado, el tratamiento con recirculación de los líquidos lixiviados, presentó una evolución similar al tratamiento que incorporó residuos de origen animal y vegetal, con buen rendimiento teórico sobre la eliminación de microorganismos patógenos y semillas de malezas de acuerdo al PFRP.

El estudio de las variables de estabilidad en los materiales contenidos en el estrato de los 20 a 40 cm de altura de compostador y en mediciones realizadas a los 200 y 244 días de iniciada la experiencia, no mostró diferencias asociadas a los tratamientos y no podría relacionarse un efecto negativo a la recirculación de los líquidos lixiviados en las variables y parámetros de referencia. Por otro lado, el tratamiento que solo incorporó residuos de origen vegetal generó valores de pH superiores y de menor calidad respecto de los tratamientos que incorporaron residuos de origen animal, con y sin recirculación de líquidos lixiviados. Los valores de conductividad eléctrica fueron más elevados cuando se reincorporaron los líquidos lixiviados, en relación a los valores medidos en el tratamiento

que solo incluyó residuos vegetales. No obstante y en ambos casos (pH y CE) se hallaron en rangos aptos para la mayoría de los usos agronómicos. La evolución de la relación C:N no presentó una clara disminución en el período estudiado, mientras que la relación CSA:NTK resultó adecuada para el estudio del proceso, en relación al consumo de carbono y concentraciones de nitrógeno durante el mismo, por este motivo recomendamos dicho indicador. El contenido de nitrógeno se ubicó en rangos medios al comparar con la bibliografía de referencia, sin embargo, se podría incrementar el contenido relativo de nitrógeno en los compost finales, si el mismo se tamizara para recuperar la viruta y volver a incorporarla al proceso como agente estructurante.

Las distintas *prácticas de gestión* del proceso (recirculación de lixiviados y tipo de residuo compostado), fueron analizadas en relación a variables de madurez de compost. Los ensayos de germinación realizados a 336 días de iniciada la experiencia, presentaron ausencia de fitotoxicidad en los tres tratamientos estudiados. La recirculación de los líquidos lixiviados permitió alcanzar los menores valores para la actividad deshidrogenasa y en la relación C:N, alcanzando valores recomendados para la relación amonio: nitratos como de amonio estrictamente, en tanto la recuperación de los líquidos lixiviados sería un aspecto de diseño en compostadores, con resultados beneficiosos para la maduración del compost. El tratamiento que incorporó residuos de origen animal no presentó una mejora significativa en las variables de madurez, como se mencionó, tampoco presentó fito toxicidad en los test de germinación, y sólo se observó una mejoría en la relación C:N frente al tratamiento que sólo incorporó residuos de origen vegetal, efecto esperable por la introducción de compuestos ricos en N y propios del tejido animal.

La recirculación de los lixiviados permitió alcanzar valores de nitratos y nitrógeno total Kjeldahl más elevados. El tratamiento que incorporó residuos animales y vegetales pero no líquidos lixiviados, alcanzó los valores más recomendables de pH y CE. La concentración total de nutrientes (P, Ca, K, Mg y Na) fue mayor en general, para el tratamiento en el que se reincorporaron lixiviados, salvo para el K, que presentó los mayores valores en el tratamiento exclusivo de residuos vegetales. Las variables de humificación analizadas no mostraron una diferenciación entre los tratamientos, sin embargo, presentaron valores adecuados de humificación en los compost de los 3 tratamientos.

El compostaje, como tecnología desarrollada en el marco de las ciencias agropecuarias y con reconocido valor en el tratamiento de residuos sólidos urbanos, sigue evolucionando, al punto que muchos estados nacionales tengan la expectativa y objetivo en el corto, mediano y largo plazo, de que todo aquel ciudadano que disponga de un espacio mínimo en su residencia, actúe como responsable del proceso de compostaje y tratamiento de la fracción de residuos orgánico que genera. La diversidad de escenarios posibles de intervención requiere la revisión y adecuación de los factores que regulan el proceso y permitan obtener el mejor rendimiento del mismo.

En el presente trabajo se han realizado aportes de valor para distintas partes interesadas en este objetivo común, desde una revisión de las políticas y acciones más representativas del valor de esta estrategia para la gestión integral de residuos de una zona, hasta la revisión de la dinámica de proceso preestablecida, con el fin de impactar en la optimización de los sistemas estáticos, mayormente difundidos en campañas masivas de compostaje descentralizado. Se han realizado aportes al diseño del artefacto que mejoran las condiciones del entorno en el cual se desarrolla el proceso de compostaje (recuperación de líquidos lixiviados); la optimización del desempeño de temperaturas de saneamiento en condiciones climáticas desfavorables y en la obtención de un producto de mayor calidad y con variadas potencialidades agronómicas para el usuario en general.

El desarrollo de técnicas de análisis de compost de práctica ejecución y económicas, así como las formas de utilización de los compost producidos en procesos descentralizados, pueden sumar investigaciones y conocimiento de impacto global y local para la valorización de los residuos orgánicos. Es necesario desarrollar sistemas de escala municipal y descentralizados, que maximicen el reciclaje de la fracción orgánica de los residuos urbanos, por lo tanto, las futuras investigaciones debieran incorporar también aspectos sociales de aceptación e innovación en el uso de los productos obtenidos a partir de los residuos.

El trabajo realizado permite establecer nuevas referencias para el desarrollo de técnicas de análisis, que resulten más simples y que faciliten el cálculo de la estabilidad y madurez de los compost a partir de análisis económicos y realizables en campo, que faciliten la masificación del uso de la técnica de compostaje. Los test de auto-calentamiento y los test tipo *SOLVITA* © serían de gran utilidad en el presente y el futuro cercano de nuestro país, permitirían analizar una cantidad creciente de procesos de compostaje y establecer criterios

comunes de control, este trabajo sugiere la necesidad de desarrollar dichos criterios e investigar la correlación de las técnicas estudiadas y aplicadas, a técnicas más simples y económicas de evaluación de procesos de compostaje.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdullah N., Chin N.L. Mokhtar M. M. and Taip F. S. 2013. Effects of bulking agents, load size or starter cultures in kitchen-waste composting. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*. Publicado en internet, disponible en: <http://www.ijrowa.com/content/2/1/3> . Activo enero 2016.
- Adani F., Genevini P. and Tambone F. 1995. A new index of organic matter stability. *Compost Science and Utilization* 3: 25-37.
- Adani F., Ubbiali C. and Genevini P. 2006. The determination of biological stability of compost using the Dynamic Respiration Index: The results of experience after two years. *Waste Management* 26: 41-48.
- Adhikari B. K., Barrington S., Martinez J. and King S. 2008. Characterization of food waste and bulking agents for composting. *Waste Management* 28: 795-804.
- Adhikari B. K., Barrington S., Martinez J. and King S. 2009. Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. *Waste Management* 29: 197-203.
- Adhikari B. K., Trémier A., Martinez J. and Barrington S. 2010. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. *Waste Management & Research* 28: 1039-1053.
- Alef K. 1995. Soil respiration in: *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, Alef K. y Nannipieri P. (Eds.). Publicado en internet, disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/book/9780125138406> . Activo febrero 2016.
- Alexander P.D. 2007. Effect of Turning and Vessel Type on Compost Temperature and Composition In Backyard (Amateur) Composting. *Compost Science & Utilization*, 15: 167-175.
- APHA, Standard Methods for the examination of water and wastewater. 1998. 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, Washington D.C., USA.
- Arrigoni J.P. 2011. Evaluación del desempeño de diferentes prototipos de compostadores en el tratamiento de residuos orgánicos. Tesis Magister. Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina, 120 pp.
- Arrigoni J.P., Paladino L.P. and Laos F. 2015. Feasibility and Performance Evaluation of Different Low-Tech Composter Prototypes. *International Journal of Environmental Protection*, 5: 1-8.
- Baby R. E., Cabezas M. D., Labud V., Marqui F. J. y Walsoe De Reza N. E. 2002. Evolución de las etapas termofílicas en el proceso de compostaje de biosólidos. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México. pp. 1-7.
- Barrena R., Font X., Gabarrell X. and Sánchez A. 2014. Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability. *Waste Management*, 34: 1109-1116.
- Bench M. L., Woodard R., Harder M. K. and Stantzos N. 2005. Waste minimisation: home digestion trials of biodegradable waste. *Resources, Conservation and Recycling* 45: 84-94.
- Benjawan L., Sihawong S., Chayaprasert W. and Liamlaem W. 2015. Composting of biodegradable Organic Waste from Thai Household in a Semi-Continuous Composter. *Compost Science & Utilization*, 23:11-17.
- Bernal M.P., Paredes C., Sánchez-Monedero M.A. and Cegarra J. 1998a. Maturity and stability parameters of composts prepared with a Wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63:91-99.

- Bernal M. P., Navarro A. F., Sánchez-Monedero M. A., Roig A. and Cegarra J. 1998b. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 305-313.
- Bernal M. P., Alburquerque J. A. and Moral R. 2009. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. *Bioresource Technology* 10: 5444-5453.
- Campitelli P. A., Velasco M. I. and Ceppi S. B. 2006. Chemical and physicochemical characteristics of humic acids extracted from compost, soil and amended soil. *Talanta* 59: 1234-1239.
- Campitelli, P. and Ceppi, S. 2008. Chemical, physical and biological compost and vermicompost characterization: A chemometric study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 90, 64-71.
- Campitelli, P. y Ceppi, S. 2010. Calidad de compost y vermicompuestos para su uso como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Escuela para Graduados, Ciudad de Córdoba. 231 pp.
- CCQC (California Compost Quality Council). 2001. Compost Maturity, Index, Technical Report. Publicado en internet, disponible en: www.anr.state.vt.us/dec/wastediv/compost/documents/CompMaturity.pdf . Activo enero 2016
- CE. 1999. Comunidad Europea. Consejo de la Unión Europea. Directiva 1999/31/CE relative al vertido de residuos. 19 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:31999L0031&from=ES> . Activo enero 2016.
- Chan Y. C., Sinha R. K and Wang W. 2010. Emission of greenhouse gases from home aerobic composting, anaerobic digestion and vermicomposting of households wastes in Brisbane (Australia). *Waste Management & Research*, 29: 540-548.
- Colón J., Martínez-Blanco J. Gabarrel X., Artola A., Sánchez A., Rieradevall J. and Font X. 2010. Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling* 54: 893-904.
- CCE. Comisión de las Comunidades Europeas. 2008. Libro Verde sobre la gestión de los biorresiduos en la Unión Europea. Publicado en internet, disponible en: [http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/com/com_com\(2008\)0811/_com_com\(2008\)0811_es.pdf](http://www.europarl.europa.eu/meetdocs/2009_2014/documents/com/com_com(2008)0811/_com_com(2008)0811_es.pdf) . Activo febrero 2016.
- Cooperband L. R., Stone A. G., Fryda M. R. and 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. y Polo A. 1991. Residuos orgánicos urbanos. Manejo y utilización. Consejo Sup. Invest. Científicas - CEBAS, Murcia, España, 181 pp.
- Curtis A., Phillips P. S. and Tudor T. 2009. Driving Sustainable Waste Management in Northern Ireland – Home Composting of “Green Garden Waste” in Castlereagh. *Journal of Solid Waste Technology and Management*, 35: 191-199.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M. and Robledo C.W. (2008). *InfoStat*, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz L.F., De Bertoldi M. Bidlingmaier W. and E. Stentifor. 2007. *Compost Science and Technology*. Elsevier Science., Amsterdam, Holanda. 380 pp.
- Epstein E. 2011. *Industrial Composting: Environmental Engineering and Facilities Management*. CRC Press, USA, 340 pp.

- Faverial J. and Sierra J. 2014. Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). *Journal of Cleaner Production*, 83: 238-244.
- García C. T., Hernández T. and Costa F. 1991. Study on water extract of sewage sludge compost. *Soil Sci. Plant Nutr.* 37: 399-408.
- Gies G. 1996. Backyard composting plus recycling yields high diversion. *Biocycle*. 37: 39-42.
- Golueke C.G. 1989. Putting principles into successful practice. In: Staff of BioCycle (Eds.) *The BioCycle Guide to Yard Waste Composting*. JG Press, Pennsylvania, pp. 106-110.
- Gómez Palacios J. M y Estrada de Luis I. B. 2005. Índices de calidad de suelos y compost desde la perspectiva agro-ecológica. Publicado en internet, disponible en http://www.bpeninsular.com/pdfs/Ponencia_ISR_Sevilla.pdf . Activo febrero 2016.
- Gould M., Garrison R. and Foster S. 1992. Source separation and composting of organic municipal solid waste. *Resource Recycling*, 17: 36-45.
- Haug, R. T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. CRC Press LLC. Lewis Publishers. United States of America. 752 pp.
- Hoornweg D. and Perinaz B. 2012. What a Waste. Aglobal Review of Solid Waste Management. Urban Development Series Knowledge Papers. Publicado en internet, disponible en: http://siteresources.worldbank.org/INTURBANDEVELOPMENT/Resources/336387-1334852610766/What_a_Waste2012_Final.pdf . Activo enero 2016.
- Hue N. V. and Liu J. 1995. Predicting compost stability. *Compost Science and Utilization* 3: 8-15.
- Illmer P. 2002. Backyard Composting: General Considerations and a Case Study. En: *Microbiology of Composting*, H. Insam, N. Riddech, S. Klammer (Eds.) Berlin-Heidelberg, pp. 133-142.
- Illmer P., Meyer E. and Schinner F. 1997. Thermic insulation and sieve plates – beneficial equipments for a rapid and high quality degradation in household composting?. *Die Bodenkultur: Austrian Journal of Agricultural Research* 48: 99-103,
- Illmer P. and Schinner F. 1997. Compost turning. A central factor for a rapid and high-quality degradation in household composting. *Bioresource Technology* 59: 157-162.
- INTI. 2011a. Instituto Nacional de Tecnología Industrial Regional Córdoba. Asistencia a fabricantes, calculador de tamaño de compostera. Publicado en internet, disponible en: <http://www.inti.gov.ar/compostajedomiciliario/asistencia.htm> Activo enero 2016.
- INTI. 2011b. Instituto Nacional de Tecnología Industrial Regional Córdoba. Proyecto conjunto con Universidad Nacional de Río Negro. Evaluación del funcionamiento de compostadores para la producción de enmiendas orgánicas. Disponible en http://www.inti.gov.ar/compostajedomiciliario/pdf/acuerdos_trabajo/DTR6.pdf Activo enero 2016).
- INTI. 2012a. Instituto Nacional de Tecnología Industrial Regional Córdoba. Instructivo para la producción de Compostaje Domiciliario. Una oportunidad para convertir residuos del hogar en una enmienda orgánica. Disponible en: <http://www.inti.gov.ar/compostajedomiciliario/pdf/formatodigital.pdf> . Activo enero 2016.
- INTI. 2012b. Instituto Nacional de Tecnología Industrial Regional Córdoba. Compostaje domiciliario. Manual para Municipios y Comunas. Publicado en internet, disponible en: http://www.inti.gov.ar/compostajedomiciliario/pdf/ManualparaMuniycomunas_impresio_libro.pdf Activo enero 2016.

- Iyengar S. R. and Bhave P. P. 2006. In-vessel composting of household wastes. *Waste Management* 26: 1070-1080.
- Jim S. M. 1991. A Canadian innovation has made recycling your food scraps easier than ever. *Organic Gardening*, 37: 67-68.
- Kalamdhad A. S. and Kazmi A. A. 2008. Mixed organic waste composting using rotary drum composter. *Int. J. Environment and Waste Management* 2: 24-36.
- Kalamdhad A. S., Pasha M. and Kazmi A. A. 2008. Stability evaluation of compost by respiration techniques in a rotary drum composter. *Resources, Conservation and Recycling* 52: 829-834.
- Kalamdhad A. S. and Kazmi A. A. 2009a. Effects of turning frequency on compost stability and some chemical characteristics in a rotary drum composter. *Chemosphere* 74: 1327-1334.
- Kalamdhad A. S. and Kazmi, A. A. 2009b. Rotary drum composting of different organic waste mixtures. *Waste Management & Research* 27: 129-137.
- Kalamdhad A. S., Singh Y. K., Ali M., Khwairakpam M. and Kazmi A.A. 2009. Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves. *Bioresource Technology* 100: 6442-6450.
- Kalamdhad A. S., Khwairakpam M. and Kazmi A. A. 2012. Drum composting of municipal solid waste. *Environmental Technology*, 33: 299-306.
- Karnchanawong S. and Suriyanon N. 2011. Household organic waste composting using bins with different types of passive aeration. *Resources, Conservation and Recycling*, 55: 548-553.
- Koivula N., Rääkkönen T., Sari S., Ranta J. and Hänninen K. 2004. Ash in composting of source-separated catering waste. *Bioresource Technology* 93: 291-299.
- Körner I., Saborit-Sánchez I. and Aguilera-Corrales Y. 2008. Proposal for the integration of decentralised composting of the organic fraction of municipal solid waste into the waste management system of Cuba. *Waste Management* 28: 64-72.
- Laos F. 2001. Compostaje de residuos orgánicos de actividades productivas y urbanas en la región andino-patagónica: determinación de índices de madurez para su utilización agronómica. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 171 pp.
- Laos F., Mazzarino M. J., Walter I., Roselli L., Satti P. and Moyano S. 2002. Composting of fish ofal and biosolids in NW Patagonia. *Bioresource Technology* 81:179-186.
- Laos, F.; Semenas, L.y V. Labud. 2004. Factors related to the attraction of flies at a biosolids composting facility (Bariloche, Argentina). *The Science of the Total Environment* 328: 33-40. ISSN 0048-9697.
- Laos F., Mazzarino M. J. y Satti P. 2012. Aspectos legales del uso de residuos orgánicos. En: *Compostaje en Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Universidad Nacional de Río Negro - Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina, pp 55-66.
- Lleó T., Albacete E., Barrena R., Font X., Artola A. and Sánchez A. 2013. Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *Journal of Cleaner Production*, 47: 70-76.
- Mazzarino M.J., Satti P., Moyano S y Laos F. 2004. Compost de biosólidos: Efecto del tamizado sobre la inmovilización de nitrógeno del suelo. *Ciencia del suelo*, 22: 19-26.
- Mazzarino M.J., Satti P. y Roselli L. 2012. Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost. En: *Compostaje en Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Universidad Nacional de Río Negro - Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina, pp 55-66.

- Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds). 2012. Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso. Universidad Nacional de Río Negro – Orientación Gráfica Editora, 348 pp.
- Moqsud M. A. Bushra Q. S. and Rahman M. H. 2011. Composting barrel for sustainable organic waste management in Bangladesh. *Waste Management & Research*, 29: 1286-1293.
- Moreno-Casco J. y Moral-Herrero R. 2008. Compostaje. Moreno-Casco J. y Moral-Herrero R. (Eds.) Ediciones Mundi Prensa, Madrid, España. 570 pp.
- Narihiro T. and Hiraishi A. 2005. Microbiology of Fed-batch Composting. *Microbes Environ*, 20: 1-13.
- Navarro A. F., Cegarra J., Roig A. y Bernal P. 1990. Análisis de residuos urbanos, agrícolas, ganaderos y forestales: relación materia orgánica – carbón orgánico. En: III Congreso Internacional de química de la ANQUE. Residuos sólidos y líquidos: su mejor destino. Fondo editorial ANQUE. Madrid, España pp. 447-456.
- Papadopoulos A. E., Stylianou M. A., Michalopoulos C. P., Moustakas K. G., Hapeshis K. M., Vogiatzidaki E. E. I. and Loizidou M. D. 2009. Performance of a new household composter during in-home testing. *Waste Management* 29: 204-213.
- Platt B. 2014. Growing Local Fertility: A guide to community composting. Institute for Local Self-Reliance and James McSweeney and Jenn Davis, Highfields Center for Composting, 121 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://highfieldscomposting.org/sites/default/files/files/resources/growing-local-fertility.pdf> Activo enero 2016.
- REELCDyC 2012. Red Estatal de Entidades Locales por el Compostaje Doméstico y Comunitario. Situación del compostaje doméstico y comunitario en el Estado Español. Publicado en internet, disponible en: http://www.compostaenred.org/proyectos/Proyecto1/publicacion/Sit_compostaje_domycomunitario_Composta%20en%20Red.pdf Activo enero, 2016.
- Richards, J.E. 1992. Chemical characterization of plant tissue. En: Carter Martin R. (ed.) Soil sampling and methods of analysis. *Can Soc Soil Sci*, pp 115-119.
- Rodriguez Salinas M.A y Córdoba Vázquez A. 2006. Manual de compostaje municipal. Tratamiento de residuos sólidos urbanos. S y G Editores S.A., Ciudad de México, México, 102 pp.
- Roletto E., Barberis, R. Consignlid M., and Jodice R. 1985. Chemical parameters for evaluation compost maturity. *Biocycle March*, 46–48.
- Rynk R. 1992. On-Farm Composting Handbook. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service. Ithaca, Nueva York, EEUU, 186 pp.
- Rynk R. 2000. On-Site Composting Options. Contained Composting Systems Review. From *BioCycle Magazine*. March 2000, pp 30-37.
- Rynk R. 2003. The art in the science of compost maturity. *Compost Science and Utilization* 11: 94-96.
- Rudé-Payró E. y Torres-Castillo R. 2008. Evaluación de Diferentes Modelos de Compostadores Domésticos. Universitat de Barcelona. Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Química. Barcelona España. Publicado en internet, disponible en: [http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20\(FORM%20-%20FV\)/Jornades,%20estudis%20i%20enllacos/informe_compostadors_es.pdf](http://www20.gencat.cat/docs/arc/Home/Ambits%20dactuacio/Recollida%20selectiva/Residus%20municipals/Materia%20organica%20(FORM%20-%20FV)/Jornades,%20estudis%20i%20enllacos/informe_compostadors_es.pdf) . Activo enero 2016.

- Sánchez A., Gabarrell X., Artola A., Barrena R., Colón J. Font X. and Komilis D. 2015. Composting of Wastes. En: Resource Recovery to Approach Zero Municipal Waste. Taherzadeh M.J. and Richards T. (Eds.) CRC Press, pp. 77-106.
- SAYDS. 2005. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Estrategia Nacional para la Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. Ministerio de Salud y Ambiente, República Argentina, 169 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://observatoriorsu.ambiente.gob.ar/institucional/5/la-estrategia-nacional-para-la-gestion-integral-de-residuos-solidos-urbanos> . Activo enero 2015.
- Satti P., Mazzarino M. J., Laos F., Roselli L. y Crego P. 2012. Compostaje de materiales de diferente origen: experiencias del Grupo de Suelos del CRUB. En: Compostaje en Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso. Mazzarino M.J. y Satti P. (Eds.). Universidad Nacional de Río Negro – Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina, pp 77-98.
- Schaub S. M. and Leonard J. J. 1996. Composting: an alternative waste management option for food processing industries. *Trends in Food Science & Technology* 7: 263-268.
- Schwalb M., Rosevear C., Chin R. and Barrington S. 2011. Food waste treatment in a community center. *Waste Management* 31: 1570-1575.
- Servicio Meteorológico Nacional. 2010. Datos de temperature extremos para Bariloche, período 1961-1990. Publicado en internet, disponible en: <http://www.smn.gov.ar/?mod=clima&id=30&provincia=Rio%20Negro&ciudad=Bariloche>. Activo Noviembre 2010.
- Sims J.R and Haby V.A. 1971. Simplified colorimetric determination of soil organic matter. *Soil Science*. 112: 137-141.
- Singh A. and Sharma S. 2002. Composting of a crop residue through treatment with microorganisms and subsequent vermicomposting. *Bioresource Technology* 85: 107-111.
- Singh Y.K., Kalamdhad A. S., Ali M. and Kazmi A. A. 2009. Maturation of primary stabilized compost from rotary drum composter. *Resources, Conservation and Recycling* 53: 386-392.
- Smith D. R., Cawthon D. L., Sloan J. J. and Freeman T. M. 2006. In-vessel, mechanical rotating drum composting of institutional food residuals. *Compost Science & Utilization* 14: 155-161.
- Smith S.R. and Jasim S. 2009. Small-scale home composting of biodegradable households waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. *Waste Management & Research* 27: 941-950.
- Sparks D. L., Page A. L., Helmke P. A., Loeppert R. H., Soltanpour P. N., Tabatabai M. A., Johnston C. T. and Sumner M. E. 1996. En: *Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods*. SSSA Book Series N° 5. SSSA, Inc., Madison, Wisconsin, USA, 1358 pp.
- Sterner T. and Bartelings H. 1999. Household Waste Management in a Swedish Municipality: Determinants of Waste Disposal, Recycling and Composting. *Environmental and Resource Economics*, 13: 473-491.
- Stoffella P.J. y Kahn B.A. 2004. Utilización de Compost en los Sistemas de Cultivo Hortícola. Mundi-Prensa Libros, Madrid, España, 414 pp.
- Tabatabai M. A. 1994. Soil Enzymes. En: *Methods of Soil Analysis*, Weaver R.W., Angle J.S. and Bottomley P.S. (Eds) SSSA Book Series 5, USA. pp 775-826.
- Tang J., Zhou Q. and Katayama A. 2010. Effects of Raw Materials and Bulking Agents on the Thermophilic Composting Process. *J. Microbiol. Biotechnol.*, 20: 925-934.
- Tchobanoglous G. and Kreith F. 2002. Handbook of solid waste management. McGraw-Hill Professional, United States, Ebook, 950 pp.

- Tchobanoglous G., Theisen J. y Vigil S. A. 1994. Gestión Integral de Residuos Sólidos. McGraw-Hill/Interamericana de España S.A., Madrid, España, 1107 pp.
- Tiquia S. M. 2005. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology* 99: 816-828.
- Tognetti C., Laos F., Mazzarino M. J. and Hernández M. T. 2005. Composting vs. Vermicomposting: A comparison of end product quality. *Compost Science & Utilization* 13: 6-13.
- Tognetti C. 2007. Compostaje de residuos orgánicos urbanos: Optimización del proceso para una mayor calidad del product final. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina, 175 pp.
- Tognetti C., Mazzarino M. J. and Laos F. 2007a. Cocomposting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality. *Biology and Fertility of Soils* 43: 387-397.
- Tognetti C., Mazzarino M. J. and Laos F. 2007b. Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technology* 98:1067-1076.
- Tognetti C., Mazzarino M.J. and Laos F. 2011. Comprehensive quality assessment of municipal organic waste composts produced by different preparation methods. *Waste Management*, 31: 1146-1152.
- Trautmann N.M and Krasny M.E. 1997. Composting in the classroom. Scientific Inquiry for high school students. National Science Foundation. Cornell Waste Management Institute. Cornell Center for Environment, 116 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://cwmi.css.cornell.edu/compostingintheclassroom.pdf> Activo enero 2016.
- UNC. 2011. Universidad Nacional de Córdoba. Publicado en internet, disponible en: <http://www.unc.edu.ar/investigacion/cienciaytecnologia/novedades-informacion-cyt/2011/septiembre/registran-modelos-industriales-de-una-201ccompostera201d-y-una-201cvemicompostera201d-para-la-produccion-de-abono-organico> Activo: Enero 2015
- UNEP. 2005. United Nations Environment Programme. Publicado en internet, disponible en: <http://www.unep.org/ietc/Portals/136/SWM-Vol1-Part1-Chapters1to3.pdf> . Activo enero 2015.
- USEPA. 1977. United States Environmental Protection Agency. Composting Sewage Sludge by High-Rate Suction Aeration Techniques. Washington, D.C. USA, 52 pp. Publicado en internet, disponible en: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000PYRQ.PDF?Dockey=2000PYRQ.PDF> Activo enero 2016.
- USEPA. 1989. United States Environmental Protection Agency. Yard Waste Composting. Solid Waste and Emergency Response. A Study of Eight Programs. EPA/530-SW-89-038, 47 pp.
- USEPA. 1993. United States Environmental Protection Agency. Standards for the use or disposal of sewage sludge Federal Register 58. Washington D.C., USA, pp. 9248-9415.
- USEPA. 1994. United States Environmental Protection Agency. Composting Yard Trimmings and Municipal Solid Waste. Office of Solid Waste and Emergency Response. Publicado en internet, disponible en: [http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/ria.nsf/vwAN/cytmsw.pdf/\\$file/cytmsw.pdf](http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/ria.nsf/vwAN/cytmsw.pdf/$file/cytmsw.pdf) . Activo enero 2016.
- USEPA. 2003. United States Environmental Protection Agency. Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Publicado en internet, disponible en: http://www.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/control_of_pathogens_and_vector_attraction_in_sewage_sludge_july_2003.pdf Activo enero 2016.

- USEPA. 2014. United States Environmental Protection Agency. Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2012. Solid Waste and Emergency Response (5306P). Washington, DC 20460.
- Varma V. S., Mayur C. and Kalamdhad A. 2014. Effects of bulking agent in composting of vegetable waste and leachate control using rotary drum composter. *Sustainable Environment Research*, 24: 245-256.
- Varma V. S. and Kalamdhad A. S. 2014. Stability and microbial community analysis during rotary drum composting of vegetable waste. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 3: 52, 9 pp.
- Vega C. A., Benítez S. O. and Ramírez Barreto M. E. 2008. Solid waste characterization and recycling potential for a university campus. *Waste Management* 28: 521-526.
- Veeken A., Klaas N., de Wilde V. and Mamelers B. 2000. Characterisation of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology*, 72: 33-41.
- Wei Y., Fan Y., Wang M. and Wang J. 2000. Composting and compost application in China. *Resources, Conservation and Recycling*, 30: 277-300.
- Williams P. T. 2005. *Waste Treatment and Disposal*, 2nd Edition. John Wiley & Sons Ltd, The Atrium, Southern Gate Chichester, West Sussex PO19 8SQ, England, 424 pp.
- Woodard R., Harder M. K., Bench M. and Philip M. 2001. Evaluating the performance of a fortnightly collection of household waste separated into compostables, recyclates and refuse in the south of England. *Resources Conservation & Recycling* 31: 265-284.
- Woodard R., Bench M., Harder M. K. and Santos N. 2004. The optimisation of household waste recycling centres for increased recycling – a case study in Sussex, UK. *Resources, Conservation and Recycling* 4: 75-93.
- Zbytniewski R. and Buszewski B. 2005. Characterization of natural organic matter (NOM) derived from sewage sludge compost. Part 1: chemical and spectroscopic properties. *Bioresource Technology* 96, 479-484.
- Zotos G., Karagiannidis A., Zampetoglou S., Malamakis A., Antonopoulos I. S., Kontogianni S. and Tchobanoglous G. 2009. Developing a holistic strategy for integrated waste management within municipal planning: challenges, policies, solutions and perspectives for Hellenic municipalities in the zero-waste, low-cost direction. *Waste Management* 29: 1686-1692.
- Zucconi F., Pera A., Forte M. and De Bertoldi M. 1981a. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle* 22: 54-57.
- Zucconi F., Forte M., Monaco A and De Bertoldi M. 1981b. Biological Evaluation of Compost Maturity. *BioCycle* 22: 27-29.
- Zucconi F. and De Bertoldi M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. En: De Bertoldi M., Ferranti M. P., L'Hermite P. and Zucconi F. (Eds). *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science, London, United Kingdom, pp. 30-50.
- Zurbrügg C., Drescher S., Patel A. and Sharatchandra H. C. 2004. Decentralised composting of urban waste – an overview of community and private initiatives in Indian cities. *Waste Management* 24: 655-662.
- Zurbrügg C. S., Drescher I., Rytz A., Sinha H. M. and Enayetullah I. 2005. Decentralised composting in Bangladesh, a win-win situation for all stakeholders. *Resources, Conservation and Recycling* 43: 281-292.