



Universidad de Valladolid

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍAS
AGRÁRIAS**

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA AGRÍCOLA Y
FORESTAL**

TESIS DOCTORAL:

**TRATAMIENTO Y REVALORIZACIÓN DE
SANDACH PROCEDENTE DEL SECTOR
PRODUCTIVO DE LA AVICULTURA DE
PUESTA MEDIANTE COMPOSTAJE**

Presentada por Juan Benito López Sotelo para
optar al grado de Doctor por la Universidad de
Valladolid

Dirigida por:
Mercedes Sanchez Bascones
Luis Manuel Navas Gracia

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL.....	I
ÍNDICE DE TABLAS.....	VI
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VIII
LISTA DE ABREVIATURAS.....	XI
AGRADECIMIENTOS.....	XIV
RESUMEN.....	XV
ABSTRACT.....	XVIII
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Sector avícola de puesta.....	2
1.1.1. Indicadores económicos del sector.....	2
1.1.2. Adaptación del sistema de cría a la legislación actual.....	5
1.2. Subproductos animales no destinados al consumo humano.....	6
1.2.1. Definición de SANDACH.....	6
1.2.2. Legislación sobre SANDACH.....	7
1.2.2.1. A nivel europeo.....	7
1.2.2.2. A nivel nacional.....	8
1.2.3. Categorización de los SANDACH.....	10
1.2.4. Eliminación y usos de los SANDACH.....	14
1.2.5. Métodos de transformación autorizados.....	16
1.2.6. El caso particular de los SANDACH en las salas de incubación.....	17
2. REVISION BIBLIOGRAFICA.....	21
2.1. manejo y usos de los residuos de incubadora.....	22
2.1.1. Tratamiento de los residuos sólidos de incubadora.....	23
2.1.2. Uso de la cascara y la membrana del huevo.....	24
2.2. El compostaje como sistema de tratamiento de residuos.....	26
2.2.1. Factores que afectan al proceso de compostaje.....	27
2.2.1.1. Parámetros de seguimiento.....	27
2.2.1.2. Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato.....	30
2.2.2. Sistemas de compostaje.....	32
2.2.2.1. Sistemas abiertos.....	32
2.2.2.2. Sistemas cerrados.....	35
2.2.3. Compostaje de SANDACH.....	40
2.2.3.1. Compostaje de cadáveres de animales.....	41

2.2.4. Métodos para evaluar el grado de madurez del compost.	49
2.2.4.1. Estabilidad biológica, “humificación” y madurez.	49
2.2.4.2. Métodos basados en parámetros físicos.	51
2.2.4.3. Métodos basados en parámetros químicos.	52
2.2.4.4. Métodos basados en la evolución actividad microbiana.....	54
2.2.4.5. Métodos basados en parámetros biológicos.....	56
2.2.4.6. Parámetros basados en el grado de humificación.....	57
2.3. Aprovechamientos y aplicaciones del compost.	59
2.3.1. Aspectos generales.....	59
2.3.2. Enmiendas orgánicas.....	60
2.3.3. Fertilizante orgánico.....	60
2.3.4. Té de compost.	61
2.3.5. Sustrato de cultivo.	62
2.3.6. Control biológico de agentes fitopatógenos.	63
2.3.7. Biofumigación.	63
2.3.8. Biofiltro.....	64
2.3.9. Recuperación de suelos contaminados.	65
2.3.10. Otros posibles usos.	66
2.4. Biosorción de iones metálicos en efluentes acuosos.	68
2.4.1. Problemática de la contaminación de los ecosistemas acuáticos por metales pesados.	68
2.4.2. Tratamientos convencionales para eliminación de los metales pesados de medios acuosos.....	72
2.4.2.1. Precipitación química.	73
2.4.2.2. Intercambio iónico.....	73
2.4.2.3. Tratamiento electroquímico.....	74
2.4.2.4. Adsorción.....	75
2.4.2.5. Tecnología de membranas	75
2.4.2.6. Extracción con disolventes	76
2.4.3. 1.5.4. Biosorción.....	76
2.4.3.1. Definición de biosorción.....	76
2.4.3.2. Mecanismo de biosorción.	77
2.4.3.3. Influencia de diferentes parámetros en el proceso de biosorción.....	78
2.4.3.4. Estudio de la cinética y el equilibrio del proceso de biosorción.....	81
3. OBJETIVOS	83
3.1. Objetivos.....	84

4. MATERIAL Y METODOS.....	85
4.1. Descripción y manejo del compostaje.	86
4.1.1. Caracterización de los residuos de partida.	86
4.1.2. Descripción de los compostadores.	87
4.1.3. Descripción de los experimentos de compostaje y toma de muestras.	89
4.1.4. Medida de temperatura y humedad.	91
4.2. Parámetros físicos-químicos, químicos y bioquímicos biológicos.	92
4.2.1. Métodos analíticos de carácter físico-químico.	92
4.2.1.1. pH y conductividad sobre extracto acuoso.	92
4.2.1.2. Determinación de capacidad de intercambio catiónico.	92
4.2.2. Métodos analíticos de carácter químico.	92
4.2.2.1. Residuo a calcinación (cenizas) y materia orgánica (MO).	92
4.2.2.2. Carbonatos totales.	93
4.2.2.3. Contenido en carbono, nitrógeno total y materia orgánica.	93
4.2.2.4. Nitrógeno amoniacal y nítrico.	93
4.2.2.5. Determinación Carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}).	94
4.2.2.6. Determinación Carbono orgánico extraíble en medio alcalino.	94
4.2.2.7. Determinación de Carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y ácidos fúlvicos (C_{AF}). ...	94
4.2.2.8. Determinación de minerales.	95
4.2.2.9. Determinación fosforo total.	95
4.2.2.10. Determinación fosforo asimilable.	96
4.2.2.11. Determinación de demanda química de oxígeno (DQO).	96
4.2.2.12. Espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier	97
4.2.2.13. Espectroscopia UV-Vis.	97
4.2.3. Métodos analíticos de carácter bioquímico y biológico.	98
4.2.3.1. Determinación de la biomasa microbiana.	98
4.2.3.2. Medida de Respirometría manométrica a volumen constante.	98
4.2.3.3. Actividad fosfatasa acida y actividad fosfatasa alcalina.	99
4.2.3.4. Actividad deshidrogenasa.	99
4.2.3.5. Test Biológico de Germinación	100
4.3. Revaloración del compost de residuos de incubadora como biosorbente para la eliminación de Cd(II) y Pb(II) en efluentes líquidos.	100
4.3.1. Preparación de las soluciones.	100
4.3.2. Preparación del biosorbente.	101
4.3.3. Caracterización fisicoquímica del biosorbente	101
4.3.3.1. Determinación Punto de pH de carga cero (pH_{pzc}).	101
4.3.3.2. Determinación de la superficie de BET.	102

4.3.3.3. Morfología mediante microscopía electrónica de barrido.....	102
4.3.3.4. Análisis infrarrojo.	103
4.3.4. Estudios de biosorción.	103
4.3.4.1. Efectos del pH de la solución.....	103
4.3.4.2. Estudio de la cinética del proceso.	103
4.3.4.3. Estudio del equilibrio del proceso.	104
4.3.4.4. Estudio de la termodinámica del proceso.	104
4.3.4.5. Análisis de los datos.	105
4.4. Análisis estadístico.	105
5. RESULTADOS Y DISCUSION	106
5.1. Evolución de temperatura y la humedad durante el co-compostaje de residuos de incubadora.....	107
5.2. Variación de los parametros fisico, quimicos y biologos durante el co-compostaje de residuos de incubadora.....	110
5.2.1. Parámetros físico-químicos y químicos del proceso.	110
5.2.1.1. pH y conductividad eléctrica.	110
5.2.1.2. Dinámica del nitrógeno.	112
5.2.1.3. Dinámica del carbono y la materia orgánica.-	116
5.2.1.4. Carbono orgánico extraíble e índices de humificación.....	122
5.2.1.5. Espectroscopia UV-vis	126
5.2.1.6. Espectrometría Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR)	128
5.2.1.7. Demanda química de oxígeno (DQO).	131
5.2.1.8. Evolución de la capacidad de intercambio cationico (CIC).	133
5.2.1.9. Fosforo total y asimilable.	135
5.2.1.10. Potasio total y otros nutrientes.	137
5.2.2. Parámetros biológicos y bioquímicos del proceso.	138
5.2.2.1. Carbono de biomasa microbiana.....	138
5.2.2.2. Fosfatasa acida y fosfatasa alcalina.	140
5.2.2.3. Deshidrogenasa.	142
5.2.2.4. Respirometría manométrica a volumen constante.....	144
5.2.2.5. Test Biológico de Germinación.	146
5.3. Caracterización agroquímica, madurez y estabilidad de los composts obtenidos.	149
5.3.1. Caracterización agronómica de los compost obtenidos.	150
5.3.2. Evaluación de la madurez y estabilidad de los composts obtenidos.	152

5.3.3. Adecuación de los compost obtenido como fuente de enmiendas y abonos orgánicos.	157
5.4. Revalorización del compost como biosorbente para la eliminación de Cd(II) y Pb(II) en efluentes líquidos.....	160
5.4.1. Caracterización físico-química del biosorbente.	160
5.4.2. Efectos del pH.	161
5.4.3. Estudio cinético.	162
5.4.4. Isoterma de adsorción en soluciones de un solo metal.	165
5.4.5. Termodinámica de la adsorción.	169
5.4.6. Isoterma de adsorción en un sistema binarios Pb (II)-Cd(II).	171
5.4.7. Análisis SEM/EDX y FTIR.	173
6. CONCLUSIONES	176
6.1. Conclusiones.	177
6.2. Conclusions.	180
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	183

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1.1. Producción semanal y coste anual de la gestión de los SANDACH producidos en una sala de incubación con capacidad para 500.000 huevos por semana.</i>	<i>18</i>
<i>Tabla 2.1. Eficiencia Total de los diferentes separadores de líquidos / sólidos (NRCS, 2006)</i>	<i>22</i>
<i>Tabla 2.2. Clasificación de los sistemas de compostaje</i>	<i>32</i>
<i>Tabla 2.3. Reagentes utilizados en la extracción de sustancias húmicas y su eficiencia de extracción</i>	<i>57</i>
<i>Tabla 2.4. Concentraciones de metales pesados en varios tipos de rocas ($\mu\text{g/g}$)</i>	<i>69</i>
<i>Tabla 2.5. Principales orígenes antropogénicos de los metales pesados.....</i>	<i>69</i>
<i>Tabla 2.6. Concentración de algunos metales en efluentes de industrias no metálicas ($\mu\text{g/l}$)</i>	<i>71</i>
<i>Tabla 4.1. Caracterización físico-química de residuos usados durante el compostaje.</i>	<i>86</i>
<i>Tabla 4.2. Parámetros de los experimentos de compostaje.</i>	<i>90</i>
<i>Tabla 5.1. Evolución del pH, conductividad eléctrica durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.....</i>	<i>111</i>
<i>Tabla 5.2. Evolución del ratio $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ y % pérdidas de nitrógeno durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.</i>	<i>115</i>
<i>Tabla 5.3. Parámetros obtenidos tras el ajuste de los datos experimentales de pérdida de materia orgánica (%) a un modelo cinético de primer orden.</i>	<i>119</i>
<i>Tabla 5.4. Evolución del carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}), nitrógeno hidrosoluble (N_{H}) y los ratios $C_{\text{OT}}/N_{\text{T}}$, $C_{\text{OH}}/N_{\text{OH}}$ durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.</i>	<i>120</i>
<i>Tabla 5.5. Evolución de los índices de humificación durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras</i>	<i>125</i>
<i>Tabla 5.6. Principales bandas de absorción en infrarrojo de sustancias húmicas.</i>	<i>129</i>
<i>Tabla 5.7. Evolución de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y la relación CIC/C_{OT} durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.....</i>	<i>134</i>
<i>Tabla 5.8. Evolución del contenido de fósforo total, fósforo asimilable y la relación entre ambos durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.</i>	<i>136</i>
<i>Tabla 5.9. Correlaciones obtenidas entre la actividad fosfatasa alcalina y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.</i>	<i>139</i>
<i>Tabla 5.10. Correlaciones obtenidas entre la actividad fosfatasa alcalina y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.</i>	<i>141</i>
<i>Tabla 5.11. Correlaciones obtenidas entre la actividad deshidrogenasa y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.</i>	<i>143</i>

<i>Tabla 5.12. Correlaciones obtenidas entre la tasa de consumo de oxígeno (OUR) y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.</i>	145
<i>Tabla 5.13. Correlaciones obtenidas entre el índice de germinación (GI) y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.</i>	147
<i>Tabla 5.14. Análisis factorial de la varianza para los efectos de la tasa de aireación y el tiempo de compostaje sobre los parámetros bioquímicos y biológicos.</i>	148
<i>Tabla 5.15. Parámetros a considerar para la calidad de un compost en función del uso final del mismo.</i>	149
<i>Tabla 5.16. Caracterización agroquímica de los composts producidos.</i>	150
<i>Tabla 5.17. Límites máximos de concentración de metales pesados permitidos según Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes.</i>	152
<i>Tabla 5.18. Parámetros utilizados como indicadores de madurez y estabilidad del compost, valores óptimos y valores encontrados en los dos composts obtenidos.</i>	153
<i>Tabla 5.19. Umbrales de tolerancia para los índices de madurez propuestos por el California Composts Quality Council (CCQC).</i>	156
<i>Tabla 5.20. Matriz de correspondencia para la clasificación de los composts en “inmaduros”, maduros” y “muy maduros” según la CCQC.</i>	157
<i>Tabla 5.21. Tipos de abonos y enmiendas que se podrían obtener a partir de los compost en base al Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.</i>	159
<i>Tabla 5.22. Principales características de los composts obtenidos (TA24 y TA12) en relación con los requisitos mencionados en el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.</i>	160
<i>Tabla 5.23. Principales propiedades del compost de residuos de incubadora como biosorbente.</i>	160
<i>Tabla 5.24. Parámetros cinéticos obtenidos de los ajustes de los datos experimentales mediante diferentes modelos.</i>	165
<i>Tabla 5.25. Parámetros de equilibrio estimados para la absorción de Cd(II) y Pb(II) sobre el compost de residuos de incubadora.</i>	168
<i>Tabla 5.26. Capacidad máxima de adsorción (q_{max}) mediante la aplicación del modelo Langmuir para varios biosorbentes.</i>	169
<i>Tabla 5.27. Parámetros termodinámicos estimados para la adsorción de Cd(II) y Pb(II) sobre el compost de residuos de incubadora.</i>	171
<i>Tabla 5.28. Parámetros estimados para la adsorción de metales a partir de mezclas binarias mediante el modelo de isoterma de Langmuir extendido.</i>	173

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Distribución del censo total de gallinas ponedoras por comunidades autónomas en el 2013 (miles de aves).	2
Figura 1.2. Censo de gallinas ponedoras en la unión europea (miles de aves, año 2011).	3
Figura 1.3. Evolución del comercio intracomunitario de España en el sector de los huevos (toneladas, equivalente huevo cáscara).	3
Figura 1.4. Evolución del total de huevos destinados a ser incubados en el periodo 2010-2014 (a) y nivel de ocupación de las salas de incubación en función de su tamaño en el año 2014 (b).	4
Figura 1.5. Jaula enriquecida	5
Figura 1.6. Principales sistemas de producción de huevos para consumo.....	6
Figura 2.1: Túneles de compostaje	37
Figura 2.2: Reactor cerrado vertical.....	38
Figura 2.3: Reactor circular de lecho agitado.	39
Figura 2.4: Reactor horizontal cilíndrico Dano.....	39
Figura 2.5. Sección transversal de un hilera o pila estática para cadáveres grandes (a) y pequeños (b). .	44
Figura 2.6. Ejemplo de contenedores de madera utilizados para el compostaje de aves de corral.	46
Figura 2.7 Principios de intercambio iónico.	74
Figura 4.1. Residuos producidos en la sala de incubación.	86
Figura 4.2. Vista frontal del módulo del contenedor.	87
Figura 4.3. Dispositivo de aireación del compostador.	88
Figura 4.4. Dispositivo aplicación de agua del compostador.....	88
Figura 4.5. Cuadro eléctrico de control de dispositivos.....	88
Figura 4.6. Pilas de maduración del compost.	90
Figura 4.7. (a) Dispositivo de almacenamiento de datos Onset HOBO U12-008 y (b) sensor Theta Meter type HH1.	91
Figura 4.8. Analizador elemental LECO CHN 2000.	93
Figura 4.9. Analizador muestras líquidas Formacs ^{SERIES} TOC/NT, marca Skalar.	94
Figura 4.10. (a) Equipo de Microondas ETHOS TC (marca: Milestone) y (b) de absorción atómica AA240FS (marca: VARIAN).	95
Figura 4.11. Termoreactor ECO 25 (VELPA Scientifica, Italia) y fotómetro PhotoLab S6 (WTW, Alemania)	96
Figura 4.12. Espectrofotómetro FT/IR-4200, marca Jasco.....	97
Figura 4.13. Sistema respirométrico manométrica a volumen constante, marca Velp.	99
Figura 4.14. Equipo Micromeritics ASAP-2000 (Micromeritics Instrument Corporation, Georgia).....	102
Figura 4.15. Microscopio electrónico de barrido Phenom ProX (Phenom-World BV, Holanda) acoplado analizador de energía dispersiva de rayos X.	102

<i>Figura 5.1. Perfiles de temperatura durante el proceso bio-oxidativo del co-compostaje de residuos de incubadora y cama de ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b) (T_{Bi}: temperatura en parte inferior del bioreactor; T_{BM}: temperatura en parte media del bioreactor; T_{BS}: temperatura en parte superior del bioreactor; T_A: Temperatura ambiente).</i>	108
<i>Figura 5.2. Evolución de la humedad durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.</i>	109
<i>Figura 5.3. Evolución del contenido de nitrógeno total, orgánico(a) e inorgánico (NH_4^+-N y NO_3^--N) durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.</i>	113
<i>Figura 5.4. Evolución de las diferentes formas de carbono y la materia orgánica durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).</i>	117
<i>Figura 5.5. Evolución de las pérdidas de Materia Orgánica (MO) durante el tiempo de compostaje y el ajuste de los datos experimentales a un modelo cinéticos exponencial.</i>	118
<i>Figura 5.6. Evolución de la concentración de carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EX}), carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y carbono de ácidos fúlvicos (C_{AF}) durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).</i>	124
<i>Figura 5.7. Evolución de los ratios E_2/E_4 (a), E_2/E_6 (b) y E_4/E_6 (c) durante co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 y TA12.</i>	127
<i>Figura 5.8. Espectros FTIR de las muestras de compost durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras, para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).</i> ...	130
<i>Figura 5.9. Relaciones 1650/2925, 1650/2850 y 1650/1060 durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).</i>	130
<i>Figura 5.10. Evolución de la demanda química de oxígeno (DQO) durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 y TA12.</i>	132
<i>Figura 5.11. Evolución de la relación entre la demanda química de oxígeno (DQO) y el carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}) durante el compostaje para los tratamientos TA24 y TA12.</i>	133
<i>Figura 5.12. Evolución del contenido total de potasio (K_T), sodio (Na_T), Calcio (Ca_T) y Magnesio (Mg_T) durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).</i>	137
<i>Figura 5.13. Evolución del carbono de biomasa microbiana (C_{BM}) durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 y TA12.</i>	139
<i>Figura 5.14. Evolución de la actividad fosfatasa ácida y fosfatasa alcalina durante co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).</i>	140

<i>Figura 5.15. Evolución de la actividad deshidrogenasa durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 y TA12.</i>	<i>143</i>
<i>Figura 5.16. Evolución de la tasa de consumo de oxígeno (OUR) durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 y TA12.</i>	<i>144</i>
<i>Figura 5.17. Evolución del índice de germinación durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA 24 y TA12.</i>	<i>147</i>
<i>Figura 5.18. a) Determinación de pH_{pcz} del compost; b) Efecto del pH sobre la adsorción de Cd (II) y Pb (II) sobre el compost de residuos de incubadora (dosis biosorbente = 10 g/l; C_0 = 500 mg/l de Cd (II); y 1500 mg/l de Pb (II), temperatura = 25°C).</i>	<i>161</i>
<i>Figura 5.19. Efecto del tiempo de contacto en la adsorción de Cd (II) y Pb (II) sobre el compost de residuos de incubadora. a) Los datos experimentales; b) Los datos experimentales ajustados a los tres modelos cinéticos (dosis biosorbente = 10 g/l; C_0 = 500 mg/l de Cd (II) y 1,500 mg/l de Pb (II); temperatura = 25°C; pH = 5,0).</i>	<i>163</i>
<i>Figura 5.20. Efecto de la concentración inicial de los iones metálicos sobre la adsorción de (a) Cd (II) y (b) Pb (II) sobre el compost de residuos de incubadora a 25, 35 y 45°C (dosis biosorbente = 10g/l; tiempo = 5 h; pH = 5,0).</i>	<i>166</i>
<i>Figura 5.21. Evaluación de parámetros termodinámicos para la adsorción de Cd (II) y Pb (II) sobre el compost de residuos de incubadora.</i>	<i>170</i>
<i>Figura 5.22. Isotermas de adsorción binarios de Cd (II)-Pb (II) el compost de residuos de incubadora. Las superficies ajuste mediante modelo de Langmuir extendido y los símbolos son los datos experimentales. (a) adsorción de Cd (II); (b) adsorción de Pb (II) y (c) adsorción total (Cd (II) + Pb (II)).</i>	<i>172</i>
<i>Figura 5.23. Microfotografías SEM y perfiles EDX del compost antes de adsorción (A) y después de la adsorción de Cd(II) (B) y Pb(II) (C).</i>	<i>173</i>
<i>Figura 5.24. Espectros FTIR del compost de residuos de incubadora antes de la adsorción (A) y después de la adsorción de Cd(II) (B) y Pb(II) (C).</i>	<i>175</i>

LISTA DE ABREVIATURAS

- A: Máxima degradación de MO.
- ADH: Actividad deshidrogenasa.
- AF_{Al}: Actividad fosfatasa alcalina.
- C₀: Concentración inicial del metal.
- C_{AF}: Carbono orgánico de ácidos fúlvicos.
- C_{AH}: Carbono orgánico de ácidos húmicos.
- CAO: Consumo acumulado de oxígeno.
- Ca_T: Contenido total calcio.
- C_{BM}: Carbono de la biomasa microbiana.
- CCQC: California Composts Quality Council.
- C_e: Concentraciones de metales en fase líquida en equilibrio.
- CE: Conductividad Eléctrica.
- C_{EX}: Carbono orgánico extraíble con disolución alcalina.
- CIC: Capacidad de intercambio catiónico.
- C_{IT}: Carbono inorgánico total.
- C_{OH}: Carbono orgánico hidrosoluble.
- C_{OT}: Carbono orgánico total.
- C_t: concentraciones de metales en fase líquida en el momento t.
- DBO: Consumo biológico de oxígeno.
- DQO: Demanda Química de Oxígeno.
- E₂/E₄: Relación entre la absorción a 280 nm y 472 nm.
- E₂/E₆: Relación entre la absorción a 280 nm y 664 nm.
- E₄/E₆: Relación entre la absorción a 472 nm y 664 nm.
- EDX: Espectros de dispersión de energía de rayos X.
- EPA: Environmental Protection Agency.
- EET: Encefalopatías espongiiformes transmisibles.
- FAS: Free Airspace.
- FTIR: Espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier.
- GP: Grado de polimerización.
- IG: Índice de germinación.

IH: Índice de humificación.

INT: 2-[p-iodofenil]-3-[4-nitrofenil]-5-feniltetrazolio cloruro.

INTF: Iodonitrotetrazolio formazano.

IPTS: Institute for Prospective Technological Studies.

k: Constante de la velocidad de degradación.

k_1 : Constante de velocidad de adsorción de pseudo-primer orden.

k_2 : Constante de velocidad de adsorción de pseudo-segundo orden.

K_C : Factor de proporcionalidad del carbono microbiano extraído bajo condiciones estándar.

k_d : Constante q_e/C_e .

k_F : Constante de Freundlich.

k_{id} : Constante de velocidad de difusión intrapartículas.

k_L : Constante de Langmuir.

k_s : Constante de afinidad de Sips.

K_T : Contenido total de potasio.

L: Longitud de las semillas germinadas con el extracto.

L_b : Longitud de las semillas germinadas con el blanco.

m: Masa de adsorbente.

MAPA: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Mg_T : Contenido total magnesio.

MO: Materia orgánica total.

N: Número de semillas germinadas con un extracto.

Na_T : Contenido total sodio.

N_b : Número de semillas germinadas con el blanco.

n_f : Medida de la intensidad de la adsorción Freundlich.

N_H : Nitrógeno hidrosoluble.

N_{min} : Nitrógeno mineral.

N_{org} : Nitrógeno orgánico.

NRCS: Natural Resources Conservation Service Conservation Practice Standard.

n_s : Parámetros Sips.

N_T : Nitrógeno total.

OUR: Oxygen Uptake Rate; Velocidad de consumo de oxígeno.

PAH: Porcentaje de ácidos húmicos.

P_{AS} : Contenido fosforo asimilable.

pH_{pzc} : pH de punto de carga cero.

PNF: p-nitrofenol.

P_T : Contenido total fosforo.

q_e : Cantidad metal adsorbidos por unidad de masa en equilibrio.

q_{e_cal} : Cantidad metal adsorbidos calculada por unidad de masa en equilibrio.

q_{e_exp} : Cantidad metal adsorbidos experimental por unidad de masa en equilibrio.

q_{max} : Capacidad de adsorción máxima teórica.

q_t : Cantidad metal adsorbidos por unidad de masa a un tiempo t.

R: Porcentaje de remoción de metales pesados.

R^2 : Coeficiente de regresión.

RH: Relación de humificación.

RMS: Media de los residuales.

SANDACH: Subproductos animales no destinados al consumo humano.

SEM: Microscopía electrónica de barrido.

smf: Sobre materia fresca.

sms: Sobre materia seca.

T_A : Temperatura ambiente.

TA12: Tratamientos de 5 minutos de aireación cada 12 horas..

TA24: Tratamientos de 5 minutos de aireación cada 24 horas.

T_{BI} : Temperatura en parte inferior del bioreactor.

T_{BM} : temperatura en parte media del bioreactor;

T_{BS} : temperatura en parte superior del bioreactor.

TDR: Time Domain Reflectometry; reflectometría de dominio de tiempo.

USDA: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos.

UV: Ultra-violeta.

V: Volumen de la solución.

ΔG^0 : Cambio de la energía libre de Gibbs.

ΔH^0 : Cambio de entalpía.

ΔS^0 : Cambio de entropía.

AGRADECIMIENTOS

Los resultados de esta tesis han sido posibles gracias al trabajo de un gran equipo de personas a las que deseo expresar mi más sentido agradecimiento:

A mis directores la Dra. Mercedes Sánchez Bascones y el Dr. Luis Manuel Navas Gracia, por la confianza depositada en mí para la realización de este trabajo, así como por su dedicación, esfuerzo, paciencia e inestimable ayuda en todo momento.

A Carmen Bravo, Teresa Gallardo y Juan Manuel Antolín, que no dudaron en apoyarme y aconsejarme desde el primer día. A los técnicos de laboratorio, Carmen y Juan Carlos, por su infinita paciencia, porque como ellos bien saben no tengo ningún problema en preguntar y ellos nunca lo han tenido en responderme. A todos mis compañeros de doctorado, por esos cafés entre amigos que tanto me han ayudado.

A la Dra Margarida João de Quina y al Dr Licínio Gando Azevedo Ferreira (Universidade de Coimbra), por su enorme apoyo y por su comprensión con mi portugués.

Al Dr. Otilio Arturo Acevedo Sandoval, al Dr. Miguel Ángel Miguez Escorcía, al Lic. Marco Antonio Romero Castillo, al Dr. Oscar Arce Cervantes, al Mc Sergio Hernández León, al Dr Benito Flores Chávez en definitiva o todo el personal docente y administrativo del Instituto de Ciencias Agropecuarias (Universidad Autónoma de Estado de Hidalgo), por haberme hecho sentir como en casa desde el principio y solo me queda decir en alto “SOMOS GARZAS e ICAp VIVE”.

Y por último, pero no por ello menos importante, a mi familia que siempre ha estado ahí apoyándome. A mi padre (q. e. p. d), que fue una persona con grandes valores que supo inculcar a sus hijos. A mi madre, ella es mi roca y con su apoyo puede emprender cualquier proyecto. A mi hermano, que entre la rivalidad y el amor nos hemos hecho adultos y que sin él no sería la persona que soy ahora. A mis sobrinos, eso rubios que alegran cualquier reunión familiar. A mi mujer, por hacer que las horas de laboratorio fueran más llevaderas y por compartir su vida conmigo. A mis hijos que sin duda son mi proyecto más ambicioso y mi razón de vida. Al resto de mi familia, que aunque somos pocos lo compensamos con mucho amor y mucho ruido.

RESUMEN

La avicultura de puesta representa en España una actividad ganadera de primer orden, suponiendo el 1,8 % de la producción final agraria y el 4,9 % de la producción final ganadera en el año 2014. Según el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España, en el 2014 un total de 856,8 millones de huevos se pusieron a incubar, lo que supone un aumento de más 27 millones con respecto al 2013. Este crecimiento va acompañado de la producción de grandes cantidades de residuos de incubadora, formados principalmente por huevos infértiles enteros, pollos muertos, cáscaras de huevo eclosionados y polluelos no comerciales. La eliminación de estos residuos de forma segura y viable económicamente es una de las grandes preocupaciones actuales de sector avícola. El compostaje es uno de los pocos procesos naturales capaces de estabilizar los residuos orgánicos. Este proceso de estabilización destruye la mayoría de los parásitos, patógenos y virus contenidos en los residuos. En la gestión de los residuos por medio del compostaje se debe considerar el valor agronómico potencial del producto final y su idoneidad para el cultivo de plantas, mediante la evaluación de sus características agroquímicas y grado de madurez y estabilidad. En el presente trabajo se ha estudiado a escala pre-industrial la viabilidad del co-compostaje de estiércol avícola con viruta de madera (cama de gallinas ponedoras) y residuos de incubadora. La mezcla se preparo en una proporción 1:2 (residuos de incubadora: cama de gallinas ponedoras). La fase bio-oxidativa del proceso se llevo a cabo utilizando un bioreactor cerrado discontinuo diseñado y construidos dentro de la Universidad de Valladolid. La humedad de la mezcla se mantuvo entre el 50-60%. La fase de maduración se llevo a cabo en pilas de compostaje al aire libre. Para el estudio de los efectos de la aireación se realizaron dos tratamientos, en el tratamiento TA24 se aireo la mezcla durante cinco minutos cada 24 horas, mientras que en el tratamiento TA12 la aireación de 5 minutos se realiza cada 12 horas.

Para ambos tratamientos la evolución del compostaje se caracterizó por aumento del pH y la capacidad de intercambio catiónico y una disminución del carbono orgánico hidrosoluble, la demanda química de oxígeno y la conductividad eléctrica. Las pérdidas de MO fueron importantes, llegando a pérdidas del 43,36% para el tratamientos TA24 y del 44,52% para el TA12, estas pérdidas siguieron un modelo cinético de primer orden ($R^2 \geq 99\%$). El contenido de N total también disminuyo durante el proceso de

compostaje, observándose pérdidas de nitrógeno total del 68,8 y 70,8% en los composts maduros para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Estas elevadas pérdidas se pueden deber al alto contenido inicial NH_4^+-N , lo cual favorece la volatilización en forma de amoníaco. La evolución de los índices de humificación fue claro indicativo de los procesos de reorganización y condensación molecular propios de este proceso, que conllevó al progresivo predominio de los AH como fracción más polimerizada de la MO. Los cuatro índices de humificación (RH, IH, PAH y GP) presentaron valores finales superiores a los iniciales. Sin embargo, el RH tuvo un comportamiento errático durante el proceso, provocado por la co-extracción de compuestos no húmicos. Los análisis espectroscópicos UV-vis y FTIR también mostraron la presencia de ácidos húmicos maduros.

En cuanto a los parámetros biológicos y bioquímicos del proceso, en ambos tratamientos el carbono de biomasa microbiana (C_{BM}) aumentó gradualmente al principio del compostaje hasta alcanzar valores máximos y posteriormente se redujo hasta alcanzar un relativo equilibrio el final del compostaje, la actividad fosfatasa alcalina presentó este mismo comportamiento. Por su parte la actividad deshidrogenasa aumento, para los dos tratamientos, al principio del proceso de compostaje coincidiendo con la fase termófila y posteriormente disminuyo gradualmente hasta el final del proceso. Para ambos tratamientos la evolución de la tasa de consumo de oxígeno (OUR) fue disminuyendo durante todo el compostaje hasta alcanzar su valor mínimo al final del mismo. Por último, el índice de germinación (IG) disminuyo durante los primeros 15 días en ambos tratamientos, posteriormente aumentando hasta el final del proceso. El tratamiento TA12 presento mayores valores de actividad enzimática y C_{BM} en los primeros días de compostaje, lo que sugiere que una mayor aireación favoreció la actividad microbiana del proceso. El IG presento correlaciones altamente significativas ($P \leq 0,01$) con el resto de parámetros bioquímicos y biológicos.

Ambos compost obtenidos presentaron un importante contenido de MO parcialmente humificada. En cuanto a su contenido en nutrientes, destacaron por sus altas concentraciones de N y Ca. Mientras que por su contenido en metales pesados se clasificaron como Clase B (Real Decreto 506/2013), a pesar de que solo el Zn se encuentra por encima de los valores límites de la Clase A. Por otro lado, teniendo en cuenta la clasificación propuesto por el California Composts Quality Council (CCQC),

el compost TA12 presenta mayor grado madurez que el compost TA24. Los compost obtenidos encajan dentro de las categorías de *Abono orgánico NPK de origen animal y vegetal* y de *Enmienda orgánica de compost de estiércol* (Real Decreto 506/2013).

Por último, El compost de residuos de incubadora se utilizó como biosorbente eficiente para la eliminación de metales pesados presentes en soluciones acuosas. Se estudió la adsorción individual y competitiva de Cd (II) y Pb (II) sobre el compost. El pH óptimo de la solución acuosa para la absorción de Cd (II) y Pb (II) se encontró que era 5. El modelo de pseudo-segundo mostró una mejor descripción de la cinética del proceso de adsorción. Todos los datos de equilibrio obtenidos a diferentes temperaturas mostraron un mejor ajuste a un modelo de Sips frente a los modelos de Freundlich y Langmuir. Las capacidades máximas de adsorción calculadas mediante la aplicación del modelo de Sips fueron 32,3 mg/g para el Cd (II) y 142,6 mg/g para el Pb (II) a 25°C. En las soluciones binarias de iones metálicos, se observó una disminución en la capacidad de adsorción de ambos metales pesados. Los estudios individuales y competitivos de adsorción mostraron una mayor afinidad del absorbente por el Pb (II) frente al Cd (II). Parámetros termodinámicos como ΔG^0 , ΔH^0 y ΔS^0 mostraron que el proceso de adsorción fue factible, espontáneo y endotérmico. La caracterización mediante espectrometría FT-IR demostró que los grupos carboxilo e hidroxilo estaban implicados en la adsorción de los iones metálicos. El análisis SEM-EDX confirmó que Cd (II) y Pb (II) pueden reemplazar Ca (II) de la superficie biosorbente. Por lo tanto, los resultados sugieren que el compost de residuos de incubadora se puede utilizar como un biosorbente económica para la eliminación de Pb (II) y Cd (II) en soluciones acuosas.

ABSTRACT

Layer poultry farming is an activity of major relevance in Spain, accounting for 1.8% of final agricultural production and 4.9% of final livestock production in 2014. According to the Ministry of Agriculture, Food and Environment of Spain, in 2014 a total of 856.8 million eggs were incubated, representing an increase of over 27 million compared to 2013. This increase was accompanied by the production of large amounts of poultry hatchery waste, which consist mainly of infertile eggs, dead chickens, egg shells and non-commercial chicks. In terms of waste in the poultry sector, management of this waste in a safe and economically viable manner is one of today's major concerns. Composting is a natural process which enables stabilization of organic wastes. This stabilization process destroys most parasites, pathogens and viruses contained in waste. In the management of waste by composting should consider the potential agronomic value of the final product and its suitability for cultivation of plants, by assessing their agrochemical characteristics, maturity and stability. At present, we have studied pre-industrial scales of how feasible composting the poultry manure with wood shavings (poultry litter) and hatchery waste. The mixture was prepared in a 1:2 (hatchery waste: poultry litter). The bio-oxidative phase was carried out using a discontinuous closed bio-reactor designed and built within the University of Valladolid. The humidity of the mixture was maintained between 50-60%. The maturation phase was carried out in compost piles outdoors. Two treatments were performed to study the effects of aeration. In the first treatment TA24 the mixture was aerated for five minutes every 24 hours, while in the second treatment TA12 the mixture was aerated for 5 minutes every 12 hours.

For both treatments composting evolution was characterized by increased pH and cation exchange capacity and a decrease of water-soluble organic carbon, chemical oxygen demand and electrical conductivity. MO losses were important, reaching losses of 43.36% for treatment TA24 and 44.52% for treatment TA12, these losses were fitted to a kinetic model first order ($R^2 \geq 99\%$). The total nitrogen content also decreased during the composting process, with losses of total nitrogen of 68.8 and 70.8% in mature compost for the treatments TA24 and TA12, respectively. These high losses may be caused due to the high initial content of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, which favors the loss through volatilization as ammonia gas.

The evolution of humification indices shows a molecular reorganization and condensation characteristic of this process, causing the progressive prevalence of AH as more polymerized fraction of the MO. The indexes humification (RH, IH, PAH and GP) showed higher final values than initial thought. However, RH evolved erratically during the process, caused by the co-extraction of non humic compounds. The spectroscopic analysis UV-vis and FTIR also showed the presence of mature humic acids.

As for the biological and biochemical parameters of the process, in both treatments the microbial biomass carbon (C_{BM}) gradually increased at the beginning of composting until reaching maximum values and subsequently decreased to reach relative equilibrium at the end of composting, alkaline phosphatase activity showed a similar development. Meanwhile dehydrogenase activity increased for the two treatments at the beginning of the composting process, coinciding with the thermophilic phase, and subsequently gradually decreased until the end of the process. For both treatments the evolution of Oxygen Uptake Rate (OUR) was declining throughout the composting to its lowest at the end of the procedure. Finally, the germination index (GI) decreased during the first 15 days in both treatments, subsequently increasing until the end of the process. TA12 treatment showed higher C_{BM} and enzymatic activity values in the first days of composting, suggesting that increased aeration favored microbial activity of the process. The IG presented highly significant correlations ($P \leq 0,01$) with other biochemical and biological parameters.

Both finished composts showed a high content of organic matter partially humidified. Considering the content of nutrients, composts were characterized by their high content of N and Ca, whereas due to their heavy metal content were classified as Class B, although only the Zn is above the limit values Class A. Furthermore, the compost TA12 showed more maturity than the compost TA24, considering the classification of California composts Quality Council (CCQC). The compost obtained fitted into the categories of organic fertilizer NPK of plant and animal provenance and Amendment organic of manure compost (Real Decreto 506/2013).

Finally, compost from poultry hatchery waste was used as an efficient biosorbent for the removal of heavy metals from aqueous solutions. Single and competitive adsorption of Cd(II) and Pb(II) onto compost were studied. The optimum pH of the aqueous solution for Cd(II) and Pb(II) adsorption was found to be 5.5. The pseudo-second order model enabled a better description of the adsorption kinetics. All equilibrium data obtained at different temperatures showed a better fit to Sips isotherm model than to Freundlich and Langmuir models. The maximum adsorption capacities calculated by applying the Sips isotherm were 32.3 mg/g for Cd (II) and 142.6 mg/g for Pb(II) at 25°C. In binary metal ion solutions, a decrease in the adsorption capacity for both heavy metals was observed. The single and competitive adsorption studies showed that the adsorption affinity was higher for Pb(II) than for Cd(II). Thermodynamic parameters such as ΔG^0 , ΔH^0 and ΔS^0 indicated that the adsorption was feasible, spontaneous and endothermic. FT-IR spectrometry characterization demonstrated that carboxyl and hydroxyl groups were involved in the adsorption of the metal ions. SEM-EDX analysis confirmed that Cd(II) and Pb(II) may replace Ca(II) from biosorbent surface. Therefore, the results suggest that compost from poultry hatchery waste can be used as an economical biosorbent for Pb(II) and Cd(II) removal from aqueous solutions.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. SECTOR AVÍCOLA DE PUESTA

1.1.1. Indicadores económicos del sector

La avicultura de puesta representa en España una actividad ganadera de primer orden, suponiendo el 1,8 % de la producción final agraria y el 4,9 % de la producción final ganadera en el año 2014. Estas cifras son ligeramente inferiores a las de 2009, año record con un 2,9 % y 8 % de producción final, respectivamente. Estos datos nos muestran un sector firmemente implantado y consolidado en la economía ganadera nacional.

En el año 2013, el censo total de gallinas ponedoras en España era de 44668 miles de aves, repartidas en 1569 explotaciones (REGA). Este censo total supone una disminución de 6441 miles de aves con respecto al de 2010, desapareciendo 309 explotaciones. Atendiendo a la distribución por comunidades autónomas, Castilla y León ocupaba el segundo lugar en este censo, con 7846 miles de aves, lo que supone el 18,5% del total (Ver Figura 1.1).

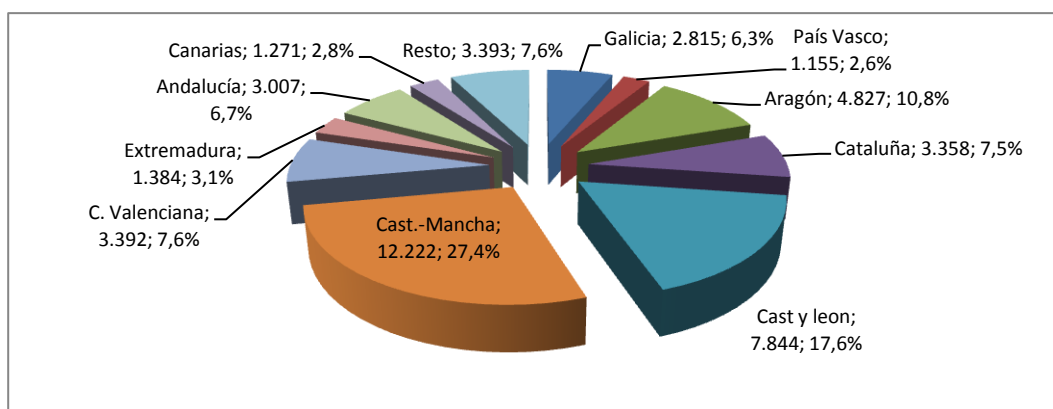


Figura 1.1. Distribución del censo total de gallinas ponedoras por comunidades autónomas en el 2013 (miles de aves).

Fuente: S.G. estadística (MAGRAMA).

En el conjunto de la Unión Europea (EU-28), con un parque de 329,9 millones de ponedoras en el año 2014 (con datos provisionales), España ocupaba el tercer lugar de ponedoras con una participación del 13,4% del total censado (ver Figura 1.2) siendo desbancada del primer lugar que ocupaba en 2010 por Italia con un parque de 60,2 millones de ponedoras (18,3%).

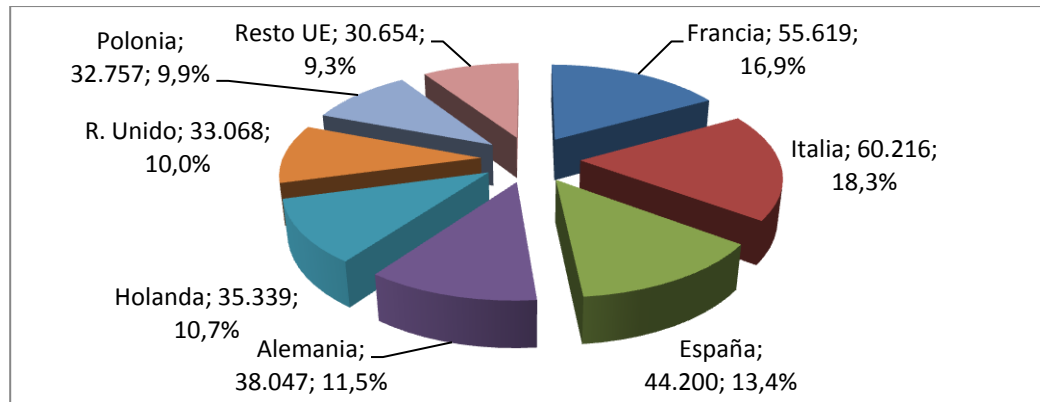


Figura 1.2. Censo de gallinas ponedoras en la unión europea (miles de aves, año 2011).
Fuente: Comisión de la Unión Europea y estadísticas del MAGRAMA.

La producción total de huevos en España en 2013 fue de 982,3 millones de docenas, de las cuales 169,2 millones de docenas fueron producidas en Castilla y León. Esto corresponde al 10,9 % de la producción total en la Europa de los 28. Con respecto al comercio intracomunitario de huevos a lo largo de 2014 (estimadas), España importó 38.935 toneladas, frente a unas exportaciones de 170.041 toneladas, considerando el equivalente en huevo-cáscara. En la Figura 1.3 se muestra la evolución que han sufrido las importaciones y exportaciones en los últimos años. Francia fue el país de la comunidad Europea al cual mas se exporto, con un total de 35059 toneladas, lo que supone el 33,3 del total de las exportaciones.

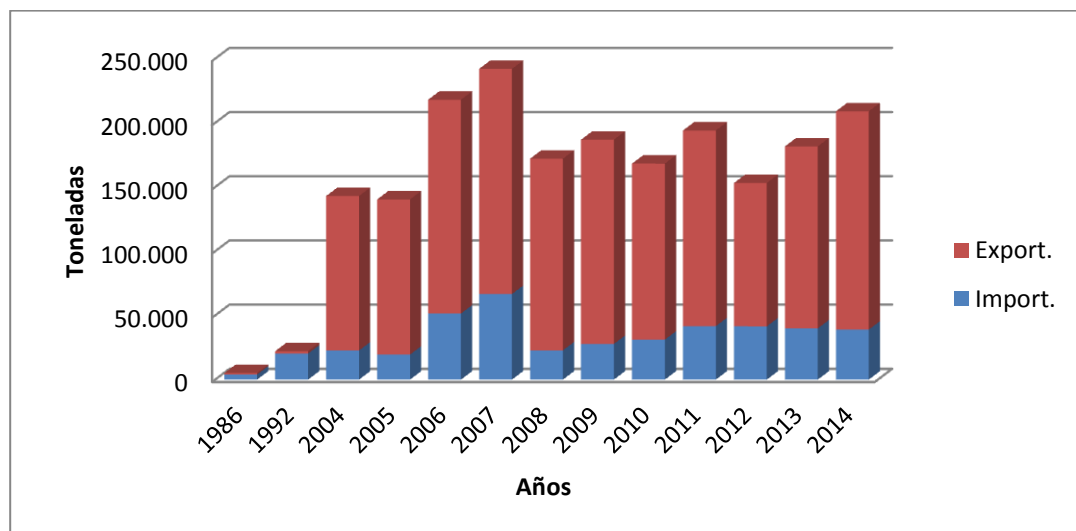


Figura 1.3. Evolución del comercio intracomunitario de España en el sector de los huevos (toneladas, equivalente huevo cáscara).
Fuente: DataComex (AEAT).

El total de huevos puestos a incubar de gallos, gallinas y pollos en 2014 fue de 856,8 millones, aumentando en más de 27 millones de huevos con respecto al año 2013 (Figura 1.4a). En el 2014 se contaba con un total de 47 salas de incubación con una capacidad total de 66,4 millones de huevos, esto supone la desaparición de 11 salas de incubación y una reducción de la capacidad total de 1,1 millones de huevos con respecto al 2010. En la Figura 1.4.b se representa el nivel de ocupación de las salas de incubación en función de su tamaño en el año 2014.

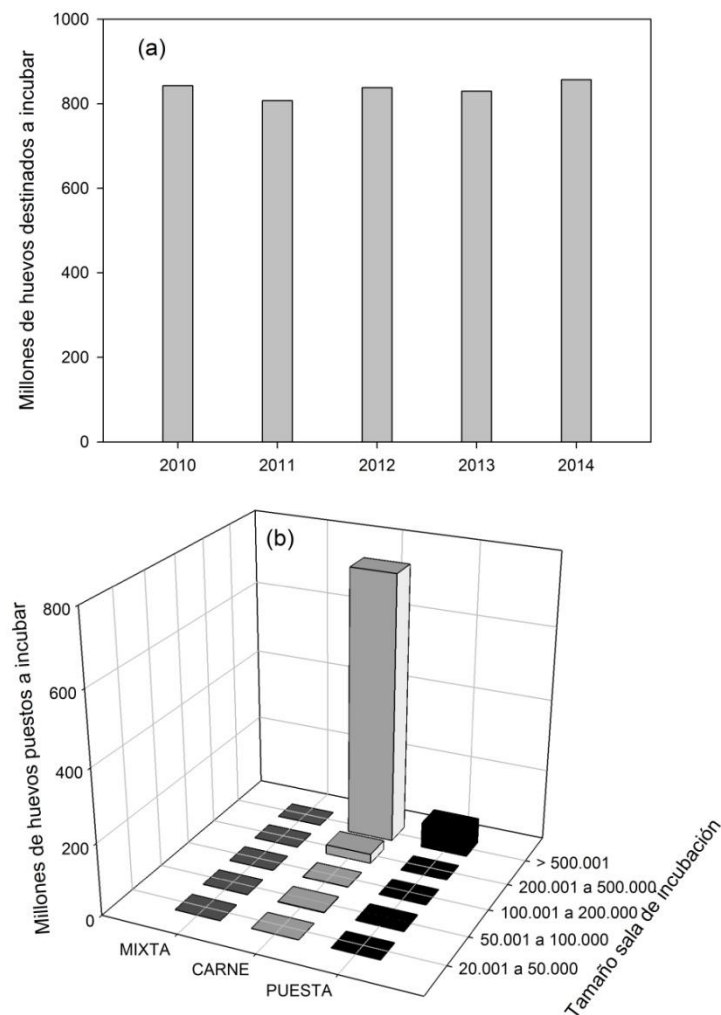


Figura 1.4. Evolución del total de huevos destinados a ser incubados en el periodo 2010-2014 (a) y nivel de ocupación de las salas de incubación en función de su tamaño en el año 2014 (b).

1.1.2. Adaptación del sistema de cría a la legislación actual.

Como se puede observar, el sector se encuentra actualmente inmerso en un proceso de transición posterior a la reordenación que supuso la adaptación a la Directiva 1999/74/CE del Consejo, de 19 de julio de 1999, por la que se establecen las normas mínimas de protección de las gallinas ponedoras, que modifica las condiciones de cría, sobre todo en lo que se refiere a las instalaciones, estableciendo que:

- A partir del año 2003 está prohibida la instalación de jaulas convencionales (no enriquecidas).
- A partir del 2007 son obligatorias ciertas disposiciones para todos los sistemas de cría alternativos (diferentes a las jaulas).
- A partir del 1 de enero del año 2012 estará prohibida en toda Europa la utilización de jaulas convencionales. Permitiendo solo jaulas enriquecidas, que disponen de mayor espacio y mayor equipamiento interno (Ver Figura 1.5).



Figura 1.5. Jaula enriquecida
Fuente: <http://www.wattagnet.com>

Teniendo en cuenta que la mayoría de las instalaciones de gallinas ponedoras en Europa, anteriores a esta directiva, poseían un sistema de cría convencional, la adaptación supone pasar a jaulas enriquecidas o a sistemas alternativos de cría. Entre estos sistemas de cría se incluyen los siguientes:

- Cría en suelo en un solo nivel.
- Cría en suelo en varios niveles, también denominados Aviarios.
- Con salida al exterior: camperos.



Figura 1.6. Principales sistemas de producción de huevos para consumo

Fuente: <http://www.elika.eus>

Este proceso, sumado a otros que se han sucedido en los últimos años y que surgen de la aplicación del Modelo Europeo de Producción, tales como la sostenibilidad medioambiental (Directiva de Emisiones Industriales 2010/75/UE) y la Seguridad alimentaria, ha propiciado cambios en el modelo de producción y ha favorecido la modernización y mejora en las instalaciones. Sin embargo, estas mejoras no han revertido en un beneficio económico para el productor, ya que el aumento del coste de producción no ha venido acompañado de un incremento del precio del huevo.

1.2. SUBPRODUCTOS ANIMALES NO DESTINADOS AL CONSUMO HUMANO.

1.2.1. Definición de SANDACH.

Los subproductos animales se definen como “los cuerpos enteros o partes de animales, productos de origen animal u otros productos obtenidos a partir de animales, que no están destinados para el consumo humano, incluidos los oocitos, los embriones y el esperma”. Estos subproductos se generan a lo largo de toda la cadena de producción y distribución de alimentos y productos de origen animal. Tradicionalmente estos subproductos eran empleados en la alimentación animal mayoritariamente, aunque también presentaban de otros usos como material para películas y fotografía, pinturas, instrumentos de cuerda, textiles, etc.

Como consecuencia de las crisis alimentarias y sanitarias surgidas a finales del siglo XX, entre las que podemos destacar tanto la crisis de las encefalopatías espongiformes transmisibles (EET) como la encefalopatía espongiforme bovina (EEB), y la presencia de dioxinas en los piensos, se llevó a cabo una regulación normativa de estos subproductos con el fin de garantizar la seguridad de los procesos mediante la canalización de los subproductos hacia medios de eliminación seguros o hacia usos seguros.

1.2.2. Legislación sobre SANDACH.

El objetivo principal del marco legal es prevenir y reducir al mínimo los riesgos para la salud pública y la salud animal que entrañan dichos productos y, en particular, preservar la seguridad de la cadena alimentaria humana y animal, al mismo tiempo que se trata de reducir la carga administrativa, simplificar los controles y reducir los costes a los operadores.

A continuación se hace un repaso del marco legal de referencia que actualmente se considera de aplicación en materia de SANDACH.

1.2.2.1. A nivel europeo.

- **Reglamento (UE) nº 294/2013 de la Comisión, de 14 de marzo de 2013** que modifica el Reglamento (UE) nº 142/2011, por el que se establecen las disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) nº 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano, y la Directiva 97/78/CE del Consejo en cuanto a determinadas muestras y unidades exentas de los controles veterinarios en la frontera en virtud de la misma.
- **Reglamento (CE) Nº 1069/2009 del parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009** por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano y por el que se deroga el Reglamento 1774/2002 (Reglamento SANDACH). De aplicación a partir del 4 de Marzo de 2011.

- **Reglamento (UE) N° 142/2011 de la Comisión, de 25 de febrero de 2011** , por el que se establecen las disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) N° 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano, y la Directiva 97/78/CE del Consejo en cuanto a determinadas muestras y unidades exentas de los controles veterinarios en la frontera en virtud de la misma
- **Reglamento (UE) N° 749/2011 de la Comisión, de 29 de julio de 2011** que modifica el Reglamento (UE) N° 142/2011, por el que se establecen las disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) N° 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano, y la Directiva 97/78/CE del Consejo en cuanto a determinadas muestras y unidades exentas de los controles veterinarios en la frontera en virtud de la misma
- **Reglamento (UE) N° 1063/2012 de la Comisión, de 13 de noviembre de 2012** que modifica el Reglamento (UE) N° 142/2011, por el que se establecen las disposiciones de aplicación del Reglamento (CE) N° 1069/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano, y la Directiva 97/78/CE del Consejo en cuanto a determinadas muestras y unidades exentas de los controles veterinarios en la frontera en virtud de la misma

1.2.2.2. A nivel nacional

- **Real Decreto 578/2014, de 4 de julio**, por el que se dictan disposiciones para la aplicación en España de la normativa de la Unión Europea relativa a la alimentación de animales de producción con determinados piensos de origen animal.
- **Real Decreto 476/2014, de 13 de junio**, por el que se regula el registro nacional de movimientos de subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano.

- **Real Decreto 1528/2012, de 8 de noviembre**, por el que se establecen las normas aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no destinados al consumo humano.
- **Real Decreto 1632/2011, de 14 de noviembre**, por el que se regula la alimentación de determinadas especies de fauna silvestre con subproductos animales no destinados al consumo humano.
- **Ley 17/2011 de, 5 de julio**, de Seguridad Alimentaria y Nutrición
- **Real Decreto 1131/2010, de 10 de septiembre**, por el que se establecen los criterios para el establecimiento de las zonas remotas a efectos de eliminación de ciertos subproductos animales no destinados al consumo humano generados en las explotaciones ganaderas.
- **Real Decreto 865/2010, de 2 de julio**, sobre sustratos de cultivo.
- **Orden ARM/1163/2010, de 29 de abril**, por la que se modifica la Orden APA/1556/2002, de 21 de junio, por la que se deroga la Orden APA/67/2002, de 18 de enero, y se establece un nuevo sistema de control del destino de los subproductos generados en la cadena alimentaria cárnica.
- **Real Decreto 1178/2008, de 11 de julio**, por el que se establecen las bases reguladoras de las ayudas destinadas a las explotaciones ganaderas, las industrias agroalimentarias y establecimientos de gestión de subproductos para la mejora de la capacidad técnica de gestión de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano.
- **Orden PRE/468/2008, de 15 de febrero**, por la que se publica el Acuerdo de Consejo de Ministros, por el que se aprueba el Plan Nacional Integral de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano.
- **Real Decreto 664/2007, de 25 de mayo**, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con subproductos animales no destinados al consumo humano. Modificado por **Real Decreto 342/2010, de 19 de marzo**.
- **Real Decreto 1559/2005, de 23 de diciembre**, sobre condiciones básicas que deben cumplir los centros de limpieza y desinfección de los vehículos dedicados al transporte por carretera en el sector ganadero. Modificado por **Real Decreto 363/2009, de 20 de marzo**.

- **Real Decreto 1429/2003, de 21 de noviembre**, por el que se regulan las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano.
- **Real Decreto 500/2003, de 2 de mayo**, por el que se modifican parcialmente los Reales Decretos 1316/1992, de 30 de octubre, y 2551/1994, de 29 de diciembre, en lo que respecta a las condiciones sanitarias de los subproductos animales.
- **Ley 8/2003, de 24 de abril**, de Sanidad Animal.

1.2.3. Categorización de los SANDACH.

El Reglamento (CE) N° 1069/2009 categoriza los subproductos animales y productos derivados en tres categorías según su riesgo. A continuación se enumeran estas categorías y qué tipo de subproducto se incluyen en ellas:

Categoría 1:

- Cuerpos enteros o sus partes, incluidas las pieles, de animales sospechosos, confirmados de estar infectados por una EET o sacrificados en aplicación de medidas de erradicación de EETs.
- Cuerpos enteros o sus partes, incluidas las pieles, de animales de compañía, de circo y de zoológicos.
- Cuerpos enteros o sus partes, incluidas las pieles de animales de experimentación.
- Cuerpos enteros o sus partes, incluidas las pieles, de animales salvajes sospechosos de estar infectados con enfermedades transmisibles a los humanos o a otros animales.
- Los materiales especificados de riesgo y los cuerpos enteros o parte de animales muertos que los contengan.
- Subproductos de animales que contengan residuos de tratamientos ilegales o que contengan residuos de otras sustancias o contaminantes del grupo B3 del Anexo I de la Directiva 96/23/CE, si el nivel de los mismos es superior al fijado en la norma comunitaria, o en su defecto, nacional.

- Subproductos recogidos durante el tratamiento de aguas residuales de establecimientos o plantas que procesen material de categoría uno o de otros en los que se retira el material especificado de riesgo.
- Residuos de cocina procedentes de medios de transporte que operan a escala internacional.
- Mezcla de material de esta categoría con materiales de otras categorías.

Categoría 2:

- Estiércol, guano no mineralizado y el contenido del tubo digestivo.
- Subproductos recogidos durante el tratamiento de aguas residuales de establecimientos o plantas que procesen material de categoría 2 y de mataderos distintos de los cubiertos por el artículo 8 letra e del Reglamento (CE) nº 1069/2009, es decir, distintos de los que procesan material de categoría 1 o retiran material especificado de riesgo.
- Subproductos que contengan residuos de sustancias autorizadas o de contaminantes que sobrepase los niveles autorizados (artículo 15, apartado 3, Directiva 96/23/CE).
- Productos de origen animal declarados no aptos para el consumo por presencia de cuerpos extraños.
- Productos de origen animal distintos de los de categoría 1 importados/introducidos de un tercer país, o enviados a otro Estado miembro, cuando no cumplan la legislación comunitaria.
- Los animales o partes de los mismos, distintos de los de categoría 1 y 3, que murieron sin ser sacrificados o matados para el consumo humano, incluyendo los matados para el control de enfermedades, los fetos, oocitos, embriones y esperma no destinados a la reproducción y las aves de corral muertas en el huevo.
- Mezclas de material de categoría 2 con materiales de otras categorías.
- Subproductos animales distintos del material de categoría 1 y 3

Categoría 3:

- Canales y partes de animales sacrificados o cuerpos o partes de animales de caza que sean aptos para el consumo humano pero que no se destinen a este fin por motivos comerciales.
- Canales y las siguientes partes de animales sacrificados en un matadero aptos para el consumo humano a raíz de una inspección ante mortem o los cuerpos y las siguientes partes de animales de caza matados para el consumo humano de conformidad con la legislación comunitaria.
- Canales o cuerpos y partes de animales declarados no aptos para el consumo humano de acuerdo con la legislación comunitaria pero que no muestren signos de enfermedad transmisible a los seres humanos o los animales.
 - Cabezas de ave de corral
 - Piel, incluidos los recortes y piel dividida, cuernos y pies, incluidas las falanges y los hueso del carpo y metacarpo y los huesos del tarso y metatarso de animales distintos de rumiantes que precisen pruebas de diagnóstico de EET y los rumiantes sometidos a dichas pruebas con resultado negativo de conformidad al Reglamento (CE) nº 999/2001.
 - Cerdas y plumas.
- Subproductos de aves de corral y lagomorfos sacrificados en explotación (artículo 1, apartado 3, letra d) Reglamento (CE) nº 853/2004) que no presenten signos de enfermedad transmisible.
- Sangre de animales sin signos de enfermedad transmisible a través de la misma obtenida de animales que no requieren pruebas de diagnóstico de EET o sometidos a esas pruebas, con resultado negativo, sacrificados en matadero después de haber sido considerados aptos a raíz de una inspección ante mortem de conformidad con la legislación comunitaria.
- Subproductos generados en la elaboración de productos destinados al consumo humano, incluidos huesos desgrasados, chicharrones y lodos de centrifugado o de separación resultantes de la elaboración de productos lácteos.

- Productos de origen animal o productos alimenticios que los contengan y que no estén destinados al consumo humano por motivos comerciales, defectos de fabricación o envasado, u otros defectos que no supongan un riesgo.
- Alimentos para animales de compañía y piensos de origen animal o que contengan subproductos animales o productos derivados que no estén destinados a ese fin por motivos comerciales, defectos de fabricación o envasado, u otros defectos que no supongan un riesgo para la salud.
- Sangre, placenta, lana, plumas, pelo, cuernos, recortes de cascos uñas o pezuñas y la leche cruda de animales vivos que no presenten signos de enfermedad transmisible a través de esos productos.
- Animales acuáticos y parte de los mismos, salvo mamíferos marinos, que no presenten signos de enfermedad transmisible. Subproductos animales de animales acuáticos procedentes de establecimientos o plantas que fabriquen productos para el consumo humano.
- Conchas de moluscos con tejido blando o carne, subproductos de incubadoras, huevos y subproductos de huevos incluidos las cáscaras de animales que no presenten signos de enfermedad transmisible.
- Pollitos de un día sacrificados por razones comerciales sin signos de enfermedad transmisible.
- Los invertebrados acuáticos y terrestres salvo especies patógenas para los seres humanos.
- Los animales y sus partes de las ordenes Rodentia y Lagomorphadistintos de los de categoría 1 y 2.
- Pielés, cascos, uñas o pezuñas, plumas, lana, cuernos y pelo de animales muertos que no presenten signos de enfermedades transmisibles a través de esos productos.
- Tejido adiposo de animales sin signos de enfermedad transmisible a través del mismo, que han sido sacrificados en matadero y considerados aptos para sacrificio para consumo humano tras inspección ante mortem con arreglo a la legislación nacional.
- Residuos de cocina distintos a los de categoría 1.

1.2.4. Eliminación y usos de los SANDACH.

En función de la clasificación propuesta por Reglamento (CE) nº 1069/2009, la misma normativa establece los posibles destinos, bien por eliminación o bien su valorización. A continuación se indican los destinos posibles de los SANDACH según la categoría a la que pertenece.

Categoría 1.

- Incineración o coincineración con o sin procesamiento previo (esterilización a presión) y marcado del material resultante.
- Enterramiento, previo procesamiento por esterilización a presión y marcado (excepto en el caso de cuerpos enteros o sus partes, incluidas las pieles, de animales sospechosos o confirmados de estar infectados por una EET o de animales sacrificados en aplicación de medidas de erradicación de EETs).
- Uso como combustible con o sin procesamiento previo.
- Enterramiento en vertedero autorizado en el caso de residuos de cocina de medios de transporte internacional.
- Usos técnicos en productos cosméticos, medicamentos veterinarios, productos sanitarios, etc.

Categoría 2.

- Todas las vías mencionadas para los materiales de categoría 1.
- Fabricar abonos y enmiendas del suelo de origen orgánico previo procesamiento por esterilización a presión cuando proceda y marcado del material resultante con GTH.
- En el caso concreto del estiércol, el contenido del tubo digestivo (separado del mismo), la leche y los productos a base de la leche y del calostro, podrán aplicarse a la tierra directamente si la autoridad competente así lo considera en base a la ausencia de riesgo de propagación de enfermedades.

- Compostar o transformar en biogas tras su procesamiento previo y marcado, salvo en el caso de estiércol, el tubo digestivo y su contenido, la leche, los productos a base de la leche, el calostro, los huevos y los ovoproductos, los cuales, si la autoridad competente lo considera en base a la ausencia de riesgo de transmisión de enfermedad, podrán compostarse o transformarse en biogás sin llevar a cabo el mencionado procesamiento.
- El material originario de animales acuáticos podrá comportarse, ensilarse o transformarse en biogás.
- Eliminarlo en vertederos autorizados, previo esterilizado a presión y marcar el material resultante.

Categoría 2.

- Todas las vías mencionadas para los materiales de categoría 1 y 2.
- Procesamiento para la fabricación de piensos para animales de peletería y para animales de compañía.
- Fabricación de abonos y enmiendas del suelo de origen orgánico y piensos para animales de granja distintos de los animales de peletería (excepto en el caso de los residuos de cocina de categoría 3, del tejido adiposo de animales sin signos de enfermedad y de las pieles, cascos, uñas o pezuñas, plumas, lana, cuernos y pelo de animales muertos que no presenten signos de enfermedades transmisibles a través de esos productos).
- Emplearse en la fabricación de alimentos crudos para animales de compañía y en el caso de la leche cruda, del calostro y derivados, siempre que la autoridad competente considere que no hay ningún riesgo de enfermedad transmisible a través de los mismos, podrán aplicarse directamente a la tierra sin necesidad de procesamiento previo.
- En el caso de las conchas de moluscos y cáscaras de huevos, podrán emplearse en las condiciones fijadas por la autoridad competente y para los residuos de cocina se prevé la esterilización a presión, la fabricación de compost o de biogás así como otras medidas de aplicación que determine la Comisión.

1.2.5. Métodos de transformación autorizados.

La transformación de estos subproductos debe realizarse en plantas con unas condiciones de higiene, ubicación e instalaciones adecuadas, y acorde con las descritas en la normativa aplicada. En estas plantas se deberán aplicar los tratamientos correspondientes permitidos en función del subproducto y la categoría de conformidad con lo que se establece en la normativa. A continuación se enumeran los diferentes tratamientos autorizados, divididos en métodos estándar y métodos alternativos.

Métodos estándar.

- **Método 1:** aplicación de 133° C a al menos 3 bares de presión y durante 20 minutos como mínimo en partículas no superiores a los 50 mm de dimensión granulométrica. La transformación podrá realizarse a través de un sistema continuo o discontinuo.
- **Método 2:** las partículas no podrán ser superiores a los 150 mm y el calentamiento será de 100° C al menos durante 125 minutos, 110° C al menos durante 120 minutos y 120° C al menos durante 50 minutos. El calentamiento interno se alcanzará consecutivamente o a través de la combinación coincidente de los periodos indicados, siempre con sistema discontinuo.
- **Método 3:** las partículas no podrán ser mayores a 30 mm y el calentamiento será de al menos de 100° C durante 95 minutos, 110° C durante 55 minutos y 120° C durante al menos 13 minutos. El calentamiento interno se alcanzará consecutivamente o a través de la combinación coincidente de los periodos indicados y el sistema podrá ser continuo o discontinuo.
- **Método 4:** las partículas no podrán ser superiores a 30 mm y el calentamiento se aplicará a los subproductos en un recipiente con grasa añadida. Las combinaciones de temperatura y tiempo son 100° C durante 16 minutos, 110° C durante 13 minutos, 120° C durante 8 minutos y 130° C durante al menos 3 minutos. El calentamiento interno se alcanzará consecutivamente o a través de la combinación coincidente de los periodos indicados y el sistema podrá ser continuo o discontinuo.

- **Método 5:** las partículas no podrán ser superiores a los 20 mm. Este método implica el calentamiento hasta la coagulación y posterior prensado para separar grasa y agua del material proteínico. La proteína a su vez se calentará a 80° C durante 120 minutos y 100° C durante 60 minutos. El calentamiento interno se alcanzará consecutivamente o a través de la combinación coincidente de los periodos indicados y el sistema podrá ser continuo o discontinuo.
- **Método 6:** es de aplicación exclusiva para material de la categoría 3 procedente de animales acuáticos e invertebrados acuáticos. Las partículas podrán ser de 50 mm si se calientan a 90° C durante 60 minutos o 30 mm si la temperatura aplicada es de 70 ° C durante 60 minutos. Después del calentamiento se tendrá que mantener el pH a 4 o menos mediante la mezcla con ácido fórmico. La transformación podrá realizarse mediante un sistema continuo o discontinuo.
- **Método 7:** cualquier método autorizado por la autoridad competente en base al cumplimiento de una serie de requisitos:
 - Identificación de peligros y riesgos y capacidad del método para reducirlos.
 - Muestreo diario durante 30 días para el cumplimiento de determinados criterios microbiológicos relativos a *Clostridium perfringens*, *Salmonella* y *Enterobacteriaceae*.

1.2.6. El caso particular de los SANDACH en las salas de incubación.

En las salas de incubación avícolas se generan importantes cantidades de subproductos animales no destinados al consumo humano. Un promedio aceptable de nacimientos en una sala de incubación ronda el 85%, siendo el 15% restante huevos infértiles o mortalidad embrionaria. A parte de estos huevos no nacidos, hay que tener en cuenta las cáscaras que quedan después del nacimiento, lo que supone entre un 10% y un 15% del peso total del huevo. En el caso de pollitos de puesto, los machos también son considerados como subproducto. Tras enumerar los diferentes SANDACH generados en las salas de incubación, es conveniente identificar adecuadamente a que categoría, de las propuestas en el Reglamento (CE) nº 1069/2009, pertenece cada uno:

- Los huevos infértiles (incluidos cáscara y huevo) y las cáscaras de los huevos nacidos, se encuentran dentro de la **Categoría 3**. Según lo expuesto en el artículo 10 punto k apartado ii, los siguientes productos de animales terrestres: subproductos de incubadoras, los huevos y subproductos de los huevos, incluidas las cáscaras, son considerados de Categoría 3.
- Los embriones abortados así como la cáscara que está en contacto con ellos son considerados de **Categoría 2**, indicándose en el artículo 9 punto f apartado iv las aves de corral muertas en el huevo.
- Por último los machos, en caso de pollitos de puesta, también son considerados de Categoría 2, indicándose en artículo 10 punto k apartado iii que los pollitos de un día sacrificados por razones comerciales deben incluirse en esta categoría.

Galarza-Sanz (2012), tomando con referencia una sala de incubación con una capacidad semana de 500.000 huevos, estimó tanto la cantidad producida por semana como el coste anual de gestión de los diferentes residuos generados. Estos datos se recogen en la Tabla 1.1.

Tabla 1.1. Producción semanal y coste anual de la gestión de los SANDACH producidos en una sala de incubación con capacidad para 500.000 huevos por semana.

Procedencia	Subproducto	Producción (Kg / semana)	Coste anual (euros)
Huevos no fértiles	Cáscara	450	18.000
	Huevo	2.000	
Nacidos	Cáscara	3.500	13.000
	Huevos abortados	Cáscara	
Machos*	Pollito	2.000	24.000
	Pollitos	8.000	

*En incubadoras de gallinas de puesta.

Fuente: Galarza-Sanz (2012).

A continuación se exponen los posibles usos, según el Reglamento (CE) nº 1069/2009, para estos diferentes subproductos teniendo en cuenta su categoría:

Contenido huevos infértiles y pollitos de un día sacrificados (categoría 3).

- **Alimentación de animales de granja:** tras haber sufrido un tratamiento del 1 al 5 ó 7. En el caso del contenido de los huevos infértiles se puede tratar como un ovoproducto siguiendo el Reglamento (CE) nº 1069/2009 del parlamento Europeo y del consejo de 29 de abril de 2004 por el que se establecen normas específicas de higiene de los alimentos de origen animal. Límites en Salmonella y Enterobacteriaceae (Reglamento (UE) nº142/2011 Anexo X Cap. I).
- **Abonos:** Deben sufrir un tratamiento previo, métodos 1 al 5 ó el 7. Límites en Salmonella y Enterobacteriaceae (Reglamento (UE) nº142/2011 Anexo X Cap. I).
- **Fines especiales de alimentación:** debe autorizarlo la autoridad competente en condiciones que se garanticen el control de riesgos a la salud pública y de los animales. La categoría 3 no tiene restricciones para alimentación de animales de zoológico, peletería, perreras, refugios de perros y gatos, gusanos y lombrices para cebos.
- **Biogas y compostaje:** no deben sufrir ningún procesamiento previo.

Cascara de huevo (categoría 3).

- **Productos derivados:** regulados por otra legislación comunitaria: cosméticos, sanitarios, medicamentos.
- **Otros productos derivados (aditivos, envases...):** no dedicados a la alimentación animal de granja. Es necesario un tratamiento, se pueden usar todos los métodos estándar, excepto el 6.
- **Abonos:** es necesario un tratamiento, pudiéndose usar todos los métodos estándar, excepto el 6. No es un abono por sí solo.
- **Uso especial:** (Artículo 14 letra h Reglamento 1069/2009) La cáscara de huevo se utilizará en condiciones fijadas por las autoridades competentes que prevengan los riesgos para la salud pública y la salud animal.

- **Biogas y compostaje:** para los subproductos de categorial 2 (o que han estado en contacto con uno de ellos) es necesario un procesamiento previo mediante el método de transformación 1, excepto en el caso de los huevos y ovoproductos siempre que la autoridad competente lo autorice.

Pollitos no nacidos (categoría 2).

- **Alimentación de animales de granja:** tras haber sufrido un tratamiento, pudiéndose usar todos los métodos estándar, excepto el 6.
- **Abonos:** mediante el método de transformación 1.
- **Fines especiales de alimentación:** debe autorizarlo la autoridad competente en condiciones que se garanticen el control de riesgos a la salud pública y de los animales. Debe de estar separado de los subproductos de categoría 3.
- **Biogas y compostaje:** es necesario un procesamiento previo mediante el método de transformación 1.

2. REVISION BIBLIOGRAFICA

2.1. MANEJO Y USOS DE LOS RESIDUOS DE INCUBADORA.

El manejo y reutilización de los residuos de incubadora han centrado la atención de varios investigadores (Chiu y Wei, 2011; Deshmukh y Patterson, 1997; Tacon, 1982), teniendo como objetivo una gestión segura y económicamente viable de los mismos, convirtiendo el coste de gestión en un ingreso adicional. Como ya se comentó con anterioridad, los residuos de incubadora están formados por huevos no fértiles, cáscaras y membranas de huevo, embriones muertos y polluelos. Los métodos tradicionales de eliminación de este tipo de residuos orgánicos sólidos incluyen el depósito en vertederos, traslado a plantas de compostaje, Rendering (producción de harinas de origen animal) y la incineración (Das *et al.*, 2002). La mayoría de incubadoras utilizan un sistema de extracción por vacío para transferir los residuos a los contenedores. El tratamiento de residuos puede realizarse tanto *in situ* (en la planta de incubación) como fuera (en una planta de tratamiento o procesamiento). Los residuos de incubadora deben separarse en cáscaras de huevo, sólidos y líquidos, para que sigan procesos de reciclaje distintos. La separación de los residuos reduce la carga de patógenos, creando opciones para aprovechar al máximo los residuos. Las cáscaras de huevo pueden separarse de los sólidos pesados y los huevos sin eclosionar mediante uno de estos tres métodos: succión de vacío, cinta cribadora con vibración o separador ciclónico de aire. Entre los diferentes sistemas disponibles para la separación de los residuos sólidos y líquidos se encuentran los siguientes: pantallas inclinadas con prensas, centrifugadoras, filtros multicapa con gravedad, cintas transportadoras y rodillos, etc. En la Tabla 2.1 se muestra la capacidad de captura de los diferentes sistemas de separación sólido/líquido.

Tabla 2.1. Eficiencia Total de los diferentes separadores de líquidos / sólidos (NRCS, 2006)

Separadores sólido/líquido	Eficiencia Total de captura
Pantalla inclinado estático	10-20%
Pantalla inclinada con Drag Chain	10-30%
Pantalla vibratorio	15-30%
Pantalla giratoria	20-40%
Centrífuga	20-45%
Tornillo o Roller Press	30-50%
Balsa de decantación	40-65%
Muros separadoras “Weeping Wall”	50-85%
Raspe seco	50-90%
Contenedores de Geotextil	50-98%

2.1.1. Tratamiento de los residuos sólidos de incubadora.

Tras la separación de los residuos de incubadora., los residuos sólidos pueden seguir diferentes tratamientos, que tienen como objetivo dar un valor a estos residuos, cumpliendo todos los requisitos de bioseguridad necesarios. Estos tratamientos deben ser económica y técnicamente viables y satisfacer las necesidades específicas de cada sala de incubación. A continuación se presentan una serie de estos posibles tratamientos:

- Los residuos de incubadoras se pueden utilizar para la **generación eléctrica** mediante generador de turbina, alimentado por el vapor producido por la incineración de estos residuos.
- El proceso “**Rendering**” los residuos se seca al mismo tiempo que se separa la grasa de la proteína (Swan, 1992), produciéndose comida proteica similar a la harina de carne.
- Mediante el **autoclavado** o la **extrusión** de los residuos de incubadora estos se pueden utilizar como alimento para el ganado. Miller (1984) extruyó una mezcla de residuos de incubación con harina de maíz amarillo (25:75) a 140 °C durante 10 segundos, mientras Lilburn *et al.* (1997) autoclavó residuos de incubadora durante 15 minutos a 125 °C y 1,76 kg/cm² y después los seco a 50 °C durante 1 hora.
- Residuos de incubación puede ser tratado de la misma manera que los residuos de aves de corral (plumas, cabezas, pies y entrañas) por **ebullición** a 100 °C con una presión de 2,2 kg/cm² durante 15 minutos, luego se hierve de nuevo a 100 °C durante 5 horas, seguido por ebullición a 130 °C durante 1 hora y posterior enfriamiento a temperatura ambiente (Kirkpinar *et al.*, 2004).
- Por su parte Kompang (1994) informó de un método de **ensilado** de huevos rechazados en la incubación. Para ello mezcló los huevos con ácido fórmico y propiónico durante 8 semanas a temperatura ambiente.
- Otra posibilidad es el tratamiento con **enzimas o hidróxido de sodio**. Este tratamiento ya fue utilizado por Kim y Patterson (2000) para la gestión de aves sacrificadas.

- El **compostaje** es un método común para la eliminación de residuos sólidos orgánicos. La descomposición de los residuos orgánicos es realizada por bacterias aeróbicas, levaduras y hongos. El proceso de compostaje mata a los patógenos, convierte el nitrógeno amoniacal a nitrógeno orgánico y reduce el volumen de residuos.
- La **digestión anaeróbica** por su parte es uno de los métodos más populares para tratar los efluentes humanos y otros residuos ganaderos. Tiene la ventaja de ser un proceso de alta eficiencia, en el cual se produce biogás capaz de ser usado para la generación de energía o calefacción.

Como se puede observar la mayoría de los tratamientos antes mencionados tienen como objetivo la obtención de alimento animal. Esto es debido al valor nutricional de este tipo de residuos. Rasool *et al.* (1999) observaron que las harinas producidas a partir de residuos de incubadora de pollos de engorde contenían 44,25% de proteína cruda, 4,573 kcal/kg de energía bruta, 3.600 kcal/kg de energía metabólica, 30% extracto de etéreo, 1,9% de fibra, 14% de cenizas, 9,8 % extracto libre de nitrógeno, 7,26% de Ca, 0,84% de Pm 1,86 % de lisina y 0,66% de metionina.

2.1.2. Uso de la cascara y la membrana del huevo.

La cáscaras de huevo es una fuente rica de minerales que se puede utilizar como: excipiente farmacéutico, material médico y dental, suplemento alimentario, diluyente, componente de fertilizantes agrícola y componente de implantes óseos (Murakami *et al.*, 2007). La cáscara de huevo está compuesta por una red de fibras de proteína, asociadas con cristales de carbonato de calcio (96% del peso), carbonato de magnesio (1%) y fosfato de calcio (1%), y también de sustancias orgánicas y agua. El carbonato de calcio es un cristal amorfo que se presenta naturalmente en forma de calcita (cristal hexagonal), con baja solubilidad en agua (13 mg/l, a 18°C) (Boron, 2004; Neves, 1998).

La cáscara de huevo tiene dos membranas internas, que consiste en una mezcla de proteínas y glicoproteínas, que están estrechamente asociados con la cáscara, excepto en un extremo donde se separan para formar una cámara de aire.

Estas membranas se componen de glicoproteínas, que consta de colágeno tipo I, V y X, que puede ser utilizado en la producción de cosméticos. Se compone de queratina y sulfato de dermatano, y glicosaminoglicanos que son útiles en la producción de colágeno y para la síntesis de otros productos como la quitina. Contiene ácido siálico, un sial-oligosacárido que tiene propiedades terapéuticas (Fátima *et al.*, 2005). También contiene enzimas bacteriolíticas tales como lisozima y glucosaminidasa beta-N-acetil, que alteran la resistencia térmica de las bacterias. Otros componentes de la membrana son los aminoácidos, tales como lisina, prolina, alanina, cisteína y fenilalanina (Boron, 2004).

A continuación se enumeran algunos usos posibles de los residuos de cascara de huevo y la membrana encortadas en la bibliografía para su revalorización:

- La cascara de huevo es capaz de **absorber gases ácidos** con el dióxido de carbono (Iyer *et al.*, 2006).
- La cascara de huevo pulverizada, debido a su alto contenido en carbonato cálcico se presenta como un buen agente para **eliminación de metales pesados** soluciones acuosas (Liao *et al.*, 2010) y su **inmovilización** en suelos (Ok *et al.*, 2011).
- El CaCO_3 , obtenido a partir de la cascara de huevo, puede ser utilizado para el **tratamiento del papel**, a fin de mejorar su brillo, opacidad y fuerza (Yoo *et al.*, 2009).
- La cascara de huevo puede servir como **catalizador sólido** en la transesterificación de aceites vegetales para producir biodiesel (Wei *et al.*, 2009).
- El uso de cáscaras de huevo en **productos alimenticios** aumenta su valor, debido a sus valiosos minerales. El CaCO_3 de la cáscara tiene una biodisponibilidad baja si se consume directamente, pero cuando se transforma en citrato de calcio este presenta los niveles más altos de absorción y se puede utilizar como un **suplemento dietético** (Oliveira *et al.*, 2013).

- Desde el **punto de vista agrícola** la cascara de huevo se puede compostar con otros materiales orgánicos para aumentar su contenido mineral, extender alrededor del plantas para repeler caracoles y babosas y mezclarz con tierra de jardín para su uso como fertilizante (Glatz *et al.*, 2011).
- La membrana de la cáscara de huevo contiene **biomateriales** valiosos tales como colágeno, polipéptidos y aminoácidos, que son muy útiles para aplicaciones cosméticas y médicas (Yoo *et al.*, 2009).

2.2. EL COMPOSTAJE COMO SISTEMA DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS.

Una de las definiciones más completa y aceptada del compostaje es el proceso biooxidativo controlado, que se desarrolla sobre sustratos orgánicos heterogéneos en estado sólido en el que intervienen numerosos y variados microorganismos, el proceso implica el paso a través de una fase termofílica y una producción temporal de fitotoxinas, generándose como productos de la biodegradación dióxido de carbono, agua, minerales y una materia orgánica madura (y por tanto implícitamente estabilizada) o compost con ciertas características húmicas y libre de compuestos fitotóxicos y patógenos y semillas de malas hierbas (Zucconi y de Bertoldi, 1987).

En esencia el compostaje es un proceso, de bajo coste, que permite transformar residuos y subproductos orgánicos en un producto final de calidad, fácilmente manejable y almacenable denominado compost. Una definición reciente incluida en el Informe Técnico de la Comisión Europea “Working document for end-of-waste criteria on biodegradable waste subject to biological treatment”, describe el compost como “el material sólido higienizado y estabilizado que se obtiene mediante compostaje, entendiéndose éste como el proceso de descomposición controlada de materiales biodegradables bajo condiciones dirigidas, predominantemente aerobias, que permiten el incremento de la temperatura hasta niveles adecuados para las bacterias termófilas como resultado del calor generado biológicamente” (Institute for Prospective Technological Studies - IPTS, 2011).

2.2.1. Factores que afectan al proceso de compostaje.

Los responsables de la transformación que sufre la materia orgánica durante el compostaje son los microorganismos, por lo que todos los factores que afecten a la evolución de los mismos afectaran también al proceso. Siendo de tal forma un proceso que no se puede dejar transcurrir espontáneamente, sino que en él han de controlarse los parámetros que influyen en el desarrollo y actividad microbológica, garantizándose así su éxito (Hedegaard y Krüger, 1996; Körner *et al.*, 2003).

Los parámetros más importantes en relación con el proceso de compostaje pueden clasificarse en dos tipos: parámetros de seguimiento de dicho proceso y parámetros relativos a la naturaleza del sustrato (Bueno *et al.*, 2007).

2.2.1.1. Parámetros de seguimiento.

Durante el proceso de compostaje hay que hacer un seguimiento a una serie de parámetros que han de ser medidos durante todo el proceso (temperatura, humedad, pH, aireación, y espacio de aire libre) y corregidos, en caso de ser necesario, para que sus valores estén dentro del rango óptimo durante todas las fases del compostaje (Jeris y Regan, 1973)

Temperatura

El síntoma más claro de la actividad microbiana es el incremento de la temperatura de la masa que se está compostando, por lo que la temperatura ha sido considerada tradicionalmente como una variable fundamental en el control del compostaje (Liang *et al.*, 2003; Miyatake y Iwabuchi, 2006). Se observan tres fases en el proceso de descomposición aeróbica: fase mesófila inicial ($T < 45^{\circ}\text{C}$), al final de la cual se producen ácidos orgánicos; fase termófila ($T > 45^{\circ}\text{C}$); y fase mesófila final, considerándose finalizado el proceso cuando se alcanza de nuevo la temperatura inicial.

Cada especie de microorganismo tiene un intervalo de temperatura óptima en el que su actividad es mayor y más efectiva: 15-40 °C para los microorganismos mesófilos y 40-70°C para los termófilos (Suler y Finstein, 1977).

Los microorganismos que resulten beneficiados a una temperatura concreta son los que principalmente descompondrán la materia orgánica del residuo, produciéndose un desprendimiento de calor. Asimismo, se ha demostrado que pequeñas variaciones de temperatura influyen en mayor medida en la actividad de los microorganismos que pequeños cambios de humedad, pH o relación C/N, de lo que se deduce la importancia de los valores de la temperatura durante el proceso (Miyatake y Iwabuchi, 2006).

Humedad

El agua es imprescindible para las necesidades fisiológicas de los microorganismos, ya que es el medio de transporte de las sustancias solubles que sirven de alimento a las células y de los productos de desecho de las reacciones que tienen lugar durante dicho proceso. Algunos autores (Haug, 1993; Jeris y Regan, 1973; Madejón *et al.*, 2002) consideran que la humedad de los materiales es la variable más importante en el compostaje y ha sido calificada como un importante criterio para la optimización del compostaje. Si las condiciones iniciales de humedad son adecuadas, cabe esperar que la humedad disminuya a lo largo del proceso a causa del calor, siendo necesario añadir agua (Atchley y Clark, 1979).

La humedad de la masa de compostaje debe ser tal que el agua no llegue a ocupar totalmente los poros de dicha masa (Miyatake y Iwabuchi, 2006), para que permita la circulación tanto del oxígeno como la de otros gases producidos en la reacción. La humedad óptima para el crecimiento microbiano está entre el 50-70%; la actividad biológica decrece mucho cuando la humedad está por debajo del 30%; por encima del 70% el agua desplaza al aire en los espacios libres existentes entre las partículas.

pH.

El pH tiene una influencia directa en el compostaje debido a su acción sobre la dinámica de los procesos microbianos (Nogales y Gallardo-Lara, 1984), sin embargo un pH extremo no impide que se desarrolle el proceso. Mediante el seguimiento del pH se puede obtener una medida indirecta del control de la aireación de la mezcla, ya que si en algún momento se crean condiciones anaeróbicas se liberan ácidos orgánicos que provocan el descenso del pH.

Suler y Finstein (1977) establecieron una relación entre los cambios de pH y la aireación de la mezcla, concluyendo que un compostaje con la aireación adecuada conduce a productos finales con un pH entre 7 y 8; valores más bajos del pH son indicativos de fenómenos anaeróbicos y de que el material aún no está maduro.

Aireación

La aireación es uno de los parámetros más importantes ya que cumple tres funciones: suministrar el oxígeno requerido por la población microbiana para desarrollar las reacciones de biodegradación en condiciones aerobias, facilitar la regulación del exceso de humedad por evaporación y contribuir a mantener una temperatura adecuada (Haug, 1993). El contenido en oxígeno del aire en la matriz del residuo no debe situarse nunca por debajo del 5 o 7 %.

Una aireación insuficiente provoca una sustitución de los microorganismos aerobios por anaerobios, con el consiguiente retardo en la descomposición, la aparición de sulfuro de hidrógeno y la producción de malos olores (Bidlemaier, 1996). El exceso de ventilación podría provocar el enfriamiento de la masa y una alta desecación, con la consiguiente reducción de la actividad metabólica de los microorganismos (Zhu, 2006).

Espacio de aire libre.

El grado de compactación de la materia en la pila de compostaje es otra de las variables que puede afectar al proceso; se suele medir en forma de Espacio de Aire Libre (FAS, Free Airspace). Schulze (1962) utilizó por primera vez el concepto de Espacio de Aire Libre adoptado de la ciencia del suelo, que relaciona los contenidos de humedad, la densidad y la porosidad, es decir, que tiene en cuenta la estructura física de los residuos.

Una excesiva humedad o compactación puede reducir el Espacio de Aire Libre en el interior de la masa a compostar, hasta el punto de que todo el oxígeno almacenado en los huecos libres sea desplazado, limitando así la velocidad de la reacción biológica. Sólo niveles por encima del 30% garantizan que no existan impedimentos físicos para la difusión del oxígeno.

2.2.1.2. Parámetros relativos a la naturaleza del sustrato.

Las características del material orgánico sujeto a compostaje deben permitir tanto el buen desarrollo del proceso como la obtención de un producto final que cumpla una serie de requisitos mínimos de calidad (Torrentó y Paulet, 2001). Para ello, al inicio del proceso deben determinarse ciertos parámetros relativos a la mezcla de residuos, con el fin de ajustarlos a sus valores óptimos. Entre las variables más importantes a controlar se encuentran: tamaño de partícula, relación C/N, composición elemental, contenido en materia orgánica, y conductividad eléctrica (Bueno *et al.*, 2007).

Tamaño de partícula.

El tamaño inicial de las partículas que componen la masa a compostar es una importante variable para la optimización del proceso, ya que cuanto mayor sea la superficie expuesta al ataque microbiano por unidad de masa, más rápida y completa será la reacción. Pero aunque un pequeño tamaño de partícula provoca una gran superficie de contacto para el ataque microbiano, también se reduce el espacio entre partículas y aumenta las fuerzas de fricción (Haug, 1993). Hay divergencias entre distintos autores en cuanto al tamaño partícula más adecuado para un proceso, variando entre 1 y 5 cm (Haug, 1993), entre 2 y 5 cm (Kiehl, 1985) o entre 2,5 y 2,7 cm (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Relaciones C/N.

La relación C/N es un factor relevante para la optimización del compostaje ya que influye en la velocidad del proceso y las pérdidas de nitrógeno durante el mismo. Los microorganismos utilizan generalmente 30 partes de C por cada una de N; por esta razón se considera que el intervalo de C/N teóricamente óptimo para el compostaje de un producto es de 25-35 (Jhorar *et al.*, 1991). Si la relación C/N es mayor que 40 la actividad biológica disminuye y los microorganismos deben oxidar el exceso de carbono con la consiguiente ralentización del proceso, debido a la deficiente disponibilidad de N para la síntesis proteica de los microorganismos. Por otro lado, si la relación C/N es muy baja, el compostaje es más rápido (Golueke y Díaz, 1987; Zhu, 2006) pero el exceso de nitrógeno se desprende en forma amoniacal, produciéndose una autorregulación de la relación C/N (Jhorar *et al.*, 1991).

Nutrientes.

La característica química más importante de los sustratos es su composición elemental. Los microorganismos sólo pueden aprovechar compuestos simples, por lo que las moléculas más complejas se rompen en otras más sencillas para poder ser asimilada (Castaldi *et al.*, 2005).

Para que los microorganismos que intervienen en el compostaje proliferen necesitan nutrientes inorgánicos y orgánicos para su crecimiento. Los principales nutrientes inorgánicos requeridos por los microorganismos, los cuales se puede encontrar en los residuos son (Tchobanoglous *et al.*, 1994): nitrógeno (N), azufre (S), fósforo (P), potasio (K), magnesio (Mg), calcio (Ca), hierro (Fe), sodio (Na) y Cloro (Cl). Los nutrientes menores, pero de gran importancia incluyen: cinc (Zn), Manganeseo (Mn), molibdeno (Mo), selenio (Se), cobalto (Co), cobre (Cu) níquel (Ni) y volframio (W). Además de nutrientes inorgánicos, muchos microorganismos necesitan nutrientes orgánicos, que son factores de crecimiento. Destacan en tres clases: Aminoácidos, Purinas y pirimidinas y Vitaminas.

Materia orgánica.

El conocimiento del contenido de materia orgánica de los composts es fundamental, pues se considera como el principal factor para determinar su calidad agronómica (Kiehl, 1985). Durante el compostaje la materia orgánica tiende a descender debido a su mineralización y a la consiguiente pérdida de carbono en forma de anhídrido carbónico; estas pérdidas pueden llegar a representar casi el 20% en peso de la masa compostada (Zucconi y de Bertoldi, 1987).

Algunos compuestos procedentes de la materia orgánica son utilizados por los microorganismos para formar sus tejidos y otros son transformados en anhídrido carbónico y agua. Los nuevos materiales formados poseen unas propiedades distintas a las de los materiales originales, confiriéndole a la masa unas características físicas y químicas distintas (Haug, 1993). La velocidad de transformación de materia orgánica depende de su naturaleza física y química, de los microorganismos que intervienen y de las condiciones físico-químicas del proceso (humedad, aireación, temperatura y pH) (Michel *et al.*, 2004).

Conductividad Eléctrica (CE).

La conductividad eléctrica de un compost está determinada por la naturaleza y composición del material de partida, fundamentalmente por su concentración de sales, y en menor grado por la presencia de iones amonio o nitrato formados durante el proceso (Sánchez-Monedero *et al.*, 2001). La CE tiende generalmente a aumentar durante el proceso de compostaje debido a la mineralización de la materia orgánica, hecho que produce un aumento de la concentración de nutrientes. Ocurre a veces un descenso de la CE durante el proceso, lo que puede deberse a fenómenos de lixiviación en la masa, provocados por una humectación excesiva de la misma.

2.2.2. Sistemas de compostaje.

Las tecnologías existentes de compostaje se pueden clasificar en función de la presencia o ausencia de movimientos del material (sistemas dinámicos o estáticos, respectivamente), o bien según la disposición física de la mezcla (sistemas en pilas, trincheras, zanjas, mesetas, etc.), aunque la clasificación comúnmente adoptada es la que se realiza en función del aislamiento o contacto de la mezcla a compostar con el exterior(Ver Tabla 2.2), distinguiéndose entonces los sistemas abiertos, semicerrados y cerrados (Pérez y Morales, 2008). Se pueden clasificar en dos grupos según su dinámica en el movimiento y en tres grupos según el compostaje se realice en medios confinados o en abierto:

Tabla 2.2. Clasificación de los sistemas de compostaje

	Sistemas abiertos	Sistemas semiabiertos	Sistemas cerrados
Estáticos	Montones Pilas Mesetas	Pila con cubierta semipermeable	Contenedores Túneles
Dinámicos	Pilas Volteadas Mesetas volteadas	Trincheras en nave cerrada	Reactores verticales Reactores horizontales

2.2.2.1. Sistemas abiertos.

Es un sistema relativamente simple y el más económico. Es el más utilizado en la práctica y se emplea casi siempre para la fase de maduración .Se basa en la formación de pilas, agrupando los residuos en montones que suelen adoptan forma triangular.

Si los montones ocupan superficies aproximadamente cuadradas se denominan mesetas. Estas pilas no pueden ser demasiado grandes ya que la masa sería comprimida por su propio peso, lo que origina una reducción de sus intersticios complicando el proceso. Al contrario, cuando la altura del montón es pequeña, la masa se enfría rápidamente, lo que no permite obtener las temperaturas óptimas para la destrucción de los gérmenes patógenos y la descomposición por las bacterias termófilas. Dentro de los métodos abiertos de compostaje se incluyen: las pilas con volteo, las pilas estáticas aireadas pasivamente y las pilas estáticas con aireación forzada.

Pilas de Volteo o hilera.

Este sistema se considera lento y figura entre las prácticas más antiguas, Howard (1931) desarrolló este sistema en Indore (India), técnica que es mundialmente conocida como método Indore o método Howard. Este sistema es simple y fácil de llevar a cabo; la masa se voltea periódicamente con el objeto de introducir el material de la parte exterior al interior y promover la descomposición uniforme de los residuos, ya que las capas externas más frescas de la pila de residuos se mueven a las capas internas donde se exponen a temperaturas más altas y a una actividad microbiana más intensiva (EPA, 1994). Los volteos se pueden realizar a demanda, en función de medidas de concentración de O₂ y modelos de temperatura, o bien de forma periódica, establecida por el operador. Este sistema de compost es un método probado y exitoso. Sin embargo, tiene algunas desventajas, como la necesidad de grandes áreas o el hecho de que las condiciones aerobias no son siempre las adecuadas dentro de la pila, provocando, entre otras cosas, olores que se liberan durante el volteo.

Pilas estáticas aireadas pasivamente.

El sistema de pilas estáticas se realiza formando montones de residuos de baja altura, pero lo suficientemente altos para mantener el calor. Los montones se dejan durante todo el proceso sin movimiento, por lo que su aireación se realiza pasivamente. Esta aireación se hace gracias al movimiento convectivo inducido del aire. Las fuerzas de convección aumentan la presión del aire en el centro de la pila a medida que la temperatura aumenta, haciéndolo desplazarse hacia la cima del montón.

La salida del aire caliente por la parte superior hace que el aire atmosférico, rico en oxígeno, venga a ocupar el sitio dejado por el que ha salido, pobre en O₂ y saturado de vapor de agua y CO₂. La velocidad de este cambio de aire está regulada por la porosidad del material y por el tamaño de la pila, entre otros factores. Si el montón tiene la altura recomendable, baja densidad y contiene cierta proporción de materiales gruesos, que promueven alta porosidad, estos cambios se hacen con rapidez, la temperatura aumentará con más facilidad y el tiempo de compostaje será menor (Keener *et al.*, 1992). El factor clave en el compostaje a través de pilas estáticas con aireación pasiva es el tiempo, es un proceso muy lento, que necesita de al menos 1 año para obtener un buen producto. La principal desventaja de estos sistemas es la dificultad de mantener un nivel de oxígeno constante, ya que sufre fuertes oscilaciones.

Pilas estáticas aireación forzada.

Este sistema de compostaje fue desarrollado en los años setenta por investigadores del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) para el compostaje de biosólidos de las instalaciones de aguas residuales (Wilson 1980). La aireación forzada suministra O₂, enfría la pila y elimina el vapor de agua, CO₂ y otros productos de descomposición. El aire puede ser impulsado de forma negativa o positiva, esto quiere decir que el bombeo puede ser por succión o por presión. El sistema de succión para pilas se ideó en Beltsville por la USDA (Willson *et al.*, 1980), y es ampliamente empleado en los Estados Unidos. Con este sistema, un flujo de aire de 0.2 m³/minuto/Tm. es suficiente para proveer de una concentración de oxígeno del 15% a un compost compuesto de lodo de depuradora y de virutas de madera. Para reducir los problemas de olor, el aire se puede pasar por una pila de compost maduro que actuará como filtro. El sistema de inyección de aire (método Rutgers) consigue por un lado favorece la evaporación que ocasiona una baja humedad del producto final garantizando una buena estabilidad; por otra parte, el control de la temperatura evita periodos prolongados de temperatura elevada. En los sistemas alternantes (succión-inyección) una primera etapa de aireación por succión permite controlar mejor el proceso, la emisión de olores y que se alcancen mayores temperaturas (necesarias para la higienización) en una segunda etapa, tras la reducción de microorganismos patógenos, se reinvierte el flujo de aire (inyección) y se continua el proceso.

Compostaje en trincheras.

El compostaje en trincheras es una variante de las tradicionales pilas, en las que el material se coloca entre muretes longitudinales. Los canales, calles o trincheras tienen entre 3 y 5 m de anchura, los muretes entre 2 y 3 m de altura y la longitud puede ser la que se desee (normalmente oscila entre los 60 y los 140 m), el número de calles también es variable. El volteo se realiza mediante una volteadora que circula sobre unos raíles situados a lo largo de la parte superior de los muretes y que puede ser pasada de una a otra calle por medio de unos transfers situados al principio y al final de las mismas.

Compostaje bajo lonas semipermeables

Este sistema de compostaje consiste en una pila estática cubierta por una lona de un material semipermeable y ventilado, en función de la demanda de oxígeno, por sobrepresión a través de unas tuberías enterradas en el suelo. La estructura de poros de la membrana es permeable al vapor de agua, pero no lo es al agua en estado líquido, por lo que el material puede liberar humedad al exterior pero no sufre las condiciones meteorológicas de la zona. En cuanto al paso de gases, en general es permeable a los componentes mayoritarios del aire, pero posee una cierta capacidad de retención del NH_3 , tanto por el tamaño de poro como por la película de agua condensada en la superficie interior de la membrana, donde quedan retenidas las sustancias gaseosas solubles. De esta manera otra de sus ventajas es la reducción de las afecciones medioambientales por olores. El control del funcionamiento del ventilado se hace en función de las necesidades de oxígeno, lo que provoca que la temperatura de la masa alcance valores superiores a los 80°C y los mantenga durante largos períodos de tiempo.

2.2.2.2. Sistemas cerrados

Reactores estáticos

Son dispositivos más sencillos al carecer de movimiento propio o de elementos mecánicos internos. Los dos tipos más comunes son los contenedores y los túneles, pues el otro tipo, los silos, apenas tienen implantación.

Contenedores de compostaje

Los contenedores son recipientes paralelepípicos herméticos, generalmente de acero con tratamiento anticorrosión, con doble suelo para la ventilación y recogida de lixiviados, con volúmenes comprendidos entre los 20 y 50 m³. Dado su tamaño y peso presentan la interesante ventaja de poder ser trasladados de un lugar a otro a voluntad, pudiendo llenarse en el área de producción del residuo y trasladarlos llenos al área de operación, donde son conectados a los sistemas de control y ventilación. Resultan relativamente caros, pero su modularidad los hace muy versátiles y tremendamente útiles para aquellos casos de lugares en los que se produzca una gran variedad de residuos orgánicos diferentes en no muy grandes cantidades.

Túneles de compostaje

Los túneles de compostaje (Figura 2.1) son habituales en la industria de obtención de sustratos para el cultivo de champiñones. Este sistema permite un gran control de los parámetros del proceso, si las sondas de temperatura y dispositivos captadores de gases son los suficientes y están bien distribuidas. Los gases que se analizan son el oxígeno y en algunas ocasiones opcionalmente el CO₂, NH₃ u otros. Aparte se monitorizan otras variables relacionadas indirectamente con el proceso como puede ser la presión del aire en el sistema de ventilación, la humedad y temperatura del aire empleado en la ventilación del material, las horas de funcionamiento y el consumo eléctrico de los ventiladores. Todas estas medidas son transmitidas a un autómata programable que a su vez las envía a un ordenador provisto de un programa específico de control a través del cual se controla y rectifica a voluntad el proceso mediante el uso de ventilación forzada y riegos. El banco de datos que va recogiendo la memoria del ordenador aporta una valiosa acumulación de información puntual, cuyo estudio a largo plazo resulta muy útil para el conocimiento y mejora del proceso del compostaje, así como para diagnosticar. La ventilación se efectúa a través de un falso suelo perforado, ya sea por depresión (aspirado) o por sobrepresión (soplado), pudiendo disponerse la recirculación del aire del proceso. Los lixiviados son recogidos, conducidos a un depósito (normalmente junto con las pluviales de suelo) y reutilizados para la humectación de la siguiente partida.

Ningún líquido sale del proceso al exterior, es un circuito cerrado. Los gases que no se recirculan son conducidos a biofiltros depuradores, con posibilidad intermedia de sistemas de lavado (scrubbers), refrigeración y/o humectación. Sus principales ventajas son la extrema robustez de las instalaciones, su baja ocupación de espacio y su control de las afecciones ambientales



Figura 2.1: Túneles de compostaje
Fuente: <http://www.leblan.com>

Reactores dinámicos

Este sistema se aplica cuando se requieren tasas elevadas de transformación y condiciones muy controladas. El compost se hace “rápidamente”. Son sistemas más complejos y son más costosos de construir, operar y mantener. Permite una amplia gama de diseños ya sean horizontales o verticales y normalmente están provistos de un sistema de agitación que permita una aireación y homogeneización de la masa. Su funcionamiento es del tipo reactor y frecuentemente el producto fresco entra por un lado y sale procesado por el otro. Su utilización está indicada en el caso de mezclas complejas con algún tipo de dificultad. La finalidad de estas metodologías es acelerar el proceso de transformación. Se consiguen tasas de procesado de hasta una semana frente a los sistemas tradicionales que duran entre uno y tres meses. En casi todos los casos la fase de maduración o estabilización del producto se lleva a cabo fuera del reactor en el exterior y frecuentemente con el sistema de pilas o montones al que se realiza algún volteo de homogeneización final.

Reactores verticales.

El material a compostar se introduce por la parte superior del tanque y sale compostador por la parte inferior. El aire entra al tanque por debajo pasando por la masa y sale por arriba impulsado mediante un soplador. En algunos sistemas, el material es agitado a medida que atraviesa el reactor.

Estos reactores pueden ser continuos o discontinuos. En los continuos verticales el proceso es difícil de controlar, ya que mantener uniforme la cantidad de oxígeno para una gran masa de material es complicado. La parte baja donde se inyecta el aire, se enfría demasiado, la parte superior queda con frecuencia con poco aire. Por esta razón no debería tener una altura superior a los 3 metros. La ventaja fundamental es la rapidez del proceso, aunque su desventaja es el mantenimiento y las descargas en el caso de ser manuales, son complicadas. En la Figura 2.2 se muestra reactor cerrado vertical junto a un esquema de funcionamiento.

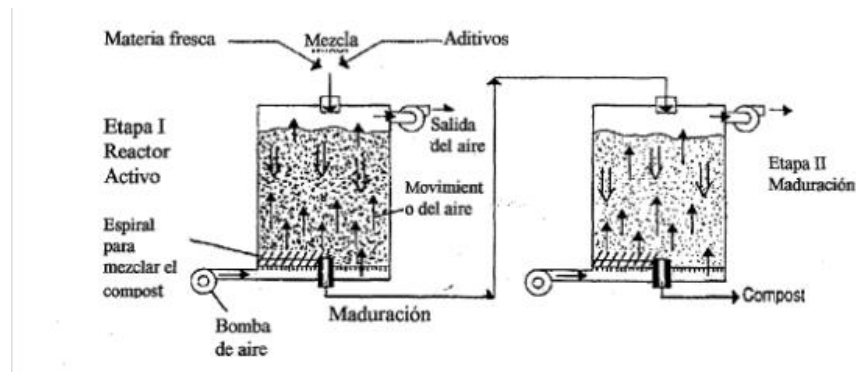


Figura 2.2: Reactor cerrado vertical
Fuente: Haug, 1993

Una variante de los reactores verticales son los reactores circulares (Figura 2.3). En este método el sustrato entra al reactor por uno de sus extremos con flujo continuo. Un mecanismo de mezcla gira lentamente alrededor del reactor. El residuo es agitado y mezclado mientras se mueve lentamente hacia el centro del contenedor. Por otra parte, puede inyectarse aire al sustrato de forma forzada para controlar la temperatura y mantener niveles adecuados de oxígeno.

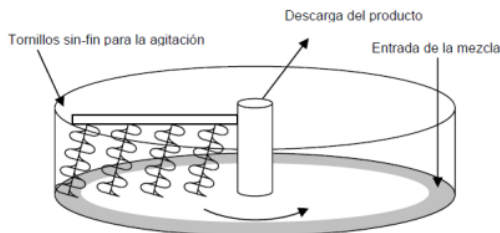


Figura 2.3: Reactor circular de lecho agitado.
Fuente: Haug, 1993

Reactores horizontales.

En los reactores horizontales continuos el material a compostar entra por un extremo del reactor el cual va girando sobre su eje y va mezclando el material hasta salir por su otro extremo (Figura 2.4). La aireación se hace a contracorriente mediante un ventilador.

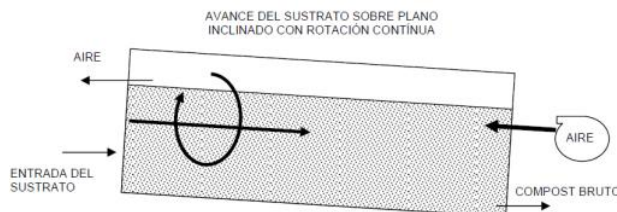


Figura 2.4: Reactor horizontal cilíndrico Dano.
Fuente: Mustin, 1987.

Los sistemas horizontales pueden ser divididos en múltiples tipos, en función de la estructura del fermentador y la forma en que el residuo que se compostar se mueve o se agita. El tambor rotativo es la forma más común de esta tecnología, el material entra por un extremo de un tambor rotativo inclinado y gradualmente se mueve a lo largo del tambor. Hay numerosas variantes, entre las cuales se puede destacar aquella en la que el tambor está dividido en tres o más células. El contenido de cada célula se vacía mientras se llena la célula siguiente. Además, esto permite una alimentación intermitente de sustrato en el tambor, lo que es preferible a una alimentación continua. Durante el tiempo en que el material atraviesa el tambor, la temperatura aumenta y la estructura del material cambia considerablemente. Existe otro sistema de compostaje, con reactores horizontales, en el cual no hay flujo de material. Es un sistema a base de cajas que funcionan por el procedimiento de tandas, en el cual los materia orgánica se carga en un principio y se mantiene en durante todo el proceso. La cantidad de oxígeno dentro del reactor se controla mediante aeración forzada.

2.2.3. Compostaje de SANDACH

Teniendo en cuenta todo lo expuesto anteriormente el compostaje se plantea como un método adecuado para el tratamiento de los SANDACH, al tratarse de uno de los pocos procesos naturales capaces de estabilizar los residuos orgánicos, consiguiendo destruye la mayoría de los parásitos, patógenos y virus contenidos en los residuos. En estudios recientes diferentes autores han utilizado el compostaje para el tratamiento de SANDACH generados durante toda la cadena de producción y distribución de alimentos y productos de origen animal, como por ejemplo, los residuos de matadero (Bianchi *et al.*, 2015; Zeng *et al.*, 2012), las tripas naturales (Makan, 2015), los residuos de curtiduría (Íñiguez *et al.*, 2003), los residuos de peces (Shelton *et al.*, 1998), los residuos de huevo (Soares *et al.*, 2013) y los residuos de incubadora (Das *et al.*, 2002).

Pero sin duda, los cadáveres de animales son los SANDACH de los cuales se dispone de mayor documentación, siendo Murphy y Handwerker (1988) los primeros en informar sobre el tratamiento de cadáveres de aves de corral mediante compostaje. Tras ellos, muchos han sido muchos los investigadores que han estudiado el proceso de compostaje de diferentes cadáveres animales: ovinos (Huang *et al.*, 2007; Stanford *et al.*, 2000), bovinos (Glanville *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2011), equinos (Payne *et al.*, 2015; Poulin *et al.*, 2015), porcino (McLaughlin *et al.*, 2015; Murray *et al.*, 2007), avícolas (Guan *et al.*, 2010; Sivakumar *et al.*, 2008) y piscícolas (Báscones *et al.*, 2011; Vizcarra *et al.*, 1993).

El factor común en el compostaje de los diferentes SANDACH es la presencia de cantidades concentradas de tejido animal, una alta proporción de proteínas y una elevada humedad. La manipulación y compostaje estos materiales exige un cuidado extra para controlar la bioseguridad, los olores, las moscas, los carroñeros y los lixiviados. De tal forma, la producción de compost comercializable por lo general no es un objetivo primordial.

Debido a la gran cantidad de información existente sobre el compostaje de cadáveres y a las experiencias previas realizadas dentro nuestro grupo de investigación (Anexo I), se optó por aprovechar estos conocimientos para el compostaje de residuos de incubadora. A continuación se hace una revisión sobre el estado del arte en el compostaje de cadáveres de animales.

2.2.3.1. Compostaje de cadáveres de animales.

Una pila de compostaje de cadáveres de animales es una mezcla heterogénea, por lo que la aplicación estricta de los principios expuestos en el apartado 2.2.1 no es posible. Estas pilas pueden contener cadáveres de animales con una gran masa, que tiene un alto contenido en humedad, baja relación C/N y casi nula porosidad, rodeados de un material con una alta relación C/N, un nivel moderada de humedad y buena porosidad (Keener y Elwell, 2006). Dentro de los cadáveres, los microorganismos anaerobios trabajan para degradarlos, liberando fluidos y gases olorosos, tales como el sulfuro de hidrógeno y el amoníaco, que se difunden por el agente de carga. En este agente de carga, los microorganismos aeróbicos degradan estos materiales olorosos liberados en dióxido de carbono (CO₂) y agua (H₂O). El proceso aeróbico producidos durante el compostaje provoca un aumento de la temperatura. Las bacterias activas, tanto en las zonas aeróbicas y anaeróbicas son tolerantes al calor. Sin embargo, el calor mata al resto de virus y bacterias que pueden estar presentes en los cadáveres. El olor es controlado colocando el suficiente agente de carga alrededor de los cadáveres. Si se gestiona adecuadamente el compostaje de cadáveres es de bajo costo, medioambiente respetuoso, bioseguro, y prácticamente sin olores.

En condiciones óptimas el compostaje se lleva a cabo en dos fases, durante la primera fase de compostaje la temperatura de la pila de compost aumenta, descomponiéndose los tejidos blandos y ablandándose parcialmente los huesos. En la segunda fase, los materiales restantes (principalmente huesos) se descomponen por completo y el compost se convierte a un material marrón oscuro con olor a suelo humedad, que contiene principalmente bacterias no patógenas y nutrientes vegetales.

Tras la finalización de la segunda fase, se completa el proceso de compostaje mediante la fase de maduración. Algunos huesos de grandes animales pueden permanecer en el compost después de la finalización de la segunda fase de compostaje, pero por lo general son muy frágiles, siendo adecuados para su aplicación en suelos al no presentar riesgos sanitarios y no dañar los equipos mecánicos de las explotaciones (Keener y Elwell, 2006; Mukhtar *et al.*, 2003). Las plumas de aves de corral y la lana de ovejas también tardan más en descomponerse que los tejidos blandos.

Los cadáveres de animales y materiales similares se pueden compostar usando diferentes métodos. Casi todos los métodos aíslan los cadáveres de su entorno hasta que estos se descomponen. La molienda de los cadáveres hace que el proceso sea más parecido al compostaje convencional y también favorece el uso de la aireación forzada, sin embargo agrega un paso adicional en el proceso y requiere tomar medidas adicionales para asegurar la bioseguridad del proceso. El compostaje de cadáveres enteras mediante aireación pasiva, usando hileras o contenedores, es el método más común y se expondrá con más detalle a continuación.

Agentes de carga: Estructurantes y fuentes de carbono.

El compostaje de cadáveres requiere el uso de varios ingredientes o materiales de co-compostaje, entre los que se incluyen fuentes de carbono, agentes estructurantes y activadores. Estos materiales tienen como objetivo que la mezcla a compostar tenga una relación C/N comprendida entre 20:1 y 35:1, una humedad de 40-55 % y una porosidad que permita la existencia dentro del material de espacios vacíos para la circulación del aire. Puesto que los cadáveres poseen un elevado contenido en nitrógeno (relación C/N del orden de 6), se deben añadir grandes cantidades de materiales ricos en carbono (Morse *et al.*, 2001). Aunque la relación C/N idónea debe estar comprendida entre los valores indicados, el compostaje tiene lugar con relaciones C/N algo más altas o algo más bajas, de hecho no todos los trabajos sobre compostaje dan el mismo rango para la relación C/N del conjunto que se desea compostar. Si la relación C/N es algo mayor del valor máximo indicado, el compostaje tendrá lugar a velocidad más lenta y sin alcanzar temperaturas demasiado elevadas; si es inferior al nivel más bajo, el proceso tendrá lugar pero se formará mayor cantidad de amoníaco que se perderá por volatilización.

Puesto que la mayor parte de los materiales ricos en carbono, materiales celulósicos, tienen estructura rígida, un mismo material puede cumplir, simultáneamente, las dos necesidades: carbono y porosidad. Los posibles materiales que pueden ser útiles para compostar animales muertos son: serrín, virutas de madera mezcladas con serrín, trozos de corteza de pino (tamaño igual o menor a 2,5 cm), mazorcas de maíz cortadas, paja triturada, heno viejo triturado, ensilado estropeado, estiércol de jaula de pájaros mezclado con paja troceada o serrín, recortes de astillas de árboles mezcladas con serrín, turba o, incluso, cartones triturados mezclados con serrín. Por último, como inóculo, es decir, para acelerar el inicio del proceso se suele añadir estiércol, material rico en los microorganismos que intervienen en la biodegradación. Se puede utilizar también cama de ganado, preferiblemente seca. A menudo, para reducir las necesidades de materiales ricos en carbono, se utiliza compost maduro; según la bibliografía, para conseguir una buena relación C/N no conviene sustituir con compost más del 50 % del material celulósico, (Barker, 1996a, b).

Sistemas principales de compostaje de cadáveres.

Pilas/hileras de compostaje.

El compostaje en hilera (Figura 2.5) permite que el proceso de compostaje se lleve a cabo en una pila estática. Para la construcción de las hileras no se utiliza ni paredes ni techos, por lo tanto la carga, la descarga, y los volteos del material se pueden realizar desde cualquier posición. La forma de construir las hileras de compostaje es similar para los diferentes cadáveres de animales.

Sin embargo, el tamaño del cadáver va a dictaminar la configuración interna de la pila. Independientemente del tamaño del cadáver, la longitud de una hilera se puede aumentar para acomodar más cadáveres. Los cadáveres se pueden clasificar en: pequeños (aves de corral y pavo), medianos (ovejas y cerdos jóvenes), grandes (porcina madura), o muy grandes (vacas y los caballos). Keener *et al.* (2000), recomendó que las pilas estáticas se construyan sobre una plataforma de hormigón o sobre un geotextil, para controlar los lixiviados.

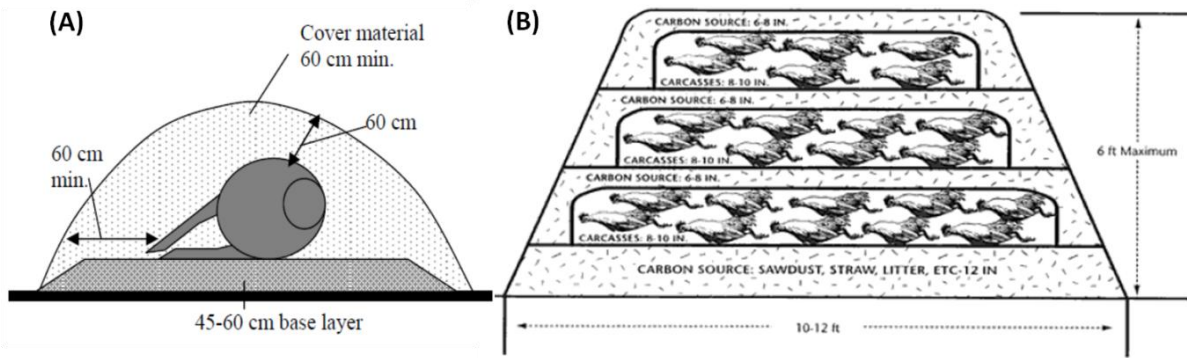


Figura 2.5. Sección transversal de un hilera o pila estática para cadáveres grandes (a) y pequeños (b).
Fuente: Carr et al. (1998).

El primer paso para la construcción de una hilera de compostaje es extender una capa base de agente de carga, con un espesor aproximado de 30 a 60 cm. La función principal de esta capa base es la absorción de los lixiviados liberados por los cadáveres en la descomposición. La segunda función es la de proporcionar un espacio de poro suficiente para el flujo de aire. Mukhtar *et al.* (2004) sugirieron que la capa base debe ser de 30 cm de espesor para los cadáveres pequeños, de 45 cm para los cadáveres medianos y de 60 cm para los grandes. El material ideal para esta capa base debe ser un material orgánico absorbente que contenga partículas con una longitud de 10-15 cm, como por ejemplo las astillas de madera (Bonhotal *et al.*, 2002).

Posteriormente los cadáveres se colocan sobre la capa de base. Los cadáveres pequeños (aves, peces) se extiende sobre la capa base uniformemente sin ser separados. Los animales de tamaño moderado (cerdos, ovejas, ciervos, etc.) deben estar separados entre sí. Keener *et al.* (2000) afirmaron que para el ganado grande, es preferible construir una pila separada para cada cadáver. Los cadáveres no deben estar apilados unos encima de otros ni colocados cerca de los bordes exteriores de la hilera. Para los rumiantes de más de 136 kg, se recomienda generalmente perforar el rumen y/o la cavidad torácica, para evitar la hinchazón y la posible explosión (Bonhotal *et al.*, 2002). Sin embargo, la experiencia ha demostrado que esto no es necesario. Murphy *et al.* (2004) afirmaron que la apertura de la cavidad del cuerpo puede reducir el tiempo de compostaje en par de semanas, pero no vale la pena teniendo en cuenta la posible exposición a patógenos.

Tras la capa de cadáveres, se añade una capa de agente de carga, cubriéndolo por completo los cadáveres. Esta capa debe tener alrededor de 30 cm en el caso de animales pequeños, pudiendo colocar sucesivamente más capa. En el caso de animales de gran tamaño, no hay ninguna capa intermedia, por lo que esta será la capa de recubrimiento final o biofiltro y debe ser de unos 60 cm. Siempre hay que asegurarse de que los cadáveres están bien cubiertos para evitar problemas (olor, carroñeros, etc.). Algunos autores recomiendan el uso de una cubierta seca (Bonhotal *et al.*, 2002), mientras que otros afirman que una cubierta húmeda reduce los olores y ayuda en la descomposición de los huesos (Keener y Elwell, 2006; Murphy *et al.*, 2004). Según el tamaño de los cadáveres, las dimensiones de las hileras serán las siguientes (Mukhtar *et al.*, 2004):

- Cadáveres pequeños: 3,6 m de ancho en la base; 1,5 m de anchura en la cumbre y 1,8 m de altura.
- Cadáveres medianos: 3,9 m de ancho en la base; 0,3 m de anchura en la cumbre y 1,8 m de altura.
- Cadáveres grandes y muy grandes: 4,5 m de ancho en la base; 0,3 m de anchura en la cumbre y 2,1 m de altura.

Gonzalez y Sanchez (2005) encontró, en pilas estáticas de la mortalidad de aves de corral, paja y estiércol de gallina, una cierta influencia de la temperatura ambiente y las diferentes mezclas sobre el progreso de compostaje. Durante el verano, los cadáveres fueron expuestos a temperaturas superiores a 60 °C entre 4 y 20 días, dependiendo de la mezcla utilizada. En invierno, las temperaturas máximas fueron menores, pero aún así superaron los 55 °C en todas las pilas.

Compostaje en cajones.

El compostaje en cajones (Figura 2.6) se lleva a cabo normalmente en un recinto con paredes duras (hormigón, madera...etc.). Estos recintos pueden estar cubierto o no por un tejado, aunque es recomendable el uso de este en zonas de alta pluviometría. En su forma más simple, las paredes pueden ser construidos de alpacas de heno o cualquier tipo de material que puede confinar adecuadamente la pila de compostaje (Mukhtar *et al.*, 2003).



Figura 2.6. Ejemplo de contenedores de madera utilizados para el compostaje de aves de corral.

Como regla general, se requiere aproximadamente 10 m^3 de capacidad por cada 1000 kg de cadáveres. El uso de este sistema para cadáveres grandes (bovino, equino...etc.) es poco práctico. El proceso de compostaje en cajones se realiza en dos fases. En la primera fase, se extiende, dos días antes de la adición de los cadáveres, una capa de agente de carga con un espesor de entre 45-60 cm para que se vaya precalentando. Inmediatamente antes de la introducción de los cadáveres, la superficie precalentada se rastrilla y los cadáveres se colocan encima de la camada caliente. Un mínimo de 30 cm de agente de carga debe permanecer en la base de la pila de compost para la absorción de los lixiviados. Los cadáveres se colocan separados de las paredes de los cajones.

Los cadáveres deben estar completamente cubiertos y rodeados del agente de carga. Los cadáveres se pueden colocar en capas, separadas por el agente de carga (30 cm). Como material de cubierta final, los cadáveres deben estar completamente cubiertos. En la fase secundaria, después de mover la pila al cajón secundario esta se debe cubrir con un mínimo de 10 cm de materiales de co-compostaje (como paja y astillas de madera) para asegurar que los cadáveres están completamente cubiertas. Esta cobertura adicional ayuda a aislar la pila, reducir los olores, y asegurar la descomposición del material restante.

Condiciones ambientales y sanitarias.

Los subproductos del compostaje de cadáveres de animales (aguas residuales, olores y gases), así como el compost final, deben ser seguros y no tener ningún impacto negativo en la salud pública o en el medio ambiente. El compostaje incorrecto de cadáveres puede causar graves riesgos ambientales y de salud pública, entre los que se incluyen:

- La generación de olores molestos, como resultado de la descomposición anaeróbica de los cadáveres.
- Lixiviación de nutrientes de los cadáveres a las aguas subterráneas y de superficie.
- Propagación de agentes patógenos de los cadáveres infectados a través de equipos, personal, el aire, el suelo o el agua
- Moscas, alimañas y carroñeros pueden interrumpir las operaciones y actuar como vectores potenciales de enfermedades dañinas.

Muchos de estos riesgos se pueden contrarrestar mediante el correcto diseño de los sistemas de compostaje y su correcta operación. Glanville *et al.* (2005) estudiaron los impactos ambientales de compostaje de cadáveres, el agente de carga en este estudio fue un ensilaje de tallos de maíz o paja molida mezclada con gallinaza. Durante las primeras 4-5 semanas del proceso, las muestras de aire de las diferentes pilas se recogieron para determinar la presencia de olor mediante olfatometría, usando un panel de expertos. Tras este análisis, se concluyó que el uso de 45-60 cm de material de la cubierta es un sistema eficaz para la retención de los gases olorosos, producidos durante el compostaje.

Glanville *et al.* (2005) también analizaron químicamente los lixiviados producidos, estos mostraron altas concentraciones de amoníaco (2000-4000 mg/l), de carbono orgánico total (7000-20000 mg/l) y de sólidos totales (12000-50000 mg/l). Sin embargo, los materiales de base fueron muy eficaces a la hora de retener estos lixiviados.

Durante el compostaje activo (primera fase), las bacterias patógenas presentes en los residuos de partida son inactivadas por las altas temperaturas, esta inactivación es función tanto de la temperatura como de tiempo de exposición a esa temperatura. Según Epstein (1996), son múltiples los mecanismos que están involucrados en la inactivación de los patógenos, tales como, la temperatura, el antagonismo microbiano (incluyendo la producción de antibióticos y parasitismo directa), la producción de ácidos orgánicos y de amoníaco y la competencia por los nutrientes. Haug (1993) observó que las siguientes condiciones pueden reducir la inactivación de los patógenos durante el proceso de compostaje:

- El aglutinamiento de los sólidos, que pueden aislar el material de los efectos de la temperatura.
- La distribución no uniforme de la temperatura, que puede permitir a los agentes patógenos sobrevivir en las regiones más frías.
- Rebrote de patógenos después de la fase de altas temperaturas.

El procesado previo de los cadáveres (molienda y mezcla con el agente de carga) puede mejorar las condiciones físicas de la mezcla a compostar y ayudar a controlar mejor la temperatura y, por lo tanto, la inactivación de bacterias patógenas. A pesar de las temperaturas no uniformes en las pilas de compostaje, Glanville y Trampel (1997) informaron de una reducción de la actividad bacteriana patógena cuando la temperatura en el centro de la pila alcanza 65 °C durante uno a dos días. Harper *et al.* (2002) observaron que al mantenerse la temperatura en el dentro de la pila en los rangos termófilos durante una o más semanas, se consigue la eliminación de enfermedades tales como el virus de la pseudorrabia, la Salmonella y la Actinobacillus neumonía.

La presencia de actinomicetos y hongos (como especies de Streptomyces y Aspergillus) durante el compostaje y la fase de madurez asegura la producción de una variedad de antibióticos que destruyen algunas bacterias patógenas (Diaz *et al.*, 1993). Sin embargo, los microorganismos formadores de esporas, como Bacillus anthracis, y los priones (encefalopatía espongiforme bovina) sobrevivirán al proceso de compostaje tipo (Kalbasi *et al.*, 2005). En los últimos años, han sido varios los autores (Huang *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2012; Xu *et al.*, 2014), que mediante el estudio del compostaje de diferentes cadáveres animales infectados con priones, han observado una degradación de los priones durante el proceso.

Bajo ciertas condiciones, las bacterias patógenas son capaces de rebrotar en materiales orgánicos compostados, cuando las temperaturas de estos bajan a niveles subletales. Este no es el caso de los parásitos u organismos que requieren anfitriones para multiplicarse. La humedad, la disponibilidad de carbono y la competencia microbiológica son los factores clave que influyen en el rebrote de patógenos en el compost (Hussong *et al.*, 1985; Russ y Yanko, 1981; Soares *et al.*, 1995).

La estabilidad del compost es importancia para prevenir este rebrote, ya que esta es un indicador de la potencial actividad microbiana en el compost (Bernal *et al.*, 1998). Una composta estable también presenta una gran diversidad de flora microbiológica, que compite con los organismos patógenos. Teniendo en cuenta todo lo anterior, son varios los factores a tomar en consideración para reducirá los riesgos microbiológicos asociados al compostaje de cadáveres, a continuación se enumeran varios de estos factores:

- Tener especial atención en el diseño del sistema de compostaje y en su ubicación, para minimizar la compactación y la contaminación de aguas superficiales y subterráneas con patógenos.
- Usar un sistema de compostaje de dos etapas mínimo, seguido de una fase de maduración para conseguir un producto final estable.
- Cuando sea posible, limitar la presencia de patógenos a la zona caliente de la pila de compostaje, en el centro de la misma, rodeando totalmente los cadáveres con agentes de carga (libres de patógenos).
- Utilizar suficiente cantidad de agentes de carga para absorber los líquidos y gases olorosos producidos durante el compostaje.
- Monitorear y manejar el proceso de compostaje para maximizar el progreso hacia la estabilización.
- Respetar las normas básicas de higiene (desinfección regular de los equipos, el uso de equipo de seguridad personal de los operadores de compost).

2.2.4. Métodos para evaluar el grado de madurez del compost.

2.2.4.1. Estabilidad biológica, "humificación" y madurez.

Un compost inmaduro y sin estabilizar puede provocar muchos problemas durante su almacenamiento, pudiendo generarse zonas anaerobias provocando problemas de olores y una disminución de la calidad del material, por el posible desarrollo de componentes patógenos y fitotoxicidad. Aunque habitualmente se utilizan indistintamente los conceptos de estabilización y madurez del compost se refieren a propiedades específicas diferentes.

La estabilidad biológica se define en términos biodisponibilidad de la materia orgánica, refiriéndose al grado de descomposición (Cooperband *et al.*, 2003). La estabilidad biológica también se puede expresar en función de la actividad microbiológica y se determina normalmente por medidas respirométricas (medida del consumo de O₂ o liberación de CO₂), o por la liberación de calor como resultado de la actividad de los microorganismos (Iannotti *et al.*, 1993). Se trata de un término técnico fundamental para dar por terminado el proceso de compostaje, siendo fácil de medir y cuantificar.

Por su parte el grado madurez del compost está relacionado con el nivel de sustancias húmicas y con el grado de descomposición de sustancias orgánicas fitotóxicas producidas durante el proceso compostaje (Amir *et al.*, 2005). Esta definición hace pensar que los ensayos de crecimiento y desarrollo de plantas son los indicadores más apropiado, sin embargo estos ensayos no diferencian entre grados de madurez (Brewer y Sullivan, 2003). La relación amonio-nitrato, concentración de amonio, concentración de ácidos grasos, compuestos volátiles pueden ser utilizados para determinar el grado madurez del compost.

Un compost altamente humificado, cuya materia orgánica ha evolucionado durante un largo período de tiempo de maduración hacia formas más resistentes a la biodegradación, es un compost altamente maduro, está biológicamente estabilizado y además carece de sustancias orgánicas fitotóxicas. Por lo tanto, el término madurez conceptualmente engloba el término estabilidad (Wu *et al.*, 2000).

La evaluación de la madurez de los compost ha sido considerada como uno de los grandes problemas en relación con la utilización de estos materiales, fundamentalmente en su aplicación agronómica (Jimenez y García, 1992). A continuación se describen diversos métodos para la determinación madurez del compost, clasificados en físicos, químicos, actividad microbiana, biológicos, grado de humificación.

2.2.4.2. Métodos basados en parámetros físicos.

Son métodos meramente orientativos pero suficientemente fiables para su aplicación práctica en plantas de compostaje, especialmente la evolución de la temperatura. Estos métodos físicos incluyen criterios de temperatura, olor, color y peso específico.

Temperatura (test de autocalentamiento).

La evolución de la temperatura durante el compostaje es un reflejo de la actividad metabólica de los microorganismos implicados en el proceso. La temperatura durante el proceso de compostaje, dependiendo del material a compostar y su estado físico, tiende a subir los primeros días entre los 60°C y 70°C. Esta temperatura se mantiene sin muchas variaciones durante unos días y posteriormente desciende paulatinamente. En el momento que la temperatura del compost y la ambiental coinciden se pueden considerar al menos su estabilización térmica. Sin embargo, en algunos casos estabilidad térmica (final de la fase bio-oxidativa) no implica necesariamente estabilidad biológica del material. Para evaluar la estabilidad del compost, mediante el estudio del calor producido en la respiración microbiana, se han propuesto diversos test de autocalentamiento. Actualmente, el método más empleado es el test Dewar estandarizado por Brinton *et al.* (1995), en el cual se clasifica el compost en 5 niveles.

Color, olor, y peso específico.

Un compost con un alto grado de madurez carece de olores desagradables y no se detectan cantidades apreciables de ácidos orgánicos. Por el contrario, el compost maduro presenta un olor similar al de la “tierra húmeda”, producido fundamentalmente por la excreción de geosmina y 2-metilisoborneol, por parte de los actinomicetos mesófilos que predominan durante la fase de maduración. Li *et al.* (2004) propusieron la concentración de geosmina como un índice de madurez del compost.

En cuanto al color, los residuos orgánicos sufren un proceso de oscurecimiento progresivo como consecuencia de la rápida “humificación” de la materia orgánica. El compost debe presentar un color pardo oscuro o casi negro, debido a la formación de grupos cromóforos.

Por último, el peso específico durante el proceso de compostaje aumenta, presentando un rango de densidad en un compost madura que va desde 0,5 hasta 0,9 g/cm³ (Epstein, 1996), debido a esta amplio rango este parámetro se considera poco preciso para determinar el grado de madurez del compost.

2.2.4.3. Métodos basados en parámetros químicos.

pH y conductividad eléctrica.

Durante el proceso de compostaje se producen cambios en el pH, los cuales pueden considerarse como un indicador de la actividad biológica. Generalmente, el pH cae al principio de compostaje y luego aumenta hasta alcanzar un pH entre 6,5 y 7,5. Un valor de pH ácido puede indicar una falta de madurez, debido al corto tiempo de compostaje o la aparición de condiciones anaerobias (Jiménez y Garcia, 1989). En general, pH es dependiente del material de partida y no es un buen indicador de la estabilidad.

Por su parte la conductividad eléctrica disminuye durante el proceso de compostaje, estabilizándose en valores próximos al 50% del valor inicial (Kiehl, 1998). La conductividad eléctrica es un parámetro importante a tener en cuenta ya que puede limitar la aplicación del compost en suelos. La salinidad de un compost no puede superar los 4,0 dS/m (Craul y Switzenbaum, 1996).

Ratio C/N.

El Ratio C/N (C_{OT}/N_T) en fase solida es uno de los criterios tradicionalmente utilizados para establecer el grado de madurez y definir la calidad agronómica del compost, asumiendo que un compost maduro presenta un valor menor de 20. Pero este criterio presente el inconveniente de su variación en función del material de partida. La relación C/N disminuye con el tiempo de compostaje, por este motivo lo correcto sería hacer un seguimiento a lo largo del proceso de compostaje y estudiar los cocientes iniciales y finales.

Por otra parte, la evolución de los contenidos en la fase acuosa de C y N orgánico durante el compostaje están relacionados con los cambios bioquímicos producidos por los microorganismos involucrados en el compostaje.

A la vista de esto, el ratio C/N en extractos compost-agua (C_{OH}/N_H) puede servir como indicador de madurez, disminuyendo hasta estabilizarse en valores comprendidos entre 5 y 6 (Chanyasak y Kubota, 1981). Sin embargo, la determinación N en fase acuosa suele ser complicada, por lo que el ratio C orgánico hidrosoluble/N total fase sólida (C_{OH}/N_T) se presenta como una opción más cómoda para el estudio de la madurez (Hue y Liu, 1995). Bernal *et al.* (1998) propusieron un valor $C_{OH}/N_T < 0.55$ como índice de madurez del compost.

Nitrógeno.

Durante el compostaje las formas de nitrógeno presentes en la mezcla sufren transformaciones sucesivas. La dinámica de nitrógeno es por lo tanto muy importante para el proceso y la calidad de los compuestos. Finstein y Miller (1985) definieron el concepto de madurez del compost en términos de nitrificación. El nitrógeno presente en el material a compostar se degrada durante la fase activa, por la acción de los microorganismos, hasta formar amoníaco, el cual a su vez sufre volatilización provocando pérdidas en los contenidos de nitrógeno total. Otra transformación que sufre el nitrógeno es la conversión de nitrógeno amoniacal en nítrico. Al final del proceso de compostaje no deben detectarse cantidades apreciables de amoníaco para poder considerarse como maduro, no debe superar el 0,04% de nitrógeno amoniacal (Spohn, 1978). Mientras que si aparecen cantidades apreciables de nitratos y/o nitritos se puede considerar que el compost está suficientemente maduro, ya que durante la fase termófila (por encima de 45 °C) la nitrificación está prácticamente inhibida. Bernal *et al.* (1998) proponen el ratio NH_4^+-N/NO_3^--N como índice de madurez para todo tipo de residuos y deducen un valor menor de 0,16 para compost altamente maduros.

Demanda Química de Oxígeno (DQO).

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

Capacidad de intercambio catiónico (CIC).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) está estrechamente relacionado con el grado de humificación. La capacidad de cambio catiónico aumenta durante el procesos de compostaje y maduración. Al final del proceso la CIC; para compost de residuos urbanos, se estabiliza en valores superiores a 60 meq/100g MO (Harada y Inoko, 1980). No obstante, en otro tipo de residuos (residuos vegetales, agroindustriales), la CIC del compost no maduro puede incluso superar los 100 meq/100 g MO (Bernal *et al.*, 1998). Otros autores han estudiado la relación entre capacidad de intercambio catiónico y el contenido de carbono orgánico total (CIC/C_{OT}) en diversos materiales, llegando a la conclusión de que a mayor estabilidad mayor es dicha relación, ya que existirán más grupos funcionales por unidad de carbono. Roig *et al.* (1988) dedujeron un valor mínimo de 1,7 para estiércoles maduros.

2.2.4.4. Métodos basados en la evolución actividad microbiana.

Cuantificación de la biomasa microbiana y biomarcadores de la diversidad.

La biomasa microbiana decrece hacia el final del compostaje, a medida que el producto alcanza su maduración, por lo que el estudio de la evolución biomasa total a lo largo del proceso puede constituir un buen test madurez del compost.

Además, cada etapa del compostaje está caracterizada por la presencia de una población microbiana específica, por cuyo seguimiento es posible conocer el estado de madurez del compost. Tradicionalmente este seguimiento se realizaba mediante cultivos microbianos y recuento directo.

Estas técnicas, anteriormente mencionadas, pueden presentar alguna limitación debido al pequeño porcentaje de microorganismos, la heterogeneidad del material y a la propia técnica de recuento directo. Por ello actualmente se utilizan con más frecuencia biomarcadores moleculares que permiten establecer con precisión los grupos de microorganismos predominantes.

Respirometría.

Estos métodos consisten en medir el consumo del oxígeno por parte de los microorganismos en una suspensión preparada con una muestra de compost; si el compost no está suficientemente estabilizado el consumo de oxígeno será elevado y si por el contrario existe una alta estabilidad el consumo de oxígeno será menor. Los test de respiración se pueden dividir por un lado los que miden la producción de anhídrido carbónico (Naganawa *et al.*, 1990) y por otro los que miden el consumo de oxígeno (Iannotti *et al.*, 1993). Los métodos respirométricos tienen el inconveniente de ser relativamente lentos y complejos, según la sofisticación de los aparatos empleados. Para solucionar estos inconvenientes se han desarrollado una serie de técnicas simplificadas que reducen el tiempo del ensayo y la complejidad de los dispositivos.

La medición del CO₂ producido se realiza por captación alcalina durante un período de incubación variable y a temperatura constante. El CO₂ captado en KOH o NaOH se determina por análisis volumétrico. Garcia *et al.* (1992) propusieron un valor límite inferior a 5 mg CO₂-C/g C-compost (peso seco) para que el material pueda considerarse suficientemente estabilizado. En cuanto a la medida de consumo de O₂, existe una gran variación en la tecnología utilizada para medir los coeficientes respiratorios. Los sistemas para el ensayo pueden ser estáticos (SOUR, OD₂₀, SRI, RI_T) o dinámicos, con aporte constante de oxígeno (DRI, RDRI, PRDRI).

Parámetros bioquímicos.

Ciertos parámetros bioquímicos, como son la actividad enzimática (enzimas hidrolíticas) o la concentración de ATP, varían de forma significativa durante todas las fases de proceso de compostaje. La caracterización y la cuantificación de la actividad enzimática durante compostaje puede darnos una idea sobre la dinámica del proceso, en términos de la descomposición de materia orgánica y transformaciones de nitrógeno, y proporcionar información sobre la madurez del compost (Tiquia, 2002).

La medida del adenosin-5-trifosfato (ATP) también constituye un método útil para estimar la cantidad de biomasa microbiana. El ATP es un compuesto común en todos los seres vivos, su misión principal es la de actuar como molécula energética, utilizado en todos los procesos celulares bien como coenzima o como sustrato (Alef, 1991). El ATP intracelular en los microorganismos varía con la especie y con su tasa de crecimiento específico (Ball y Atkinson, 1975). Por lo tanto, el contenido de ATP en el compost es considerado como un indicador cualitativo que refleja la actividad microbiana total. Estos métodos presentan la desventaja de la sofisticación del material empleado, su elevado coste, así como la necesidad de personal bastante cualificado para llevar a cabo los análisis (García-Izquierdo y Polo-Sánchez, 1999).

2.2.4.5. Métodos basados en parámetros biológicos.

La aplicación de un compost inmaduro al suelo cultivable puede inhibir la germinación de las semillas o reducir la longitud de las raíces de las plántulas, debido fundamentalmente a la creación de condiciones de reducción en el suelo y la presencia de compuestos fitotóxicos. La fitotoxicidad varía a lo largo de compostaje, siendo menor cuanto más maduro está el compost. Basándose en este se han desarrollado unas series de ensayos biológicos, con el objetivo de determinar el grado de madurez de compost. Estos ensayos se pueden dividir en: ensayos de germinación y ensayos de crecimiento vegetativo.

Ensayos de Germinación.

Los ensayo de germinación consiste básicamente en evaluar las propiedades fitotóxica de un de residuos orgánicos o composts inmaduros. Para ello se usa un extracto acuoso de los materiales, con el objetivo de comparar su poder germinativo frente un control con agua destilada, en placas Petri y en condiciones idóneas de germinación. Zucconi *et al.* (1981) utilizaron esta técnica empleando semillas de *Lepidium sativum L.*, ya que son semillas rápidas de germinar y muy sensibles a la presencia de compuestos fitotóxicos. Si el índice de germinación sobre el control supera el 80% se considera al compost estabilizado.

Ensayos de crecimiento vegetal.

Son sin duda los más fiables, ya que evalúan la bondad del compost de cara a su empleo en el suelo. No obstante, su duración suele ser larga y no son fácilmente reproducibles. En ellos se estudia tanto la germinación como el cultivo en sí, pudiéndose poner de manifiesto la presencia de sustancias fitotóxicas. Uno de los ensayos de crecimiento más utilizados es el propuesto por Jodice (1989), en este ensayo se mezcla una cantidad de compost (50, 100 y 150 g) con arena y turba en un recipiente de 1 litro y se lleva a cabo el cultivo de *Lepidium sativum* L. durante 20 días. Posteriormente se comparan los pesos de material vegetal seco de experiencia frente al blanco (sin compost), considerándose que el compost no es fitotóxico cuando presenta una proporción de crecimiento mayor del 100%.

2.2.4.6. Parámetros basados en el grado de humificación.

El estudio de la naturaleza y composición de las fracciones “húmicas” del compost nos puede ayudar a conocer la evolución de la materia orgánica durante el proceso. Las características físico-químicas y estructurales de los compuestos de naturaleza “húmica” pueden estudiarse mediante: técnicas espectroscópicas de fluorescencia, FT-IR, ESR, ¹³C-NMR, técnicas degradativas con agentes oxidantes, Pyr-GC/MS, etc. El primer paso en estas técnicas es la extracción de las sustancias húmicas, en la Tabla 2.3 se enumeran diferentes reagentes químicos utilizados para la extracción y el porcentaje de sustancias húmicas extraídas.

Tabla 2.3. Reagentes utilizados en la extracción de sustancias húmicas y su eficiencia de extracción

Extractantes	Eficiencia de extracción (%)
Bases fuertes	
NaOH	80%
Na ₂ CO ₃	30%
Sales neutras	
Na ₄ P ₂ O ₇	30%
NaF	30%
Sales orgánicas ácidas	30%
Quelataantes orgánicos	
Acetilacetona	30%
Cupferron	30%
8- hidroxiquilonina	30%
Ácido fórmico (HCOOH)	55%
Solvente Agua-HCl-Acetona	20%

Fuente: Stevenson (1994)

Índices de humificación.

Como se ha comentado anteriormente el grado de madurez de un compuesto está relacionado con la presencia de ácidos húmicos, y para su determinación se pueden utilizar diferentes índices. Algunos índices utilizados para la evaluación del nivel de humificación durante el compostaje son los siguientes (Eq. 2.1 a Eq. 2.4) (Roletto *et al.*, 1985):

$$\text{Relación de humificación (RH)} = \left(\frac{C_{EX}}{C_{OT}} \right) \times 100. \quad \text{Eq. 2.1}$$

$$\text{Índice de humificación (IH)} = \left(\frac{C_{AH}}{C_{OT}} \right) \times 100. \quad \text{Eq. 2.2}$$

$$\text{Porcentaje de ácidos húmicos (PAH)} = \left(\frac{C_{AH}}{C_{EX}} \right) \times 100. \quad \text{Eq. 2.3}$$

$$\text{Grado de polimerización (GP)} = \frac{C_{AH}}{C_{AF}} \quad \text{Eq. 2.4}$$

Siendo, C_{EX} : el carbono orgánico extraíble con disolución alcalina; C_{OT} : el carbono orgánico total en muestra sólido; C_{AH} : el carbono orgánico de ácidos húmicos y C_{AF} : el carbono orgánico de ácidos fúlvicos.

Roletto *et al.* (1985) utilizaron estos parámetros para establecer el nivel de humificación de la OM de compost de diferentes orígenes, incluido estiércol. Los límites establecidos fueron: $RH \geq 7.0$; $IH \geq 3.5$; $PAH \geq 50$; y $GP \geq 1.0$.

Espectroscopía UV-vis.

Los espectro UV-vis de soluciones alcalinas de sustancias húmicas no es muy específicos, no pudiendo obtenerse información directa de los mismo. Sin embargo, hay tres regiones importantes en el espectro donde se mide generalmente la absorbancia: 280 nm (E2), 472 nm (E4) y 664 nm (E6). Varios autores han utilizado la evolución de tres ratios, E2/E4, E2/E6 e E4/E6, para determinar el grado de madurez de la materia orgánica (Sellami *et al.*, 2008; Zbytniewski y Buszewski, 2005)

Espectroscopía de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR).

La absorción en la región infrarroja se debe a los movimientos de rotación y de vibración de grupos moleculares y los enlaces químicos entre las moléculas. Para evaluar la madurez en la literatura se proponen tres ratios obtenidos a partir de las intensidades de absorción en diferentes números de onda, 1650/2925, 1650/2850 y 1650/1050 (Sellami *et al.*, 2008). Los cambios en estos indican que la materia orgánica fácilmente degradable ha sido químicamente y/o biológicamente oxidada, haciendo el compuesto final más rico en estructuras aromáticas estabilidad.

2.3. APROVECHAMIENTOS Y APLICACIONES DEL COMPOST.

2.3.1. Aspectos generales.

El compost tiene efectos positivos sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. La incorporación de compost al suelo mejora su estructura reduciendo los problemas de compactación y posible erosión, además aumenta la capacidad de retención de agua y el intercambio gaseoso, favoreciendo así el desarrollo radicular de las plantas. Su uso como fertilizante está relacionado con su capacidad de aportar nutrientes de forma lenta, de acuerdo a la mineralización causada por los microorganismos.

El compost actúa como supresor de enfermedades, a través de mecanismos biológicos como competencia entre microorganismos benéficos y patógenos, parasitismo y antibiosis. Su uso como sustrato en la producción de plantones puede reemplazar total o parcialmente la utilización de tierra de hoja y turba por este producto, con los consecuentes beneficios ecológicos ya que ambos son recursos naturales de lenta renovación.

El aprovechamiento de los compost en la agricultura también tiene una serie de beneficios medio ambientales, ya que al aplicarlo se cierra de alguna manera el ciclo de los nutrientes (Tittarelli *et al.*, 2007), considerándose además la aplicación de compost con fines agrícolas una estrategia de alto potencial de secuestro de carbono en el contexto del cambio climático (Moral *et al.*, 2009).

Por otra parte, el compost presenta una serie de aplicaciones medioambientales que incluyen: biofumigación, control biológico de agentes fitopatógenos, recuperación de suelos contaminados, biofiltros, acolchado...etc.

2.3.2. Enmiendas orgánicas.

Uno de los principales usos del compost para la agricultura es su aplicación como enmienda orgánica, con objeto de mantener o incrementar los niveles de materia orgánica en el suelo. Al cultivar un suelo, se produce una disminución progresiva del nivel de materia orgánica del mismo a lo largo del tiempo. Esta disminución conlleva una pérdida de fertilidad, manifestándose en un deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y una aceleración de la erosión (Bauer y Black, 1994). Una posible forma de revertir estos procesos perjudiciales es la aplicación continuada de diferentes tipos de materia orgánica, especialmente de compost (Grandy *et al.*, 2002). Los niveles de materia orgánica en los suelos son el resultado del balance entre la incorporación de compuestos orgánicos y su mineralización o degradación. De tal forma, la aplicación de compost como enmienda orgánica puede ser de mantenimiento, para restituir anualmente la pérdida de materia orgánica, o de corrección, con el fin de incrementar el contenido en materia orgánica del suelo cuando éste es inferior al nivel aceptable u óptimo.

A la hora de elegir un compost adecuado se deben de tener en cuenta diversos factores, tales como la dosis de aplicación, el nivel de elementos o sustancias potencialmente contaminantes, el grado de higienización, madurez y estabilidad, la época de incorporación al suelo, las características edáficas y climáticas, y la especie vegetal a cultivar (Llobet y Ribalta, 2001).

2.3.3. Fertilizante orgánico.

Antiguamente el mantenimiento de la fertilidad de los suelos cultivados se realizaba mediante el aporte periódico de sustancias orgánicas de diversas procedencias, que compensaban pérdidas de fertilidad y contenido de carbono del suelo que se producía como consecuencia del laboreo y la cosecha. La llegada de los abonos químicos desplazó el uso de estos abonos orgánicos.

El uso continuado y desmesurado de estos abonos químicos provocó una progresiva contaminación y un desequilibrio en contenido de material orgánico de los suelos. Con el fin de mitigar el impacto negativo sobre el entorno natural se han diseñado varias estrategias, entre las que cabe destaca el reemplazar fertilizantes químicos por otros más naturales como el compost. El uso del compost como fertilizante orgánico posee un gran valor en la agricultura ecológica, donde las fuentes de materia orgánica y macroelementos constituyen el factor limitante de la producción (Canet y Albiach, 2008). Para la utilización de compost como fertilizante hay que tener en cuenta una serie de factores: concentración de nutrientes, equilibrio nutritivo, velocidad de mineralización de los componentes orgánicos, etc.

El compost es un residuo orgánico que contienen nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, y otros elementos). Para el cálculo de la dosis de aplicación se suele utilizar el criterio del contenido de N, debido al impacto de este elemento sobre el agua y el aire y por su importancia como macronutriente para las plantas. Por otra parte, la fracción orgánica presente en el compost destaca por sus propiedades quelantes, que favorecen la disponibilidad de los micronutrientes para las plantas (Abad y Puchades, 2002).

2.3.4. Té de compost.

El té de compost es un preparado acuoso producido mediante la mezcla de compost con agua, sometido a una periódica agitación y el cultivo de la mezcla durante 2 a 6 días, habitualmente incluyendo la aireación y la incorporación de aditivos para aumentar la densidad de las poblaciones microbianas (Scheuerell y Mahaffee, 2002). La aplicación a los suelos y las plantas se realiza preferentemente con equipos tradicionales de fumigación-nebulización y sistemas de riego localizado. Según el sistema de aplicación, existirán unos requerimientos de mayor o menor filtración previa. Con una pequeña dosis de aplicación se consiguen elevados efectos en la producción.

Muchas publicaciones se han centrado en los efectos de supresión de enfermedades foliares, radicales e incrementos de producción que producen la aplicación de este producto (Siddiqui *et al.*, 2009)

2.3.5. Sustrato de cultivo.

Un sustrato se define como aquel material (o mezcla de ellos) que servirá de soporte y alimento para la planta durante su desarrollo inicial (Bárbaro y Karlanian, 2012). La selección de un determinado tipo de material es una de las consideraciones más importantes en la producción de plantas en viveros. La tendencia actual es la de utilizar sustratos estándar en base a la mezcla de varios componentes, entre los que pueden mencionarse: turba rubia, arena, pumicita (arena volcánica), perlita y vermiculita. La turba de musgo del género *Sphagnum* ha sido el material orgánico más empleado como componente de los sustratos para la producción de plantines comerciales. Sin embargo, se trata de un recurso no renovable y se espera que su precio inevitablemente suba. Por consiguiente, parece indispensable obtener sustitutos para este tipo de turba (Subler *et al.*, 1998).

Existe gran variedad de materiales alternativos para la elaboración de sustratos que pueden ser utilizados. Entre los sustratos potencialmente útiles se encuentran materiales orgánicos, tales como cortezas, virutas de madera, compost de diversos orígenes, fibras de coco, subproductos agroindustriales, turba y musgos deshidratados (Molitor *et al.*, 2001).

Estudios realizados con materiales de origen orgánico, por ejemplo resaca de monte (restos de vegetación herbácea, arbustiva y arbórea), cama de pollo y/o gallina (mezcla de estiércol de pollo y/o gallina con los materiales que se usan como cama en los gallineros) y humus de lombriz, en mezcla con y sin suelo, mostraron resultados satisfactorios como sustratos de crecimiento para hortalizas (Atiyeh *et al.*, 2000; Subler *et al.*, 1998). Sin embargo, sustratos nutricionalmente muy enriquecidos pueden ser perjudiciales debido a su alto contenido de sales solubles. En este sentido, algunos compost pueden presentar ciertas limitaciones en su uso, debido al incremento en el contenido de sales hasta niveles que pueden afectar el crecimiento; la fitotoxicidad por metales pesados; la baja porosidad total y la alta variabilidad en sus propiedades físico-químicas (Chong *et al.*, 1994; Chong y Rinker, 1994).

2.3.6. Control biológico de agentes fitopatógenos.

Los sustratos supresivos son aquellos en los que a pesar de la presencia de cultivos susceptibles y de condiciones favorables a la aparición de la enfermedad, los patógenos no son capaces de manifestarse, su presencia no determina el desarrollo de la enfermedad o ésta comienza a manifestarse pero tiende después a desaparecer (Cook y Baker, 1983), lo que implica que en estos medios se entorpecen o impiden una o varias etapas de la patogénesis o la instalación del patógeno.

Existen dos tipos de control biológico para sustratos tratados con compost: supresión “general” y supresión “específica”. La supresividad específica es la introducción o inoculación de una especie, o un grupo restringido de microorganismos, que pueden inhibir la actividad de un patógeno (Hoitink *et al.*, 1997). Mientras que supresividad “general” se refieren a la manipulación del balance de poblaciones microbianas mediante prácticas de cultivo y aplicaciones de productos al suelo (Lucas, 2009).

Los mecanismos que intervienen en el control biológico se basan en competencia, antibiosis, hiperparasitismo y la inducción de resistencia sistémica adquirida por la planta. El control de la propagación de fitopatógenos como las especies *Pythium* y *Phytophthora* se relaja mediante el fenómeno de “supresión general” (Hardy y Sivasithamparam, 1991).

Aunque los estudios se han centrado en la inhibición de enfermedades de tipo fúngico, también se han encontrado efectos inhibitorios frente a nematodos (Raviv *et al.*, 2005) y bacterias (Schönfeld *et al.*, 2003). Además, las propiedades físicas, físico-químicas y químicas del compost pueden influir en sus efectos supresivos, ya que éste proporciona el soporte y la fuente de nutrientes para los microorganismos (Termorshuizen *et al.*, 2006).

2.3.7. Biofumigación.

Kirkegaard *et al.* (1993), fueron los primeros en hacer mención a la biofumigación, haciendo referencia a los efectos supresivos asociados a la liberación de isotiocianatos durante la hidrólisis de los glucosinolatos presentes en las Brassicas.

Tras esta primera aproximación, el concepto de biofumigación se amplía y se aplica al efecto beneficioso de los compuestos volátiles liberados en el suelo a partir de la descomposición de la materia orgánica y de los residuos agroindustriales (Bello, 1998; Stapleton, 2000).

Durante la biodescomposición de la materia orgánica se liberan gran cantidad de productos químicos que ayudan al control de los patógenos del suelo. Entre estos compuestos se encuentran amoníaco, nitratos, sulfuro de hidrógeno, ácidos orgánicos, un gran número de otras sustancias volátiles así como enzimas y fenoles (Gamliel y Stapleton, 1993; Rodríguez-Kábana *et al.*, 1997). Para que un material orgánico tenga función biofumigante debe estar en las primeras fases de descomposición, por ello se utiliza compost fresco.

2.3.8. Biofiltro.

Los biofiltros son una alternativa eficiente y sostenible para reducir los olores de las emisiones gaseosas. El contaminante es degradado por unos microorganismos que quedan adheridos a un material de relleno. Es importante señalar que aunque la biofiltración se considera un proceso biológico, los fenómenos de absorción de los contaminantes coexisten con el proceso de biodegradación (Devinny *et al.*, 1998).

Los materiales de relleno se pueden dividir en dos grupos: materiales orgánicos (compost, lodos de depuradora, madera triturada, turba, etc.) y sintéticos (diversos tipos de plásticos). Estos materiales deben presentar una serie de características tales como: un contenido adecuado de nutrientes, una elevada capacidad de retención de agua, un pH neutro, una elevada porosidad y ser fácilmente colonizables.

El compost es un material habitual utilizado como biofiltro en las plantas de compostaje debido fundamentalmente a su disponibilidad y a una serie de propiedades específicas como la presencia de una compleja comunidad microbiana capaz de degradar diversos contaminantes, una elevada capacidad de retención de agua y un contenido variado de nutrientes esenciales para el crecimiento celular (Pagans *et al.*, 2005).

Por otro lado, la degradación que sufre el compost a lo largo del tiempo provoca una cierta tendencia a la compactación lo que dificulta una eficaz distribución del aire a tratar y aumento de la pérdida de carga del sistema (Liu *et al.*, 2005).

2.3.9. Recuperación de suelos contaminados.

La contaminación de un suelo se produce cuando se aportan materiales exógenos en calidad o en cantidad tal que no pueden ser acogidos/asimilados mediante los complejos procesos edáficos de cada tipo de suelo (Orea, 2004). En general, los suelos poseen una elevada capacidad de amortiguación disminuyendo los efectos de los agentes contaminantes mediante reacciones de oxidación-reducción, procesos de intercambio iónico, fenómenos de adsorción, desorción y complejación, y reacciones de precipitación y disolución, principalmente. No obstante, cuando se supera el umbral de dicha capacidad de recuperación, se produce un problema de contaminación del suelo (García Izquierdo y Lobo Bedmar, 2008). Los contaminantes que se encuentran más comúnmente en el suelo son metales pesados, compuestos orgánicos y sales en exceso. Las actividades que originan la contaminación pueden ser focos puntuales (gestión inadecuada, accidentes, etc.) o focos difusos (actividades agrícolas y ganaderas, medios de transporte, etc.). Además, debe considerarse que la propia dinámica del suelo facilita la dispersión de los contaminantes a otros sistemas, pudiendo ser éste fuente de contaminación para animales y plantas de consumo humano (García Izquierdo y Lobo Bedmar, 2008; Orea, 2004).

Los métodos de descontaminación se pueden dividir en: tratamientos físico-químicos (técnicas térmicas, neutralización, intercambio iónico, lavado, etc.) y tratamientos biológicos (biorremediación, fitoextracción, rizofiltración, etc.), aunque suelen usarse técnicas combinadas. Algunos tratamientos se basan en la disminución de la concentración del contaminante, mientras que otros intentan disminuir la concentración de las formas biodisponibles de éstos (Iskandar *et al.*, 1997). Las técnicas biológicas son más respetuosas con el entorno pero se encuentran frecuentemente limitadas por la magnitud de la contaminación y el tiempo de descontaminación.

Estas técnicas biológicas se pueden dividir en dos (Chaney *et al.*, 1997):

- Biorremediación, que utilizan microorganismos capaces de degradar los compuestos orgánicos e inorgánicos contaminantes del medio;
- Fitorremediación, que utilizan plantas, enmiendas del suelo y otras técnicas agronómicas para desarrollar acciones de eliminación o transformación de los agentes contaminantes. Esta técnica a su vez se puede dividir en: fitoestabilización, reducir la biodisponibilidad de los contaminantes, y la fitoextracción, que usa plantas para la extracción de los contaminantes.

La utilización de compost en fitorremediación no sólo influye en las propiedades físicas, físico-químicas, químicas y biológicas de los suelos, sino que puede también contribuir a optimizar las tecnologías de remediación de dichos suelos (Albuquerque *et al.*, 2011). La aplicación de enmiendas orgánicas incrementa las actividades enzimáticas de los suelos (Madejón *et al.*, 2001), su contenido en carbono orgánico y su pH (Geebelen *et al.*, 2002), y disminuye la biodisponibilidad de los elementos metálicos (Chen *et al.*, 2000). Una materia orgánica estable y humificado favorece la formación de complejos estables entre las sustancias húmicas y los metales pesados, disminuyendo su disponibilidad (Clemente y Bernal, 2006).

2.3.10. Otros posibles usos.

Además de los posibles usos anteriormente indicados, en los últimos años ha surgido un creciente interés, consecuencia del estudio del compostaje como sistema de gestión y tratamiento de residuos orgánicos de muy diferentes orígenes, en el aprovechamiento del compost en otros campos de aplicación.

A continuación, se enumeran algunos de estos nuevos campos de aplicación.

- Especial relevancia tiene el uso del compost en la **Agricultura Ecológica**, siendo su uso como enmienda o abono orgánico, como extracto acuoso, o como sustrato de cultivo.

Para desarrollar un compost susceptible de ser usado en este tipo de agricultura se debe seguir unos estrictos criterios, tales como: calidad los residuos de partida, pequeños volúmenes, la adición de sustancias minerales y extractos biológicamente activos en la mezcla y el uso de metodologías tradicionales (templario, biodinámico...etc.) (Canet y Albiach, 2008).

- La **obtención de productos de alto valor añadido** a partir de compost se ha dirigido en dos líneas fundamentales, la recuperación de enzimas mediante extracción, separación y purificación (Nannipieri, 2006), y la desmetalización o extracción de los elementos tóxicos de alto interés (González-Carcedo *et al.*, 2008).
- La **remoción de contaminantes** en afluentes líquidos con compost se ha estudiado como una alternativa, técnica y económicamente viable, al uso de otros adsorbentes tradicionales, tales como el carbón activado. Gibert *et al.* (2005) demostraron que los mecanismo involucrados en la remoción de Zn(II) y Cu(II), usando compost de residuos de pino, fueron una precipitación como hidróxidos, co-precipitación y adsorción sobre la materia orgánica. Esto muestra un gran potencial de uso de este tipo de materiales, con gran contenido en materia orgánica y variedad de grupos funcionales en su superficie, en la remoción de contaminantes en efluentes líquidos.
- **Otras aplicaciones:** su uso como acolchado para cultivos, reduciendo la cantidad de agua a aplicar y la salinidad de suelo (Buckerfield y Webster, 2002), su aplicación en la producción de tepes y manejo de céspedes (Barker, 2005), así como en la recuperación de áreas degradadas (Román *et al.*, 2003; Tejada *et al.*, 2009).

2.4. BIOSORCIÓN DE IONES METÁLICOS EN EFLUENTES ACUOSOS.

2.4.1. Problemática de la contaminación de los ecosistemas acuáticos por metales pesados.

La calidad del agua potable es un factor determinante del bienestar humano, generando una gran preocupación la presencia potencial de contaminantes químicos. Éstos contaminantes pueden incluir productos químicos orgánicos e inorgánicos, debido sobre todo a la actividad humana. Este aporte antropogénico presenta diferentes vías, entre las que destacan como mayoritarias las operaciones mineras y de fundición (Costa y Leite, 1990; Groenendijk *et al.*, 1998), los vertidos de aguas residuales urbanas (Ehrlich, 1997), los vertidos industriales (Kasan y Stegmann, 1986) y el uso de fertilizantes y pesticidas (Barišić *et al.*, 1992; Beijer y Jernelöv, 1986).

Unos de los componentes químicos potencialmente más tóxicos son los metales pesados, ya que a bajas concentraciones son incompatibles con la vida. Los metales pesados actúan sobre los grupos funcionales desplazando los elementos esenciales del lugar de coordinación, modificando estructuras de algunos lugares activos o rompiendo membranas, estos efectos nocivos afectan a los seres vivos (Vílchez, 2005). No obstante algunos metales pesados en determinadas concentraciones muy reducidas (niveles de traza) son elementos esenciales para la vida y así el cromo, manganeso, cobalto, cobre, zinc, molibdeno, vanadio y hierro lo son para el hombre. Los metales pesados no esenciales comúnmente implicados en problemas de contaminación de las aguas subterráneas son: cromo, cadmio, mercurio, plomo, arsénico y antimonio (Kennish, 1991).

La presencia de estos materiales en el ciclo hidrológico puede ser de origen:

- Natural: origen litogénico o geoquímico a partir de los minerales que, por causas de erosión, lluvias, etc., son arrastrados al agua. La alta concentración de metales en sedimentos puede ser consecuencia de su material geológico sin que haya sufrido contaminación puntual (Tam y Yao, 1998). En la Tabla 2.4 se recogen algunas concentraciones de metales pesados en rocas graníticas, esquistos, arcillas, areniscas y carbonatos.

Tabla 2.4. Concentraciones de metales pesados en varios tipos de rocas ($\mu\text{g/g}$).

Elementos	Rocas graníticas	Esquistos	Arcillas	Areniscas	Carbonatos
Antimonio	0.20	1.50	1.00	0.20*	0.20
Arsénico	1.90	13.0	13.0	9.70*	8.10*
Cadmio	0.13	0.30	0.42	0.02	0.035
Cobre	30.0	45.0	250.0	15.0	4.00
Cromo	22.0	90.0	90.0	35.0	11.0
Mercurio	0.08	0.40	0.02*	0.03	0.04
Níquel	15.0	68.0	225.0	2.00	20.0
Plomo	15.0	20.0	80.0	7.00	9.00
Zinc	60.0	95.0	165.0	16.0	20.0

Fuente: Turekian y Wedepohl (1961); Förstner (1981); * Adriano (1986)

- Antropogénico: Las elevadas concentraciones de los metales pesados en las aguas están directamente relacionadas con las actividades humanas y las descargas de efluentes (Vink *et al.*, 1999). Actualmente es difícil encontrar una actividad industrial o un producto manufacturado en los que no intervenga algún metal pesado (Tabla 2.5).

Tabla 2.5. Principales orígenes antropogénicos de los metales pesados.

Origen	Sb	As	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Zn
Baterías eléctricas			X	X			X	X	
Cementos y amiantos					X				
Chapados metálicos					X				
Curtidos de pieles				X	X				
Eléctrica y electrónica			X	X	X		X	X	X
Farmacéuticas		X		X	X				X
Fertilizantes		X	X	X	X	X	X	X	X
Fotografía			X	X	X			X	
Fundiciones		X	X	X	X		X	X	X
Galvanizados, electrochapados			X	X	X		X	X	X
Minería	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Motores de vehículos, chapados de aviones			X	X	X				X
Municiones y explosivos				X	X			X	
Papeleras y similares				X	X		X	X	X
Pesticidas		X		X	X	X		X	X
Pigmentos, tintes, tintas, pinturas	X		X	X	X		X	X	X
Plásticos	X		X		X				X
Químicas, petroquímica	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Textiles	X			X	X				X
Vitrocámica			X				X	X	

Fuente: Wittmann (1981); MOPU (1982)

Los metales pesados no se eliminan de los ecosistemas acuáticos por procesos naturales debido a que no son biodegradables y son un claro indicador de la calidad ecológica de todo ecosistema acuático, debido a su toxicidad y muy especialmente al comportamiento bioacumulativo (Murray, 1996). Una vez emitidos al medio, los metales pueden permanecer en el entorno durante centenares de años. El crecimiento exponencial de la población mundial ha generado la necesidad de controlar la emisión al medio ambiente de estos contaminantes a través de normativas específicas, que tratan de atajar el problema antes de que los metales tóxicos entren en la complejidad de los ecosistemas.

Dentro del ecosistema acuático existen diferentes formas de contaminación por metales pesados.

- **Acumulados en sedimentas:** los metales pesados tienen tendencia a formar asociaciones con sustancias minerales (carbonatos, sulfatos, etc.) y sustancias orgánicas, mediante fenómenos de intercambio iónico, adsorción, quelación, formación de combinaciones químicas, etc. La acumulación de estos elementos en los sedimentos es reversible, por lo que pueden actuar como portadores y posibles fuentes de contaminación, liberando metales pesados al medio acuoso debido a cambios en las condiciones ambientales, tales como pH, potencial redox, oxígeno disuelto o la presencia de quelatos (Sigg *et al.*, 1987). El análisis de metales pesados en sedimentos nos permite detectar la contaminación que puede escapar al medio acuático y también proporciona información acerca de zonas críticas en el mismo (Chen *et al.*, 1996).
- **Acumulados en materia en suspensión:** La materia en suspensión está constituida en su mayoría por materia orgánica, convirtiéndose en una trampa de alta capacidad de retención de los metales traza en solución (Meybeck, 1982). La adsorción de los metales pesados en la materia en suspensión de las aguas se lleva a cabo en la materia orgánica, arcillas, limos, etc. y, por procesos de precipitación, generando una relación directa entre el contenido de materia en suspensión y la carga contaminantes en los sistemas acuáticos (Förstner y Wittmann, 2012).

Tabla 2.6. Concentración de algunos metales en efluentes de industrias no metálicas ($\mu\text{g/l}$).

Efluentes Industriales	Concentraciones medias				
	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
Alimentos diversos	6	350	150	110	1100
Bebidas no alcohólicas y condimentos (sabores)	3	2040	180	220	2990
Cerveceras	5	410	60	40	470
Helados	81	2700	50	110	780
Lavanderías	134	1700	1220	100	1750
Licuación de grasas	6	220	210	280	3890
Limpieza de automóviles	18	180	140	190	920
Procesado de carnes	11	150	150	70	460
Procesado de pescados	14	240	230	140	1590
Ropas y curtido de pieles	115	7040	20140	740	1730
Sustancias químicas diversas	27	160	280	100	800
Tahonas	2	150	330	430	280
Tintes y textiles	30	37	820	250	500

Fuente: Klein *et al.* (1974)

Los métodos convencionales para el tratamiento de efluentes con metales pesados que incluyen precipitación, oxidación, reducción, intercambio iónico, filtración, tratamiento electroquímico y tecnologías de membrana, resultan costosos e ineficaces especialmente cuando la concentración de metales es muy baja. La problemática mencionada demanda una tecnología limpia y capaz de retirar los contaminantes, permitiendo de nuevo su uso y el equilibrio de los ecosistemas.

En el presente trabajo de tesis nos centraremos en dos de los metales pesados más tóxicos, cadmio y plomo, que junto con el mercurio forman el denominado “*big three*” de los metales pesados (Volesky, 1990). A continuación se mencionan algunas características relevantes del cadmio y el plomo.

Cadmio:

Es un metal pesado, blanco azulado, relativamente poco abundante, uno de los metales más tóxicos. Su estado de oxidación más común es el +2. Puede presentar el estado de oxidación +1, pero es muy inestable. El único mineral que contiene sólo cadmio como metal es la greenockita (CdS), aunque es difícil de encontrar. No obstante, es frecuente que aparezcan pequeñas cantidades de su óxido revistiendo el silicato de Zn (hemimorfita) o su carbonato denominado octavita (CdCO_3) revistiendo la blenda. También se ha determinado cadmio en arcillas pizarrosas con concentraciones de 0,3 mg/kg (Fassett, 1975).

No se conoce que el cadmio tenga algún efecto beneficioso. Aunque las exposiciones prolongadas a este metal son extremadamente raras, la ingestión de altas dosis es causa de severas irritaciones del estómago, vómito y diarrea y su inhalación causa graves irritaciones en los pulmones (Berglund *et al.*, 1991). También puede causar fractura de huesos, fallos en la reproducción, daño al sistema nervioso central y en sistema inmune, desordenes psicológicos, posible daño en el ADN.

Plomo:

El plomo es un metal pesado de densidad 11,4 g/cm³ a 16 °C, de color azulado. Rara vez se encuentra en su estado elemental, obteniéndose básicamente de la galena (PbS) y, en menor proporción, de otros minerales de plomo asociados a la galena y a los sulfuros complejos como la anglesita (PbSO₄), cerusita (PbCO₃), crocoita (PbCrO₄), etc.

La toxicología del plomo ha sido ampliamente estudiada (Volesky, 1990). El plomo inorgánico es, en general, un veneno metabólico y un inhibidor de enzimas, mientras que el plomo orgánico, como tetraetilplomo (TEP) o tetrametilplomo (TMP), es más venenoso que el inorgánico. Como síntomas precoces en la toxicología del plomo se han descrito dolores de cabeza, óseos y abdominales, trastornos del sueño, impotencia, trastornos de conducta, etc., mientras que como síntomas avanzados aparecen anemia, cólicos, nauseas, trastornos renales, delirio, daños al feto, hipertensión arterial, alteración nerviosa y cáncer.

2.4.2. Tratamientos convencionales para eliminación de los metales pesados de medios acuosos.

Los efluentes industriales tienen una composición muy variable en cuanto a componentes orgánicos o inorgánicos, acidez o basicidad extrema, presencia de sustancias volátiles, etc. Esto provoca que su tratamiento sea muy complicado, haciendo necesario un proceso que permita la descontaminación de a bajos costes económicos, con flexibilidad en cuanto a cantidad a tratar de efluente y de carga contaminante, mínima supervisión y mantenimiento y suficiente selectividad para los metales considerados

Las principales técnicas de eliminación de iones metálicos de efluentes industriales son la precipitación química, el intercambio iónico, los tratamientos electroquímicos, la absorción, la tecnología de membranas y la extracción con disolventes

2.4.2.1. Precipitación química.

La precipitación química consiste en la adición de reactivos capaces de disminuir la solubilidad de los metales con el incremento del pH, formando hidróxidos metálicos. Los reactivos utilizados en la precipitación son compuestos básicos como hidróxido sódico (NaOH), hidróxido cálcico (Ca(OH)_2), cal (CaO), carbonato de sodio (Na_2CO_3) y gas sulfhídrico. Este tratamiento puede generar elevados costes, dado que los agentes usados no pueden ser recuperados. Además, el producto final es un lodo de bajo volumen y alta concentración de metales que es de difícil eliminación (Ho Lee *et al.*, 1998).

Existe un pH de mínima solubilidad que es diferente para cada metal. La presencia de ciertos compuestos en el agua residual puede producir interferencias que disminuyan la eficacia de la precipitación. Tal es el caso de los agentes complejantes, que se coordinan con los metales dando lugar a la formación de complejos altamente solubles, inhibiéndose la precipitación.

La precipitación química es un método que no requiere un equipo sofisticado ni personal cualificado. Las interferencias anteriormente mencionadas, junto con la poca efectiva cuando el metal se encuentra en concentraciones muy bajas, ocasionan la aparición de concentraciones residuales de metales tras el tratamiento por encima de los valores requeridos para el vertido. Además, tiene la problemática añadida de la necesidad de gestión del fango con elevadas concentraciones de metales que se genera tras el tratamiento.

2.4.2.2. Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso en el que un ión de la solución es intercambiado por otro similarmente cargado y unido a una partícula sólida móvil (Perry, 2001). El material de intercambio se conoce con el nombre de resina que se agota tras cierto tiempo de funcionamiento, siendo necesaria su regeneración (Figura 2.7).

Las resinas de intercambio iónico pueden estar compuestas por una gran variedad de materiales en función de los iones que se desee eliminar de la disolución. En el caso concreto de los metales pesados, suelen usarse resinas catiónicas con una matriz de poliestireno cargada con grupos funcionales complejantes. Su regeneración suele llevarse a cabo utilizando ácidos minerales. Este tratamiento puede ser muy específico si se selecciona adecuadamente la resina.

Esta tecnología presenta un coste elevado tanto por el coste de adquisición de las resinas como por el de su regeneración. Por otro lado, tras la regeneración de las resinas se genera un efluente con concentraciones elevadas de metales, que debe gestionarse adecuadamente como residuo peligroso de no ser posible la recuperación de metales.

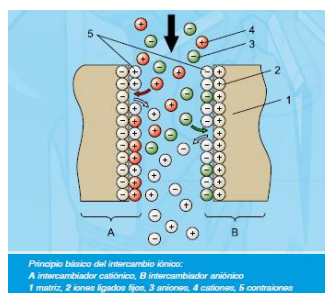


Figura 2.7 Principios de intercambio iónico.

Fuente: <http://www.gunt.de>

2.4.2.3. Tratamiento electroquímico.

Están basados en reacciones de oxidación-reducción inducidas por la aplicación de energía eléctrica externa entre dos electrodos que se encuentran inmersos en una disolución conductora. Entre las aplicaciones más conocidas de esta técnica esta la desalinización de agua de mar con el objetivo de obtener agua apta para el consumo humano (Rautenbach y Albrecht, 1989). Una de sus ventajas frente a otros tratamientos es la obtención del metal con unas mejores características para su reutilización. Sin embargo, si existen varios metales en la disolución aparecen muchas dificultades para la obtención de un producto metálico aprovechable. Al utilizar electricidad los costes de manejo de este tratamiento son elevados. Tampoco resulta una técnica adecuada cuando la concentración de metal es reducida (Eilbeck y Mattock, 1987).

2.4.2.4. Adsorción

La adsorción es un proceso mediante el cual se concentra una sustancia sobre la superficie de otra fase sólida o líquida (Castellan, 1987). Por lo cual es considerado un fenómeno superficial. La sustancia que se concentra en la superficie recibe el nombre de adsorbato y la fase que la retiene es llamada adsorbente. La adsorción es un método efectivo de eliminación con bajos niveles de iones metálicos. La adsorción física causada principalmente por fuerzas de Van der Waals y electrostáticas. La adsorción química es debida a fuerzas de naturaleza química y es un proceso que depende de la temperatura, la naturaleza química del sólido y la concentración de la especie a adsorber. Los dos tipos de adsorción no tienen porqué darse de forma independiente; así, en los sistemas naturales es frecuente que ambos se den en la misma superficie sólida. El carbón activo es el sorbente universalmente más utilizado para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados. El tratamiento con carbón activado resulta económicamente poco viable ya que los costes de regeneración son elevados. Además el carbón activo presenta una absorción no selectiva pudiendo adsorber también componentes inocuos que se encuentren en proporciones más elevadas que otros contaminantes más peligrosos.

2.4.2.5. Tecnología de membranas

Las membranas son barreras físicas semipermeables que separan dos fases, impidiendo su íntimo contacto y restringiendo el movimiento de las moléculas a través de ella de forma selectiva. Este hecho permite la separación de las sustancias contaminantes del agua, generando un efluente acuoso depurado (Bódalo *et al.*, 2005). Los procesos de membrana se dividen en microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, ósmosis inversa, diálisis y electrodiálisis. Se diferencian entre sí por el material constituyente de la membrana, la naturaleza de la fuerza impulsora, el mecanismo de separación y el tamaño de poro de la membrana. Para la eliminación de metales pesados se emplean la ultrafiltración, la nanofiltración y la ósmosis inversa. Uno de los problemas de estos procesos es la poca resistencia de las membranas a cierto tipo de agentes químicos, ciertos valores de pH y son especialmente deteriorables por la presencia de microorganismos. Así mismo, el consumo de energía se es alto y se requiere de una mano de obra muy cualificada, lo que resulta ser muy costoso.

2.4.2.6. Extracción con disolventes

El tratamiento con disolventes para la eliminación de metales pesados consiste en la extracción del metal por contacto del efluente contaminado con un disolvente orgánico, seguido de una separación de la fase orgánica del efluente descontaminado. Una vez alcanzada la separación de fases, el disolvente orgánico cargado de metal pesado se pone en contacto con una corriente acuosa para recuperar el metal y permitir la reutilización del disolvente. Esta técnica se emplea fundamentalmente en procesos industriales a gran escala donde las concentraciones de contaminantes son elevadas (Lankford y Eckenfelder, 1990) Los disolventes que se usan en las extracciones orgánicas son cada vez más selectivos, lo que permite separar moléculas específicas de la fase acuosa. La recuperación con disolventes tiene importante aplicación comercial en aquellos casos en los que se requiere una separación selectiva de iones metálicos. Los mayores inconvenientes de esta tecnología son el elevado coste por el gran consumo de disolvente y la contaminación cruzada de la corriente acuosa con el disolvente orgánico.

2.4.3. 1.5.4. Biosorción.

2.4.3.1. Definición de biosorción.

Un proceso alternativo a los métodos convencionales de eliminación de metales pesados en efluentes líquidos es la bioadsorción, que hace referencia a un tipo específico de adsorción, en la que la fase sólida se conoce con el nombre de bioadsorbente. Los bioadsorbentes son materiales de origen biológico que presentan propiedades tanto de adsorbentes como de intercambiadores de iones, y poseen propiedades que les confieren elevadas capacidades de retención de metales, siendo capaces de disminuir su concentración en la disolución a niveles de ppb ($\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$) (Volesky, 2001). La bioadsorción se presenta como un tratamiento de bajo coste y elevada eficacia, especialmente cuando la concentración de metal en el agua residual es baja. Numerosos bioadsorbentes poseen la posibilidad ciclos sucesivos de adsorción-desorción, haciendo posible la recuperación de los metales pesados y sin generar fangos químicos. Por otro lado, el uso de residuos sin tratamiento permite su revalorización y reducen el impacto ambiental frente al de los adsorbentes tradicionales.

Sin embargo, las interacciones de los metales de la disolución y de los bioadsorbentes con otros compuestos presentes en las aguas residuales pueden ocasionar cambios en las capacidades de retención. Además, se hace necesaria encontrar un material de alta disponibilidad y bajo coste para conseguir una aplicación industrial de la bioadsorción.

2.4.3.2. Mecanismo de biosorción.

Los mecanismos de biosorción son variados y dependen en cada caso del metal y del biosorbente. Se suele considerar que en la biosorción de metales pesados pueden aparecer simultáneamente más de un mecanismo, siendo muy difícil de explicar el o los mecanismos que tienen lugar en el proceso de biosorción considerado (Ho *et al.*, 2001). La biosorción se asocia a la captación pasiva de iones metálicos, por tanto puede ser excluido el mecanismo de transporte a través de la membrana celular que sólo tiene lugar con células. Para la fijación de metales pesados en la biosorción se han sugerido una serie de mecanismos que explican la retención o secuestro del metal en diferentes partes del biosorbente. A continuación se describen los principales mecanismos involucrados:

Complejación o quelación: el metal se une a los centros activos de la pared celular mediante enlaces químicos formando complejos. El metal se puede unir a estos centros a través de ligaduras simples o a través de quelación. En el proceso de eliminación de calcio, magnesio, zinc, cobre y mercurio con *Pseudomonas syringae* el principal mecanismo involucrado es la complejación (Veglio y Beolchini, 1997).

Adsorción física: la unión entre la superficie del sorbente y el metal se produce por fuerzas de atracción electrostática o de Van der Waals. La adsorción es rápida y reversible. Se conoce que la biosorción de uranio, cadmio, cobre, zinc y cobalto en biomasa muerta de determinadas algas, hongos y levaduras podría llevarse a cabo a través de las interacciones electrostáticas entre el metal y la superficie celular (Kuyucak y Volesky, 1988).

Intercambio iónico: el proceso también es rápido y reversible. Gran parte de los sorbentes contienen sales de Na, K, Ca(II) y Mg(II) en sus estructuras; estos cationes pueden ser intercambiados con los iones metálicos y quedar unidos al material. Estudios previos proponen el intercambio iónico como el principal mecanismo en la sorción de Cu(II), Cd(II) y Ni(II) con corteza de pino (Al-Asheh y Duvnjak, 1998).

Microprecipitación: el proceso tiene lugar cuando la solubilidad del metal alcanza su límite. Esto puede ocurrir debido a cambio en las condiciones locales como pueden ser los cambios de pH (Volesky, 2003) o por una complejación, seguida de la hidrolización y la precipitación del metal (Veglio y Beolchini, 1997). En la biosorción de Cr (VI) en *Penicillium chrysogenum* se pudo comprobar que el proceso implicaba varios mecanismos simultáneos, entre los que se encuentra la microprecipitación (Deng y Ting, 2005).

2.4.3.3. Influencia de diferentes parámetros en el proceso de biosorción.

La capacidad de eliminación de metales pesados en la biosorción se ve afectada por una serie de factores que pueden favorecerla o limitarla. En todos los casos, los procesos de sorción dependen de la naturaleza de la sustancia a eliminar (adsorbato/sorbato), de la estructura y características del sólido sorbente y de las condiciones experimentales como el pH, la concentración de metal, la competencia con otros iones y del tamaño de partícula.

A continuación se analiza el efecto de las variables más importantes en la eliminación de metales pesados.

Influencia de concentración del adsorbente y del adsorbato.

La concentración del adsorbato y la cantidad del adsorbente influyen de manera directa en la eficacia de la adsorción. El aumento de concentración de metales pesados en una solución aumenta la capacidad de biosorción debido al gradiente de concentración del metal. Un aumento en la cantidad del adsorbente o la biomasa empleada para eliminar cualquier tipo de contaminante provoca un aumento en la eficacia de la eliminación, ya que el adsorbente ofrece más poros si es un material poroso o en general mas superficie de contacto.

Ibrahim *et al.* (2012) estudiaron los efectos de la dosis de biosorbente en la biosorción Cd(II) y Pb(II) usando Jacinto de agua seco, donde concluyo que la eliminación de metales pesados aumento con el aumento de la dosis hasta llegar a una dosis de 5 g/L a partir de la cual la eliminación de metales pesados no aumenta.

Influencia del tiempo de contacto.

La reacción de bioadsorción de metales pesados normalmente se completa en un intervalo de tiempo reducido, alcanzándose el equilibrio en pocas horas. Vijayaraghavan *et al.* (2011), en sus experimentos de adsorción de Mn(II) y Zn(II) sobre concha de cangrejo, concluyeron que más del 90% de la eliminación total de metal se produjo a los 120 y 90 min para el Mn(II) y Zn(II), respectivamente, pero que era necesario un contacto de al menos 8 horas para que se alcanzara el equilibrio. Tunali *et al.* (2006) determinaron que el tiempo de contacto óptimo en la adsorción de Pb (II) por el hongo *Cephalosporium aphidicola* era de 30 minutos.

Influencia del pH.

El valor del pH de la fase acuosa es el factor más importante tanto en la biosorción de cationes como de aniones, siendo el efecto distinto en ambos casos (Lodeiro *et al.*, 2006). El pH afecta a la química de la solución de los metales, la actividad de los grupos funcionales de la biomasa y la competición de iones metálicos. El punto de carga cero (pH_{ZPC}) es el valor del pH al cual la densidad de carga superficial del adsorbente es y se utiliza para caracterizar el comportamiento ácido-base del bioadsorbente (Dzombak y Morel, 1990). Cuando el pH de la disolución es inferior al pH_{ZPC} la carga total sobre la superficie del adsorbente será positiva. Por el contrario, si el pH de la disolución es superior al pH_{ZPC} la carga de la superficie del adsorbente es negativa.

Njoku *et al.* (2012) estudiaron la biosorción Cd(II) con la cascara de la vaina del cacao en un intervalo de pH de 1-7. La biosorción de Cd(II) fue reducida a pH bajo, debido a la alta concentración de protones en la solución que compite para los sitios activos en la superficie del biosorbente, y fue aumentando hasta pH 6.

Por otro lado, los estudios de biosorción de cromo hexavalente utilizando compost (Vargas *et al.*, 2012) revelo que el valor de pH óptimo para la eliminación de Cr (VI) era de pH 2 y disminuía al aumentar el pH. Una de las razones para la mejor adsorción a valores bajos de pH se puede atribuir a la carga positiva de la superficie del compost, debido a la protonización de sus grupos funcionales.

Influencia de la temperatura.

La temperatura a la cual se produce el proceso de biosorción es uno de los factores que más importante ya que afecta tanto a la velocidad de biosorción como en al grado de biosorción. El efecto de la temperatura sobre la biosorción depende de la termodinámica del proceso (del calor de adsorción o cambio de entalpía). Cuando la adsorción es de tipo físico, el calor de adsorción es negativo, lo que indica que la reacción es exotérmica y se favorece a bajas temperaturas. Por el contrario, cuando la adsorción es de tipo químico, el calor de adsorción es positivo, indicando que el proceso es endotérmico y se ve favorecido por altas temperaturas (Glasstone *et al.*, 1941). Chen *et al.* (2010a) encontraron que, en la biosorción de Pb(II) hojas de *Cinnamomum camphora*, al aumentar la temperatura se alcanzan mayores capacidades de biosorción. Este efecto también se manifiesta en la biosorción de Pb(II) usando *Cephalosporium aphidicola* como sólido sorbente (Tunali *et al.*, 2006). Por el contrario, Munagapati *et al.* (2010) obtuvieron que la capacidad de biosorción de Cu(II), Cd(II) y Pb(II) en polvo de corteza de acacia disminuye con el aumento temperatura. Sari *et al.* (2007) hallan resultados similares para la biosorción de Pb(II) y Ni(II) con el líquen *Cladonia furcata*.

Influencia de la fuerza iónica.

El medio en que se encuentra la disolución metálica es un factor importante a considerar, ya que la presencia de otras especies orgánicas e inorgánicas puede interferir en proceso de biosorción. La fuerza iónica de una disolución es función de la concentración de todos los iones presentes en ella, y juega un papel muy importante en la distribución de la carga eléctrica en la interfase sólido-líquido. El incremento de la fuerza iónica incrementa la carga electrostática.

Zhang (2011) estudió el efecto de la fuerza iónica, aumentando la concentración de NaNO_3 , en la biosorción de Pb(II) , Cu(II) y Zn(II) con compost de estiércol de vaca. La mayor presencia de Na^+ en la disolución provoca una disminución en la absorción en todos los metales pesados a causa de la competencia del sodio y del metal por los huecos activos del material biosorbente.

Influencia de la presencia de otros iones de metales pesados.

El proceso de biosorción de metales pesados puede verse afectada por la presencia de otros metales pesados en la disolución, dependiendo de la diferente afinidad entre las especies iónicas y los centros activos del biosorbente. Algunas propiedades químicas de los iones, como el radio iónico, la carga eléctrica y potencial iónico, han sido señaladas como factores que influyen en la selectividad del material por unos u otros iones metálicos (Low *et al.*, 2000).

Anastopoulos *et al.* (2013) estudiaron la adsorción competitiva de Pb(II) y Ni(II) sobre restos de poda de olivos y el compost de estos restos mediante la realización de experimentos en discontinuo y observaron una disminución del porcentaje de eliminación de ambos metales respecto de la adsorción simple de cada uno de ellos. La disminución del porcentaje de metal eliminado fue más acusada en el caso del Ni(II) .

2.4.3.4. Estudio de la cinética y el equilibrio del proceso de biosorción.

Existen dos tipos de experimentos, en discontinuo o en continuo, para el estudio de los de biosorción de metales pesados. Los experimentos en discontinuo tienen como objetivo el conocimiento del equilibrio de adsorción y la cinética, mientras que los experimentos en continuo evalúan la viabilidad tecnología del proceso. Los estudios en discontinuo también permiten determinar la influencia de diferentes parámetros, como el pH, la temperatura o el tiempo de contacto sobre el proceso de biosorción.

El estudio cinético del proceso de biosorción nos ayuda a conocer la velocidad del proceso y el comportamiento dinámico del sistema, y nos da una idea sobre el mecanismo de la adsorción. Estos factores a su vez ayudan en el diseño del proceso, el control de la operación y su posterior aplicación práctica.

Diferentes modelos matemáticos que tienen en cuenta aspectos dinámicos del proceso se han desarrollado y aplicado a estudios de adsorción. Los modelos más utilizados en la bibliografía ajuste de los resultados experimentales y la determinación de los parámetros cinéticos en procesos de biosorción son los modelos de pseudo-primero orden y pseudo-segundo orden. De acuerdo a la bibliografía, la mayor parte de los procesos de biosorción muestran un buen ajuste al modelo de Pseudo-Segundo Orden, esta tendencia indicaría que el paso limitante del proceso es la quimiosorción, lo cual involucra fuerzas de valencia por medio del intercambio o uniones covalentes entre el adsorbente y el adsorbato además de mecanismos de complejación, coordinación, y/o quelación, en lugar de fisisorción.

El estudio del equilibrio de la adsorción se efectúa mediante las isothermas de adsorción a temperatura constante, que son graficas donde se representa la cantidad de sustancia adsorbida (adsorbente) por unidad de masa del solido (adsorbato), frente a la concentración de equilibrio. En este tipo de ensayos, el tiempo de contacto entre el soluto y el biosorbente debe asegurar el equilibrio. Con la siguiente formula (Eq. 2.5) se puede calcularse la concentración de metal en la fase sólida (q_e , mg/g) a partir de la concentración de metal en la fase líquida (C_e , mg/L), conociendo la cantidad de biosorbente (m , g), la concentración de metal inicial (C_0 , mg/L) y el volumen de disolución (V , L):

$$q_e = \frac{V(C_0 - C_e)}{m} \quad \text{Eq. 2.5}$$

Se han propuesto numerosos modelos para representar las isothermas de adsorción, que se pueden clasificarse en dos grandes grupos, modelos ideales y no ideales. Los modelos ideales, que son los más ampliamente utilizados debido a su simplicidad, engloban los coeficientes de actividad de las especies involucradas en el proceso de adsorción en la constante de equilibrio.

3. OBJETIVOS

3.1. OBJETIVOS.

El objetivo general de esta tesis doctoral fue estudiar la viabilidad del tratamiento de residuos procedentes de incubadoras mediante técnica de co-compostaje, de estos con cama de gallinas ponedoras, utilizando un bioreactor cerrado discontinua; y posterior estudiar el comportamiento del producto final de este proceso (compost maduro) como biosorbente para la remoción de metales pesados presentes en efluentes líquidos.

Para conseguir este objetivo general en la presente tesis se abordan los siguientes objetivos específicos:

1. Estudiar la variación de parámetros físicos, físico-químicos, químicos, bioquímicos y biológicos durante el co-compostaje de residuos de incubadoras (huevos infértiles, huevos abortados, cascaras de huevo y pollitos de un día de vida) y cama de gallina ponedora (gallinaza y virutas de madera) a dos diferentes tasas de aireación.
2. Evaluar la estabilidad y madurez del producto final del proceso de compostaje, mediante diferentes indicadores físicos, físico-químicos, químicos, bioquímicos y biológicos.
3. Evaluar las características agroquímicas de los compost final y su adecuación para ser usados como enmiendas y abonos orgánicos sólidos, así como abonos líquidos.
4. Estudiar la biosorción de cadmio y plomo, tanto para disoluciones de Cd (II) y Pb(II) por separado como para disoluciones con mezcla de ambos, por parte del compost maduro mediante un sistema discontinuo, analizando la influencia en el proceso de las principales variables, así como estudiar el equilibrio y la cinética del proceso, lo que permitirá elegir las condiciones óptimas de operación.

4. MATERIAL Y METODOS

4.1. DESCRIPCIÓN Y MANEJO DEL COMPOSTAJE.

4.1.1. Caracterización de los residuos de partida.

Todos los residuos de partida necesarios para el compostaje fueron facilitados por una empresa avícola situada en la provincia de Valladolid. Dentro de los residuos de incubadora se incluyen huevos infértiles, embriones muertos y pollitos muertos. Las características de los residuos de incubadora (Figura 4.1) utilizados para el co-compostaje, se muestran en la Tabla 4.1. Debido a su disponibilidad “in situ” y sus características físico-químicas (Tabla 4.1.) se utilizó la cama de gallinas ponedoras como agente estructurantes y activador, adicionalmente en cada bioreactor se extendió una capa de virutas de madera en su parte inferior para controlar la pérdida por lixiviación.

Tabla 4.1. Caracterización físico-química de residuos usados durante el compostaje.

PARÁMETRO	HUEVO INFÉRTELE	HUEVO ABORTADO	POLLITO	VIRUTA	CAMA
Humedad (% smf)	21,17	21,17	13,74	8,54	22,12
pH	7,01	7,19	6,21	5,11	8,54
CE (mS/cm)	1,46	2,05	2,99	0,24	5,09
N _T (% sms)	5,86	7,21	10,08	0,51	1,88
C _T (%sms)	48,50	43,74	52,86	49,36	32,27
C _{OT}	45,56	40,06	52,76	49,36	29,76
MO. (%sms)	86,55	88,06	90,95	95,09	85,30
C _{OT} /N _T	7,77	5,62	5,23	96,07	15,80
P (% sms)	0,86	0,86	1,62	ND	2,36
K (% sms)	0,46	0,52	0,83	0,01	2,37
Na (% sms)	0,33	0,42	0,65	0,02	0,37
Ca (% sms)	14,48	18,25	1,43	0,14	0,47
Mg (% sms)	0,13	0,17	0,09	0,01	0,54

CE: conductividad eléctrica; N_T: nitrógeno total; C_T: carbono total; C_{OT}: Carbono orgánico total; MO: materia orgánica; smf: sobre materia fresca; sms: sobre materia seca.



Figura 4.1. Residuos producidos en la sala de incubación.

4.1.2. Descripción de los compostadores.

Los compostadores (bioreactores) cerrados discontinuos, usada en este trabajo, fueron diseñados y construidos por un amplio equipo científico perteneciente en su totalidad a la Universidad de Valladolid. Los compostadores están formados por dos partes fundamentales:

- **Contenedor:** Constituye la envolvente del compostador y tiene las siguientes dimensiones 2,37 m largo x 1,42 m de ancho x 1,08 m de alto (aprox. 3,70 m³), formando un prisma rectangular con un armazón fabricado en acero inoxidable y cerrado con paneles prefabricados tipo sandwich. Tiene una tapa fabricada con los mismos materiales cerrando la cara superior. El contenedor no posee suelo para facilitar el vaciado (Ver Figura 4.2).



Figura 4.2. Vista frontal del módulo del contenedor.

- **Dispositivos de control:** Es el encargado del acondicionamiento de la humedad y de airear el material tratado y del control automático de todo el proceso de compostaje.
 - El dispositivo de aireación consta de un ventilador centrífugo de alta presión de 3 CV de potencia (500 mm H₂O de presión y 600 m³/h de caudal) y 3 baterías calefactoras de 2,5 kW cada una (para acondicionar el aire de entrada). La mezcla a compostar se airea a través de unas tuberías perforadas (ver Figura 4.3)



Figura 4.3. Dispositivo de aireación del compostador.

- El dispositivo aplicación de agua consta de una tubería de canalización de agua, de PE de 12,7 mm de diámetro, con electroválvula, que proporciona agua por la parte superior del módulo mediante microaspersores de 100 l/h de caudal (Ver Figura 4.4).



Figura 4.4. Dispositivo aplicación de agua del compostador.

- También se dispone de transductores de temperatura Pt-100, para la medida de la temperatura en el interior de los biodigestores y en el colector de impulsión de los ventiladores.
- El control de estos dispositivos se realiza desde un cuadro eléctrico (ver Figura 4.5) provisto de un controlador lógico programable PLC SIEMENS LOGO! 12/24 RC, que permite el manejo manual y automático del compostador



Figura 4.5. Cuadro eléctrico de control de dispositivos.

4.1.3. Descripción de los experimentos de compostaje y toma de muestras.

Debido al carácter pre-industrial de los compostadores los experimentos se realizaron siguiendo un diseño anidado, anidando tres replicas dentro de cada tratamiento estudiado. Charest y Beauchamp (2002) y Stilwell (1993) ya utilizaron este diseño anidado en el compostaje de lodos de destintado de papel con estiércol de aves y de residuos sólidos municipales, respectivamente. Para la elección de los tratamientos, con diferente ciclo de aireación, nos basamos en diferentes experiencias ya realizados para otros residuos de la industria avícola, en los cuales se utilizaron los mismos bioreactores (Correa-Guimaraes *et al.*, 2013; Sánchez-Báscones *et al.*, 2010; Sánchez-Báscones *et al.*, 2008). Correa-Guimaraes *et al.* (2013) realizaron cuatro de estas experiencias previas, en las cuales se estudiaron ciclos de aireación de 5 minutos cada 48, 12, 18 y 24 horas. En estas experiencias previas se puede observar que las mayores temperaturas iniciales, garantizando la higienización del material, se da para aireaciones de 5 minutos de aireación cada 12 y 24 horas, siendo la periodicidad de 12 horas la que mejor comportamiento tuvo. Debido a todo ello, para el presente trabajo se optó por airear 5 minutos cada 12 horas (TA12) y 5 minutos cada 24 horas (TA24).

La elección de la relación de mezcla de los diferentes residuos se basó en dos sencillas premisas: (1) gestionar la mayor cantidad posible de residuos de incubadora en cada compostaje y (2) asegurar el correcto funcionamiento del proceso de compostaje. En la literatura existen varios trabajos en los cuales se observa la viabilidad del compostaje de cama de gallina, tanto sola (Tiquia y Tam, 2002) como mezclada con otros residuos orgánicos (Bustamante *et al.*, 2008; Charest y Beauchamp, 2002). Das *et al.* (2002), partiendo de las misma premisas antes mencionadas, para el estudio del efecto de la cama de gallina en el compostaje de residuos de incubadora optó por una relación en peso 1:2 de residuos de incubadora y cama de gallina. A las vista de todo esto y considerando que en trabajos previos (Correa-Guimaraes *et al.*, 2013; Sánchez-Báscones *et al.*, 2010; Sánchez-Báscones *et al.*, 2008) se ha llegado a proporciones 1:1 de otros residuos avícolas con cama de gallina, se optó por una proporción de mezcla 1:2 (Residuos de incubadora: Cama).

Los valores iniciales de C/N esperados con una proporción de mezcla 1:2 están cercanos 10, valor por debajo del óptimo para el proceso. Sin embargo, se desechó la posibilidad de añadir más estructurantes a la mezcla, ya que como se comentó anteriormente el objetivo es compostar la mayor cantidad posible de residuos de incubadora. Además estos valores bajos no limitan el proceso de compostaje (Golueke y Díaz, 1987; Zhu, 2006), y solo presentan como factor negativo el desprendimiento de amoníaco (Jhorar *et al.*, 1991).

En la Tabla 4.2 se muestra el resumen de los parámetros experimentales para los tratamientos.

Tabla 4.2. Parámetros de los experimentos de compostaje.

EXPERIENCIA	PORCENTAJE R.INCUBADORA/ CAMA	DURACIÓN BIO-OXIDATIVA /TOTAL(DÍAS)	CICLO DE AIREACIÓN
TA24	1/2	75/275	5 min cada 24 h
TA12	1/2	75/275	5 min cada 12 h

El llenado de los compostadores se realizó formando capas sucesivas con los diferentes materiales. El compostaje por capas ha sido ampliamente utilizado para el tratamiento tanto de cadáveres de animales (McLaughlin *et al.*, 2015; Murray *et al.*, 2007) como de otros SANDACH (Íñiguez *et al.*, 2003). La viruta se utilizó como capa base en el compostador para impedir de los lixiviados procedentes de la biodegradación. Tras esta capa inicial se fueron colocando capas sucesivas de gallinaza y residuos de incubadora hasta llenar el compostador por completo. Al término de la fase bio-oxidativa se procedió al vaciado del compostador. Se consideró que la fase bio-oxidativa había finalizado cuando la temperatura del interior del material a compostar descende hasta casi llevar a la temperatura ambiente. Para la fase de maduración del compost se construyeron pilas al aire libre (ver Figura 4.6.).



Figura 4.6. Pilas de maduración del compost.

Las fase bio-oxidativa del compostaje tuvo una duración de 75 días, mientras que la fase de maduración se alargó hasta los 275 días de compostaje. Los muestreos se realizaron cada 15 días durante la fase bio-oxidativa. En la fase de maduración se tomó una muestra intermedia y otra final. En cada muestreo se tomaron tres muestras compuestas por tratamiento usando embolo cilíndrico con barra succionadora. Las tres muestras compuestas se llevaron a laboratorio y se homogenizaron de forma manual. Posteriormente las muestra se dividieron en dos parte, una de ellas para su análisis inmediato y la otra para su conservación a -18°C para su uso a posteriori.

4.1.4. Medida de temperatura y humedad.

Para la determinación de la temperatura se han introducido tres sondas dentro del compostador a diferentes profundidades, para conseguir monitorizar toda la masa a compostar y asegurarse que alcanza temperaturas elevadas. Estas sondas se encontraban conectados a un DATA LOGGER, dispositivo de almacenamiento de datos, de la marca Onset HOBO U12-008 (12 bit) que dispone de cuatro canales externos (Ver Figura 4.7.a.). Estos dispositivos se programaron previamente para tomar la temperatura cada 3 horas. Los dispositivos de almacenamiento se descargaron semanalmente, conectándolos a un PC con el software adecuado para obtener las temperaturas en los diversos puntos en función del tiempo. La humedad “in situ” de las mezclas se midió con un sensor de capacitancia portátil (TDR) (Theta Meter, type HH1; Delta-T Devices, Cambringe, England) (Ver Figura 4.7.b.), adicionalmente de las muestras recogidas se midió la humedad en laboratorio por pérdida de peso tras su secado en estufa.

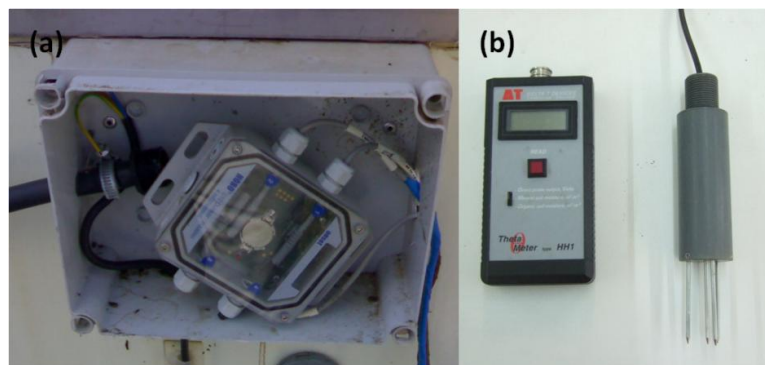


Figura 4.7. (a) Dispositivo de almacenamiento de datos Onset HOBO U12-008 y (b) sensor Theta Meter type HH1.

4.2. PARÁMETROS FÍSICOS-QUÍMICOS, QUÍMICOS Y BIOQUÍMICOS BIOLÓGICOS.

4.2.1. Métodos analíticos de carácter físico-químico.

4.2.1.1. pH y conductividad sobre extracto acuoso.

Estos parámetros se determinan sobre el extracto acuoso de una muestra seca. Para la obtención del extracto acuoso se siguió los métodos oficiales de análisis de abonos orgánicos (MAPA, 1994), empleando una dilución 1:25 y agitándola durante 30 minutos. El pH se midió inmediatamente después de la agitación (UNE-EN-13037, 2012) utilizando un medidor portátil de la marca WTW modelo pH/Cond 340i. La conductividad eléctrica (CE) se midió después de la filtración (UNE-EN-13038, 2012) de extracto con el mismo medidor portátil.

4.2.1.2. Determinación de capacidad de intercambio catiónico.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó según el método descrito por Harada y Inoko (1980). El procedimiento se fundamenta en el lavado del material con ácido clorhídrico y la posterior saturación del complejo de cambio con bario. Los protones liberados se valoran con hidróxido de sodio, a partir de los cuales se calcula la capacidad de intercambio catiónico.

4.2.2. Métodos analíticos de carácter químico.

4.2.2.1. Residuo a calcinación (cenizas) y materia orgánica (MO).

Se determinó según el método recogido en la Norma UNE-EN 13039 (UNE-EN-13039, 2012) tomando como cenizas el residuo obtenido de la calcinación de la muestra a 430 °C. El contenido en cenizas se expresa en porcentaje respecto de muestra seca. La materia orgánica total (MO) se calcula como porcentaje de pérdida de masa referida a la masa seca inicial. Las muestras fueron tratadas con ácido clorhídrico (HCl) para eliminar los carbonatos antes de la calcinación.

4.2.2.2. Carbonatos totales.

La determinación de carbonatos (MAPA, 1994).se realizó haciendo reaccionar las muestras con ácido clorhídrico, para posteriormente determinar el ácido clorhídrico sobrante mediante valoración con NaOH hasta pH 6,5. Como referencia se repitió el proceso sustituyen la muestra por CaCO_3 . También se hicieron valoraciones complementarias, para conocer la normalidad real de la disolución de NaOH y HCl, utilizando Na_2CO_3 .

4.2.2.3. Contenido en carbono, nitrógeno total y materia orgánica.

Para determinar el contenido de carbono y nitrógeno total de las diferentes muestras se utilizó un analizador elemental LECO CHN 2000 (Ver Figura 4.8). El carbono orgánico total (C_{OT}) se obtuvo indirectamente por diferencia entre el contenido carbono total y el contenido carbonatos totales.



Figura 4.8. Analizador elemental LECO CHN 2000.

4.2.2.4. Nitrógeno amoniacal y nítrico.

La determinación de N mineral (N_{min} : $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y $\text{NO}_3^-\text{-N}$) se realizó mediante destilación de los extractos de las muestras con KCl 2N (1/10) (p/v), según el procedimiento descrito por Bremner (1965). Las destilaciones se realizaron sucesivamente sobre el mismo extracto, en primer lugar usando MgO y posteriormente con aleación Devarda. Para llevar a cabo la destilación de los extractos se uso un equipo Kjeltex System 1026 Distilling Unit de la marco FOSS. La destilación se hizo sobre ácido clorhídrico y se valoro con NaOH para determinar el contenido de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y $\text{NO}_3^-\text{-N}$.

4.2.2.5. Determinación Carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}).

Se determinó el carbono orgánico extraído con agua desionizada en un analizador automático para muestras líquidas Formacs^{SERIES} TOC/NT de la marca Skalar (Ver Figura 4.9), basado en la combustión a alta temperatura con oxidación catalítica y detección infrarroja. Para la elaboración el extracto se uso una proporción 1:20 (p/v) con agua desionizada durante dos horas. El extracto se centrifugo a 15.000 rpm durante 20 minutos y se filtro. El equipo midió el contenido carbono total (C_T) y de carbono inorgánico total (C_{IT}), obteniendo el carbono orgánico total (C_{OT}) por diferencia de ambos.



Figura 4.9. Analizador muestras líquidas Formacs^{SERIES} TOC/NT, marca Skalar.

4.2.2.6. Determinación Carbono orgánico extraíble en medio alcalino.

Se determinó el carbono extraído con una disolución de NaOH de los materiales orgánicos en un analizador de carbono Formacs^{SERIES} TOC/NT de la marca Skalar (Sánchez-Monedero *et al.*, 1996). Estas condiciones son las consideradas estándar para el estudio de la humificación durante el compostaje. Para ello, se realizó una extracción con NaOH 0,1M en la proporción 1:20 (p/v) durante 24 horas. Se centrifugo a 15.000rpm durante 20 minutos y se filtro. El filtrado se introdujo en el analizador de muestras líquidas.

4.2.2.7. Determinación de Carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y ácidos fúlvicos (C_{AF}).

Para la determinación del carbono de ácidos húmicos (C_{AF}) se precipitaron los ácidos húmicos, para ello se acidifico con H_2SO_4 el extracto de NaOH obtenido para la determinación de carbono orgánico extraíble hasta $pH < 2$ y se dejó en reposo a $4^\circ C$ durante 24 horas. Posteriormente, el sobrenadante se separó y centrifugó a 15.000g durante 20 minutos (Sánchez-Monedero *et al.*, 1996).

Por último, el contenido del C_{AF} de la solución se obtuvo usando un analizador de carbono Formacs^{SERIES} TOC/NT de la marca Skalar. El carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) se calculó por diferencia del carbono extraíble y el carbono de ácidos fúlvicos.

4.2.2.8. Determinación de minerales.

Se utilizó una digestión acida asistida por radiación de microondas (Microondas ETHOS TC, Milestone) (Figura 4.10.a) para la correcta mineralización de la muestra. Para la digestión se usaron 5 ml HNO_3 65% y 2ml H_2O_2 33%, utilizando el siguiente programa de microondas: 15 minutos de rampa a $190^\circ C$ y otros 15 minutos de estabilización a $190^\circ C$ (UNE-EN-13656, 2003). Para determinar las concentraciones de los diferentes elementos en la solución se utilizó un equipo de absorción atómica de la marca VARIAN modelo AA240FS (Varian, Inc. Palo Alto, CA. EE.UU) (Figura 4.10.b).



Figura 4.10. (a) Equipo de Microondas ETHOS TC (marca: Milestone) y (b) de absorción atómica AA240FS (marca: VARIAN).

4.2.2.9. Determinación fosforo total.

La digestión acida, anteriormente mencionada, fue utilizada para lograr liberar todo el fósforo, que se puede presentar en combinación con la materia orgánica en forma de ortofosfato. El fósforo se determinó posteriormente por espectrofotometría UV visible, basado en la formación del complejo amarillo de vanado molibdato. Los ortofosfatos reaccionan con el molibdato formando complejos coloreados que absorben a una longitud de onda de 430 nm.

4.2.2.10. Determinación fosforo asimilable.

El fósforo asimilable se determinó siguiendo el método Olsen-Watanabe (Olsen *et al.*, 1954). El procedimiento se fundamenta en la extracción del fósforo de la muestra con bicarbonato sódico 0,5 M a pH 8,5 y su posterior tratamiento con tartrato de antimonio y potasio, molibdato amónico, H₂SO₄ y ácido ascórbico, para formar un complejo fosfomolibdico. Mediante la absorbancia a 882 nm se calcula el contenido de fosforo de las muestras por referencia a una recta de calibrado.

4.2.2.11. Determinación de demanda química de oxígeno (DQO).

Un método para calcular necesidades de oxígeno es la Demanda Química de Oxígeno (UNE 77-004-89). Mediante esta determinación, se estima la cantidad de oxígeno que es equivalente a la cantidad de dicromato potásico consumido en la oxidación de las materias oxidables que contiene la muestra, cuando esta es tratada con dicho oxidante en las condiciones definidas para la determinación. La DQO incluye cualquier especie oxidable, es decir, también las inorgánicas. El extracto de las muestras se preparo en una proporción 1:25 (p/v) con agua destilada.

Para la oxidación se uso un termoreactor ECO 25 de la marca VELPA Scientifica (Figura 4.11) donde se alojan los viales de digestión (2 horas). La cantidad de cromo (III) formado se determinó usando un fotómetro multiparámetro de sobremesa photoLab S6 marca WTW (Figura 4.11).



Figura 4.11. Termoreactor ECO 25 (VELPA Scientifica, Italia) y fotómetro PhotoLab S6 (WTW, Alemania)

4.2.2.12. Espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier

La espectroscopía infrarroja es una técnica analítica ampliamente utilizada que permite la identificación y semi-cuantificación de los grupos funcionales presentes en diferentes materiales. El espectro infrarrojo es como una “huella dactilar” de la molécula siendo una técnica idónea para identificar compuestos orgánicos o inorgánicos puros, aunque no es tan adecuada para cuantificar.

En la presente tesis se utilizó un espectrofotómetro de infrarrojo por Transformada de Fourier (FTIR), marca Jasco FT/IR-4200 (Ver Figura 4.12). Este dispositivo permite analizar muestras sólidas en pastillas de KBr. Las pastilla se escanearon a través de un rango de longitud de onda comprendido entre $4.000-400\text{ cm}^{-1}$ con una resolución de 4 cm^{-1} y velocidad de escaneo 2 mm s^{-1}

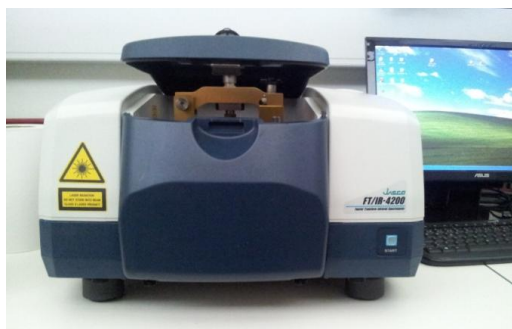


Figura 4.12. Espectrofotómetro FT/IR-4200, marca Jasco

4.2.2.13. Espectroscopia UV-Vis.

Esta técnica analítica consiste en determinar la absorbancia, a tres longitudes de onda: 280, 465 y 665 nm, de los extractos obtenidos de un compost (Sellami *et al.*, 2008; Zbytniewski y Buszewski, 2005). A partir de estas absorbancias se calcularon los ratios E2/E4, E2/E6 y E4/E6.

Los extractos de las muestras se preparó en una proporción 1:50 (p/v) con NaOH 0,5 M y se agitó durante 2 horas. Tras la agitación la suspensión fue centrifugada durante 20 min a 3500 rpm. El sobrenadante se analizó a través de un espectrofotómetro UV-vis U-2001 de la marca Hitachi.

4.2.3. Métodos analíticos de carácter bioquímico y biológico.

4.2.3.1. Determinación de la biomasa microbiana.

Se determinó el carbono de la biomasa microbiana (C_{BM}) por el método de extracción-fumigación (Vance *et al.*, 1987). La fumigación con cloroformo provoca la muerte de las células microbianas por la rotura de las membranas celulares, con lo que el contenido citoplasmático de las células microbianas es vertido al compost, de donde puede ser extraído y ser cuantificado los distintos componentes del mismo. La fumigación de las muestras se realiza en un desecador con cloroformo a 25°C en oscuridad durante 24 horas. La extracción de las muestras fumigadas y sin fumigar se llevo a cabo en una proporción 1:5 (p/v) con K_2SO_4 0,5 M durante 30 minutos. Para la medición del carbono de la biomasa se utilizó un analizador automático Skalar Formacs^{SERIES} TOC/NT, restando posteriormente la lectura de los controles sin fumigar a las muestras fumigadas, y corrigiendo los valores obtenidos con el factor de proporcionalidad del C microbiano extraído bajo condiciones estándar, $K_C=0,35$.

4.2.3.2. Medida de Respirimetría manométrica a volumen constante.

Las técnicas respirométricas se basan en la medida e interpretación del consumo biológico de oxígeno (DBO) que está directamente relacionado con el crecimiento bacteriano y con la estabilidad de la materia orgánica. El consumo de oxígeno se considera asociado solamente al consumo de sustrato para obtener energía mediante una reacción de oxidación. Para la medida de la respirometría manométrica a volumen constante se utilizó un sistema D.B.O de la marca Velp (Ver Figura 4.13.).

En el presente trabajo para evitar la limitación de nutrientes durante el prueba a las muestras se les añadió una solución de macronutrientes, formada por NH_4Cl (4,31 g/l), $CaCl_2 \cdot 6H_2O$ (5,39 g/l), $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (4,31 g/l) y $FeCl_3 \cdot 4H_2O$ (54,0 mg/l), y una solución de micronutrientes, que contiene $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ (2000 mg/l), $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ (500 mg/l), $FeCl_3 \cdot 4H_2O$ (2000 mg/l), $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ (30 mg/l), $ZnCl_2$ (50 mg/l), H_3BO_3 (50 mg/l), $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ (90 mg/l), $Na_2SeO_3 \cdot 5H_2O$ (100 mg/l), $NiCl_2 \cdot 6H_2O$ (50 mg/l), EDTA (1000 mg/l) y HCl 36% (1 ml/l). Posteriormente la solución se tampón a pH 7 añadiendo una solución tampón fosfato (3,08 g/l KH_2PO_4 y 88,86 g/l $Na_2HPO_4 \cdot 2H_2O$).

Por último se colocó un inhibidor de la nitrificación. Tras el llenado de los dispositivos respirométricos se colocaron escamas de sosa en la trampa de CO₂ y se selló el dispositivo. Las muestras se incubaron a 25°C con agitación durante 5 días. Los datos fueron recogidos automáticamente por el cabezal medidor cada 24 h durante los 5 días de incubación. El cabezal medidor muestra directamente consumo acumulado de oxígeno (CAO) de la muestra mgO₂/l que se transforma en mg O₂/kg M.O. Este valor de CAO se convirtió a velocidad de consumo de oxígeno, conocida como OUR (Oxygen Uptake Rate) en mgO₂/ kg SV h.



Figura 4.13. Sistema respirométrico manométrica a volumen constante, marca Velp.

4.2.3.3. Actividad fosfatasa acida y actividad fosfatasa alcalina.

La actividad fosfatasa acida y actividad fosfatasa alcalina se determinó, mediante espectrofotometría, midiendo el p-nitrofenol (PNF) liberado cuando la muestra de material se incubó a 37°C durante una hora con una disolución tamponada (pH 6,5 para la fosfatasa ácida y pH 11 para la fosfatasa alcalina) de p-nitrofenilfosfato (PNFP) (Tabatabai y Bremner, 1969). El contenido de p-nitrofenol (PNF) de las muestras se cálculo por referencia a una recta de calibrado preparada con los patrones de p-nitrofenol.

4.2.3.4. Actividad deshidrogenasa.

La actividad deshidrogenasa ha sido determinada mediante el método establecido por Camiña *et al.* (1998), que modifica el método de Von Mersi y Schinner (1991). Este método está basado en la medida espectrofotométrica de iodonitrotetrazolio formazano (INTF) producido por la reducción del 2-[p-iodofenil]-3-[4-nitrofenil]-5-feniltetrazolio cloruro (INT). La muestra fue incubada durante 1 h a 40°C. El contenido de INTF de las muestras y los controles se calculo por referencia a una recta de calibrado preparada con los patrones de INTF.

4.2.3.5. Test Biológico de Germinación

Los bioensayos de germinación se basan en la colocación de semillas de una o varias especies vegetales en contacto con el extracto acuoso del material a testar, controlándose la tasa de germinación de dichas semillas y la elongación de las radículas emergidas en comparación con un control (Zucconi et al., 1981a, 1981b). Para este ensayo se preparo un extracto de las muestras con agua destilada en una proporción 1:20 (p/v). Posteriormente se colocaron dentro de placas Petri, cubiertas con papel de filtro, 10 semillas de *Lepidium sativum* (berro) y se añade 5 ml del extracto acuoso mojando el papel en su totalidad. Se realizaron un total de 4 repeticiones por extracto. Las semillas se incuban a 28 °C, en oscuridad, durante 72 horas. El índice de germinación (IG) se calculó a utilizando la expresión (Eq. 4.1):

$$IG\% = 100 \left(\frac{N}{N_b} \right) \times \left(\frac{L}{L_b} \right) \quad \text{Eq. 4.1}$$

donde N es el número de semillas germinadas con un extracto entre el total de las semillas, N_b es el número de semillas germinadas con el blanco entre el total de las semillas, L es la longitud de las semillas germinadas con el extracto, L_b es la longitud de las semillas germinadas con el blanco.

4.3. REVALORACIÓN DEL COMPOST DE RESIDUOS DE INCUBADORA COMO BIOSORBENTE PARA LA ELIMINACIÓN DE CD(II) Y PB(II) EN EFLUENTES LIQUIDOS.

4.3.1. Preparación de las soluciones.

Todos los compuestos utilizados en las distintas experiencias son de grado analítico. Las distintas soluciones de Cd(II) y Pb(II) de diferentes concentraciones fueron preparadas a partir de soluciones madre. La solución madre de Cd(II), con una concentración de 1500 mg/l, fue preparada a partir de nitrato de cadmio trece-hidratado ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, Aldrich 98%). Nitrato de plomo ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, Alfa Aesar 99%) fue utilizado para la preparación de la solución madre de Pb(II), con una concentración de 3000 mg/l .

La concentración de la solución madre binaria de Cd(II) y Pb(II) fue de 7 mmol/l de cada metal. El ajuste del pH de las soluciones se realizó añadiendo gotas de HCl (0,1M) y NaOH (0,1M) se utilizó agua destilada en todos los experimentos.

4.3.2. Preparación del biosorbente.

El biosorbente utilizado para este estudio fue el producto resultante de la compostaje aeróbico de una mezcla de residuos de incubadora y gallinaza en una proporción en peso 1:2. La fase bio-oxidativa del compostaje se llevó a cabo durante 75 días en un reactor discontinuo cerrado diseñado y construido por el Departamento de Ingeniería Agrícola y Forestal de la Universidad de Valladolid. La fase de maduración se llevó a cabo en una pila al aire libre durante tres meses.

Cuando el compost se considero maduro, se tomaron una serie de muestras aleatorias de la pila de abono para los estudios de laboratorio. Este compost maduro al llegar al laboratorio fue lavado con agua destilada y se secó en horno a 50 °C, posteriormente se molió y se tamizó a un tamaño de partícula inferior a 0,5 mm.

4.3.3. Caracterización fisicoquímica del biosorbente

4.3.3.1. Determinación Punto de pH de carga cero (pH_{pzc}).

El punto de pH de carga cero describe la condición en la que la densidad de la carga eléctrica en una superficie es igual a cero. En otras palabras, se puede describir el pH_{pzc} como el valor de pH al cual un sólido sumergido en un electrolito muestra una carga eléctrica neta igual a cero en la superficie, lo que significa que a ese pH la carga de los sitios superficiales positivos es igual a la de los negativos.

En este caso para su determinación se utilizó el método de adición sólida, en el cual se preparan varias disoluciones electrolíticas KNO_3 (0,01 M). El pH de las soluciones se ajustó mediante la adición de 0,1 N HCl o 0,1 N de NaOH. El intervalo de pH iniciales estudiados fue de 2 a 10. Posteriormente, estas soluciones se pusieron en contacto con la muestra seca de compost. La suspensión se mantuvo en agitación (180 rpm) durante 24 horas a 25°C. Las diferencias entre el pH inicial y final ($\Delta pH = pH_{final} - pH_{inicial}$) se representaron frente a la inicial, pH_i , y el punto de intersección en el que $\Delta pH = 0$ corresponde al pH_{pzc} .

4.3.3.2. Determinación de la superficie de BET.

La superficie específica y propiedades porosas del compost se determinaron a partir de experimentos de adsorción de nitrógeno a 77 K utilizando un analizador Micromeritics ASAP-2000 (Figura 4.14). La ecuación estándar BET (Brunauer-Emmett-Teller, 1938) se utilizó para calcular el área de superficie específica BET (SBET) de la muestra bajo presión relativa (P/P_0) en un intervalo de 0,05 a 0,3. Distribuciones de volumen de poro y el área se obtuvieron utilizando el modelo BJH (Barret-Joyner-Halenda, 1951).



Figura 4.14. Equipo Micromeritics ASAP-2000 (Micromeritics Instrument Corporation, Georgia).
Fuente: <http://minyos.its.rmit.edu.au/~rcmfa/FTIR/asap2000/>

4.3.3.3. Morfología mediante microscopía electrónica de barrido.

La observación de la superficie del biosorbente antes y después de la absorción se realizó utilizando un microscopio electrónico de barrido con un rango de 20 a 100,000 x (SEM, Phenom ProX) acoplado a un analizador de energía dispersiva de rayos X con un rango de detección Elemento: C - Am (EDX) (Ver Figura 4.15).

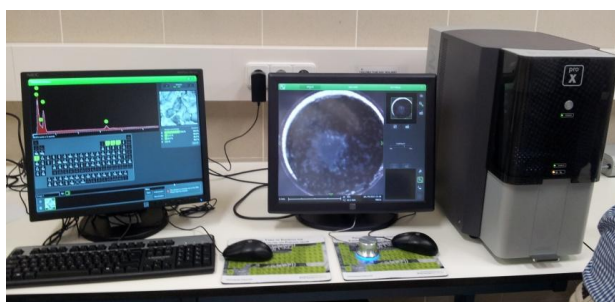


Figura 4.15. Microscopio electrónico de barrido Phenom ProX (Phenom-World BV, Holanda) acoplado analizador de energía dispersiva de rayos X.

4.3.3.4. Análisis infrarrojo.

Se lleva a cabo un análisis infrarrojo con un espectrofotómetro de IR por Transformada de Fourier (FTIR) para la caracterización de los grupos funcionales presentes en la superficie del compost antes y después de la biosorción. Para la obtención de los espectros FTIR se siguió el método expuesto en el apartado 0.

4.3.4. Estudios de biosorción.

4.3.4.1. Efectos del pH de la solución.

El objetivo de esta experiencia fue encontrar el pH óptimo de la solución para los posteriores experimentos de equilibrio. Para el estudio del efecto del pH en la biosorción se utilizaron soluciones con una concentración de 500 mg/l para Cd(II) y 1500 mg/l para Pb(II). El pH inicial de la solución se varió de 2 a 5,5 para Pb(II) y de 2 a 7,5 para Cd(II). Después del ajuste del pH, 45 mL de las diferentes soluciones fueron llevadas a tubos de centrifuga de 50 ml y se pusieron en contacto con 0,45 mg de compost seco (1 g/l). Las suspensiones de biomasa se agitaron en un agitador rotatorio (16 rpm) a 25 ± 2 ° C durante 5 horas. El pH final se determinó usando un medidor de pH (Consort C863, Bélgica). Después de la agitación, las suspensiones se centrifugaron durante 30 min y después se filtraron a través de papel de filtro de 0,45 μ m. Las concentraciones de metales en las muestras se determinaron utilizando espectroscopia de absorción atómica (Perkin Elmer – 3300).

4.3.4.2. Estudio de la cinética del proceso.

Se llevaron a cabo experimentos de biosorción dinámica para determinar el tiempo de contacto óptimo requerido para los experimentos de equilibrio de biosorción. Una solución de concentración 500 mg/l para el Cd(II) y otra de 1500 mg/l para Pb(II), se mezclaron con 10 g de compost seco (0,01 g/ml) en un vaso de precipitados de vidrio de 1000 ml. Las suspensiones de biomasa se agitaron en un agitador magnético (500 rpm) a 25 ± 2 °C. El pH de la solución se mantuvo a $5 \pm 0,3$ mediante la adición de soluciones de HCl 0,1 N o de NaOH 0,1 N, según sea necesario.

Una serie de alícuotas de 20 ml se tomaron a intervalos predefinidos (15 min, 30 min, 1 h, 2 h, 3 h, 5 h y 7 h). Las alícuotas se centrifugaron durante 30 min y después se filtraron a través de papel de filtro de 0,45 μm . Las concentraciones de metales en las muestras se determinaron utilizando espectroscopia de absorción atómica (Perkin Elmer-3300)

4.3.4.3. Estudio del equilibrio del proceso.

Para el estudio de equilibrio del proceso se utilizó el mismo procedimiento que en el estudio de efecto de pH, pero en este caso se mantuvo constante el pH y se varió la concentración de la solución. Por lo tanto, 45 ml de cada solución se mezcló con 0,45 g de compost seco (0,01 g/ml) usando un agitador rotatorio (16 rpm) a 25 ± 2 ° C. Para mantener el pH en 5,5 durante el tiempo de contacto, el pH se ajustó usando HCl 0,1 N o NaOH 0,1 N. Las concentraciones iniciales de Cd (II) y Pb (II) variaron entre 100 y 1500 mg/l y de 500 a 3000 mg/l, respectivamente. Después de 5 h de contacto, tiempo de equilibrio determinado en el estudio de la cinética, las suspensiones se centrifugaron durante 30 min y después se filtraron a través de papel de filtro de 0,45 μm . Las concentraciones de metales en las muestras se determinaron utilizando espectroscopia de absorción atómica (Perkin Elmer – 3300).

El efecto de la presencia de ambos metales en la biosorción se estudió utilizando diferentes soluciones con concentraciones que van de 1 a 7 mmol/l con una proporción 1:1 de Cd/Pb. Estas experiencias se realizaron bajo las mismas condiciones de funcionamiento que para los sistemas de un solo metal.

4.3.4.4. Estudio de la termodinámica del proceso.

Para estudiar los efectos de la variación de la temperatura en la biosorción, los experimentos de equilibrio se repitieron a 35°C y 45° C, mientras que las otras variables se mantuvieron constantes. Los parámetros termodinámicos para el proceso de biosorción se estimaron a partir de los experimentos de adsorción a una concentración inicial de 150 mg/L y 1.500 mg/L para Cd(II) y Pb(II), respectivamente. El cambio de entalpía (ΔH^0), el cambio de entropía (ΔS^0) y el cambio de la energía libre de Gibbs (ΔG^0) para el proceso de biosorción se calculó a partir de la constante K_d (q_e/C_e) y la temperatura (T) utilizando las ecuaciones siguientes (Eq. 4.2, Eq. 4.3 y Eq. 4.4) (Singh, 1988):

$$\Delta G^0 = -RT \ln K_d \quad \text{Eq. 4.2}$$

$$\Delta G^0 = \Delta H^0 - T \Delta S^0 \quad \text{Eq. 4.3}$$

$$\ln K_d = \frac{\Delta S^0}{RT} + \frac{\Delta H^0}{R} \quad \text{Eq. 4.4}$$

donde R es la constante universal de los gases ideales (8.314×10^{-3} kJ/mol K), T es la temperatura en Kelvin y K_d es el coeficiente de distribución.

4.3.4.5. Análisis de los datos.

El porcentaje de remoción de metales pesados (% R) con respecto al tiempo (t) se calcula utilizando la ecuación (Eq. 4.5) y la cantidad metales pesados adsorbidos por unidad de masa de adsorbente q_t (mg/g) por la ecuación. (Eq. 4.6):

$$R = \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} * 100 \quad \text{Eq. 4.5}$$

$$q_t = \frac{V(C_0 - C_t)}{m} \quad \text{Eq. 4.6}$$

donde C_0 (mg/l) es la concentración inicial del metal; C_t (mg/L) las concentraciones de metales en fase líquida en el momento t; V (L) el volumen de la solución; y m (g) la masa de adsorbente. Para los experiencias de equilibrio, $q_t = q_e$ y $C_t = C_e$.

4.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

Los resultados se presentan como valores medios de los replicados correspondientes en cada caso. Los análisis estadísticos (estadísticos generales, análisis de la varianza (ANOVA), las diferencias entre las medias realizadas por el test de Tukey (considerando un nivel de significación mínimo de $P \leq 0,05$) y las matrices de correlación Pearson y ecuaciones de ajuste se han realizado mediante el paquete estadístico SPSS Statistics versión 22.0 para Windows, mientras que para los ajustes no lineales de mínimos cuadrados se utilizó el programa SigmaPlot 10.0

5. RESULTADOS Y DISCUSION

5.1. EVOLUCIÓN DE TEMPERATURA Y LA HUMEDAD DURANTE EL CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS DE INCUBADORA.

La evolución de la temperatura es un indicador de la actividad microbiana durante los procesos de compostaje, por ello se puede considerar como un parámetro conveniente y directo para determinar el estado de los procesos de compostaje (Haug, 1993; Li *et al.*, 2013b). En la Figura 5.1 se muestra la evolución de la temperatura durante la fase de bio-oxidativa y los aportes de agua durante el proceso. La temperatura ambiente solamente fluctuó en un rango estrecho (alrededor de 25 a 35 °C) durante la fase bio-oxidativa, ya que las experiencias se realizaron entre el mes de Junio y Octubre. Inicialmente, la temperatura de la mezcla en los dos tratamientos estuvo alrededor de los 22 °C. Las fluctuaciones de las temperaturas registradas durante el compostaje para los dos tratamientos fueron similares mostrando los tres pasos clásicos del proceso (Inbar *et al.*, 1993):

- *Fase mesófila*: En esta fase predominan los microorganismos mesófilos, cuya temperatura límite máxima de tolerancia es 45°C. Esta temperatura se alcanza de forma muy rápida en los dos tratamientos, a las 42 y 36 horas para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Este rápido aumento inicial de la temperatura es causado por la descomposición de la materia orgánica y los compuestos nitrogenados, por parte de una población microbiana creciente (Nikaeen *et al.*, 2015). Este aumento también es un síntoma evidente del arranque del proceso de compostaje.
- *Fase termófila*: La temperatura en el tratamiento TA24 subió a un máximo de 62,2 durante el sexto día de compostaje. Este valor máximo de temperatura fue mayor en el caso de TA12, alcanzando los 66,3 °C a los 4 días de compostaje. Esta diferencias se deben a que el tratamiento TA12 suministra más oxígeno a los microorganismos aerobios, dando como resultando un aumento más rápido en la temperatura. Por otro lado, la fase termofófila (>45°C) se prolongo más en el tiempo en el tratamiento TA24 (84 días), con respecto al TA12 (64 días), posiblemente debido a una menor tasa de degradación y menores pérdidas de calor por efecto de la aireación. Nikaeen *et al.* (2015) informaron del mismo comportamiento al estudiar diferentes sistemas de aireación en el co-compostaje de lodos de depuradora

y restos de poda. La temperatura máxima alcanzada es semejante a la observada por otros autores, tanto en el compostaje de gallinaza (Gao *et al.*, 2010a; Khan *et al.*, 2014; Tiquia y Tam, 2002) como en el de otros residuos ganaderos (Chen *et al.*, 2010b; Jiang *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2011b). Sin embargo, la duración de la fase termofílica fue mayor a las observadas por otros autores en el co-compostaje de diferentes residuos orgánicos con gallinaza (Khan *et al.*, 2014; Shen *et al.*, 2011; Wei *et al.*, 2014). Esta fase termofílica larga refleja una mayor disponibilidad de sustancias degradables, tales como hidratos carbonos y sustancias grasas (Piotrowska-Cyplik *et al.*, 2013).

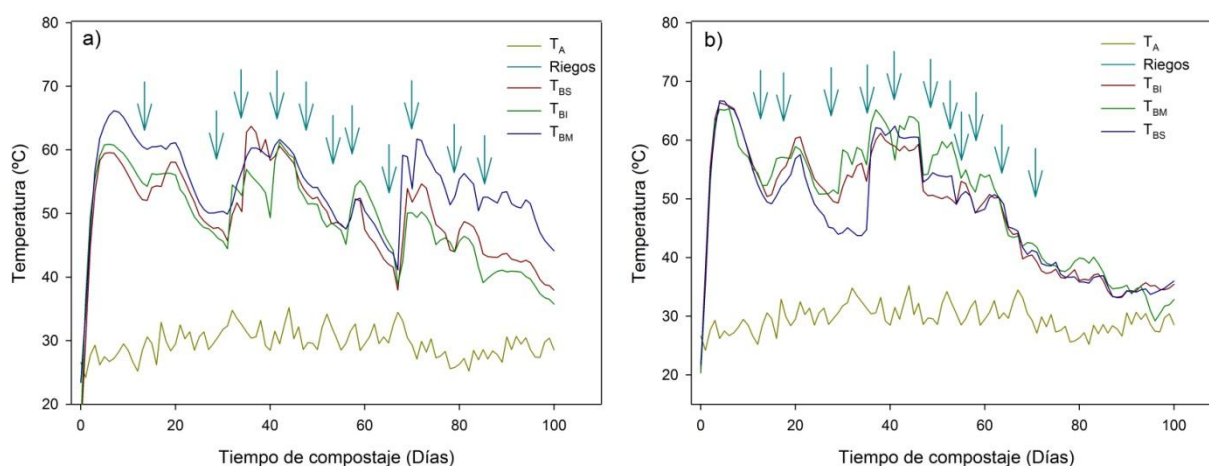


Figura 5.1. Perfiles de temperatura durante el proceso bio-oxidativo del co-compostaje de residuos de incubadora y cama de ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b) (T_{BI} : temperatura en parte inferior del bioreactor; T_{BM} : temperatura en parte media del bioreactor; T_{BS} : temperatura en parte superior del bioreactor; T_A : Temperatura ambiente).

- *Fase de enfriamiento:* Tras la fase termofílica, la temperatura disminuyó gradualmente. Este descenso de la temperatura es provocado por la desaceleración de la actividad microbiana y la tasa de descomposición de la materia orgánica, al aumentar la estabilidad de la misma. Después de cien días de compostaje, en los dos bioreactores la temperatura disminuye hasta valores cercanos a los 35°C, dándose por finalizada la fase activa. Posteriormente, la fase de maduración se realizó en pilas al aire libre, en las cuales la temperatura disminuyó hasta temperatura ambiente (8-15 °C).

En la mayoría de los casos, cuando se aplica agua a la mezcla la temperatura de la misma repunta. Sin embargo, en algunos casos no se observa claramente este aumento de temperatura, especialmente en el tramo final de la fase bio-oxidativa, esto sugiere que la humedad en esos puntos no es el factor limitante de proceso y que son otros factores, como por ejemplo agotamiento del material, los involucrados en el descenso de la temperatura. Durante el proceso de compostaje también se tiene que asegurar una correcta higienización de los sustratos, ya que ello repercute de forma directa sobre la calidad y el potencial agronómico de los productos obtenidos (Noble y Roberts, 2004). Para conseguir esta correcta higienización la Agencia Estadounidense de Protección Ambiental (EPA, 2003) recomienda que el compostaje se mantenga por encima de 55°C durante 15 días o por lo menos 5 días consecutivos. Estos requisitos se cumplieron sobradamente en los dos tratamientos, ya que se superaron los 55°C durante 32 y 25 días en los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente, a lo largo de toda la fase bio-oxidativa.

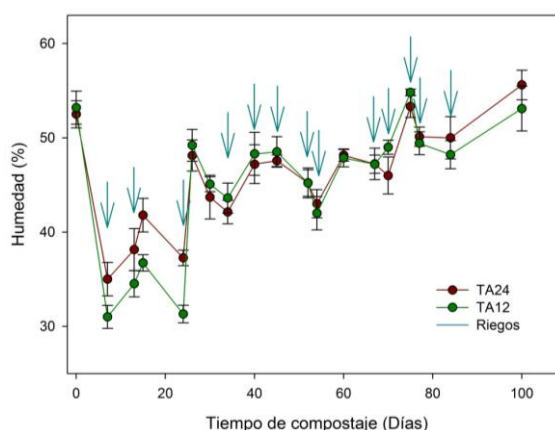


Figura 5.2. Evolución de la humedad durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

El control de la humedad del sustrato durante el compostaje es uno de los parámetros más importantes para su correcto funcionamiento. Valores excesivamente altos de humedad no permiten la circulación del oxígeno, mientras que humedades bajas ralentizan e incluso pueden paralizar la actividad microbiana. Se estima que el rango óptimo de humedad para el compostaje aerobio se sitúa entre 50 y 60% (Haug, 1993). Los cambios de humedad dependen de la aireación, la porosidad y temperatura del sustrato y las condiciones ambientales existentes durante el compostaje (Pereira-Neto *et al.*, 1987). La variación de la humedad durante la fase activa del compostaje se muestra en la Figura 5.2.

El nivel de humedad se corrigió durante todo el proceso, hasta alcanzar valores cercanos 55%, mediante el uso de un sistema de riego por aspersión (Figura 4.4) instalado en las bioreactores. Al principio del compostaje se observó la mayor pérdida de humedad, coincidiendo con las temperaturas más elevadas. En cuanto a los tratamientos, en el TA12 las pérdidas fueron mayores en comparación con las de TA24. Esto sugiere un efecto de secado del material por causa de aire introducido a la mezcla. Por último, la lenta variación de la humedad en la etapa posterior se atribuyó a la disminución del efecto de la temperatura de la mezcla en la evaporación del agua.

5.2. VARIACIÓN DE LOS PARAMETROS FISICO, QUIMICOS Y BIOLOGOS DURANTE EL CO-COMPOSTAJE DE RESIDUOS DE INCUBADORA.

5.2.1. Parámetros físico-químicos y químicos del proceso.

5.2.1.1. pH y conductividad eléctrica.

En la Tabla 5.1 se presenta la evolución del pH y la conductividad eléctrica de las mezcla de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras durante el proceso de compostaje. El pH es uno de los factores de mayor significancia en la calidad del compost, ya que afecta a las propiedades físico-químicas, a las reacciones microbianas y a la biodisponibilidad de los nutrientes en los suelos agrícolas (Banegas *et al.*, 2007). Los valores de pH recomendados para producto final se encuentran en el rango de 6,9 a 8,3 (na Mona, 2003). La mezcla inicial presentó un pH de 7,4, ligeramente básico.

Durante la etapa inicial del compostaje (mesófila) se observó una ligera acidificación de la mezcla debido a la liberación de ácidos orgánicos por acción de los microorganismos, los cuales actúan sobre la materia orgánica más lábil (Atchley y Clark, 1979; Nakasaki *et al.*, 1993). Esta acidificación es más pronunciada en el tratamiento TA24, lo que puede denotar la presencia de condiciones anaerobias dentro de la mezcla, las cuales favorecería la acumulación de grandes cantidades de ácidos orgánicos de cadena corta (Manios *et al.*, 1984).

En las fases posteriores (termófila y maduración) se produjo un incremento gradual de pH hasta alcanzar el máximo al final del proceso de compostaje. Este aumento está relacionado con la descarboxilación de los ácidos orgánicos producidos en la etapa mesófila y con la formación de compuestos amoniacales procedentes de la degradación y posterior mineralización de las proteínas (McKinley *et al.*, 1985). Wei *et al.* (2014) informaron del mismo comportamiento al compostar tallos de tomate con gallinaza. Sin embargo, otros estudios (Huang *et al.*, 2004; Jiang *et al.*, 2015) no muestran una acidificación en la fase inicial, esto es debido a que la rápida volatilización del amonio compensa temporalmente la producción de ácidos orgánicos e inorgánicos.

Al final de proceso de compostaje se obtuvieron valores medios de pH de 7,95 (TA24) y 8,17 (TA12), cumpliendo los requisitos de madurez con valores inferiores a 9 dados por de Bertoldi *et al.* (1983) y a 8,3 dados por na Mona (2003).

Tabla 5.1. Evolución del pH, conductividad eléctrica durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

	Tiempo compostaje (Días)	pH	C.E. (mS/cm)
TA24	0	7,38 ^{bc}	4,01 ^a
	15	6,66 ^f	3,34 ^e
	30	6,80 ^e	3,76 ^b
	45	7,25 ^d	3,71 ^b
	60	7,32 ^{cd}	3,59 ^c
	75	7,35 ^{bcd}	3,46 ^d
	175	7,45 ^b	3,39 ^d
	275	7,95 ^a	1,45 ^f
	<i>P</i>	***	***
TA12	0	7,45 ^b	3,97 ^a
	15	6,95 ^d	3,34 ^c
	30	7,29 ^c	3,66 ^b
	45	7,33 ^c	3,68 ^b
	60	7,31 ^c	3,12 ^d
	75	7,50 ^b	2,87 ^e
	175	7,53 ^b	1,81 ^f
	275	8,17 ^a	0,91 ^g
	<i>P</i>	***	***

TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas; CE.: Conductividad eléctrica; *P*: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores con letras diferentes en la misma columna para TA12 y TA24 difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (Test de Tukey).

En cuanto a la conductividad eléctrica (Tabla 5.1), al inicio del proceso de compostaje la mezcla presentó valores de 4,01 y 3,97 dS m⁻¹ para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Durante todo el proceso se observó una disminución gradual de la conductividad eléctrica, alcanzando en el producto final valores de 1,45 y 0,71 mS/cm para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Este descenso puede atribuirse a varios factores, tales como la volatilización de amoníaco, la precipitación de sales minerales o la inmovilización por parte de la población microbiana (Li *et al.*, 2001; Raviv *et al.*, 1987; Wong *et al.*, 2001). La lixiviación de los iones solubles, por efecto de los riegos aplicados, también puede ser uno de los factores que provocan el descenso en la conductividad eléctrica. Este descenso en la conductividad eléctrica también fue observado por Karak *et al.* (2014), el cual estudio el proceso de compostaje de estiércol de vaca con residuos procedentes del cultivo de varias especies herbáceas. Altos valores de conductividad eléctrica pueden limitar el uso agronómico del compost, provocando efectos fitotóxicos que afectan al crecimiento de las plantas (Lin, 2008). Los valores finales de conductividad eléctrica estaban por debajo del límite superior de 4,0 dS/cm, que se considera tolerable por las plantas con sensibilidad media a la salinidad (García-Gómez *et al.*, 2005).

5.2.1.2. Dinámica del nitrógeno.

El nitrógeno es un nutriente esencial para el desarrollo de la actividad biológica (de Bertoldi *et al.*, 1983). El nitrógeno puede sufrir pérdidas a lo largo del proceso de compostaje, por volatilización del nitrógeno en forma de NH₃ (favorecido por las condiciones de alta temperatura y pH alcalino) (Mahimairaja *et al.*, 1994), y en menor por la lixiviación de NO₃⁻-N. Durante el proceso de compostaje también se dan fenómenos de mineralización (nitrógeno orgánico pasa a nitrógeno amónico, NH₄⁺-N) y nitrificación (nitrógeno amónico NH₄⁺-N pasa a nitrógeno nítrico, NO₃⁻-N).

En nuestro estudio, el contenido de N_T (Figura 5.3a) se redujo en los dos tratamientos conforme avanzó el proceso de compostaje, pasando de valores medios iniciales de 42,47 y 43,88 g/kg a valores finales de 12,01 y 16,03 g/kg, para TA24 y TA12 respectivamente. Valores de contenido final de N_T semejantes fueron observados por Tiquia y Tam (2000), los cuales estudiaron el compostaje de cama de pollo.

Los cambios en la concentración de nitrógeno orgánico (Figura 5.3a) durante el compostaje fueron muy parecidos a los del nitrógeno total. Esto se debe a que las concentraciones de nitrógeno inorgánico fueron bajas, en comparación con las orgánicas. El nitrógeno orgánico y total aumentó en los días 60 y 175, para los tratamientos TA24 y TA12 respectivamente. Este aumento se puede atribuir a un efecto de pérdida de masa como consecuencia de la degradación de los compuestos orgánicos.

Al comienzo del compostaje los sustratos mostraron un alto contenido en $\text{NH}_4^+\text{-N}$, presentando valores de 10780 y 9684 mg/kg para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente (Ver Figura 5.3b). Esta forma de nitrógeno presentó una rápida disminución en la primera etapa del compostaje, coincidiendo con la fase termófila y la mayor pérdida de nitrógeno total. Esta disminución puede ser debido a tres razones: (1) la emisión de amoníaco, (2) la inmovilización por microorganismos y (3) la nitrificación (Huang *et al.*, 2004). Sin embargo, la rápida disminución del $\text{NH}_4^+\text{-N}$ durante la primera etapa del compostaje no coincidió con un aumento del $\text{NO}_3^-\text{-N}$, lo que sugiere pérdida de nitrógeno. Parte del $\text{NH}_4^+\text{-N}$ se perdió a través de la volatilización del NH_3 , favorecida por las altas temperaturas $>40^\circ\text{C}$ y valores de pH por encima de 7,0 (Witter y Lopez-Real, 1988). Tiquia y Tam (2000), también observaron una disminución en la concentración de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ a lo largo del proceso de compostaje de gallinaza. En el tratamiento TA24 se produjo un ligero aumento de la concentración de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en el día 30 de compostaje, debido posiblemente a la conversión de nitrógeno orgánico a $\text{NH}_4^+\text{-N}$ mediante el proceso de amonificación.

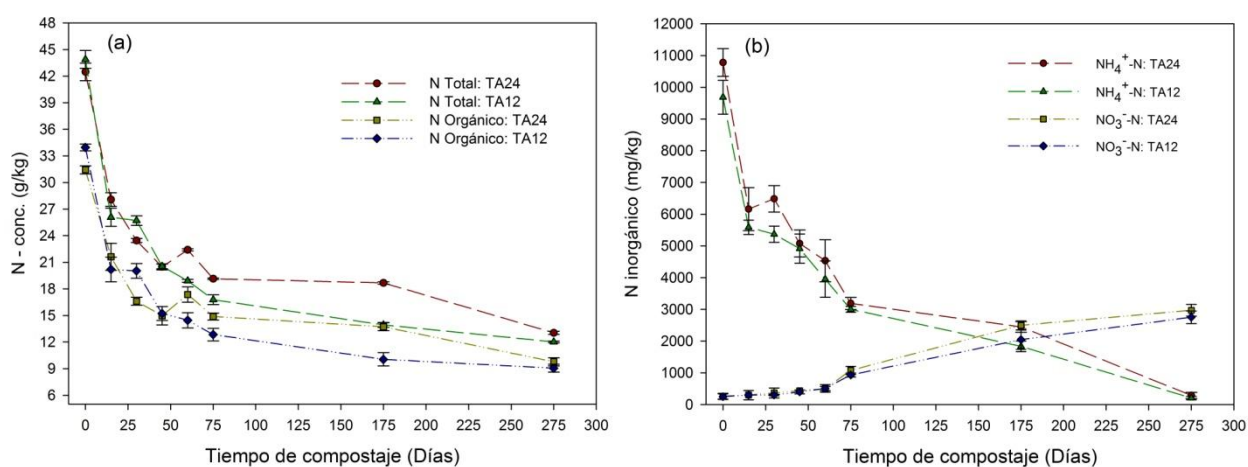


Figura 5.3. Evolución del contenido de nitrógeno total, orgánico(a) e inorgánico ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ y $\text{NO}_3^-\text{-N}$) (b) durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

Como se muestra en la Figura 5.3b, las concentraciones iniciales de NO_3^- -N fueron bajas, siendo de 264 y 248 mg/kg para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente, manteniéndose casi sin cambios durante los primeros 60 días de compostaje. Esta baja concentración de NO_3^- -N al principio de compostaje está relacionada con las altas temperaturas, los altos valores de pH y la alta concentración de NH_3 , que inhibe el crecimiento de las bacterias nitrificantes (Chen *et al.*, 2014). Sin embargo, más adelante cuando estas condiciones de temperatura, pH y concentración de NH_3 se suavizan, se produce un aumento de las bacterias nitrificantes y como consecuencia un aumento en la concentración de NO_3^- -N. Este comportamiento ha sido ampliamente observado en la literatura (Cook *et al.*, 2015; Charest y Beauchamp, 2002; Leconte *et al.*, 2009; Sánchez-Monedero *et al.*, 2001).

Las concentraciones de NH_4^+ -N y NO_3^- -N son consideradas como un importante índice de madurez en el proceso de compostaje. Al final del compostaje, las concentraciones de NH_4^+ -N presentes en las mezclas fueron de 288 y 206 mg/kg para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Estos valores se encuentran dentro de los límites establecidos por Zucconi y de Bertoldi (1987), los cuales consideraron que la concentración de amoníaco no debe superar los 400 mg/kg en un compost maduro. Abad y Puchades (2002), mediante el estudio del proceso de compostaje de lodos de depuradora con diferentes tasas de aireación, también observaron que a menor tasa de aeración el contenido de amoníaco en el producto final era mayor. La aparición de NO_3^- -N pueden ser también considerado como un indicador de la madurez (Finstein y Miller, 1985; Riffaldi *et al.*, 1986). Al final del proceso de compostaje, la concentración de NO_3^- -N fue once veces mayor que la observada en el inicio del proceso, para los dos tratamientos.

El enriquecimiento del compost con nitrato a expensas del nitrógeno amoniacal (NH_4^+ -N/ NO_3^- -N) es un indicador de intensificación del proceso de nitrificación, pudiendo ser un indicador de la madurez. De acuerdo con la literatura, el ratio NH_4^+ -N/ NO_3^- -N de ser menor a 1 para un compost maduro (García *et al.*, 1992; Paredes *et al.*, 2002). Sin embargo, Bernal *et al.* (1998) fue mucho más restrictivo, fijando un valor máximo de 0,16 del ratio NH_4^+ -N/ NO_3^- -N para considerar el compost maduro. En nuestro trabajo, esta relación al final del proceso alcanzó valores de 0,10 y 0,07 para TA24 y TA12, respectivamente, cumpliendo los requisitos de madurez antes mencionados (Tabla 5.2).

Tabla 5.2. Evolución del ratio $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ y % pérdidas de nitrógeno durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

Tiempo compostaje (Días)	$\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ (mg/mg)	% Pérdidas de nitrógeno
TA24		
0	44,00 ^a	0,00 ^g
15	21,11 ^b	34,72 ^f
30	19,82 ^b	42,69 ^e
45	11,90 ^{bc}	50,00 ^d
60	9,00 ^{bc}	50,13 ^d
75	2,97 ^c	56,33 ^c
175	0,90 ^c	60,08 ^b
275	0,10 ^c	68,86 ^a
<i>P</i>	***	***
TA12		
0	41,81 ^a	0,00 ^h
15	22,14 ^b	37,71 ^g
30	17,72 ^{bc}	43,21 ^f
45	12,40 ^{bcd}	52,71 ^e
60	7,89 ^{bcd}	57,73 ^d
75	3,22 ^{cd}	61,75 ^c
175	0,98 ^{cd}	72,07 ^a
275	0,07 ^d	70,84 ^b
<i>P</i>	***	***

TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas; *P*: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores con letras diferentes en la misma columna para T12 y T24 difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (Test de Tukey)

Por último, también se estudió las pérdidas totales de nitrógeno durante el proceso de compostaje. La pérdida de N no sólo debilita el valor agronómico del producto final sino que también causa graves problemas de olor y medioambientales (Gabhane *et al.*, 2012). Cuando se calculan pérdidas nitrógeno sobre base seca se comento un error, ya que no se tiene en cuenta las pérdidas de masa sufrida durante el proceso. Para minimizar este error se puede calcular estas pérdidas en base al contenido de cenizas, el cual permanece casi constante durante todo el proceso.

Teniendo en cuenta todo lo anteriormente expuesto, para el cálculo de esta pérdidas se utilizó la fórmula propuesta por Paredes *et al.* (1996b) (Eq. 5.1), adapta de la ecuación de pérdida de materia orgánica (Viel *et al.*, 1987):

$$\text{Pérdidas de } N_T (\%) = 100 - 100 \left[\frac{(X_1 N_2)}{(X_2 N_1)} \right] \quad \text{Eq. 5.1}$$

donde X_1 y N_1 son, respectivamente, los contenidos de cenizas y N_T al inicio del compostaje y X_2 y N_2 son los correspondientes al punto estudiado

Al final del compostaje, se observaron pérdidas de nitrógeno total del 68,8 y 70,8% para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Estas elevadas pérdidas se pueden deber al alto contenido inicial $\text{NH}_4^+\text{-N}$ y a la presencia de compuestos fácilmente mineralizables, como el ácido úrico en el estiércol de aves de corral (Bernal *et al.*, 2009). La mayoría de las pérdidas de nitrógeno durante el compostaje de estiércoles de animales se debe a la volatilización de amoníaco, alrededor del 92% (Eghball *et al.*, 1997). Estos valores están dentro del rango de pérdidas obtenidos por Martins y Dewes (1992), los cuales estudiando diferentes residuos ganaderos obtuvieron pérdidas entre 53 y el 76%, dándose las mayores pérdidas en el caso de la gallinaza. Por su parte de Guardia *et al.* (2008) también observó en el proceso de compostaje de lodos de depuradora menores pérdidas de nitrógeno, por emisión de amoníaco, con tasas de aireación más bajas.

5.2.1.3. Dinámica del carbono y la materia orgánica.-

La evolución del contenido de materia orgánica durante el proceso de compostaje es un reflejo tanto de la biodegradación del material como de la intensidad de la actividad microbiana. Los cambios de concentración de las diferentes formas de carbono y de la materia orgánica, a lo largo de todo el proceso de compostaje, se muestran en la Figura 5.4. Como se observa la concentración de carbono inorgánico (carbonatos) presentó un ligero aumento, posiblemente debido a la pérdida de masa durante el proceso.

Por su parte, en las concentraciones de carbono orgánico total (C_{OT}) y materia orgánica (MO) se observó, en ambos tratamientos, una disminución gradual durante el tiempo de compostaje. Las concentraciones de C_{OT} inicial, 319,7 y 324,2 g/kg, se redujeron a 126,6 y 134,6 g/kg en los productos finales para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Por su parte, los contenidos de MO disminuyeron gradualmente desde los valores iniciales de 85,99 % y 86,53% a valores finales de 48,11% y 46,35% para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Esta disminución se debe a la oxidación de la materia orgánica, la cual se convierte en dióxido de carbono, agua y nueva biomasa microbiana.

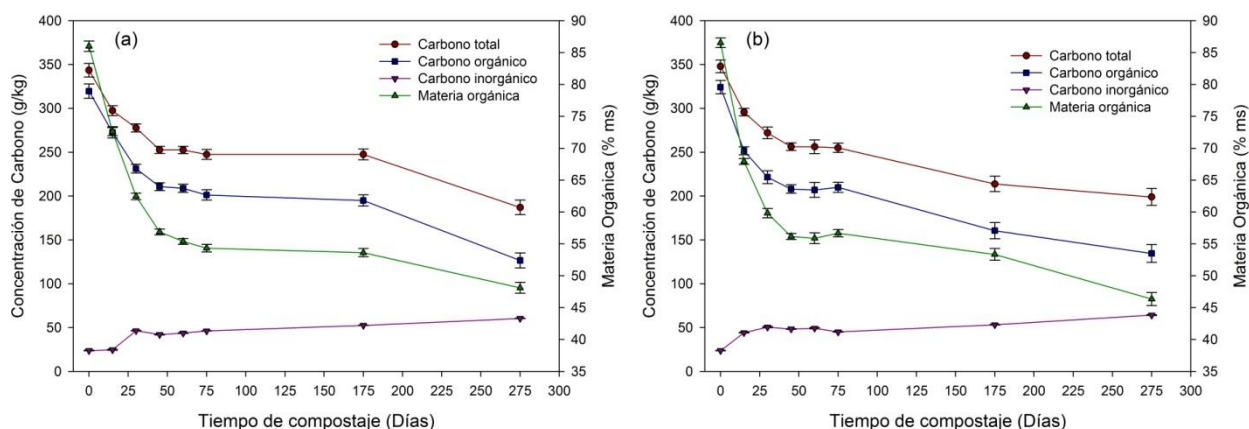


Figura 5.4. Evolución de las diferentes formas de carbono y la materia orgánica durante el proceso de compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).

Sin embargo, el uso de la evolución del contenido de MO como indicador del proceso biodegradativo es poco exacto y no totalmente representativo del mismo (Ponsá *et al.*, 2009), volviéndose menos exacto cuando no se tiene en cuenta la pérdida de peso. El uso del contenido total de cenizas para el cálculo de pérdidas de MO se ha planteado como una solución para minimizar estos errores, permitiendo también la comparación entre sustratos de compostaje con diferente contenido iniciales de MO (Benito *et al.*, 2009; Paredes *et al.*, 2002). Por todo ello, para el cálculo de las pérdidas de MO se utilizó una adaptación de la fórmula propuesta por Viel *et al.* (1987) (Eq. 5.1):

$$\text{Pérdidas de MO (\%)} = 100 - 100 \left[\frac{(X_1 MO_2)}{(X_2 MO_1)} \right] \quad \text{Eq. 5.2}$$

donde X_1 y MO_1 son, respectivamente, los contenidos de cenizas y Materia orgánica al inicio del compostaje y X_2 y MO_2 son los correspondientes al punto estudiado.

La pérdida de MO se muestra en la Figura 5.5, junto con el ajuste de los datos experimentales a un modelo cinético exponencial. Las pérdidas de MO desde el principio hasta el final del proceso de compostaje fueron de 43,36% y 44,52% para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Estas pérdidas fueron menores a las observadas por otros autores, tanto en el compostaje de estiércol de cerdo con un 57% (Szanto *et al.*, 2007) como en el compostaje de gallinaza con 53% (Paredes *et al.*, 1996a).

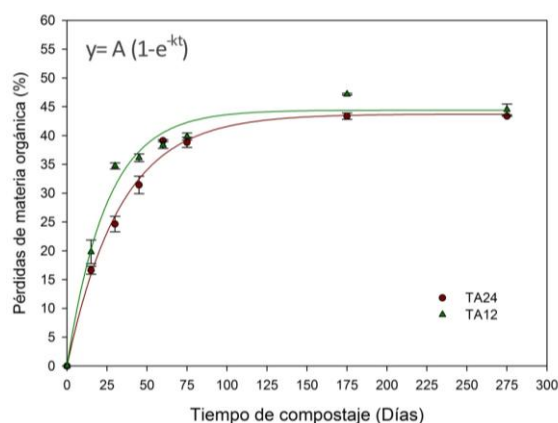


Figura 5.5. Evolución de las pérdidas de Materia Orgánica (MO) durante el tiempo de compostaje y el ajuste de los datos experimentales a un modelo cinéticos exponencial.

La disminución de la MO fue más pronunciada durante las primeras etapas del compostaje, posteriormente esta intensidad de pérdidas disminuye hasta casi estabilizarse en la etapa de maduración. Esto puede ser causado por la degradación de los hidratos de carbono, grasas y aminoácidos en la primera etapa del proceso de compostaje (Bernal *et al.*, 2009), mientras que en la fase de maduración se descompone gradualmente la celulosa, hemicelulosas y lignina (Solano *et al.*, 2001). Zhu (2006), tras el estudio del co-compostaje de estiércol de cerdo con mazorca de maíz, observó también pérdidas inferiores durante la fase de maduración en el compostaje.

Los valores de las pérdidas de MO a lo largo del proceso de compostaje, para ambos tratamientos se ajusta modelo cinético de primer orden (Eq. 5.3).

$$\text{Pérdidas de MO} = A(1 - e^{-kt}) \quad \text{Eq. 5.3}$$

donde A es la máxima degradación de MO (%), k la constante de la velocidad de degradación (días^{-1}) y t el tiempo de compostaje (días).

Los coeficientes obtenidos del ajuste de los datos experimentales al modelo cinético de primer orden se recogen en la Tabla 5.3, mostrando un buen ajuste de ambos tratamientos a dicho modelo ($R^2 \geq 99\%$). La constante de la velocidad de degradación (k) para el tratamiento TA24 fue de $0,03 \text{ días}^{-1}$, siendo este valor inferior a la del tratamiento TA12 ($0,04 \text{ días}^{-1}$). Estos valores de k fueron mayores que los obtenidos por Bustamante *et al.* (2008), los cuales estudiando el co-compostaje de orujo de uva agotado y gallinaza obtuvieron un valor de k de $0,0085 \text{ días}^{-1}$.

También se observa un aumento de la velocidad de degradación con el aumento de la tasa de aireación, debido posiblemente a la minimización del efecto limitante del contenido de oxígeno en la biodegradabilidad de la MO, como consecuencia del aumento de la aireación. El tratamiento TA12 presentó, además, la mayor pérdida de materia orgánica por día ($A \cdot k = 1,798$), lo que demuestra que una mayor tasa de aeración provocó un aumento tanto de la degradación MO como de la velocidad en la que esta se produce. Kulikowska y Gusiatin (2015) también observaron una mayor pérdida de materia orgánica por día ($A \cdot k$) con el aumento de la tasa de aireación, en el estudio del compostaje de lodos de depuradora.

Tabla 5.3. Parámetros obtenidos tras el ajuste de los datos experimentales de pérdida de materia orgánica (%) a un modelo cinético de primer orden.

Tratamiento	A (% MO)	k (día^{-1})	$A \cdot k$ (%MO/día)	R^2	RMS
TA24	43,71 (0,88)	0,03 (0,001)	1,320	0,99	1,31
TA12	44,40 (1,42)	0,04 (0,005)	1,798	0,99	2,31

A: la máxima degradación de MO y k la constante de la velocidad de degradación; R^2 : coeficiente de regresión; RMS: media de los residuales; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas

La fase acuso es la más activa desde el punto de vista biológico, ya que la materia orgánica y los nutrientes disueltos son fácilmente asimilables por parte de los microorganismos involucrados en el proceso de compostaje. Esta materia orgánica disuelta está compuesta principalmente por azúcares, hemicelulosa, sustancias fenólicas, ácidos orgánicos y aminoácidos, péptidos y otras sustancias fácilmente biodegradables (García *et al.*, 1991). Por ello, el estudio de los parámetros relacionados con esta fase resulta de gran importancia. El contenido de carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}) ha sido propuesto como un parámetro fiable para definir el grado de madurez y estabilidad de los composts (Saviozzi *et al.*, 1992; Zmora-Nahum *et al.*, 2005).

En el presente estudio, Los valores de C_{OH} se incrementaron hasta los 30 días de compostaje, alcanzando concentraciones de 3,95% y 4,28% para los tratamientos AT24 y AT12, respectivamente (Tabla 5.4). Este aumento puede ser debido a la liberación de nuevos compuestos orgánicos solubles simples, que excedan de la capacidad de degradación de los microorganismos (Castaldi *et al.*, 2005). Tras alcanzar este máximo, el contenido de C_{OH} disminuyó gradualmente hasta el final del proceso de compostaje, mostrando una concentración final de 0,81% y 0,69% para los tratamientos T24 y T12, respectivamente.

Esta disminución es consecuencia de la degradación de los compuestos orgánicos simples, presentando el compost maduro menor solubilidad y más compuestos estables de alta masa molecular (Zbytniewski y Buszewski, 2005).

Tabla 5.4. Evolución del carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}), nitrógeno hidrosoluble (N_H) y los ratios C_{OT}/N_T , C_{OH}/N_{OH} durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

Tiempo compostaje (Días)	C_{OH} (%)	C_{OT}/N_T	N_H (%)	C_{OH}/N_H
TA24				
0	3,24 ^{ab}	9,35 ^d	1,23 ^a	2,63 ^e
15	3,86 ^a	9,71 ^{cd}	0,93 ^b	4,12 ^d
30	3,95 ^a	9,86 ^{bcd}	0,87 ^{bc}	4,53 ^c
45	3,16 ^{ab}	10,29 ^{bc}	0,69 ^{bcd}	4,58 ^c
60	2,81 ^b	9,32 ^d	0,60 ^{cde}	4,68 ^{bc}
75	2,69 ^{cb}	10,51 ^b	0,54 ^{de}	5,02 ^a
175	1,94 ^c	14,00 ^a	0,39 ^{ef}	4,87 ^b
275	0,81 ^d	10,54 ^b	0,16 ^f	4,08 ^d
<i>P</i>	***	***	***	***
TA12				
0	3,14 ^c	9,63 ^c	1,34 ^a	2,34 ^g
15	3,34 ^b	9,65 ^c	1,05 ^b	3,16 ^f
30	4,28 ^a	8,62 ^d	0,91 ^b	4,73 ^e
45	3,42 ^b	10,13 ^{bc}	0,67 ^c	5,09 ^d
60	2,65 ^d	10,94 ^b	0,48 ^c	5,54 ^{bc}
75	1,35 ^e	12,51 ^a	0,23 ^d	5,89 ^a
175	1,04 ^f	8,60 ^d	0,18 ^d	5,71 ^{ab}
275	0,69 ^g	10,33 ^{bc}	0,12 ^d	5,46 ^c
<i>P</i>	***	***	***	***

C_{OH} : carbono orgánico hidrosoluble; C_{OT} : Carbono orgánico total; N_T : nitrógeno total; N_H : nitrógeno hidrosoluble; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas; *P*: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores con letras diferentes en la misma columna para T12 y T24 difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (Test de Tukey)

Teniendo en cuenta los valores límites sugeridos por Bernal *et al.* (1998) ($C_{OH} < 1,7\%$) y Hue y Liu (1995) ($C_{OH} < 1\%$) para considerar que el compost se encuentra suficientemente maduro, se puede concluir que los dos compost estudiados se encuentran dentro de estos límites. Este mismo comportamiento, con aumento inicial seguida por una disminución gradual de contenido C_{OH} , fue observado por Hsu y Lo (1999a) y Bustamante *et al.* (2008) en el compostaje de estiércol de cerdo y orujo de uva agotado con gallinaza, respectivamente.

La relación existente entre los contenidos totales de carbono orgánico y nitrógeno (C_{OT}/N_T) ha sido uno de los parámetros más estudiado durante el proceso de compostaje. La variación en C_{OT}/N_T durante el compostaje indica la degradación biológica de la materia orgánica y la disponibilidad de nitrógeno (Bernal *et al.*, 2009). Los valores iniciales de C_{OT}/N_T también han sido considerados como un factor clave en el control de la pérdida de amoníaco en el proceso de compostaje (Ekinci *et al.*, 2000; Sikora y Sowers, 1985), favoreciéndose las pérdidas de nitrógeno con valores bajos. En el presente estudio, los valores iniciales fueron de 9,35 para el tratamiento TA24 y 9,63 para el tratamiento TA12 (Tabla 5.4), valores muy por debajo del propuestos por Brown *et al.* (1998) para un correcto proceso ($C_{OT}/N_T=30$). En la mayoría de los estudios se produce una disminución de la relación C_{OT}/N_T durante el proceso de compostaje hasta alcanzar valores constantes, indicando la estabilización del proceso. Esta tendencia descendente típica no fue observada durante el compostaje en ambos tratamientos, mostrando un aumento global alcanzando valores finales de 10,54 y 10,33 para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Este incremento inesperado fue causado por la gran reducción en el contenido de N_T expuesta con anterioridad, con pérdidas totales del 68,86% y 70,84% para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente (Tabla 5.4). Tiquia y Tam (2000) tras estudiar el compostaje de gallinaza observó un aumento de la relación C_{OT}/N_T durante el proceso, atribuyéndola también a una baja relación inicial de C_{OT}/N_T (14,5) y altas pérdidas de nitrógeno (59%) por volatilización del amoníaco.

Hsu y Lo (1999b) propusieron una relación $C_{OT}/N_T \leq 20$ para consideran un compost adecuadamente maduro, mientras que Bernal *et al.* (1998) fueron más restrictivo establecieron una relación $C_{OT}/N_T \leq 12$. Teniendo en cuenta esto límites, nuestros productos finales se pueden consideran estabilizados. Sin embargo, los valores iniciales de C_{OT}/N_T ya estaban por debajo de estos valores, por lo que los valores de C_{OT}/N_T no deben ser utilizados como único indicador de la madurez. Huang *et al.* (2004), tras el estudio de efecto de diferentes relaciones iniciales de C_{OT}/N_T en el compostaje de estiércol de cerdo, también concluyó que no se puede utilizar la relación C_{OT}/N_T como un indicador absoluto de la maduración de compost debido a la gran variación de este ratio en los diferentes material de partida. Por lo tanto, las relaciones de C_{OT}/N_T deben ser utilizados en conjunto con otros parámetros para las pruebas de madurez del compost.

Las reacciones biodegradativas que sufre la materia orgánica durante el compostaje se producen fundamentalmente en la fase acuosa, siendo los compuestos hidrosolubles asimilados directamente por la biomasa microbio del compost (Iglesias-Jiménez *et al.*, 2008). Por tanto, (Chanyasak y Kubota, 1981) sugirió el uso de la relación entre contenido de carbono orgánico hidrosoluble y el nitrógeno hidrosoluble (C_{OH}/N_H) como un indicador de la madurez de compost, sugiriendo un ratio C_{OH}/N_H inferior a 6 para un compost suficientemente maduro. Las mezclas finales bajo estudio presentaron valores de C_{OH}/N_H de 4,08 para el tratamiento TA24 y de 5,46 para el tratamiento TA12 (Tabla 5.4), pudiendo considerarse como suficientemente maduros. Sin embargo, como ocurre en el caso de la relación C_{OT}/N_T los valores inicial de C_{OH}/N_H ya son inferiores a 6, sugiriendo una vez más pérdidas elevadas de nitrógeno durante el proceso de compostaje.

En el caso de la relación C_{OH}/N_H , se puede observar de forma clara que el ratio aumente hasta un máximo sobre el día 75 de compostaje (Tabla 5.4), coincidiendo con la etapa de mayor actividad del proceso y pérdidas de nitrógeno, y posteriormente disminuye hasta el final de proceso. Esto sugiere una correlación directa entre las pérdidas nitrógeno y el ratio C_{OH}/N_H .

5.2.1.4. Carbono orgánico extraíble e índices de humificación.

La degradación de la materia orgánica durante el proceso de compostaje produce compuestos parcialmente degradados y otros resultantes de la polimerización de sustancias más simples, siendo los responsables principales de la formación de sustancias de estructura química más compleja y por tanto más estables, con propiedades similares a las de las sustancias húmicas del suelo (Mondini *et al.*, 2006). La composición de la mezcla de partida y las variables del proceso determinan la cantidad de estas sustancias que se forman durante los procesos de biodegradación y estabilización (Tan, 2014). El contenido las fracciones de naturaleza similar a la húmica en el producto final es de gran importancia, ya que condiciona su la calidad y es un reflejo del grado de estabilización y madurez de la MO. Estas sustancias se derivan principalmente de lignina, polisacáridos y componentes nitrogenados, carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EX}), y se pueden dividirse en dos componentes principales: carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y carbono de ácidos fúlvicos (C_{AF}) (Watteau y Villemin, 2011).

En la Figura 5.6 se muestran las variaciones en la concentración de carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EX}), carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y carbono de ácidos fúlvicos (C_{AF}) durante compostaje de los residuos de incubadora a diferentes tasa de aireación. Al principio del proceso se ve un claro predominio del C_{AF} frente al C_{AH} , tendencia ampliamente observada en la literatura (Ciavatta *et al.*, 1993; Chefetz *et al.*, 1996; Inbar *et al.*, 1989). Posteriormente, el contenido de C_{AF} se redujo durante todo el proceso de compostaje, pasando de 63,42 y 62,63 g/kg a 10,17 y 10,05 g/kg para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente, correspondiéndose con una disminución del contenido de C_{EXT} . Por el contrario, el contenido de C_{AH} presente un ligero aumento durante el proceso, llegando a valores finales de 24,80 g/kg para el tratamiento TA24 y 25,41 g/kg para el TA12. El contenido más alto de C_{AH} se presentó a los 30 días de compostaje, siendo de 33,76 y 29,39 g/kg para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Este máximo se puede atribuir al mayor contenido de materia orgánica fácilmente disponible, lo que provoca una mayor tasa de formación de C_{AH} .

El aumento del C_{AH} junto con la disminución de C_{FA} podría ser debido a la formación de moléculas complejas (C_{AH}) como resultado de la polimerización de moléculas simples (C_{AF}), o la biodegradación de componentes no húmicos o fácilmente descomponibles presentes en la fracción de la ácidos fúlvicos, seguido por la formación de estructuras húmicos más policondensados (Jouraiphy *et al.*, 2005). Doane *et al.* (2003) también informaron que hasta cierto punto el C_{AF} es un precursor para la formación de C_{AH} . Por lo tanto, el aumento C_{AH} muestra que el proceso evolucionando, mediante un proceso de humificación, hacia la madurez del compost (Huang *et al.*, 2006). Hue y Liu (1995) propusieron como índice de madurez un contenidos de $C_{AF} \leq 12,5$ g/kg y $C_{EX} \leq 60$ g/kg, teniendo en cuentas estos límites podemos considerar que en ambos tratamiento los productos finales se encuentran adecuadamente estables.

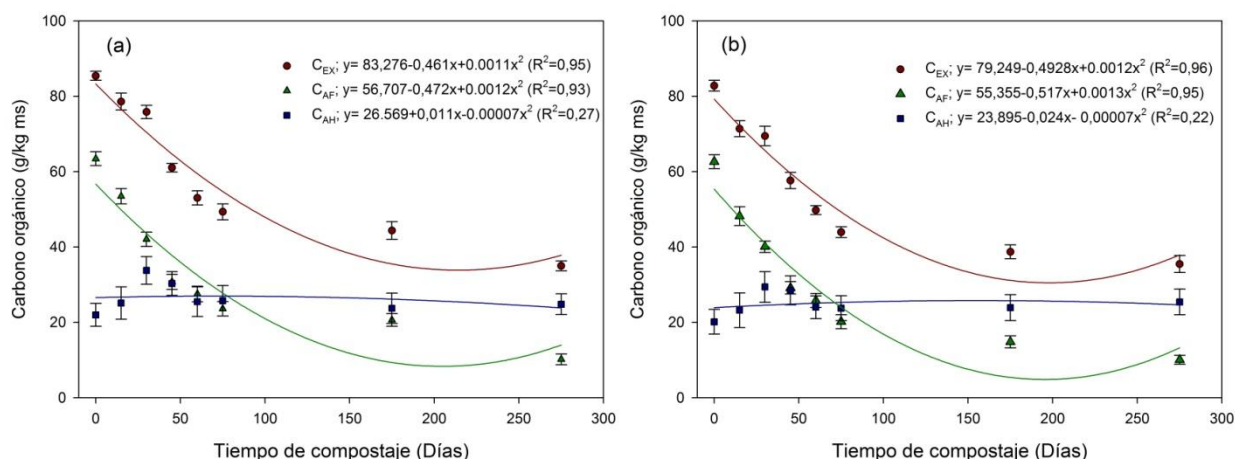


Figura 5.6. Evolución de la concentración de carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EX}), carbono de ácidos húmicos (C_{AH}) y carbono de ácidos fúlvicos (C_{AF}) durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).

Los cambios en la concentración de las fracciones extraídas en medio alcalino por lo general dependen de la composición química del material de origen, lo que puede limitar la validez de estas fracciones como indicador para comparar la maduración entre diferentes mezclas. Por su parte, el estudio del progreso de la humificación mediante diferentes índices de humificación puede ofrecer una información más clara y comparable. Se han propuesto numerosos índices para definir el grado de humificación en función del contenido y relación del carbono presente en las distintas fracciones de la materia orgánica (Roletto *et al.*, 1985). Algunos de ellos se presentan a continuación (Eq. 5.4 a Eq. 5.7):

$$\text{Relación de humificación (RH)} = \left(\frac{C_{EX}}{C_{OT}} \right) \times 100. \quad \text{Eq. 5.4}$$

$$\text{Índice de humificación (IH)} = \left(\frac{C_{AH}}{C_{OT}} \right) \times 100. \quad \text{Eq. 5.5}$$

$$\text{Porcentaje de ácidos húmicos (PAH)} = \left(\frac{C_{AH}}{C_{EX}} \right) \times 100. \quad \text{Eq. 5.6}$$

$$\text{Grado de polimerización (GP)} = \frac{C_{AH}}{C_{AF}} \quad \text{Eq. 5.7}$$

Siendo, C_{EX} : el carbono orgánico extraíble con disolución alcalina; C_{OT} : el carbono orgánico total en muestra sólida; C_{AH} : el carbono orgánico de ácidos húmicos y C_{AF} : el carbono orgánico de ácidos fúlvicos.

Los valores obtenidos para los índices de humificación evaluados, durante todo el proceso de compostaje, se muestran en la Tabla 5.5. Los cuatro índices de humificación (RH, IH, PAH y GP) presentaron valores superiores a los iniciales al final del proceso de compostaje. Sin embargo, el RH tuvo un comportamiento errático durante el proceso, mostrando subidas y bajadas durante la fase activa del compostaje. Esto podría atribuirse a la co-extracción de compuestos no húmicos, tales como grasas, proteínas o hidratos de carbono, polifenoles, especialmente al comienzo del proceso de compostaje, como resultado de las técnicas no específicas utilizadas para la extracción de sustancias húmicas (Adani *et al.*, 1997; Chefetz *et al.*, 1998). Esta co-extracción provoca una sobrestimación del C_{EX} , lo que genera valores más elevados de RH. Se considera que la fracción de ácidos húmicos son la que menos contaminada por sustancias de naturaleza no húmica presenta (Sequi *et al.*, 1986). Esto se corroboró con una mayor sensibilidad de los índices en los cuales se tiene en cuenta el C_{AH} (IH, PAH, GP), mostrando todos un incremento durante el compostaje.

Tabla 5.5. Evolución de los índices de humificación durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras

Tiempo compostaje (Días)	RH	IH	PAH	GP
TA24				
0	26,42 ^c	6,86 ^d	25,71 ^d	0,35 ^e
15	28,82 ^b	9,19 ^{cd}	31,89 ^{cd}	0,47 ^e
30	32,78 ^a	14,58 ^b	44,48 ^{bc}	0,80 ^d
45	28,97 ^b	14,36 ^b	49,57 ^b	0,98 ^{bcd}
60	25,38 ^d	12,17 ^{bc}	47,93 ^b	0,92 ^{cd}
75	24,49 ^d	12,75 ^{bc}	52,00 ^b	1,09 ^{bc}
175	22,75 ^e	12,13 ^{bc}	53,28 ^b	1,15 ^b
275	27,19 ^c	19,70 ^a	70,78 ^a	2,44 ^a
<i>P</i>	***	***	***	***
TA12				
0	25,53 ^d	6,19 ^d	24,28 ^e	0,32 ^f
15	28,36 ^b	9,21 ^{cd}	32,41 ^{de}	0,48 ^f
30	31,34 ^a	13,23 ^b	42,21 ^{cd}	0,73 ^e
45	27,69 ^b	13,66 ^b	49,29 ^{bc}	0,97 ^d
60	24,05 ^e	11,56 ^{bc}	48,13 ^{bc}	0,93 ^d
75	20,91 ^f	11,29 ^{bc}	53,97 ^{bc}	1,17 ^c
175	24,11 ^e	14,83 ^{ab}	61,53 ^{ab}	1,61 ^b
275	26,34 ^c	18,87 ^a	71,65 ^a	2,53 ^a
<i>P</i>	***	***	***	***

RH: relación de humificación; IH: índice de humificación; PAH: porcentaje de ácidos húmicos; GP: grado de polimerización; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas; *P*: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores con letras diferentes en la misma columna para T12 y T24 difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (Test de Tukey)

El GP (C_{AH}/C_{AF}) ha sido ampliamente utilizado para describir la velocidad relativa de la transformación del C_{AH} , así como la madurez de los compost finales (Raj y Antil, 2011). El GP aumentó de forma constante en ambos tratamientos, pasando de 0,35 y 0,32 a 2,44 y 2,53 para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Esto indicando un progresivo predominio de la fracción más polimerizada (C_{AH}), ya comentado con anterioridad en este mismo apartado. Los límites establecidos por Roletto *et al.* (1985) para considerar un compost suficientemente madurez fueron: $RH \geq 7,0$; $IH \geq 3,5$; $PAH \geq 50$ y $GP \geq 1,0$. En base a los resultados obtenidos y a estos límites de madurez, podemos afirmar que el proceso de compostaje conllevó la progresiva humificación del sustrato, dando como producto final un compost maduro.

5.2.1.5. Espectroscopia UV-vis

Los espectros de absorción obtenidos mediante espectroscopia UV-vis de las soluciones alcalinas no son muy específicos, siendo muy complicado obtener información directa de estos espectros. Sin embargo, la espectroscopia UV-vis ha sido ampliamente utilizada para determinar las propiedades húmicas de materiales (Drozd *et al.*, 1997; Wu *et al.*, 2015; Zbytniewski y Buszewski, 2005), centrándose en tres regiones importantes del espectro donde la absorción es medida: 280 nm, 472 nm y 664 nm. La absorbancia a 280 nm (E_2) corresponde a la presencia de lignina y la estructura alifática en sustancias húmicas en el comienzo del proceso (Chefetz *et al.*, 1996). La absorbancia a 472 nm (E_4) es resultado de la despolimerización de las macromoléculas orgánicas, a través de la descomposición microbiana en el comienzo de humificación. La absorbancia a 664 nm (E_6) es característica de la alta cantidad de oxígeno y compuestos aromáticos producidos en la fase de estabilización. Por ello, las relaciones de E_2/E_4 , E_2/E_6 y E_4/E_6 pueden describir el proceso de humificación de la mezcla durante el compostaje, la evolución de estos ratios se representan en la Figura 5.7.

La relación de absorbancia E_4/E_6 de las sustancias húmicas es un parámetro tradicional para estimar el grado de humificación y el tamaño molecular. Esta relación se puede usar como un indicador indirecto de la humificación y relacionarse con el ratio C_{AH}/C_{AF} (Domeizel *et al.*, 2004). El mayor valor de la relación E_4/E_6 se produce al principio del proceso de compostaje, mostrando valores de 5,23 y 5,08 para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente.

Este mayor valor inicial se han asociado con la presencia de moléculas orgánicas más pequeñas de tamaño o más estructuras alifáticas y generalmente con un mayor contenido de grupos funcionales (Chen *et al.*, 1977). A lo largo de proceso de compostaje esta relación disminuyó, hasta alcanzar un valor final de 2,75 y 2,48 08 para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Esta disminución sugiere que los carbohidratos y las quinonas fueron mineralizada y los compuestos fenólicos se oxidaron y ligaron a grupos metoxilo y/o cadenas laterales alifáticas presentes en las sustancias húmicas (Sellami *et al.*, 2008). Estos valores finales fueron inferiores a 5, lo que es característico de ácidos húmicos maduros (Albrecht *et al.*, 2011; Amir *et al.*, 2003).

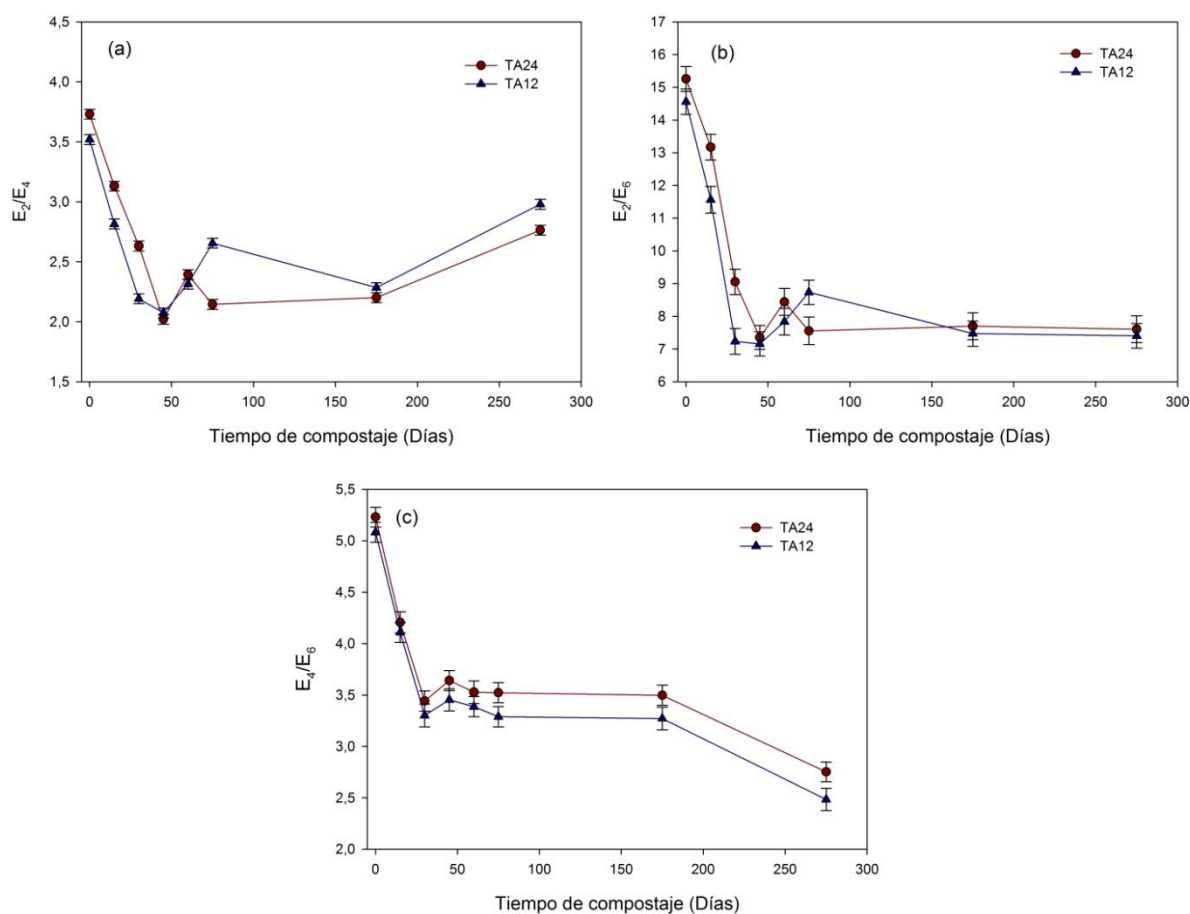


Figura 5.7. Evolución de los ratios E_2/E_4 (a), E_2/E_6 (b) y E_4/E_6 (c) durante co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 y TA12.

La relación E_2/E_6 disminuyó al principio del proceso, alcanzando su mínimo a los 45 días de compostaje, con valores de 2,02 y 2,07 para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Esta disminución inicial se atribuye a rápida pérdida de las sustancias orgánicas de fácil descomposición que conducen a la formación CO_2 , NH_3 , H_2S , ácidos orgánicos y otras sustancias oxidadas de manera incompleta (Sellami *et al.*, 2008).

Por su parte, la relación E_2/E_4 también alcanzó su valor mínimo a los 45 días, con valores de 7,35 y 7,15 para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Esta disminución refleja una despolimerización intensa seguida de una degradación microbiana de los compuestos monómeros. Por último, un aumento final en los ratios E_2/E_6 y E_2/E_4 sugiere un aumento relativo de compuestos con grupos fenólicos y benceno-carboxílico en la estructura de las sustancias húmicas (Stevenson, 1994; Veeken *et al.*, 2000).

5.2.1.6. Espectrometría Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR)

La Espectrometría Infrarroja con transformada de Fourier (FTIR) es una técnica muy utilizada en el estudio de la evolución del proceso de compostaje. La absorción en la región infrarroja se debe a los movimientos de rotación y de vibración de los grupos moleculares y los enlaces químicos entre las moléculas. Las dos tipos de vibración más importantes son la vibración de estiramiento y deformación. El estiramiento se produce cuando los átomos se mantienen en el mismo eje, pero la distancia entre ellos aumenta o disminuye. La deformación se produce cuando se cambia la posición de los átomos con respecto al eje original

Las principales bandas que aparecen en compost y residuos orgánicos se recogen en la Tabla 5.6, junto con sus posibles interpretaciones (Castaldi *et al.*, 2005; Droussi *et al.*, 2009; Romero *et al.*, 2007; Smidt y Meissl, 2007).

Tabla 5.6. Principales bandas de absorción en infrarrojo de sustancias húmicas.

Número de onda (cm^{-1})	Posibles enlaces químicos asociados
3444-3419	Estiramiento de los enlaces O-H, enlaces N-H y enlaces de hidrogeno
2925 y 2854	Estiramiento simétrico y asimétrico de los enlaces C-H de los grupos CH_2
1743-1745	Estiramiento de los enlace C = O de aldehídos y cetonas.
1710	Estiramiento de los enlaces C = O de los grupos COOH.
1640-1651	Vibración de los enlaces C = C en anillos aromáticos; estiramiento en los enlaces C=O en los grupos amida; C = O en quinonas y/o enlaces H en cetonas conjugados.
1540-47 y 1507	Deformación de los enlaces N-H y estiramiento de los enlaces C=C en aromáticos
1515 – 1505	Vibración de la estructura aromática presente en lignina
1463 – 1457	Flexión de los enlaces simétricas C-H de los grupos CH_3 .
1420	Deformación de enlaces O- H del estiramiento y la C - O bonos de grupos fenólicos.
1384	Vibraciones de los enlaces N-O en muestras que contienen nitratos
1380	Estiramiento asimétrica de los enlaces COO^- ; estiramiento de los enlaces C-H en los grupos CH_2 y CH_3 .
1265 – 1240	Vibración de los enlaces C-O de los ácidos carboxílicos y enlaces C-N de las aminas III
1220 – 1227	Estiramiento de los enlaces de los grupos arilo en ésteres y fenoles.
1120 – 1111	Estiramiento de los enlaces C-O de alcoholes secundarios.
1060 – 1030	Estiramiento de los enlaces C-O de polisacáridos y sustancias con comportamientos similares. Estiramiento asimétrico del enlace Si-O de las impurezas de silicato

Los diferentes espectros FTIR de las muestras de compost durante todo el proceso, para los dos tratamientos bajo estudio, muestran una localización de picos muy similares entre ellos (Figura 5.8). Todos los espectros muestran una banda ancha en la región del infrarrojo entre 3500 y 3000 cm^{-1} (I), debido al estiramiento de los enlaces O-H y a la presencia de agua. Dos picos diferentes aparecen en 2930 cm^{-1} (II) y 2850 cm^{-1} (III), correspondiendo a los estiramientos que ocurren en los enlaces C-H en los compuestos alifáticos (Droussi *et al.*, 2009; Hsu y Lo, 1999a; Smidt y Meissl, 2007). Un pico en 1650 cm^{-1} (IV) se corresponde con la vibración de los enlaces C=C en estructuras aromáticas y al estiramiento de los enlaces C=O de quinonas, grupos carboxilatos (COO^-) y amidas I (Droussi *et al.*, 2009; Hsu y Lo, 1999a). Otro pico ancho, derivado de los estiramientos de los enlaces C-O de los polisacáridos y de los enlaces de Si-O en impurezas que contengan sílice, aparece en la región de infrarrojo entre 1030 - 1080 cm^{-1} (VI) (Droussi *et al.*, 2009; Grube *et al.*, 2006; Hsu y Lo, 1999a). Por último aparecen dos picos fuertes y estrechos en 1420 cm^{-1} (V) y 875 cm^{-1} (VII), debido a los carbonatos presentes en la cascara de huevo (Smidt y Meissl, 2007).

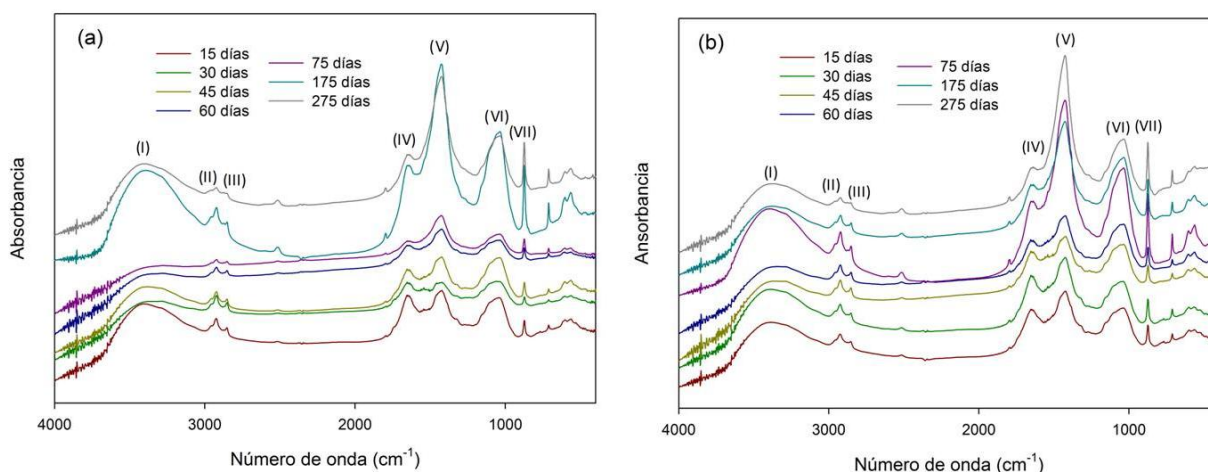


Figura 5.8. Espectros FTIR de las muestras de compost durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras, para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).

Los espectros FTIR de las muestras durante el compostaje son cualitativamente similares pero diferentes si se tiene en cuenta la intensidad relativa de las bandas de absorción, esto concuerda con lo observado por Provenzano *et al.* (2001). Como se puede observar en la Figura 5.8, las estructuras alifáticas menos complejas, (2930 cm^{-1} (II) y 2850 cm^{-1} (III)) van disminuyendo en intensidad, mientras que las estructuras aromáticas más complejas (1650 cm^{-1} (IV)) aumentan en intensidad.

Los cambios en los espectros durante el proceso de compostaje se pueden controlar mediante el cálculo de las relaciones entre la intensidad de los picos principales (Inbar *et al.*, 1989). Los picos elegidos en el presente estudio fueron 2925, 2850, 1650 y 1050 cm^{-1} , y las relaciones entre estos picos durante el proceso de compostaje se recogen en la Figura 5.9.

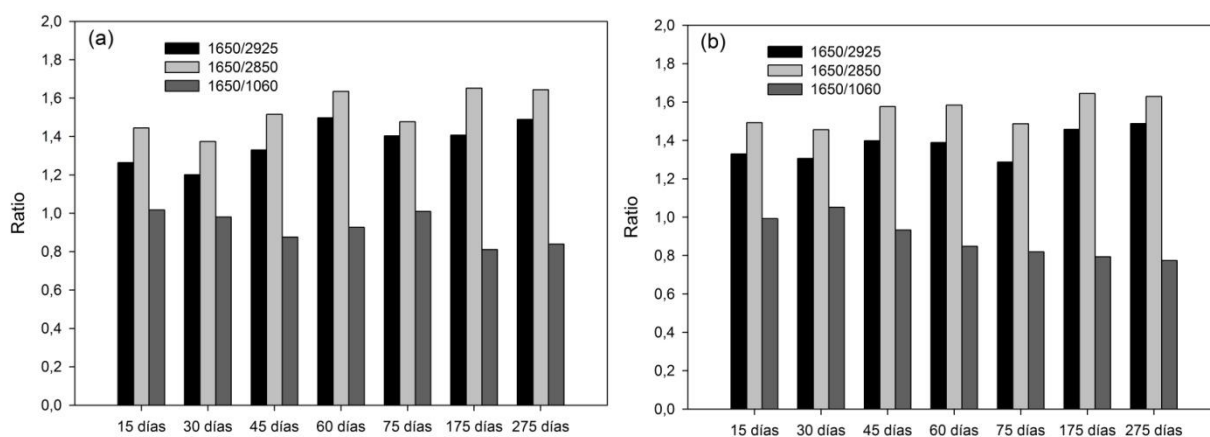


Figura 5.9. Relaciones 1650/2925, 1650/2850 y 1650/1060 durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).

La relación 1650/2925 aumentó desde un valor de 1,26 y 1,32 (15 días) a un valor final (275 días) de 1,49 y 1,48 para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Por su parte, la relación 1650/2850 también aumento durante el proceso de compostaje pasando de 1,44 y 1,49 a 1,64 y 1,62 1,68 para los tratamientos TA24 y TA 12, respectivamente. Estos cambios sugieren que los constituyentes fácilmente degradables de la materia orgánica, tales como los componentes alifáticos, son químicamente o biológicamente oxidados y por lo tanto el compost maduro contenían estructuras más aromáticos de mayor estabilidad (Hsu y Lo, 1999a). Este mismo comportamiento ha sido observado ampliamente en la bibliográfica (Farah Nadia *et al.*, 2015; He *et al.*, 2013a; Hsu y Lo, 1999a; Song *et al.*, 2015). Por último, la relación 1650/1060 presentó un comportamiento contrario al esperado, y al observado en la bibliográfica (Farah Nadia *et al.*, 2015; Hsu y Lo, 1999a) , disminuyendo durante el proceso de compostaje. Una posible justificación es la presencia silicatos en los materiales de partida, lo que provoca el aumento de la intensidad del pico que se encuentra en la región 1080-1030 cm^{-1} durante el proceso de compostaje por efecto de la pérdida de masa. Hsu y Lo (1999a), mediante el estudio del compostaje de estiércol de cerdo, también observaron la presencia de picos en la región 1100-950 cm^{-1} atribuibles a los enlaces Si-O.

5.2.1.7. Demanda química de oxígeno (DQO).

La demanda química de oxígeno (DQO) es la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar completamente la materia orgánica y los compuestos oxidables de una determinada muestra, siendo una medida indirecta del contenido de materia orgánica y compuestos oxidables. Por todo ello, La DQO es un parámetro relacionado con la estabilidad de compost (Haug, 1993), que puede proporcionar un control rápido el grado de estabilización. En la Figura 5.10 se muestran los datos experimentales obtenidos del análisis de la DQO de los extractos acuosos del compost, al igual que los ajustes de dichos datos a una función exponencial. Desde el inicio del proceso de compostaje se observó una disminución progresiva de la DQO, pasando de 4038 y 3916 $\text{mg O}_2/\text{l}$ a 634 y 490 $\text{mg O}_2/\text{l}$ para los tratamientos TA24 y TA12 respectivamente. Se pueden distinguir dos etapas en la disminución de la DQO, una primera más intensa, que corresponde con la fase más activa del proceso de compostaje, y posteriormente otra más suave hasta alcanzar el valor mínimo de DQO al final del proceso. Este

disminución progresiva desde el comienzo del proceso ya fue observado ampliamente en la literatura (Cabeza *et al.*, 2013; Yamada y Kawase, 2006). Sin embargo, otros autores informaron de un aumento inicial de la DQO seguido de una disminución progresiva de la misma (de Guardia *et al.*, 2002; Li *et al.*, 2013a; Unmar y Mohee, 2008). Esta disminución de la DQO puede ser debido a la mineralización de la materia orgánica que conduce a la producción de dióxido de carbono y agua. Lossin (1971) propuso un umbral de estabilización de 700 mg O₂/l para el extracto acuoso del compost, no obstante estos valores son muy matizables en función del tipo de material de partida.

Los datos experimentales se ajustaron a una función exponencial de exponente negativo. La constante pre-exponencial representaría la DQO inicial, mientras que la constante que acompaña al tiempo estaría relacionada con la velocidad del proceso de compostaje o de la degradación de la materia orgánica. A la vista de la constante de velocidad, el proceso de compostaje es más rápido para tratamiento TA12 (0,011 día⁻¹) que el tratamiento TA24 (0,006 días⁻¹), resultado consistente con lo anteriormente expuesto en el apartado 5.2.1.3.

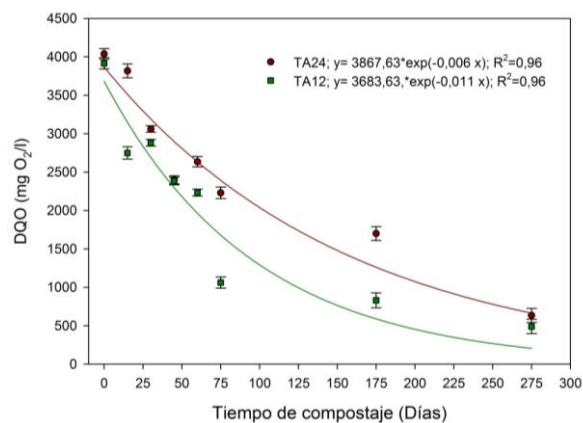


Figura 5.10. Evolución de la demanda química de oxígeno (DQO) durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 y TA12.

Los valores de DQO en la solución acuosa está relacionada con la C_{OH}, ya la materia orgánica se oxida de acuerdo con la siguiente ecuación (Eq. 5.8):



Un átomo de carbono (PA = 12) se combina con dos átomos de oxígeno (PA = 16), por lo tanto el ratio DQO/C_{OH} debe ser igual 2,66 (32/12). Sin embargo, este valor es teórico y varía según el material orgánica presente en la solución.

Por ello, una variación en esta ratio implica un cambio en la materia orgánica presente en la solución. La relación DQO/C_{OH} tiende a disminuir con el aumento de la estabilidad. Una alta relación indica una alta proporción de compuestos orgánicos fácilmente oxidables (es decir, alcoholes, proteínas, etc.) (Öncü *et al.*, 2012). En los dos tratamientos bajo estudio se observó una disminución progresiva de la relación DQO/C_{OH} durante el proceso (Figura 5.11), pasando de 3,11 y 3,12 mg O_2 /mg C a 1,96 y 1,77 mg O_2 /mg C para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente, sugiriendo un aumento en la estabilidad de la materia orgánica. Este descenso en el ratio DQO/C_{OH} ya fue observado con anterioridad por de Guardia *et al.* (2002), el cual estudió el compostaje de residuos verdes, tales como ramas, hojas, malezas y hierba cortada.

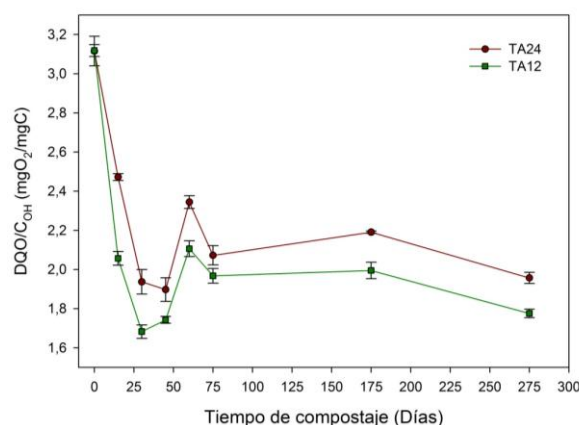


Figura 5.11. Evolución de la relación entre la demanda química de oxígeno (DQO) y el carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}) durante el compostaje para los tratamientos TA24 y TA12.

5.2.1.8. Evolución de la capacidad de intercambio catiónico (CIC).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) está estrechamente relacionada con el grado de humificación de la materia orgánica, aumentando progresivamente a medida que progresa el proceso de humificación. Por ello, varios autores han propuesto la CIC como un parámetro indicativo del grado de madurez y de la estabilidad de un material (Harada y Inoko, 1980; Roig *et al.*, 1988). La evolución de los valores de CIC, expresada en miliequivalentes por cien gramos de materia orgánica total, para los dos tratamientos bajo estudio, se recoge en la Tabla 5.7.

Durante el proceso de compostaje se observó un aumento gradual de la CIC, pasando de valores iniciales de 40,45 y 45,03 meq/100g MO a 150,02 y 173,02 meq/100g MO en el producto final para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente.

Este aumento de la CIC durante el compostaje puede ser atribuido a la acumulación de compuestos con carga negativa, como los productos derivados de la lignina, y de grupos funcionales carboxilo y/o hidroxifenólicos (Lax *et al.*, 1986). Harada y Inoko (1980) y Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992), tras el estudio del compostaje de residuos urbanos, propusieron como valor mínimo de CIC, para garantizar un grado de madurez aceptable, 60 y 67 meq/100g, respectivamente. No obstante, en el presente trabajo ya las mezclas iniciales presentan valores CIC muy elevados, por lo que no es posible determinar la madurez de compost basándonos en la CIC. Estos valores elevados de CIC en las mezclas iniciales se ha observado con anterioridad en compostajes donde se utilizó, tanto gallinaza (Bustamante *et al.*, 2008; Gao *et al.*, 2010b) como estiércol porcino (Tiquia *et al.*, 1997) y bovino (Gil *et al.*, 2008; Raviv *et al.*, 1987).

Tabla 5.7. Evolución de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y la relación CIC/C_{OT} durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras

Tiempo compostaje (Días)	CIC (meq/ 100g MO)	CIC/C _{OT} (meq/g C _{org})
TA24		
0	40,45 ^d	0,69e
15	60,33 ^d	1,03d
30	89,75 ^c	1,54c
45	94,29 ^c	1,62c
60	102,36 ^{bc}	1,75c
75	103,99 ^{bc}	1,78bc
175	118,87 ^b	2,04b
275	150,02 ^a	2,58 ^a
<i>P</i>	***	***
TA12		
0	45,83 ^d	0,78 ^f
15	81,54 ^c	1,40 ^e
30	100,41 ^{bc}	1,72 ^d
45	105,81 ^b	1,81 ^d
60	109,12 ^b	1,87 ^{cd}
75	121,12 ^b	2,08 ^c
175	154,02 ^a	2,64 ^b
275	173,64 ^a	2,98 ^a
<i>P</i>	***	***

TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas; CIC: capacidad de intercambio catiónico; C_{OT}: carbono orgánico total; *P*: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores con letras diferentes en la misma columna para T12 y T24 difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (Test de Tukey)

A la vista de la imposibilidad de utilizar la CIC para evaluar el grado de humificación y la madurez del compost, Roig *et al.* (1988) propusieron como índice más acertado el ratio CIC/C_{OT} (meq/g C_{org}).

La relación CIC/C_{OT} para ambos tratamientos aumentó con el tiempo de compostajes, pasando de un valores iniciales de 0,63 y 0,78 meq/g C_{org} a valores en el productos final de 2,58 y 2,98 meq/g C_{org} para los tratamientos TA24 y TA24, respectivamente. Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992) propuso un valor de $CIC/C_{OT} \geq 1,9$ para considerar que el compost de residuos sólidos urbanos ha alcanzado la madurez, mientras que Roig *et al.* (1988) estableció este límite mínimo en 1,7 para estiércoles maduros. De acuerdo con estos límites, se puede considerar que los productos finales de ambos tratamientos poseen un correcto grado de humificación y madurez.

5.2.1.9. Fosforo total y asimilable.

Para que el proceso de compostaje se lleve a cabo de forma adecuada es necesario una cantidad mínima de fosforo, siendo el nutriente más importante tras carbono y nitrógeno (Nogales y Delgado, 1982). El fosforo orgánico es utilizado por los microorganismo para la formación y el desarrollo de sus células, siendo necesario para la síntesis de los ácidos nucleicos y los fosfolípidos componentes de la membrana celular (Tsai *et al.*, 1992). Este fosforo inmovilizado en las células microbianas es liberado cuando el microorganismo muero (Kiehl, 2004). Gray *et al.* (1971), propusieron para un correcto compostaje una relación C/P entre 5 y 20, mientras que Jeris y Regan (1973) consideraron un relación N/P optimo entre 5 y 20. En las mezclas iniciales bajo estudio se relaciones fueron menores a las considerados como optimas, con valores entorno a 16 y 4 para los ratios C/P y N/P, respectivamente. Estas bajas relaciones son provocadas por el alto contenido en fosforo que presenta la cama de gallinas ponedoras, consecuencia de los suplementos alimentarios de alta contenido en fosforo mineral (4,9 g P/kg pienso) utilizados en la alimentación avícola (Sharpley y Moyer, 2000).

La evolución del contenido de fosforo total (P_T) durante el compostaje para los dos tratamientos se muestra en la Tabla 5.8. Los dos tratamientos muestran tendencias similares aumentando durante todo el proceso, alcanzando valores de 58,43 y 51,69 g/kg lo que supone un aumento del 279% y 251% para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente.

Este aumento del contenido de P_T durante el compostaje fue causado posiblemente por el llamado “efecto de concentración” debido a la pérdida de carbono, hidrógeno y nitrógeno durante el proceso de compostaje mediante la emisión de CO_2 , H_2O y NH_3 , respectivamente, mientras que el P_T es retenido (Wei *et al.*, 2015). Como dato de interés agronómico también se estudió la evolución del contenido de fósforo asimilable (P_{AS}) durante todo el compostaje (Tabla 5.8), mostrando el mismo comportamiento que en el caso del P_T aumentando durante el proceso, causado por el efecto de la concentración. Por último, la proporción de P_{AS} con respecto al P_T (P_{AS}/P_T) (Tabla 5.8) disminuyó gradualmente a lo largo del proceso, lo que indica una conversión de las formas de fósforo más fácilmente transformable a formas modernamente más estables (Khan y Joergensen, 2009). Estas formas de fósforo se pueden volver más estable mediante la formación precipitados insolubles como resultado de la sorción, la incorporación en la estructura interior de los materiales estables y la reacción con iones metálicos (Forbes *et al.*, 2005).

Tabla 5.8. Evolución del contenido de fósforo total, fósforo asimilable y la relación entre ambos durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

Tiempo compostaje (Días)	P_T (g/kg)	P_{AS} (g/kg)	P_{AS}/P_T (%)
TA24			
0	20,92 ^e	2,63 ^b	12,61 ^a
15	31,41 ^d	2,96 ^b	9,45 ^b
30	33,24 ^{cd}	2,81 ^b	8,47 ^b
45	38,82 ^{bcd}	3,40 ^{ab}	8,76 ^b
60	35,73 ^{bcd}	3,42 ^{ab}	9,59 ^b
75	41,72 ^{bc}	3,51 ^{ab}	8,43 ^b
175	42,94 ^b	3,83 ^{ab}	8,93 ^b
275	58,43 ^a	4,43 ^a	7,69 ^b
<i>P</i>	***	**	***
TA12			
0	20,52 ^e	2,45 ^c	11,95 ^a
15	29,23 ^{de}	2,59 ^c	8,89 ^{bc}
30	30,27 ^{cd}	2,89 ^{bc}	9,57 ^{bc}
45	30,63 ^{cd}	2,87 ^{bc}	9,40 ^{bc}
60	34,92 ^{bcd}	3,08 ^{bc}	8,83 ^{bc}
75	38,23 ^{bc}	3,78 ^{ab}	9,91 ^b
175	39,67 ^b	3,66 ^{ab}	9,23 ^{bc}
275	51,69 ^a	4,05 ^a	7,84 ^c
<i>P</i>	***	***	***

P_T : contenido en fósforo total; P_{AS} : fósforo asimilable (Olsen); TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas; *P*: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente. Valores con letras diferentes en la misma columna para T12 y T24 difieren estadísticamente a $P \leq 0,05$ (Test de Tukey).

5.2.1.10. Potasio total y otros nutrientes.

Para una correcta actividad microbiana se requieren, además de nitrógeno, carbono y fosfora, ciertas cantidades de potasio, calcio, sodio y magnesio. La mayoría de los residuos orgánicos utilizados para el compostaje presenta contenido adecuado de estos elementos, no requiriendo por lo tanto correcciones iniciales. Por otro lado, el estudio de la concentración de estos elementos en los productos finales del compostaje es de suma importancia, ya que este contenido puede variar ampliamente permitiendo determinar un uso apropiado para cada producto final.

En la Figura 5.12 se muestran la evolución del contenido total de potasio (K_T), sodio (Na_T), calcio (Ca_T) y magnesio (Mg_T) durante el proceso de compostaje. Las concentraciones de Na_T , Ca_T y Mg_T se incrementaron gradualmente durante el proceso compostaje. El Ca_T fue el elemento que presentó una mayor concentración, como consecuencia de la presencia de la cascara de huevo, y una aumento más pronunciado durante el proceso, alcanzando valores de 14,16% y 13,13% para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Estos incrementos pueden deberse a las pérdidas de carbono y humedad en forma de CO_2 y vapor agua, mientras que los elementos permanecen en la mezcla, dando como resultado un aumento relativo en las concentraciones de estos elementos (Tiquia y Tam, 2002).

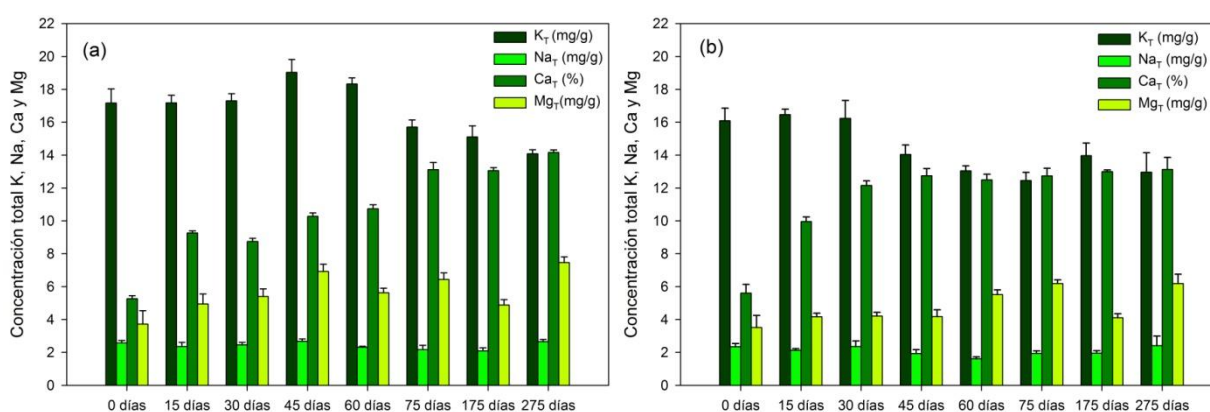


Figura 5.12. Evolución del contenido total de potasio (K_T), sodio (Na_T), Calcio (Ca_T) y Magnesio (Mg_T) durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).

Por el contrario, el contenido en K_T disminuyó a lo largo del proceso de compostaje en los dos tratamientos bajo estudio. Esta disminución del contenido de K_T puede ser debida a la solubilidad de este elemento en agua, lo que facilita su pérdida por lixiviación durante el proceso de compostaje. Según Sommer (2001) y (Petersen *et al.*, 1998) estas pérdidas por lixiviación pueden alcanzar hasta entre el 16-18% del contenido de K_T , en el presente estudio estas pérdidas fueron ligeramente superiores llegando a valores entorno al 18% y al 17% para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. El compost final mostró una concentración de K_T total del 1,4 y 1,2% para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente, siendo superiores a 1% asegurando así el contenido suficiente de este nutriente para el desarrollo de plantas (Rihani *et al.*, 2010).

5.2.2. Parámetros biológicos y bioquímicos del proceso.

5.2.2.1. Carbono de biomasa microbiana.

Biomasa microbiana es un componente importante de la materia orgánica y juega un papel crucial en el ciclo del carbono y la mineralización-inmovilización de muchos nutrientes (Ritz *et al.*, 1992). El contenido de carbono de biomasa microbiana (C_{BM}) de los estiércoles y otros residuos orgánicos es mayor que en los suelos, debido a la abundancia de materia orgánica biodegradable presente en estos materiales (Tiquia *et al.*, 1996). Como se muestra en la Figura 5.13, la concentración C_{BM} aumentó gradualmente al principio del compostaje, alcanzando valores máximos de 38,07 mg/g a los 45 días para el tratamiento TA24 y 59,50 mg/g a los 30 días para el tratamiento TA12. Después de este aumento, la C_{BM} se redujo hasta el final del compostaje, alcanzando un relativo equilibrio entorno a los 8 y 9 mg/g para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Este aumento inicial de C_{BM} se debe a la abundancia de materia orgánica fácilmente degradable durante las primeras etapas de compostaje. Según Benitez *et al.* (1999), la posterior disminución del C_{BM} es el resultado de una disminución en el contenido de carbono orgánico soluble, el cual es un indicador de la materia orgánica más fácilmente metabolizada. Por otro lado, Mondini *et al.* (2004) encontró una relación directa entre el contenido de C_{BM} y la temperatura del compost.

Este comportamiento de la concentración de C_{BM} durante el tiempo de compostaje, con un aumento inicial seguido de un descenso hasta alcanzar el equilibrio, es similar al obtenido por Tiquia *et al.* (1996) y Bao *et al.* (2009) durante el compostaje de estiércol de cerdo y gallina, respectivamente. En cuanto a los tratamientos, se observó un mayor contenido de C_{BM} en el tratamiento TA12 con respecto al TA24, esto puede ser debido a que un mayor aporte de aire mejora las condiciones para el desarrollo de la biomasa microbiana.

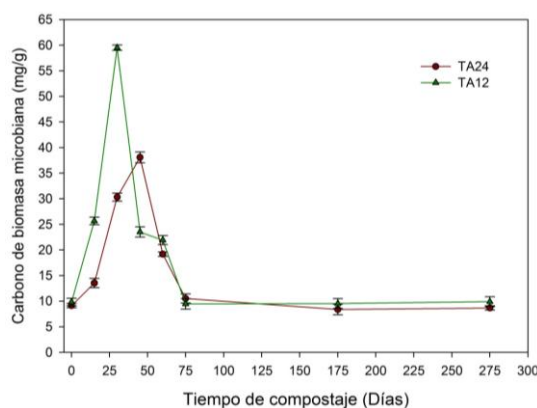


Figura 5.13. Evolución del carbono de biomasa microbiana (C_{BM}) durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 y TA12.

Con objeto de conocer el grado de asociación existente entre el C_{BM} y los diferentes parámetros físicos-químicos y químicos determinados durante esta investigación, se realizaron el estudio de correlación bivariadas de Pearson para cada tratamiento. En la Tabla 5.9 se recogen las correlaciones estadísticamente significativas. Durante los dos tratamientos se observaron, una correlación negativa del C_{BM} con el pH y el nitrógeno nítrico, mientras que presentó una correlación positiva con el nitrógeno hidrosoluble y el ratio de humificación. También se encontró una correlación positiva del C_{BM} con el carbono orgánico hidrosoluble, resultado consistente con lo anteriormente expuesto, ya que estos parámetros están relacionados con el contenido de material fácilmente biodegradable, y a mayor cantidad de este material mayor población microbiana.

Tabla 5.9. Correlaciones obtenidas entre la actividad fosfatasa alcalina y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

	TA24	TA12
pH	-0,658**	-0,836**
Nitrógeno nítrico	-0,511*	-0,481*
Carbono orgánico hidrosoluble	0,499*	0,761**
Ratio de humificación	0,641**	0,792**

P: nivel de significación. *, ** y *** indican niveles de significancia $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas.

5.2.2.2. Fosfatasa acida y fosfatasa alcalina.

La mayoría de las modificaciones que sufre la materia orgánica durante el compostaje están mediadas por enzimas. Las fosfatasas son, un grupo de enzimas que cataliza la hidrólisis de compuestos orgánicos de fósforo a diferentes formas inorgánicas que las plantas pueden metabolizar.

Esta actividad enzimática juega un papel crítico en el ciclo del P y se considera un indicador microbiana general, aunque algunas fosfatasas se sintetizan no sólo por microorganismos, sino también por las plantas (Raut *et al.*, 2008). A este extenso grupo pertenecen la fosfatasa acida y la fosfatasa alcalina, también conocidas como fosfomonoesterasa acida y fosfomonoesterasa alcalina, respectivamente, que son dos enzimas que catalizan la hidrólisis de glicerofosfatos y se diferencian en su pH óptimo de actuación. En la Figura 5.14 se muestran la evolución de la actividad fosfatasa acida y fosfatasa alcalina durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

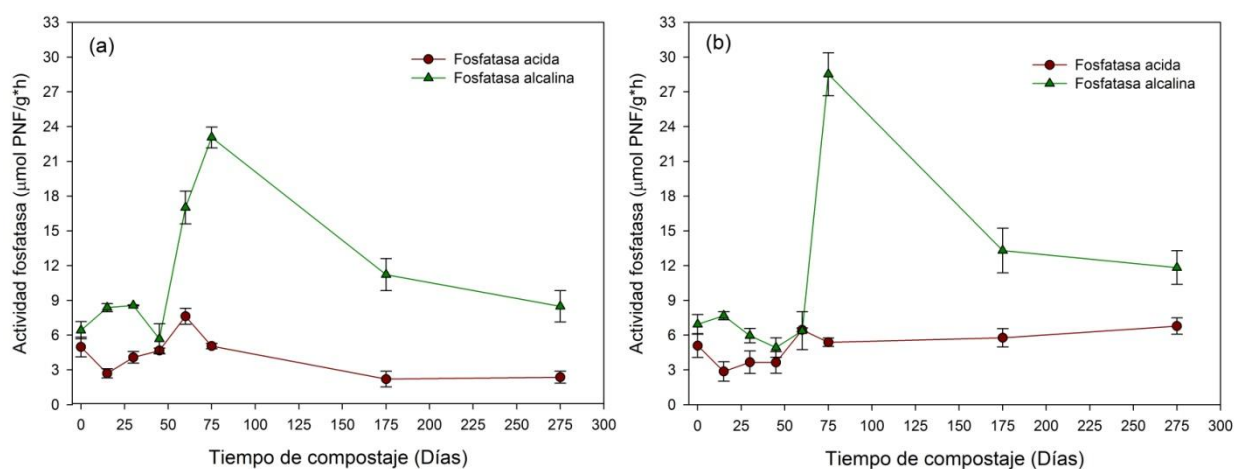


Figura 5.14. Evolución de la actividad fosfatasa acida y fosfatasa alcalina durante co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 (a) y TA12 (b).

Como se observa en la Figura 5.14 la actividad fosfatasa acida fue inferior a la de la fosfatasa alcalina, lo que puede estar relacionado con el aumento del pH a lo largo del compostaje en los dos tratamientos (Ver Tabla 5.1), situándose siempre por encima de los valores óptimos (entre 4 y 6,5) para la actividad fosfatasa acida. La actividad fosfatasa alcalina se incrementó en ambos tratamientos desde el principio del proceso de compostaje hasta alcanzar las máximas a los 75 días, con valores de 23,06 y 28,52 µmol PNF/g h para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente.

Posteriormente, la actividad enzimática disminuyó en los dos tratamientos hasta alcanzar valores sin diferencias significativas ($p > 0,05$) en la fase de maduración. Un patrón de evolución similar fue observado por Ros *et al.* (2006), los cuales encontraron un aumento inicial en diferentes pilas de compostaje de purines alcanzando una actividad máxima a las tres semanas y una disminución poco después. Sin embargo, Cayuela *et al.* (2008) observaron un aumento gradual de la actividad enzimática durante el compostaje de residuos almazara.

La estabilización de los valores de la actividad fosfatasa ácida y alcalina en la fase de maduración es probablemente debido a la formación de complejos húmico-enzimáticos (Mondini *et al.*, 2004), coincidiendo con la estabilización de la materia orgánica. La estabilización de la actividad fosfatasa durante la fase de maduración ya fue observada con anterioridad por otros autores (Raut *et al.*, 2008; Vargas-García *et al.*, 2010).

Mediante el estudio de la correlación bivariadas de Pearson entre la actividad fosfatasa alcalina y diferentes parámetros evaluados con anterioridad a lo largo del compostaje, se observó una correlación significativa entre la actividad fosfatasa alcalina y varios de estos parámetros (Tabla 5.10). Entre todas estas correlaciones cabe destacar la correlación positiva existente entre la actividad fosfatasa alcalina y el fósforo total y asimilable, correlación que cabía esperar ya que, como se comentó con anterioridad, la enzima fosfatasa está íntimamente ligada al ciclo del fósforo.

Tabla 5.10. Correlaciones obtenidas entre la actividad fosfatasa alcalina y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

	TA24	TA12
Nitrógeno total	-0,469*	-0,463*
Nitrógeno amoniacal	-0,493*	-0,427*
Nitrógeno hidrosoluble	-0,732**	-0,537**
Carbono orgánico hidrosoluble	-0,535**	-0,637**
Ratio de humificación	-0,573**	-0,730**
Demanda química de oxígeno	-0,556**	-0,584**
Fósforo total	0,557**	0,435*
Fósforo asimilable	0,716**	0,635**

P: nivel de significación. *, ** y *** indican niveles de significancia $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas.

5.2.2.3. Deshidrogenasa.

A diferencia de otras enzimas, la deshidrogenasa no está relacionada con ninguno de los ciclos de los elementos nutritivos (C, N y P). Sin embargo la actividad deshidrogenasa se considera generalmente un índice fiable de la actividad microbiana, ya que está directamente involucrada en la cadena respiratoria (Castaldi *et al.*, 2008). La deshidrogenasa pertenece al grupo de enzimas oxidorreductasa que catalizan las reacciones metabólicas productoras de ATP a través de la oxidación de sustancias orgánicas.

Debido a lo anteriormente expuesto, la actividad deshidrogenasa se considera un buen indicador de la estabilización de la materia orgánica durante el compostaje (Barrena *et al.*, 2008; Benito *et al.*, 2003; Saviozzi *et al.*, 2004; Vargas-García *et al.*, 2010). La evolución de la actividad deshidrogenasa durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras se muestra en la Figura 5.15. Como se puede observar la actividad deshidrogenasa aumento, para los dos tratamientos, al principio del proceso de compostaje coincidiendo con la fase termófila. El máximo valor de actividad enzimática se dio en el tratamiento TA24 (19,24 $\mu\text{moles INTF/ g h}$) y TA12 (25,39 $\mu\text{moles INTF/ g h}$) a los 15 días de compostaje. Este rápido aumento de la actividad deshidrogenasa en las etapas iniciales del compostaje fue causado por la oxidación de compuestos orgánicos fácilmente degradables, catalizadas por esta enzima (Vargas-García *et al.*, 2010). Después de que se alcanza este valor máximo, la actividad deshidrogenasa disminuyó gradualmente hasta el final del proceso. Esta disminución sugiere una menor disponibilidad de fuentes orgánicas fácilmente degradables para la obtención de energía por parte de los microorganismos, denotando la madurez del compost (Benitez *et al.*, 1999). Perfiles semejantes de evolución de la actividad deshidrogenasa fueron observados por He *et al.* (2013b) y Li *et al.* (2015), en el compostaje estiércol avícola y porcino, respectivamente. El tratamiento TA12 presentó una mayor actividad enzimática, con respecto al tratamiento TA24, sugiriendo de nuevo que una mayor aireación favorece la actividad microbiana durante el proceso de compostaje.

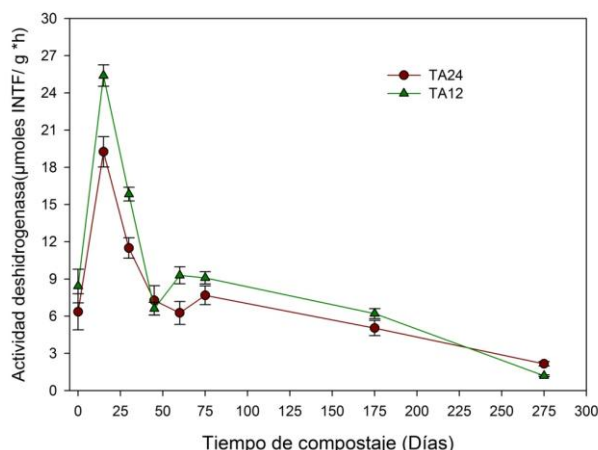


Figura 5.15. Evolución de la actividad deshidrogenasa durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 y TA12.

En la Tabla 5.11 se muestran los resultados de las correlaciones bivariadas de Pearson entre la actividad deshidrogenasa y diferentes parámetros físico-químicos y químicos determinados a lo largo del compostaje. Como se puede observar, entre la mayoría de los parámetros estudiados y la actividad deshidrogenasa existen correlaciones estadísticamente significativas. Como se comentó con anterioridad la deshidrogenasa es una enzima encargada de catalizar proceso de oxidación de sustancias orgánica, y en consonancia con esta se ve una correlación positiva entre la actividad de esta enzima y los diferentes parámetros relacionados con el contenido de estas sustancias, como por ejemplo carbono orgánico hidrosoluble, carbono orgánico total, materia orgánica y demanda química de oxígeno.

Tabla 5.11. Correlaciones obtenidas entre la actividad deshidrogenasa y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

	TA24	TA12
pH	-0,812**	-0,576**
Nitrógeno total	0,514*	0,503*
Nitrógeno amoniacal	0,371	0,413*
Nitrógeno nítrico	-0,607**	-0,625**
Nitrógeno hidrosoluble	0,760**	0,588**
Carbono orgánico hidrosoluble	0,518**	0,629**
Carbono orgánico total	0,548**	0,457*
Materia orgánica	0,541**	0,471*
Ratio de humificación	0,451*	0,441*
Porcentaje de ácidos húmicos	-0,536**	-0,599**
Grado de polimerización	-0,598**	-0,666**
Demanda química de oxígeno	0,678**	0,507*
Fósforo total	-0,433*	-0,477*
Fósforo asimilable	-0,423*	-0,507*

P: nivel de significación. *, ** y *** indican niveles de significancia $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas.

5.2.2.4. *Respirometría manométrica a volumen constante.*

La respiración se define como un proceso exotérmico donde moléculas inorgánicas como O_2 , NO_3 , SO_4 o CO_2 se reducen a través de varios pasos metabólicos para formar H_2O , N_2 , H_2S o CH_4 (Gómez *et al.*, 2006). La respiración microbiana es considerada como una medida precisa de la actividad microbiana (Nannipieri *et al.*, 1990) y también es un indicador de la cinética de mineralización de la materia orgánica, así como de la evolución del proceso de compostaje y la madurez del producto final (Pascual *et al.*, 1998). Las técnicas respirométricas consisten en la medida del O_2 consumido o el CO_2 producido por los microorganismos heterótrofos aerobios presentes en el proceso de compostaje, siendo un indicador de la actividad biológica. Para el presente trabajo se utilizó un método basado en el consumo de O_2 en muestra líquida, usando un respirometro manométrico estático y sin limitación de nutrientes. Lasaridi y Stentiford (1998), propusieron un método basado en el test de la DBO, método usado en el tratamiento de aguas, determinando como índice el OUR (oxygen uptake rate, tasa de consumo de oxígeno).

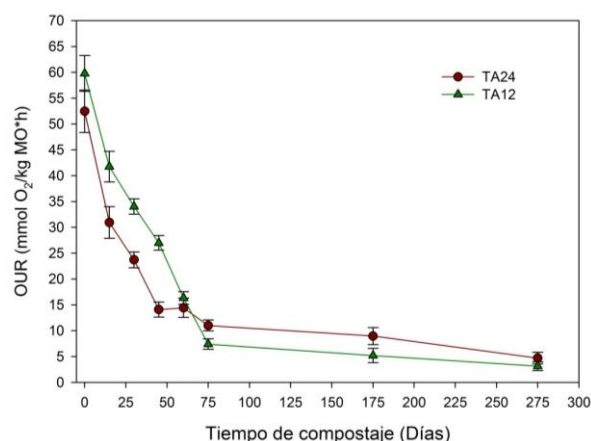


Figura 5.16. Evolución de la tasa de consumo de oxígeno (OUR) durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA24 y TA12.

La evolución de la tasa de consumo de oxígeno (OUR) para ambos tratamientos se muestra en la Figura 5.16. Para ambos tratamientos la OUR fue disminuyendo durante todo el compostaje hasta alcanzar su valor mínimo al final del mismo, 4,71 y 3,14 mmol O_2 /Kg MO h para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Esto indica que la mezcla se va haciendo más estable conforme avanza el proceso de compostaje, ya que la OUR está inversamente relacionada con la estabilidad del compost (Saviozzi *et al.*, 2004).

El tratamiento TA12 presentó una menor OUR con respecto al TA24, lo que sugiere que en este tratamiento la mezcla se sometió a mayor descomposición biológica. Esta afirmación es confirmada por un mayor contenido de C_{BM} (Apartado 5.2.2.1) y una mayor actividad enzimática (Apartado 5.2.2.2 y 5.2.2.3) presentadas con anterioridad para este tratamiento. Los perfiles de la OUR mostraron dos fases diferentes: una primera fase con una pendiente más pronunciada, indicativa de una rápida descomposición del material más fácilmente biodegradable y un alto grado de actividad microbiana y una segunda fase más estable, donde se comienzan a degradar los materiales más resistentes, tales como la celulosa y la lignina, disminuyendo la actividad microbiana.

Kalamdhad y Kazmi (2009) y Grigatti *et al.* (2011) informaron de perfiles de OUR semejantes, usando métodos de determinación sin limitación de nutrientes para el estudio de la evolución de la estabilidad durante el compostaje de residuos orgánicos. Según lo expuesto por Veeken *et al.* (2007) la estabilidad de los residuos orgánicos se puede clasificar en: muy inestables por encima de 30 mmol O₂ Kg/ MO h, residuos inestables (entre 30 y 15 mmol O₂ Kg/ MO h), material estabilizado (entre 15 y 5 mmol O₂ Kg/ MO h), y material altamente estable por debajo de 5 mmol O₂ Kg/ MO h. Teniendo en cuenta esta clasificación podemos considerar que el producto final del compostaje en los dos tratamientos es altamente estable, al encontrarse por debajo de 5 mmol O₂ Kg/ MO h.

Tabla 5.12. Correlaciones obtenidas entre la tasa de consumo de oxígeno (OUR) y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

	TA24	TA12
Conductividad eléctrica	0,536**	0,786**
Nitrógeno total	0,936**	0,958**
Nitrógeno amoniacal	0,923**	0,942**
Nitrógeno nítrico	-0,643**	-0,743**
Nitrógeno hidrosoluble	0,922**	0,990**
Carbono orgánico hidrosoluble	0,597**	0,772**
Carbono orgánico total	0,920**	0,909**
Materia orgánica	0,940**	0,926**
Índice de humificación	-0,723**	-0,736**
Porcentaje de ácidos húmicos	-0,832**	-0,888**
Grado de polimerización	-0,727**	-0,819**
Demanda química de oxígeno	0,877**	0,959**
Fósforo total	-0,815**	-0,844**
Fósforo asimilable	-0,629**	-0,788**

P: nivel de significación. *, ** y *** indican niveles de significancia $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas.

Al igual que para la actividad deshidrogenasa, la OUR posee correlaciones estadísticamente significativas con casi todos los parámetros físico-químicos y químicos evaluados (Tabla 5.12). La OUR presentó una correlación directa con el contenido nitrógeno y carbono orgánico hidrosoluble, así como con la materia orgánica total, resultado consistente con lo anteriormente expuesto, ya en el proceso de degradación de la materia orgánica, que se realiza mayoritariamente en la fase acuosa, es necesario un aporte de oxígeno, siendo mayor este aporte cuanto mayor es la cantidad de materia orgánica a degradar.

5.2.2.5. Test Biológico de Germinación.

El índice de germinación (IG) es un importante parámetro para evaluar la madurez y la fitotoxicidad de compost, provocada por la presencia de ciertas sustancias producidas durante la degradación y estabilización de la materia orgánica (Liu *et al.*, 2011a). La fitotoxicidad se define como “el daño o lesión provocado a las plantas por sustancias presentes o producidas en el medio de cultivo, cuando dichos compuestos son extraídos de éste y acumulados en los tejidos vegetales” (Araújo y Monteiro, 2005). Los efectos fitotóxicos de un compost pueden atribuirse a: salinidad elevada (Aslam *et al.*, 2008), presencia de ácidos alifáticos de cadena corta (Chanyasak *et al.*, 1983), presencia de fenoles (Albuquerque *et al.*, 2006), presencia de metales pesados y hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPA's) (Oleszczuk, 2008) y emisión de amonio (Tiquia y Tam, 1998), entre otras. El empleo del índice de germinación es muy común en los estudios de compostaje (Jiang *et al.*, 2015; Karak *et al.*, 2014; Qian *et al.*, 2014; Yang *et al.*, 2015).

El IG disminuyó durante los primeros 15 días en ambos tratamientos (Figura 5.17), posiblemente a causa de la producción de altas concentraciones de amoníaco y ácidos orgánicos de bajo peso molecular (Wong *et al.*, 2001). Este mismo comportamiento durante los primeros días de compostaje fue observado por Khan *et al.* (2014), mediante el estudio del co-compostaje de estiércol de gallina y aserrín con biochar. Tras esta disminución inicial se produjo un aumento del GI para ambos tratamientos, alcanzando valores de 86 y 124% para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente, al final de compostaje. Un valor de IG superior al 80% se relaciona con un compost libre de fitotoxícos (Zucconi *et al.*, 1981).

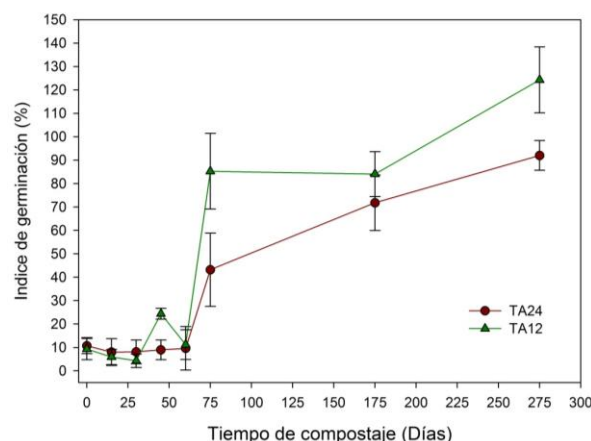


Figura 5.17. Evolución del índice de germinación durante el co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras para los tratamientos TA 24 y TA12

En nuestro estudio el IG supero el 80% a los 175 y 75 días para los tratamientos TA24 y TA12, respectivamente. Valores superiores al 100% indican un efecto estimulante sobre la germinación, esto se puede explicar por la presencia de materia orgánica estable y el enriquecimiento del compost en sustancias húmicas y nutrientes durante la fase de maduración (El Fels *et al.*, 2014).

En la Tabla 5.13 se muestran los resultados de las correlaciones bivariadas de Pearson entre los valores de IG y los de otros parámetros determinados a lo largo del compostaje.

Tabla 5.13. Correlaciones obtenidas entre el índice de germinación (GI) y diferentes parámetros evaluados durante el proceso de co-compostaje de residuos de incubadora y cama de gallinas ponedoras.

	TA24	TA12
pH	0,815**	0,643**
Conductividad eléctrica	-0,781**	-0,893**
Nitrógeno total	-0,790**	-0,765**
Nitrógeno amoniacal	-0,780**	-0,805**
Nitrógeno nítrico	,940**	0,885**
Nitrógeno hidrosoluble	-0,898**	-0,796**
Carbono orgánico hidrosoluble	-0,741**	-0,919**
Carbono orgánico total	-0,735**	-0,740**
Materia orgánica	-0,714**	-0,718**
Ratio de humificación	-0,444*	-0,486*
Índice de humificación	0,611**	0,701**
Porcentaje de ácidos húmicos	0,788**	0,854**
Grado de polimerización	0,834**	0,907**
Demanda química de oxígeno	-0,827**	-0,887**
Fósforo total	0,828**	0,872**
Fósforo asimilable	0,788**	0,881**

P: nivel de significación. *, ** y *** indican diferencias estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas.

El IG posee una correlación inversa estadísticamente significativa con CE, C_{OH} , NH_4^+ y MO y una correlación directa estadísticamente significativa con el pH. Una mayor salinidad (CE) de la mezcla conlleva un menor IG, esto es debido a la interferencia osmótica generada por las sales disueltas (Benedito *et al.*, 2008). Igualmente, un aumento del C_{OH} se relaciona con una disminución del IG, probablemente debido a la presencia de compuestos orgánicos fitotóxicos de bajo peso molecular en los extractos (Hachicha *et al.*, 2009). Wang *et al.* (2004), mediante el estudio del compostaje de estiércol ovino y bovino, también observó un aumento del IG con la disminución del NH_4^+ .

Por el contrario un aumento del pH se correlaciona con un aumento del IG, lo que sugiere la existencia de compuestos fitotóxicos de naturaleza ácida (probablemente ácidos orgánicos hidrosolubles de bajo peso molecular) o la posible inhibición de ciertas poblaciones microbianas implicadas en la degradación de productos con carácter fitotóxico a valores de pH ácidos.

Tabla 5.14. Análisis factorial de la varianza para los efectos de la tasa de aireación y el tiempo de compostaje sobre los parámetros bioquímicos y biológicos

TA24	C_{BM}	AF_{Al}	ADH	OUR	GI
C_{BM}	1				
AF_{Al}	-0,463*	1			
ADH	0,195	-0,681**	1		
OUR	-0,75	-0,324	0,404	1	
GI	-0,545**	0,648**	-0,552**	-0,573**	1
TA12	C_{BM}	AF_{Al}	ADH	OUR	GI
C_{BM}	1				
AF_{Al}	-0,443*	1			
ADH	-0,522**	-0,193	1		
OUR	0,298	-0,522**	0,526**	1	
GI	-0,562**	0,641**	-6,31**	-0,771**	1

C_{BM} : carbono de biomasa microbiana; AF_{Al} : actividad fosfatasa alcalina; ADH: actividad deshidrogenasa; IG: índice de germinación; OUR: tasa de consumo de oxígeno; P: nivel de significación. ns, *, ** y *** indican diferencias no significativas o estadísticamente significativas a $P \leq 0,05$, $P \leq 0,01$ y $P \leq 0,001$, respectivamente; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas.

Finalmente, y con objeto de conocer el grado de asociación existente entre los diferentes parámetros bioquímicos y biológicos estudiados, se construyó una matriz de correlación, que se muestra en la Tabla 5.14. El IG presentó correlaciones altamente significativas con el resto de parámetros bioquímicos y biológicos.

Este resultado concuerda con lo obtenidos por Cayuela *et al.* (2008), los cuales encontraron una alta correlación entre el IG y la mayoría de los índices de estabilidad y de humificación. En el caso del compost TA12, la actividad de la deshidrogenasa se correlaciono positivamente con la tasa de consumo de oxígeno, el mismo resultado fue observado por Nikaeen *et al.* (2015) y Bohacz y Kornilłowicz-Kowalska (2009) en el compostaje de lodos de depuradora y plumas de pollo, respectivamente, y negativamente con el C_{BM} , Tiquia *et al.* (1996) observó esta misma correlación negativa en el compostaje de estiércol de cerdo.

5.3. CARACTERIZACIÓN AGROQUÍMICA, MADUREZ Y ESTABILIDAD DE LOS COMPOSTS OBTENIDOS.

El mercado del compostaje debe caminar hacia la conciencia de calidad que permita adaptar cada producto final a cada situación particular, para ello se debe fomentar la sensibilización de los productores y los consumidores (Raviv, 2005). Para una correcta evaluación de la calidad agronómica del compost se deben considerar diferentes parámetros relevantes para su uso, tales como: granulometría, pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, relación C/N, nivel de nutrientes, contenido y estabilidad de la materia orgánica, índice de germinación y actividad microbiana, entre otros (Masaguer y Capa, 2008). El destino final del compost determina también su calidad, siendo de gran importancia seleccionar los parámetros que mejor definan las características del compost en función de su uso (Masaguer y Capa, 2008). La importancia relativa de diferentes parámetros físicos, físico-químicos, químicos y biológicos, según el uso final del compost producido, se muestra en la Tabla 5.15 (Miller y Sullivan, 2005).

Tabla 5.15. Parámetros a considerar para la calidad de un compost en función del uso final del mismo.

Parámetros	Uso			
	Enmienda o abono orgánico	Sustrato de cultivo	Sustrato para semilleros	Acolchado
Respuesta del crecimiento	++	++	++	-
Contenido en nutrientes	+	+	-	-
pH/Sales solubles	+	++	++	-
Color/Olor	+	++	++	+
Presencia de inertes	+	++	++	+
Madurez/Estabilidad	+	++	++	-
Tamaño de partículas	+	+	++	+

–: importancia baja; +: importancia moderada; ++: importancia alta

Fuente: Miller y Sullivan (2005)

El uso de compost como enmienda o abono orgánico en agricultura está regulado básicamente por el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, que especifica las características técnicas y los criterios requeridos para que su utilización no produzca efectos nocivos desde el punto de vista sanitario y medioambiental. Las exigencias de calidad relativas a las propiedades físicas, químicas o biológicas del compost en su aplicación para la mejora de los suelos cultivados son menores que en su uso como sustratos o componentes de sustratos de cultivo (Masaguer y Capa, 2008).

5.3.1. Caracterización agronómica de los compost obtenidos.

En la Tabla 5.16 se recogen las principales características agroquímicas de los compost obtenidos en el presente trabajo. Los dos materiales presentaron un pH ligeramente básico, relacionada directamente con el origen de los residuos utilizados. El pH es uno de los principales factores que influyen en la biodisponibilidad de metal para las plantas o la movilidad de dichos metal en el medio ambiente, existiendo metales en diferentes formas o estados en función del pH.

Tabla 5.16. Caracterización agroquímica de los composts producidos.

Parámetros	TA24	TA12
pH	7,95 ± 0,05	8,15 ± 0,04
CE (ms/cm)	1,45 ± 0,04	0,91 ± 0,03
N _T (g/kg)	13,04 ± 0,18	12,01 ± 0,09
NH ₄ ⁺ -N (mg/kg)	288,96 ± 58,15	206,01 ± 49,24
NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)	2972,16 ± 135,53	2752,02 ± 137,85
C _{OT} (g/kg)	126,59 ± 3,25	134,63 ± 3,62
C _{OT} /N _T	10,54 ± 0,56	10,33 ± 0,70
MO (%)	48,11 ± 0,46	46,35 ± 0,81
C _{OH} (g/kg)	8,13 ± 0,43	6,94 ± 0,47
C _{EX} (g/kg)	34,99 ± 1,11	35,47 ± 1,26
CIC (meq/100g MO)	150,02 ± 9,30	173,02 ± 9,04
P (g/kg)	58,43 ± 2,02	51,69 ± 2,39
K (g/kg)	14,08 ± 0,28	12,96 ± 0,35
Na (g/kg)	2,65 ± 0,08	2,41 ± 0,09
Ca (g/kg)	141,16 ± 0,92	131,32 ± 1,02
Mg (g/kg)	7,46 ± 0,15	6,19 ± 0,16
Fe (g/kg)	0,15 ± 0,06	0,23 ± 0,02
Mn (mg/kg)	624,22 ± 16,89	557,10 ± 5,17
Cr (mg/kg)	23,73 ± 0,08	22,26 ± 1,30
Cu (mg/kg)	66,52 ± 0,72	58,21 ± 0,54
Zn (mg/kg)	355,99 ± 4,48	306,63 ± 1,76
Ni (mg/kg)	6,36 ± 1,34	6,82 ± 0,29
Pb (mg/kg)	0,92 ± 0,25	2,48 ± 0,39
Cd (mg/kg)	0,32 ± 0,01	0,21 ± 0,01

CE: conductividad eléctrica; N_T: nitrógeno total; C_{OH}: carbono orgánico hidrosoluble; C_{OT}: Carbono orgánico total; C_{EX}: carbono orgánico extraíble con disolución alcalina; CIC: capacidad de intercambio catiónico; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas.

El compost TA12 mostró un contenido mayor de carbono orgánico total (C_{OT}) y un contenido menor de nitrógeno total (N_T), consecuentemente fue el que menor relación C_{OT}/N_T presentó. El nitrógeno se encontró mayoritariamente en forma orgánica y solo una pequeña proporción se cuantificó bajo forma amoniacal y nítrica. Ambos compost obtenidos presentaron un relación C_{OT}/N_T por debajo de 20, minimizando el riesgo de inmovilización de nitrógeno. Los valores de C_{EX} fueron semejantes en ambos composts. Por su parte, el compost TA24 fue el que mayor contenido de C_{OH} presentó.

La conductividad eléctrica del compost TA24 (1,45 ms/cm) fue mayor que el del compost TA12 (0,91 ms/cm). Teniendo en cuenta lo expuesto por García-Gómez *et al.* (2005), estos valores de CE no presenta riesgo para el cultivo de plantas, ya que se encuentran por debajo los límites de tolerancia para plantas con sensibilidad media. Dentro de los iones que influyen en la conductividad eléctrica el sodio merece una especial atención, por el riesgo que comporta su presencia para los cultivos. El contenido de sodio fue superior en el compost TA24 (2,65 g/kg), en comparación con el compost TA12 (2,41 g/kg). Este contenido de sodio, aunque apreciable, no es excesivo y a dosis moderadas de aplicación no supondrá un problema para los cultivos o para los suelos. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue elevado en ambos compost, aunque mayor en el TA12 (173,02 meq/100g MO), en comparación con el TA24 (150,02 meq/100g MO). Estos valores elevados de CIC son habituales en materiales orgánicos, entre 4 y 5 veces superior a la de los materiales minerales (Handreck y Black, 2002), y supone un depósito de reserva y suministro de nutrientes por las plantas bajo las condiciones adecuadas.

En cuanto al contenido de nutrientes, los niveles de nitrógeno mineral (NH_4^+-N + $NO_3^- -N$), fósforo, potasio, calcio y magnesio de los dos compost fueron elevados, mostrando que los compost pueden considerarse como un fuente importante de nutrientes esenciales para la planta, incluso en dosis moderadas de aplicación.

Por último, la determinación del contenido de metales pesados en el compost es de gran importancia, ya que su concentración puede limitar su uso agronómico (Pinamonti *et al.*, 1997). En la aplicación de compost al suelo, los principales elementos proclives a producir efectos contaminantes son: Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Cr y Hg. La acumulación de estos metales a largo plazo puede afectar al crecimiento y desarrollo de las plantas y a los procesos microbianos del suelo.

Tabla 5.17. Límites máximos de concentración de metales pesados permitidos según Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes.

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

Fuente: Real Decreto 506/2013

Debido a todo ello, en el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, se regula el contenido de metales pesados en los productos fertilizantes elaborados con residuos y otros materiales orgánicos, clasificándolos en tres niveles de restricción (clase A, B y C) en función de la concentración de metales pesados (Tabla 5.17). Los metales pesados presente en los compost finales siguen el siguiente orden: Zn > Cu > Cr > Ni > Pb > Cd. No se detectó contenido de Hg en los compost obtenidos. Teniendo en cuenta los datos de concentración de metales pesados (Tabla 5.16), ambos composts presentaron valores inferiores a los límites máximos establecidos en la clase A para todos los elementos metálicos estudiados, excepto para el Zn que se encuentra dentro de los límites de la clase B.

5.3.2. Evaluación de la madurez y estabilidad de los composts obtenidos.

Madurez y estabilidad son dos condiciones indispensables para la aplicación de materiales compostados al suelo (Bernal *et al.*, 2009). El uso de un compost no suficientemente maduro puede provocar una inmovilización del N asimilable por las poblaciones de microorganismos, provocando deficiencias de N a la planta. Por su parte, la aplicación de compost no estabilizado también provoca la inmovilización de otros nutrientes esenciales, tales como S, P, Ca o Mg, debido al incremento de biomasa microbiana al disponer esta de una fuente de carbono lábil. Así mismo, la intensa y rápida descomposición de materia orgánica no estabilizada provoca una disminución de la concentración de oxígeno a nivel de la raíz (Iglesias-Jiménez *et al.*, 2008), produciéndose también sustancias que inhiben el crecimiento (amoníaco, óxido de etileno y ácidos orgánicos, entre otros).

En la bibliografía se utilizan diversos parámetros para caracterizar la estabilidad y la madurez de un material orgánico: elementos fácilmente biodegradables (ácidos orgánicos, azúcares sencillos, etc.), estudios respirométricos (O_2 consumido o CO_2 desprendido), químicos (pH, relación C/N, demanda química de oxígeno, carácter húmico de la MO, etc.) y biológicos (estudios de fitotoxicidad o ensayos de crecimiento). La evaluación de la madurez y estabilidad del compost debe realizarse midiendo dos o más parámetros del compost. Los valores óptimos o de referencia de diferentes índices que evalúan la madurez y estabilidad del compost, así como los valores de estos obtenidos para los dos compost bajo estudio (TA24 y TA12), se muestran en la Tabla 5.18.

Tabla 5.18. Parámetros utilizados como indicadores de madurez y estabilidad del compost, valores óptimos y valores encontrados en los dos composts obtenidos.

Parámetros	TA24	TA12	Valor	Referencia
NH_4^+ -N (mg/kg)	288,96	206,01	< 400	Zucconi y de Bertoldi (1987)
NH_4^+ -N/ NO_3^- -N	0,10	0,07	< 0,16	Bernal <i>et al.</i> (1998)
C_{OT}/N_T	10,54	10,33	≤ 20 ≤ 12	Hsu y Lo (1999b) Bernal <i>et al.</i> (1998)
C_{OH}/N_H	4,08	5,46	≤ 6	Chanyasak y Kubota (1981)
C_{OH} (g/kg)	8,06	6,96	≤ 10	Hue y Liu (1995)
C_{EX} (g/kg)	34,98	35,47	≤ 60	Hue y Liu (1995)
C_{AF} (g/kg)	10,17	10,25	≤ 12	Hue y Liu (1995)
RH	27,19	26,34	$\geq 7,0$	Roletto <i>et al.</i> (1985)
IH	19,70	18,87	$\geq 3,5$	Roletto <i>et al.</i> (1985)
PAH	70,78	71,65	≥ 50	Roletto <i>et al.</i> (1985)
GP	2,44	2,53	$\geq 1,0$	Roletto <i>et al.</i> (1985)
DQO (mg O_2 /l)	634	490	≤ 700	Lossin (1971)
CIC (meq/100g MO)	150,02	173,02	≥ 60 ≥ 67	Harada y Inoko (1980) Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992)
CIC/C_{OT} (meq/g C_{org})	2,56	2,98	$\geq 1,9$ $\geq 1,7$	Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992) Roig <i>et al.</i> (1988)
OUR (mmol O_2 /gMOh)	4,71	3,14	< 15	Veeken <i>et al.</i> (2007)
Test germinación (%)	92,02	124,27	≥ 80	Zucconi <i>et al.</i> (1981)

C_{OT} : Carbono orgánico total; N_T : nitrógeno total; C_{OH} : carbono orgánico hidrosoluble; N_H : nitrógeno hidrosoluble; C_{EX} : carbono orgánico extraíble con disolución alcalina; C_{AF} : carbono de ácidos fúlvicos; RH: relación de humificación; IH: índice de humificación; PAH: porcentaje de ácidos húmicos; GP: grado de polimerización; DQO: demanda química de oxígeno; CIC: capacidad de intercambio catiónico; OUR: tasa de consumo de oxígeno ; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas.

La relación entre el carbono orgánico total y en nitrógeno total (C_{OT}/N_T) ha sido uno de los parámetros tradicionalmente más utilizado para determinar la madurez de los compost. Una relación C_{OT}/N_T por debajo de 20 (Hsu y Lo, 1999b) es indicativa de un compost adecuadamente maduro, aunque es preferible una relación por debajo de 12 (Bernal *et al.*, 1998).

Sin embargo, en el caso que nos ocupa no es posible utilizar este parámetro para evaluar el grado de madurez del compost, ya que la mezcla inicial de residuos ya presentó valores por debajo de estos límites, 9,35 y 9,63 para el TA24 y el TA12, respectivamente.

El proceso de compostaje es una descomposición bioquímica de la materia orgánica, produciéndose las distintas reacciones degradativas fundamentalmente en la fase acuosa. Por tanto, mediante el estudio de los cambios bioquímicos a lo largo del compostaje en extractos en agua es posible deducir el estado de maduración del compost (Iglesias-Jiménez *et al.*, 2008). Basándose en el descenso progresivo del contenido de carbono orgánico hidrosoluble (C_{OH}) durante el compostaje hasta estabilizarse, Hue y Liu (1995) sugirió un valor máximo de 10 g/kg de este parámetro como índice de madurez, tanto el compost TA24 (9,35 g/kg) como el compost TA12 (9,63 g/kg) presentaron valores por debajo de este límite. Por su parte, Chanyasak y Kubota (1981), como alternativa la ratio C_{OT}/N_T , proponen el uso de la relación entre el carbono orgánico hidrosoluble y el nitrógeno hidrosoluble (C_{OH}/N_H) como un indicador esencial de la madurez compost, estableciendo un límite ≤ 6 . Ambos compost presentan valores por debajo de este límite, 4,08 para el compost TA24 y 5,48 para el compost TA12.

La madurez del compost también se puede definir en términos de la nitrificación, ya que cuando en el proceso de compostaje aparecen cantidades apreciables de nitratos y/o nitritos se puede considerar que el compost está suficientemente maduro. El contenido de nitrógeno en forma amoniacal (NH_4^+-N), tanto del compost TA24 (288,96 mg/kg) como del TA12 (206,01 mg/kg), presentaron niveles inferiores al límite máximo (400 mg/kg) establecido por Zucconi y de Bertoldi (1987). Bernal *et al.* (1998) propusieron como nuevo índice de madurez el ratio NH_4^+-N/NO_3^--N y establecieron como valor máximo 0,16 para considerar un compost altamente maduro, ambos compost bajo estudio, TA24 (0,10) y TA12 (0,07), presentaron valores por debajo de este límite.

Una opción para conocer la evolución de la materia orgánica durante el compostaje es el estudio de la humificación de la misma, de tal forma que la formación de sustancias húmicas está estrechamente relacionada con la madurez de los materiales orgánicos compostados.

Hue y Liu (1995) establecieron como valores máximos de madurez 60 g/kg y 12 g/kg para el contenido carbono orgánico extraíble en medio alcalino (C_{EXT}), carbono de ácidos fúlvicos (C_{AF}), respectivamente. Por su parte, Roletto *et al.* (1985) establecieron valores mínimos de madurez para los diferentes parámetros de la humificación: ratio de humificación (RH), el índice de humificación (IH), el porcentaje de ácidos húmicos (PAH), y el índice de polimerización (IP) (Tabla 5.18). Ambos compost estudiados presentaron contenido de C_{EX} y C_{AF} por debajo de los límites de madurez e índices de humificación por encima de los valores mínimos establecidos.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es una de los parámetros utilizados para evaluar la madurez y grado de humificación del compost. Harada y Inoko (1980) y Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992) sugirieron como valor mínimo de CIC, para garantizar un grado de madurez aceptable, 60 y 67 meq/100g, respectivamente. Sin embargo, estos valores no pueden ser utilizados en compost a partir de residuos, tales como el estiércoles, ya que este valor límite se pueden dar en los desechos antes del compostaje (Bernal *et al.*, 1998; Paredes *et al.*, 2000). En el caso que nos ocupa la mezcla inicial, efectivamente, ya mostró valores muy elevados de CIC, 40,45 meq/100 g MO para el compost TA24 y 45,83 meq/100 g MO para el TA12.

Por todo ello, Roig *et al.* (1988) y Iglesias-Jiménez y Pérez-García (1992) sugirieron como índice más acertado el ratio CIC/C_{OT} , proponiendo como valor mínimo de éste 1,7 meq/g C_{org} y 1,9 meq/g C_{org} , respectivamente. Los dos compost obtenido en el presente trabajo superaron dichos umbrales, pudiendo considerarse que poseen correcto grado de humificación y madurez. Por su parte, Lossin (1971) propuso la demanda química de oxígeno como índice de madurez, ya que está directamente relacionada con el contenido de materia orgánica oxidable, estableciendo como valor máximo de este parámetro 700 mgO₂/l, este valor no fue superado en ambos compost.

La tasa de respiración aeróbica es un parámetro muy apropiado para evaluar la actividad biológica y la estabilidad de los materiales. Un compost insuficientemente maduro presenta una alta demanda de oxígeno debido al crecimiento y a la actividad de los microorganismos, consecuencia de la abundancia de compuestos fácilmente biodegradables. Veecken *et al.* (2007) propusieron, mediante la clasificación de residuos orgánicos en tres categorías, un valor de 15 mmol O₂ Kg/ MO h como límite máximo aceptable.

Tanto el compost TA24 como el TA12 pueden considerarse como altamente estables, al encontrarse por debajo de los 5 mmol O₂ Kg/ MO h. Con respecto al test de germinación, ambos compost presentan valores por encima del límite (>80%) propuesto por Zucconi *et al.* (1981).

Adicionalmente se evaluó la madurez de los compost siguiendo el método propuesto por el California Composts Quality Council (CCQC), los cuales clasifican los compost en tres grupos, “inmaduros”, “maduros” y “muy maduros”. Para ello se utiliza una serie de Tests analíticos para evaluar la estabilidad (Grupo A) y la madurez (Grupo B) (Tabla 5.19) y, posteriormente, mediante una matriz de correspondencia se clasifica el compost (Tabla 5.20) (TMECC, 2002).

Tabla 5.19. Umbrales de tolerancia para los índices de madurez propuestos por el California Composts Quality Council (CCQC).

Umbrales de tolerancia para los parámetros relacionados con la estabilidad (Grupo A)			
Parámetros	“Muy estable”	“Estable”	“Inestable”
Demanda específica de O ₂ (mg O ₂ /g MO d)	<3	3-10	>10
Evolución CO ₂ (mg C-CO ₂ / g MO d)	<2	2-4	>4
Test Dewar de control de temperatura	V	V	<V
Producción de CO ₂ (Solvita ©)	7-8	5-6	1-4
Carbono biodisponible (mg C-CO ₂ /g C d)	<2	2-4	>4
Umbrales de tolerancia para los parámetros relacionados con la madurez (Grupo B)			
Parámetros	“Muy maduro”	“Maduro”	“Inmaduro”
NH ₄ ⁺ -N (mg kg ⁻¹ en peso seco)	<75	75-500	>500
NH ₄ ⁺ -N/ NO ₃ ⁻ -N	<0,5	0,5-3,0	>3,0
Tasa de germinación (% del control)	>90	80-90	<80
Vigor de germinación (% del control)	>95	85-95	<85
Índice de Germinación (% del control)	>90	80-90	<80
Bioensayo lombrices (% en el incremento peso)	<20	20-40	>40
NH ₃ (Solvita ©) (código de color)	5	4	3-1
Ácidos grasos volátiles (mmol/g en peso seco)	<200	200-1000	>1000

Fuente: (TMECC, 2002)

Para poder evaluar un compost con este método debe tener una relación C_{OT}/N_T ≤25 y al menos realizar una prueba de grupo A (estabilidad) y otra del grupo B (madurez). En el caso que nos ocupa, del grupo A se evaluó la demanda específica de oxígeno, mediada en mg O₂/g MO día, y del grupo B el contenido de NH₄⁺-N y la relación NH₄⁺-N/ NO₃⁻-N. El compost TA24 presenta una demanda específica de oxígeno de 3,62 mg O₂ /g MO día, por lo que se considera un compost estable.

Por su parte el compost TA12 presentó una menor demanda específica de oxígeno (2,41 mg O₂ /g MO día), entrando dentro de los compost considerados como muy estables. En cuanto a los parámetros de madurez (grupo B) evaluados, ambos compost se encuentra dentro del rangos establecido para materiales maduros, entre los 75 y los 500 mg/kg para el contenido de NH₄⁺-N y entre el 0,5 y el 3,0 para la relación NH₄⁺-N/ NO₃⁻-N. Al introducir estos resultados en la matriz de correspondencia (Tabla 5.20), se obtuvo que el compost TA12 de ser considerado como muy maduro, mientras que el TA24 será considerado como compost maduro.

Tabla 5.20. Matriz de correspondencia para la clasificación de los composts en “inmaduros”, maduros” y “muy maduros” según la CCQC.

	INESTABLE	ESTABLE	MUY ESTABLE
INMADURO	“INMADURO”		
MADURO		“MADURO”	
MUY MADURO			“MUY MADURO”

Fuentes: (TMECC, 2002)

Según los resultados hasta aquí presentados, los composts obtenidos constituyen una excelente materia prima para la preparación de enmiendas y abonos orgánicos, fundamentalmente debido a su elevado contenido en MO parcialmente humificada, su alto grado de estabilización y la ausencia de compuestos fitotóxicos. Considerando de forma global los parámetros de madurez y estabilidad más comúnmente utilizados (Tabla 5.18), se observó que ambos compost presenta un grado adecuado de maduro/estable. Por su parte, teniendo en cuenta la clasificación propuesto por el California Composts Quality Council (CCQC), el compost TA12 presenta mayor grado madurez que el compost TA24.

5.3.3. Adecuación de los compost obtenido como fuente de enmiendas y abonos orgánicos.

El Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, regula en España todo lo concerniente a la fabricación de productos fertilizantes. Como ya se comentó en el apartado anterior (Apartado 5.3.2), los composts obtenidos pueden ser considerados una excelente materia prima para la obtención de enmiendas y abonos orgánicos. Dentro del Real Decreto 506/2013 se define el concepto de Abono orgánico y enmienda orgánica de la siguiente forma:

Abono orgánico: “producto cuya función principal es aportar nutrientes para las plantas, los cuales proceden de materiales carbonados de origen animal o vegetal”.

Enmienda orgánica: “enmienda procedente de materiales carbonados de origen vegetal o animal, utilizada fundamentalmente para mantener o aumentar el contenido en materia orgánica del suelo, mejorar sus propiedades físicas y mejorar también sus propiedades o actividad química o biológica”.

Los productos fertilizantes que pueden obtenerse a partir de residuos orgánicos biodegradables de origen animal y vegetal, utilizarse como abonos y enmiendas en agricultura, se recogen en la Tabla 5.21. Estos productos fertilizantes quedan integrados en dos grupos: Grupo 2 (Abonos orgánicos) y Grupo 6 (Enmiendas orgánicas). Dentro de estos grupos los composts obtenidos en este estudio podrían ajustarse a las siguientes categorías: Abono orgánico nitrogenado de origen animal y vegetal, Abono orgánico NPK de origen animal y vegetal, Abono orgánico NP de origen animal y vegetal, Enmienda orgánica húmica y Enmienda orgánica Compost de estiércol.

Los requerimientos legales mínimos nutricionales exigidos para el abono orgánico nitrogenado de origen animal y vegetal son: 3% de N_T , $C_{OT}/N_T < 12$, para el abono orgánico NPK de origen animal y vegetal son: $C_{OT}/N_T < 15$ y 4% de la suma $N_T + P_2O_5 + K_2O$, debiendo cuantificarse al menos un 1% de cada uno de los tres nutrientes, y para el abono orgánico NP de origen animal y vegetal son : 6% de la suma $N_T + P_2O_5$, 2% de N_T , 3% de P_2O_5 total y $C_{OT}/N_T < 12$.

Por otra parte, para el uso como enmienda orgánica se exige como valores mínimos nutricionales: 25% de MO, 5% de extracto húmico total y 3% de ácidos húmicos para enmienda orgánica húmica, mientras que para enmienda orgánica de compost de estiércol se exige un contenido mínimo materia orgánica total del 35% y una relación $C_{OT}/N_T < 20$.

Tabla 5.21. Tipos de abonos y enmiendas que se podrían obtener a partir de los compost en base al Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

Denominación del Tipo	Informaciones sobre la forma de obtención y los componentes esenciales	Contenido mínimo en nutrientes (porcentaje en masa) Información sobre la evaluación de los nutrientes. Otros requisitos
GRUPO 2. ABONOS ORGÁNICOS		
2.1. Nitrogenados		
Abono orgánico nitrogenado de origen animal y vegetal	Producto sólido obtenido por tratamiento, con o sin mezcla, de materias orgánicas animales y vegetales	N total: 3% C/N no mayor de 12
2.3. NPK		
Abono orgánico NPK de origen animal y vegetal	Producto sólido obtenido por tratamiento de excrementos animales mezclados con materias orgánicas vegetales y/o materias orgánicas animales	N + P ₂ O ₅ + K ₂ O: 4% C/N no mayor de 15 Cada nutriente debe ser al menos un 1%
2.4. NP		
Abono orgánico NP de origen animal y vegetal	Producto sólido obtenido por tratamiento, con o sin mezcla, de materias orgánicas animales y vegetales	N + P ₂ O ₅ : 6% - N total: 2% - P ₂ O ₅ total: 3% - C/N no mayor de 12
GRUPO 2. ENMIENDA ORGÁNICOS		
Enmienda orgánica húmica	Producto de origen animal o vegetal, o por tratamiento de leonardita, lignito o turba, con un contenido mínimo en materia orgánica parcialmente humificada	Materia orgánica total: 25% Extracto húmico total (ácidos húmicos + ácidos fúlvicos): 5% Ácidos húmicos: 3% - Humedad máxima: 40%
Enmienda orgánica Compost de estiércol	Producto higienizado y estabilizado, obtenido mediante descomposición biológica aeróbica (incluyendo fase termofílica), exclusivamente de estiércol, bajo condiciones controladas	Materia orgánica total: 35% - Humedad máxima: 40% C/N < 20 No podrá contener impurezas ni inertes de ningún tipo tales como: piedras, gravas, metales, vidrios o plásticos

Teniendo en cuenta estos límites nutricionales y la evaluación de estos parámetros para los composts obtenidos (Tabla 5.22), se puede concluir que los composts obtenidos se ajustan dentro de las categorías de Abono orgánico NPK de origen animal y vegetal y de Enmienda orgánica de compost de estiércol. Por el contrario, tanto el compost TA24 y TA12 no cumplieron los requisitos mínimos para entrar de las categorías de Abono orgánico nitrogenado de origen animal y vegetal y Abono orgánico NP de origen animal y vegetal, al no llegar a los valores mínimos del 3% y 2% de N_T para cada categoría, respectivamente. Los composts obtenidos presentaron valores de extracto húmico total y ácidos húmicos por debajo de los valores mínimos establecidos en la categoría de enmienda orgánica húmica, no pudiendo entrar dentro de esta categoría.

Tabla 5.22. Principales características de los composts obtenidos (TA24 y TA12) en relación con los requisitos mencionados en el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

Parámetros	TA24	TA12	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
MO (%)	48,11	46,65				25	35
Extracto húmico total (%)	3,4	3,54				5	
Ácidos húmicos (%)	2,48	2,54				3	
C _{OT} /N _T	10,54	10,33	<12	<15	<12		<20
N _T (%)	1,30	1,20	3	1	2		
P ₂ O ₅ (%)	5,84	5,16		1	3		
K ₂ O (%)	1,41	1,29		1			
N _T +P ₂ O ₅ +K ₂ O (%)	8,55	7,65		4			
N _T + P ₂ O ₅ (%)	7,12	6,36			6		

(1): Abono orgánico nitrogenado de origen animal y vegetal; (2): abono orgánico NPK de origen animal y vegetal; (3) abono orgánico NP de origen animal y vegetal (4) enmienda orgánica húmica; (5) enmienda orgánica de compost de estiércol; MO: materia orgánica; C_{OT}: Carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total; TA12: tasa de aireación 5 minutos cada 12 horas; TA24: tasa de aireación 5 minutos cada 24 horas;

5.4. REVALORIZACIÓN DEL COMPOST COMO BIOSORBENTE PARA LA ELIMINACIÓN DE CD(II) Y PB(II) EN EFLUENTES LIQUIDOS.

5.4.1. Caracterización físico-química del biosorbente.

Para llevar a cabo las experiencias de absorción se utilizó el compost que presentó mejores índices de humificación y mayor grado estabilidad y madurez, es decir el compost resultante del tratamiento TA12. Las características físico-químicas del compost de residuos de incubadora con cama de gallinas ponedoras utilizado en este estudio se resumen en la Tabla 5.23. Este compost se caracteriza por una baja relación C_{OT}/N_T y un pH ligeramente alcalino (7,8). La baja área superficial específica (2,06 m²/g) y el volumen de poro (0,0087 cm³/g) fueron los esperados para este tipo de material (Al-Mashaqbeh y McLaughlan, 2012; Anastopoulos *et al.*, 2013).

Tabla 5.23. Principales propiedades del compost de residuos de incubadora como biosorbente.

Propiedades	Compost	Propiedades	Compost
Área superficial BET (m ² /g)	2,06	DQO (mg O ₂ /L)	210
Volumen de poros (cm ³ /g)	0,0087	OUR (mg O ₂ /g MO d)	2,41
Tamaño de poros (nm)	16,9	Pb Total (ppm)	2,48
pH	8,15	Cd Total (ppm)	0,213
pH _{PCZ}	8,3	Cr Total (ppm)	22,26
MO (%)	46,35	Cu Total (ppm)	58,21
C _{OT} (%)	13,46	Zn Total (ppm)	306,63
N _T (%)	1,20	Ni Total (ppm)	6,82
C _{OT} /N _T	8,61	P (PO ⁴⁻) (%)	0,41
NH ₄ ⁺ -N (%)	0,02		

MO: Materia orgánica; C_{OT}: Carbono orgánico total; N_T: nitrógeno total; DQO: demanda química de oxígeno; OUR: tasa de consumo de oxígeno

Por su parte, los valores de DQO, OUR, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, PO_4^{4-} y la concentración total de metales sugieren que el uso de este compost como biosorbente no conlleva un aumento en la carga orgánica e inorgánica de los efluentes tratados por encima de los límites permitidos para el uso con agua de riego.

5.4.2. Efectos del pH.

El valor de pH de punto de carga cero (pH_{pcz}) se obtuvo mediante la intersección del pH inicial (pH_i , eje x) con la línea de $\Delta\text{pH}=0$ (eje y), de acuerdo con la metodología propuesta por Fiol y Villaescusa (2009) (Figura 5.18.a).

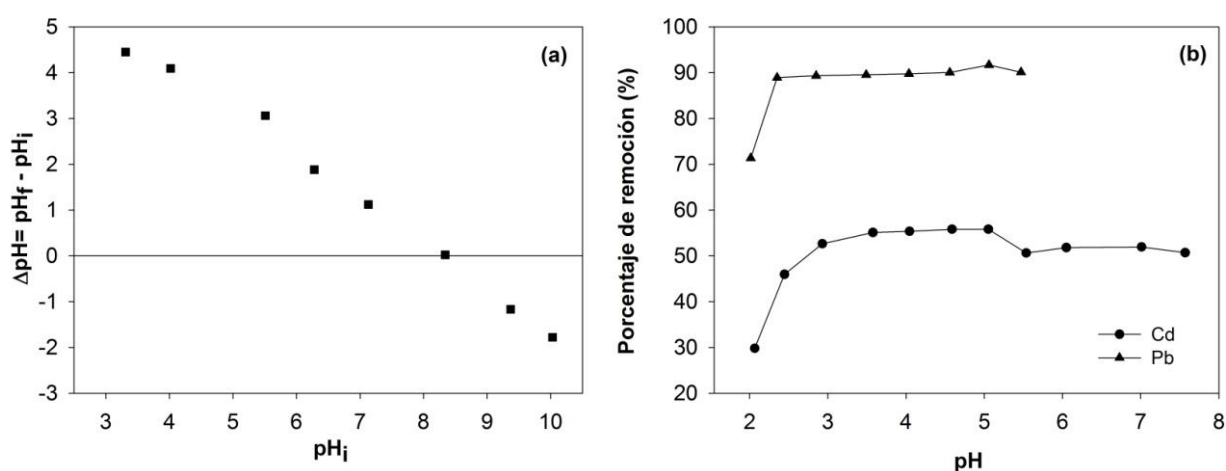


Figura 5.18. a) Determinación de pH_{pcz} del compost; b) Efecto del pH sobre la adsorción de Cd (II) y Pb (II) sobre el compost de residuos de incubadora (dosis biosorbente = 10 g/l; $C_0 = 500$ mg/l de Cd (II); y 1500 mg/l de Pb (II), temperatura = 25°C).

El pH_{pcz} es el valor de pH en el que la superficie de la biosorbente es neutral. En nuestro caso, la pH_{pcz} del compost se encuentra en torno al 8,3. La superficie total de las partículas de compost está cargada positivamente cuando el pH del medio es inferior al pH_{pzc} y cargada negativamente cuando el pH del medio es superior al valor de pH_{pzc} . El pH de todas las soluciones estudiadas se encuentra por encima del pH_{pzc} , por lo que las partículas de compost se encuentran cargadas positivamente, pudiéndose excluir la atracción electrostática de los mecanismos envueltos en la absorción de iones metálicos.

El pH es uno de los parámetros más importantes que controlan la eliminación de metales presentes en medios acuosos mediante el uso de sólidos biosorbentes, provocando la variación en el pH cambios en las características y disponibilidad de los iones metálicos en disolución, así como, modificación del estado químico de los grupos funcionales presente en el biosorbente.

Para los experimentos de efecto del pH en la biosorción de Cd(II) y Pb (II) sobre compost se usó una concentración inicial de Cd(II) de 500 mg/l y de Pb de 1500 mg/l, una concentración de biosorbente de 10 g/L, un tiempo de contacto de 5 horas y una temperatura constante de 25 °C. La variación de la capacidad de adsorción del compost en función del pH se representa gráficamente en la Figura 5.18.b. Como puede observarse, un aumento en el pH se correspondió con un aumento de la adsorción, aumentando la remoción de 71,3% a 89,7% para Pb (II) y de 29,8% a 55,3% para Cd (II) como el incremento de pH desde 2 a 4. La máxima adsorción se encontró a pH 5, mostrando un porcentaje de remoción del 91,6% en el caso del Pb (II) y del 55,8% para el Cd (II). El menor porcentaje de remoción a pH 2.0 podría deberse al hecho de que a valores de pH más bajo la solución contenía una alta concentración de iones H^+ , los cuales compiten por los lugares de adsorción presentes en el compost. Por otro lado, cuando se aumentó el pH más grupos funcionales (hidroxilo, carboxilo y amina grupos) quedan expuestos y se liberan protones a la solución, lo que conlleva un aumento de la carga negativa y por tanto de la atracción de los iones metálicos (Aksu, 2001).

A valores de pH más alto que 5,0 se observó una ligera disminución de la eficiencia de adsorción para Cd (II), probablemente debido a los procesos de hidrólisis secundarias sufridos por este. Otra posible explicación podría ser que a valores de pH por encima de 5 se produce la disociación de los ácidos carboxílicos del biosorbente, formándose grupos carboxilato más H^+ , esto se debe a que el pKa de los ácidos carboxílicos varía desde 3,8 hasta 5,0 (Jacques *et al.*, 2007). Por todo lo anteriormente expuesto, el pH 5 fue elegido como pH óptimo para ambos iones metálicos y en el resto de experiencias todas las disoluciones se ajustaron a este pH. Este valor óptimo de pH ya fue observado con anterioridad, tanto en la adsorción de Pb (II) sobre compost de "*Myriophyllum spicatum*" (Milojković *et al.*, 2014) como en la adsorción de Cd (II) sobre biomasa de panales de abejas (Reddy *et al.*, 2012).

5.4.3. Estudio cinético.

El efecto del tiempo de contacto sobre la cantidad adsorbida de Cd (II) y Pb (II) sobre la biomasa del compost se muestra en la Figura 5.19. Los perfiles de adsorción mostraron la típica cinética bifásica (Naiya *et al.*, 2009; Srivastava *et al.*, 2006) con una adsorción rápida en los primeros 30 minutos, seguido de una etapa más lenta.

Durante los primeros 30 minutos la absorción de Cd (II) y Pb (II) se produjo de forma rápida hasta conseguir una remoción del 73,34% y el 70,53%, respectivamente, posteriormente a los 180 minutos se alcanzó equilibrio de adsorción entorno al 90,63% y 92,24% para Cd(II) y Pb(II), respectivamente. La alta tasa de adsorción inicial puede ser atribuido a una rápida difusión de los iones de la solución a la superficie externa del biosorbente, mientras que la tasa de adsorción más lento en la segunda etapa fue probablemente causado por la difusión de los iones metálicos dentro de la estructura porosa del biosorbente (Lee y Yang, 1997). De acuerdo con estos resultados, el tiempo de contacto óptimo se fijó en 5 h para el resto de los experimentos por lotes.

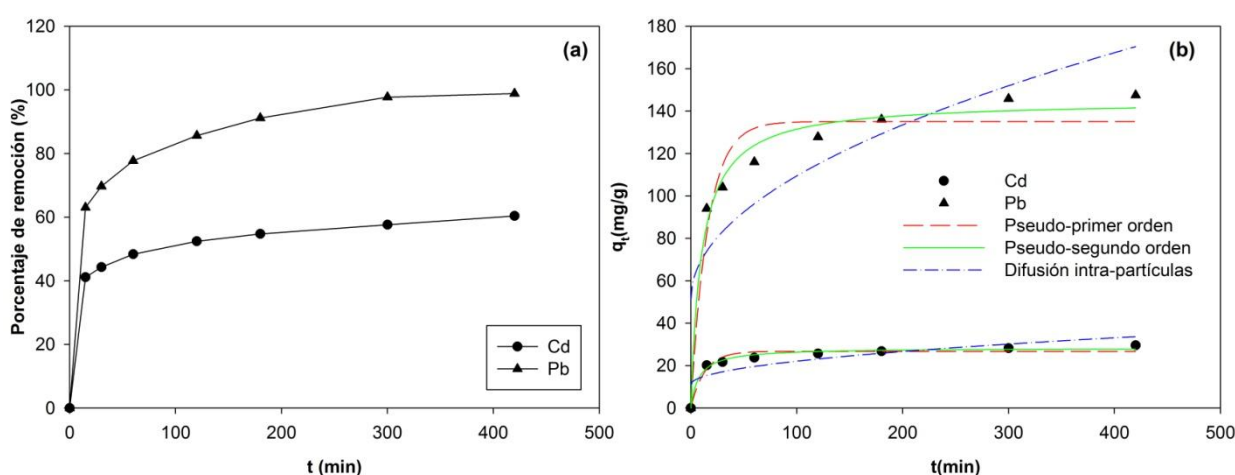


Figura 5.19. Efecto del tiempo de contacto en la adsorción de Cd (II) y Pb (II) sobre el compost de residuos de incubadora. a) Los datos experimentales; b) Los datos experimentales ajustados a los tres modelos cinéticos (dosis biosorbente = 10 g/l; C_0 = 500 mg/l de Cd (II) y 1,500 mg/l de Pb (II); temperatura = 25°C; pH = 5,0).

El estudio cinético permite determinar la velocidad de la adsorción del adsorbato por el adsorbente y debe proporcionar una idea sobre el mecanismo de la adsorción, además es necesario para seleccionar las condiciones óptimas de operación en el diseño del sistema adecuado de tratamiento del efluente. Con el fin de evaluar el mecanismo cinético que controla la adsorción de Cd (II) y Pb (II) tres modelos cinéticos se ajustaron a los datos experimentales: modelo de pseudo-primer orden, modelo de pseudo-segunda orden y modelo de difusión intra-partículas.

La ecuación de pseudo-primer orden (Lagergren, 1898), que considera que la tasa de ocupación de los sitios de adsorción es proporcional al número de sitios no ocupados, se expresa como se indica en la Eq. 5.9. Mediante la integración de esta ecuación y la elección de las condiciones límite $q = 0$ en $t = 0$ y $q = q_t$ en $t = t$, se puede derivar la Eq. 5.10.

$$\frac{dq}{dt} = k_1(q_e - q) \quad \text{Eq. 5.9}$$

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad \text{Eq. 5.10}$$

donde q_t (mg/g) es el metal adsorbido en un tiempo t , q_e (mg / g) es la capacidad de adsorción en el equilibrio, t (min) es el tiempo de contacto y k_1 (1/h) es la constante de velocidad de adsorción de la ecuación de pseudo-primer orden.

El modelo de pseudo-segundo orden (Ho, 1995), que considera que la tasa de absorción es proporcional al cuadrado del número de sitios desocupados, se corresponde con la Eq. 5.11. La integración de esta ecuación bajo las condiciones límite, $q = 0$ en $t = 0$ y $q = q_t$ en $t = t$, conduce a la Eq. 5.12:

$$\frac{dq}{dt} = k_2(q_e - q)^2 \quad \text{Eq. 5.11}$$

$$q_t = \frac{t}{1/k_2 q_e^2 + t/q_e} \quad \text{Eq. 5.12}$$

donde k_2 (g/mg h) es la constante de velocidad de adsorción de la ecuación de pseudo-segundo orden.

Los datos cinéticos también se analizaron por medio del modelo de cinética de difusión intra-partículas, que considera que la velocidad de difusión intra-partículas varía proporcionalmente con el tiempo elevado a 0,5 (Weber y Morris 1963), de acuerdo con la Eq. 5.13:

$$q_t = k_{id} t^{0,5} + C \quad \text{Eq. 5.13}$$

donde k_{id} (mg min^{0,5}/g) es la constante de velocidad de difusión intrapartículas y C es la intercepción, lo que da una idea del espesor de la capa límite.

Los parámetros cinéticos resultantes del ajuste con estos modelos se resumen en la Tabla 5.24. Las cantidades adsorción calculadas (q_{e_cal}) obtenido mediante el modelo cinético de pseudo-primer orden difiere de los valores experimentales (q_{e_exp}). Además, los valores de los coeficientes de correlación (r^2) para el modelo de pseudo-primer orden fueron menores que los obtenidos para el modelo de pseudo-segundo orden, lo que indica que los datos experimentales presentan un mejor ajuste al modelo cinética de pseudo-segundo orden.

Tabla 5.24. Parámetros cinéticos obtenidos de los ajustes de los datos experimentales mediante diferentes modelos.

Iones metálicos	C_0 (mg/L)	q_{e_exp} (mg/g)	Pseudo-primer-orden		
			k_1 (min)	q_{e_cal} (mg/g)	r^2
Cd (II)	500	29.59	0.35	26.69	0.977
Pb(II)	1500	147.52	0.06	135.16	0.974
Iones metálicos	C_0 (mg/L)	q_{e_exp} (mg/g)	Pseudo-primer-orden		
			k_2 g/(mg.min))	q_{e_cal} (mg/g)	r^2
Cd (II)	500	29.59	0.00461	28.32	0.993
Pb(II)	1500	147.52	0.000675	144.93	0.992
Iones metálicos	C_0 (mg/L)	q_{e_exp} (mg/g)	Difusión intra-partícula		
			k_{id} (mg/g.min ^{1/2})	C (mg/g)	r^2
Cd (II)	500	29.59	1.103	11.05	0.813
Pb(II)	1500	147.52	5.811	51.30	0.844

C_0 : Concentración inicial del ion metálico; q_{e_exp} : cantidad adsorbida experimental; q_{e_cal} : cantidad adsorbida calculado r^2 - Coeficiente de correlación; k_1 : constante de velocidad de adsorción de la ecuación de pseudo-primer orden; k_2 : constante de velocidad de adsorción de la ecuación de pseudo-segundo orden; k_{id} : constante de velocidad de difusión intra-partícula y C: espesor de la capa límite.

El modelo cinético de pseudo-segundo orden se basa en la suposición de que la etapa de control de velocidad en el proceso de adsorción es la interacción química entre grupos funcionales superficiales del biosorbente y los iones de metales. Otros autores también observaron un mejor ajuste de los datos experimentales al modelo cinético de pseudo-segundo orden (Sari *et al.*, 2007; Singha y Das, 2013).

Por otro lado, para el modelo de difusión intra-partículas los valores de los coeficientes de correlación fueron relativamente baja ($r^2 < 0,9$), lo que indica una pobre descripción de la adsorción por este modelo cinético

5.4.4. Isoterma de adsorción en soluciones de un solo metal.

El efecto de la concentración inicial de iones metálicos en la capacidad de adsorción de Cd (II) o Pb (II) sobre el compost se analizó mediante la representación de la cantidad adsorbida por el compost en equilibrio (q_e) frente a la concentración de metal en solución en equilibrio (C_e) (ver Figura 5.20). Como se puede observar, el aumento de la concentración inicial causó un aumento en la cantidad de iones metálicos adsorbidos por unidad de masa.

Los valores experimentales de las isothermas de adsorción se ajustaron mediante tres modelos de equilibrio: los modelos de Langmuir y Freundlich, que han sido ampliamente utilizados en la bibliografía por su simplicidad y el buen ajuste en el caso de adsorción de iones metálicos, y el modelo de Sips, que combina a los dos anteriores.

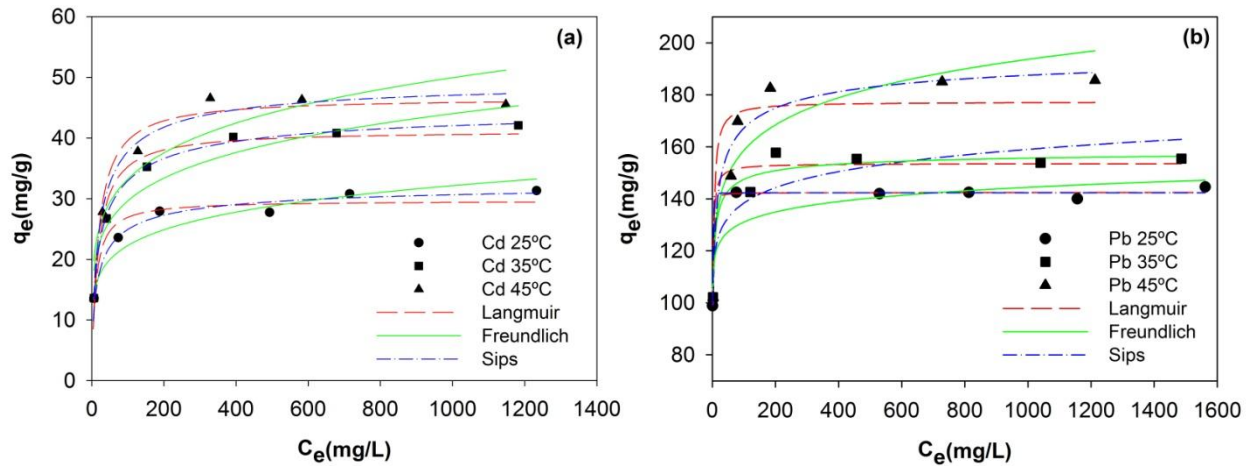


Figura 5.20. Efecto de la concentración inicial de los iones metálicos sobre la adsorción de (a) Cd (II) y (b) Pb (II) sobre el compost de residuos de incubadora a 25, 35 y 45°C (dosis biosorbente = 10g/l; tiempo = 5 h; pH = 5,0).

El modelo de Langmuir (Eq. 5.14) asume que la adsorción se produce en una monocapa, donde los sitios activos son idénticos y energéticamente equivalente, sin interacciones entre las moléculas adsorbidas y sin transmigración de las moléculas adsorbidas (Langmuir, 1918):

$$q_e = \frac{k_L q_{max} C_e}{1 + k_L C_e} \quad \text{Eq. 5.14}$$

donde q_e (mg/g) es la capacidad de adsorción en equilibrio, C_e (mg/l) es la concentración de contaminantes en equilibrio, k_L (l/mg) es la constante de Langmuir relacionada con la energía de adsorción, que refleja cuantitativamente la afinidad entre el adsorbente y adsorbato, y q_{max} (mg/g) es la capacidad de adsorción máxima teórica.

La isoterma de Freundlich es una ecuación empírica (Eq. 5.15), que considera la posibilidad de adsorción en múltiples capas con una distribución de energía heterogénea de los sitios activos, acompañado por las interacciones entre las moléculas adsorbidas (Freundlich, 1906):

$$q_e = k_F C_e^{1/n} \quad \text{Eq. 5.15}$$

donde k_F ($\text{mg g}^{-1}(\text{mg l}^{-1})^{1/n}$) es la constante de Freundlich, que es un indicador de la capacidad de adsorción y n es una medida de la intensidad de la adsorción o heterogeneidad de superficie (un valor más cercano a cero representa una superficie más heterogénea).

Por último, la isoterma Sips es un modelo que incorpora las características de ambos modelos de Langmuir y Freundlich (Sips, 1948), y se define por la siguiente ecuación (Eq. 5.16):

$$q_e = \frac{q_{\max} K_s C_e^{1/n_s}}{1 + K_s C_e^{1/n_s}} \quad \text{Eq. 5.16}$$

donde q_{\max} es la capacidad de adsorción máxima teórica (mg / g), y K_s la constante de afinidad y n_s es el parámetros Sips.

Los parámetros de adsorción para cada ion de metal, obtenidos a partir de los ajustes de los datos experimentales con los diferentes modelos de isotermas y los coeficientes de correlación correspondientes (r^2) se recogen en la Tabla 5.25. Las constantes de adsorción de Freundlich (K_F y $1/n_f$) son indicadores de la capacidad de adsorción y la intensidad, respectivamente. Los valores $1/n$ se encuentran dentro del rango entre 0 y 1, indicando que la adsorción de Cd (II) y Pb (II) por parte del compost fue favorable bajo estas condiciones. Los coeficientes de correlación (r^2) fueron de 0,946 y 0,922 para la adsorción de Cd (II) y de iones de Pb (II) a 25°C, respectivamente. Las constantes de adsorción de Freundlich (K_F y $1/n_f$) son indicadores de la capacidad de adsorción y la intensidad, respectivamente. Los valores $1/n$ se encuentran dentro del rango entre 0 y 1, indicando que la adsorción de Cd (II) y Pb (II) por parte del compost fue favorable bajo estas condiciones. Los coeficientes de correlación (r^2) fueron de 0,946 y 0,922 para la adsorción de Cd (II) y de iones de Pb (II) a 25°C, respectivamente. Sin embargo, una mejor correlación se encontró mediante el uso de isoterma de Langmuir, dado unos valores de r^2 de 0,975 y 0,996 para la adsorción de Cd (II) y Pb (II) a 25°C, respectivamente.

Esto indica que el modelo de Langmuir fue capaz de describir adecuadamente la relación entre las cantidades de iones metálicos adsorbidos y su concentración en la solución en condiciones de equilibrio. Las capacidades máximas de adsorción, calculadas mediante el ajuste de la isoterma de Langmuir, fueron de 29,6 mg/g para Cd (II) y de 142,7 mg/g para Pb (II). Por lo tanto, el compost presentó una mayor afinidad hacia los iones Pb(II) en comparación con los iones Cd(II), estando en concordancia por lo obtenido por otros autores (Martínez *et al.*, 2006; Yalçın *et al.*, 2012).

Tabla 5.25. Parámetros de equilibrio estimados para la absorción de Cd(II) y Pb(II) sobre el compost de residuos de incubadora.

Iones metálicos	T (°C)	Constantes de Langmuir			Constantes de Freundlich		
		q_{max} (mg/g)	K_L (l/mg)	r^2	K_F (mg/g (L/mg) ^{1/n})	1/n _f	r^2
Cd (II)	25	29,68	0,097	0,976	10,68	0,159	0,946
	35	41,24	0,059	0,982	13,43	0,171	0,957
	45	46,64	0,056	0,985	14,70	0,176	0,934
Pb(II)	25	142,66	4,482	0,996	107,89	0,042	0,922
	35	153,59	0,973	0,972	104,76	0,060	0,924
	45	177,31	0,510	0,929	106,41	0,086	0,926

Iones metálicos	T (°C)	Constantes de Sips			
		q_{max} (mg/g)	K_s (mg/g (mg/L) ^{1/n})	n_s	r^2
Cd (II)	25	32,33	0,176	1,607	0,993
	35	45,83	0,137	1,575	0,999
	45	49,81	0,107	1,363	0,993
Pb(II)	25	142,57	5,282	0,808	0,996
	35	159,86	1,240	2,040	0,981
	45	202,60	0,678	2,375	0,977

q_{max} : capacidad de adsorción máxima teórica; k_L : constante de Langmuir; k_F : constante de Freundlich; n : medida de la intensidad de la adsorción; K_s la constante de afinidad; n_s : parámetro Sips; r^2 : coeficiente de correlación.

De hecho, las características de iones de los dos metales apoyan estos resultados, presentando el Pb (II) mayor peso atómico, electronegatividad y tamaño iónico (peso atómico: 207,2 amu, radio iónico: 119 pm, electronegatividad: 2,33) en comparación con el Cd (II) (peso atómico: 112,4 amu, radio iónico: 83 pm, electronegatividad: 1,91). Según Şengil y Özacar (2009) cuanto mayor es el peso atómico, la electronegatividad y el tamaño iónica mayor es la afinidad para la adsorción. Los valores q_{max} obtenidos mediante el modelo Langmuir para la absorción Pb (II) y Cd (II) sobre varios biosorbentes se resumen en la Tabla 5.26, junto con los valores q_{max} obtenidos en el presente estudio.

Teniendo en cuenta que las condiciones experimentales no difieren significativamente entre estos estudios, los datos de la Tabla 5.26 indican que la capacidad de adsorción de nuestro biosorbente es elevada, especialmente para Pb (II). Por todo ello, se puede concluir que el compost de residuos de incubadora puede ser considerado como un material prometedor como biosorbente para la eliminación de Cd (II) y Pb (II) en solución acuosa.

Tabla 5.26. Capacidad máxima de adsorción (q_{\max}) mediante la aplicación el modelo Lagmuir para varios biosorbentes.

Biosorbentes	Condiciones de operación		q_{\max} (mg/g)		Referencias
	pH	T(°C)	Pb(II)	Cd (II)	
Cascara de arroz	6.0	32	58.1	16.7	(Krishnani <i>et al.</i> , 2008)
Pulpa de remolacha	5.5	20	3.76	24.39	(Reddad <i>et al.</i> , 2002)
<i>Amanita rubescens</i>	5.0	20	38.4	27.3	(Sari y Tuzen, 2009)
<i>Ulva lactuca</i>	5.0	20	34.7	29.2	(Sari y Tuzen, 2008)
Compost poda de olivo	5.0	25	96.15	-	(Anastopoulos <i>et al.</i> , 2013)
<i>Onosma bracteatum</i>	4.0	35	-	9.51	(Khan Rao <i>et al.</i> , 2014)
Piel de naranga	5.5	30	113.5	63.35	(Feng <i>et al.</i> , 2011)
Residuos algas verdes	5.0	20	66.42	34.61	(Bulgariu y Bulgariu, 2012)
Residuos de corcho	5.0	25	13.57	2.39	(López-Mesas <i>et al.</i> , 2011)
Piel de Ponkan	5.0	25	112.1	-	(Pavan <i>et al.</i> , 2008)
<i>Opuntia ficus indica</i>	3.5-5.8	25	98.62	30.42	(Barka <i>et al.</i> , 2013)
Panales de miel	5.0	30	54.23	47.95	(Reddy <i>et al.</i> , 2012)
<i>Myriophyllum spicatum</i>	5.0	30	45.63	-	(Milojković <i>et al.</i> , 2014)
Hojas de berengena	5.0	30	55.58	-	(Yuvaraja <i>et al.</i> , 2014)
Cascara de nuez de cajú	5.0	25	28.65	11.23	(Coelho <i>et al.</i> , 2014)
Compost en estudio	5.0	25	142.66	29.68	Este estudio

Adicionalmente, los resultados experimentales de las isotermas de adsorción también se ajustaron utilizando el modelo de Sips, revelando los coeficientes de correlación que este modelo fue el que mejor se ajusta a los datos experimentales (0,993 para Cd (II) y 0,996 para Pb (II) a 25°C). Lo que sugiero que tanto la adsorción física y química se llevó a cabo de forma simultánea. Las capacidades máximas de adsorción calculadas mediante la aplicación el modelo Sips fueron de 32,3 mg/g para Cd (II) y 142,6 mg/g de Pb (II) a 25°C.

5.4.5. Termodinámica de la adsorción.

Los factores termodinámicos deben ser considerados a fin de determinar si el proceso de adsorción se produce de forma espontánea. Los resultados de las isotermas a diferentes temperaturas (ver Tabla 5.25)) mostraron que la capacidad máxima de adsorción de Cd (II) y Pb (II) sobre el compost aumentó cuando se incrementó la temperatura, lo que sugiere la naturaleza endotérmica del proceso.

El aumento de la adsorción a temperaturas más altas puede atribuirse a un aumento de tamaño de los poros y/o a una mayor activación de la superficie del biosorbente (Vishvakarma *et al.*, 1989). Los parámetros termodinámicos obtenidos se resumen en la Tabla 5.27.

Los valores de ΔH^0 y ΔS^0 se obtuvieron de la pendiente y la intersección mediante la linealización de la ecuación de van't Hoff (Eq. 5.17), la cual relaciona la $\ln K_d$ con la inversa de la temperatura ($1/T$) (Figura 5.21), mientras que la ΔG^0 se obtuvo mediante la Eq. 5.18 .

$$\ln K_d = -\frac{\Delta H^0}{RT} + \frac{\Delta S^0}{R} \quad \text{Eq. 5.17}$$

$$\Delta G^0 = -RT \ln K_d \quad \text{Eq. 5.18}$$

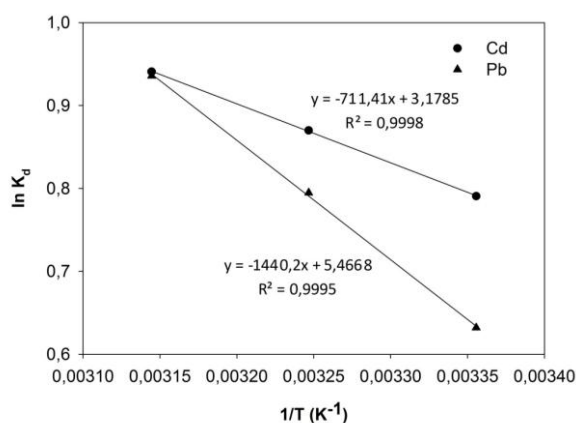


Figura 5.21. Evaluación de parámetros termodinámicos para la adsorción de Cd (II) y Pb (II) sobre el compost de residuos de incubadora.

Los valores negativos de ΔG^0 revelaron la naturaleza espontánea del proceso de adsorción. Además, la disminución en los valores de ΔG^0 con el aumento de la temperatura (Tabla 5.27) indica que la adsorción se vuelve más espontánea a temperaturas más altas. Los valores positivos de ΔH^0 sugirieron la naturaleza endotérmica de la adsorción. Los valores positivos de ΔS^0 indicaron un aumento en la aleatoriedad en la interfaz sólido/solución durante la adsorción.

Tabla 5.27. Parámetros termodinámicos estimados para la adsorción de Cd(II) y Pb(II) sobre el compost de residuos de incubadora.

Iones metalicos	T (°C)	Parametros termodinamicos		
		ΔG^0 (kJ/mol)	ΔH^0 (kJ/mol)	ΔS^0 (J/mol.K)
Cd (II)	25	-1.959		
	35	-2.228	5.914	26.426
	45	-2.487		
Pb(II)	25	-1.566		
	35	-2.035	11.974	45.451
	45	-2.474		

5.4.6. Isoterma de adsorción en un sistema binarios Pb (II)-Cd(II).

Tras los resultados de los experimentos con soluciones de un solo metal, donde la isoterma de Langmuir se ajusto a los datos experimentales de adsorción razonablemente bien, un modelo de Langmuir extendida fue empleado para el sistema binario. La forma más ilustrativa de representar el equilibrio de adsorción de un sistema binario es construir un perfil tridimensional de las isotermas en función de la concentración de equilibrio final de ambos metales.

Los puntos de datos experimentales junto con las isotermas predichos utilizando el modelo de Langmuir extendida se muestran en la Figura 5.22. El modelo Langmuir extendida viene definido por las siguientes ecuaciones (Eq. 5.19, Eq. 5.20 y Eq. 5.21):

$$q_{e1} = \frac{K_{L1}q_{max}C_{e1}}{(1 + K_{L1}C_{e1} + K_{L2}C_{e2})} \quad \text{Eq. 5.19}$$

$$q_{e2} = \frac{K_{L2}q_{max}C_{e2}}{(1 + K_{L1}C_{e1} + K_{L2}C_{e2})} \quad \text{Eq. 5.20}$$

$$q_{etotal} = \frac{q_{max}(K_{L1}C_{e1} + K_{L2}C_{e2})}{(1 + K_{L1}C_{e1} + K_{L2}C_{e2})} \quad \text{Eq. 5.21}$$

Los valores de los parámetros del modelo de Langmuir extendida se recogen en la Tabla 5.28. En cuanto a las concentraciones de metales totales, el biosorbente fácilmente alcanza la saturación, llegando a una meseta como muestra en la Figura 5.22c. El valor total de la capacidad máxima de absorción de metales $q_{maxCd + Pb}$, determinado por el modelo de Langmuir extendida, fue de 105,6 mg/g, valor inferior a la suma de las capacidades individuales q_{maxPb} y q_{maxCd} estimado por el modelo de Langmuir para los sistemas con un solo metal.

Estos resultados indicaron que, además de la competencia entre los iones metálicos, algunos de los iones de Cd (II) Pb (II) se adsorbieron sin competencia mutua, ya que parte de los sitios activos pueden ser específicas para cada metales (Plaza Cazón *et al.*, 2013). El modelo de Langmuir extendida predijo un valor q_{\max} menor para ambos metales en el sistema binario que el q_{\max} derivado de isotermas mono-componente.

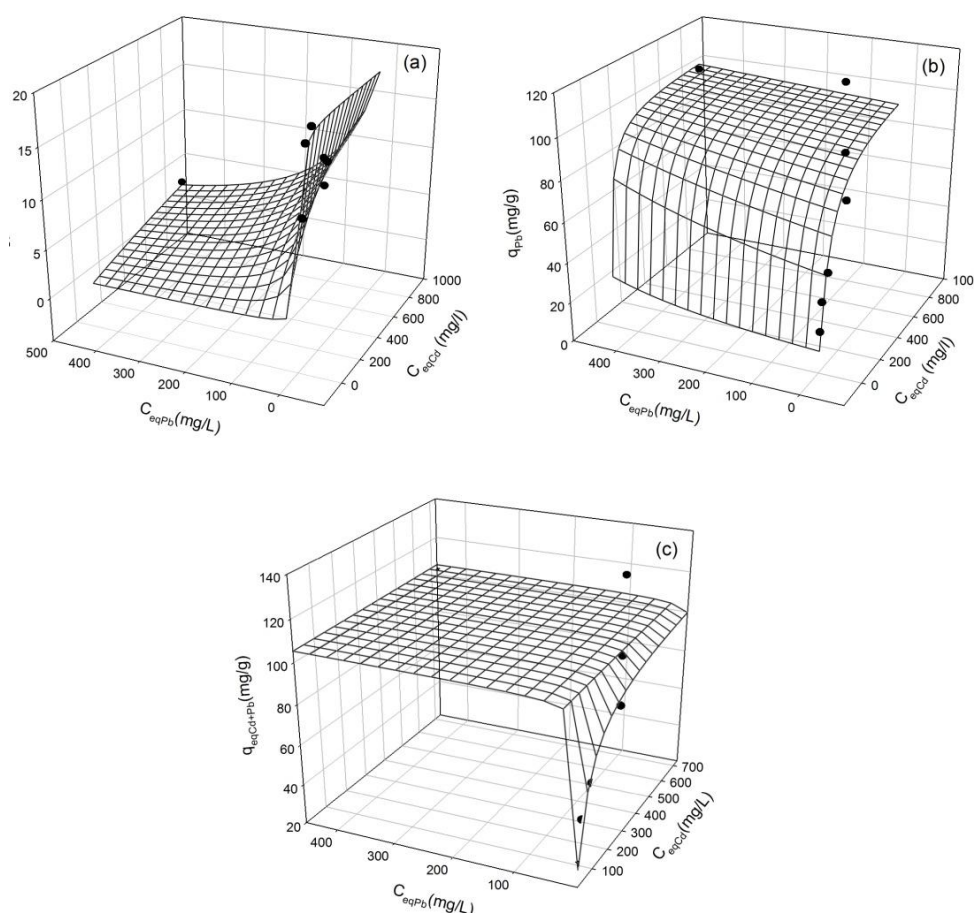


Figura 5.22. Isotermas de adsorción binarios de Cd (II)-Pb (II) el compost de residuos de incubadora. Las superficies ajuste mediante modelo de Langmuir extendido y los símbolos son los datos experimentales. (a) adsorción de Cd (II); (b) adsorción de Pb (II) y (C) adsorción total (Cd (II) + Pb (II)).

Estos resultados sugieren la existencia de competencia entre los metales pesados por los sitios de adsorción del compost. Cuando los metales pesados compiten por los mismos sitios de adsorción en el biosorbente, cationes de metales con alta afinidad pueden encontrarse unidos a los sitios de adsorción o pueden desplazar otros iones con una menor afinidad (Zhang, 2011).

Los valores K_L calculados con el modelo de Langmuir ampliado indicado que el biosorbente tenía una preferencia por Pb (II) sobre Cd (II), resultado consistente con lo observado anteriormente en los sistemas con un solo metal.

Tabla 5.28. Parámetros estimados para la adsorción de metales a partir de mezclas binarias mediante el modelo de isoterma de Langmuir extendido.

	Constantes Langmuir expandido			
	q_{\max} (mg/g)	K_{L1} (L/mg)	K_{L2} (L/mg)	r^2
Cd (II)	18,63	0,388	3,02	0,950
Pb(II)	97,64	0,002	2,11	0,918
Total Cd (II)+Pb(II)	105,64	0,020	0,89	0,943

5.4.7. Análisis SEM/EDX y FTIR.

Las microfotografías de microscopía electrónica de barrido (SEM) y los espectros dispersión de energía de rayos X (EDX) del compost antes y después de la adsorción se muestran en la Figura 5.23. La comparación de las micrografías reveló la aparición de agregados blancos y cambios morfológicos en la superficie de la biomasa después de la adsorción. Estos hallazgos indican que la adsorción de iones metálicos sobre las superficies del compost era probablemente debido a una reacción de intercambio iónico/complejación.

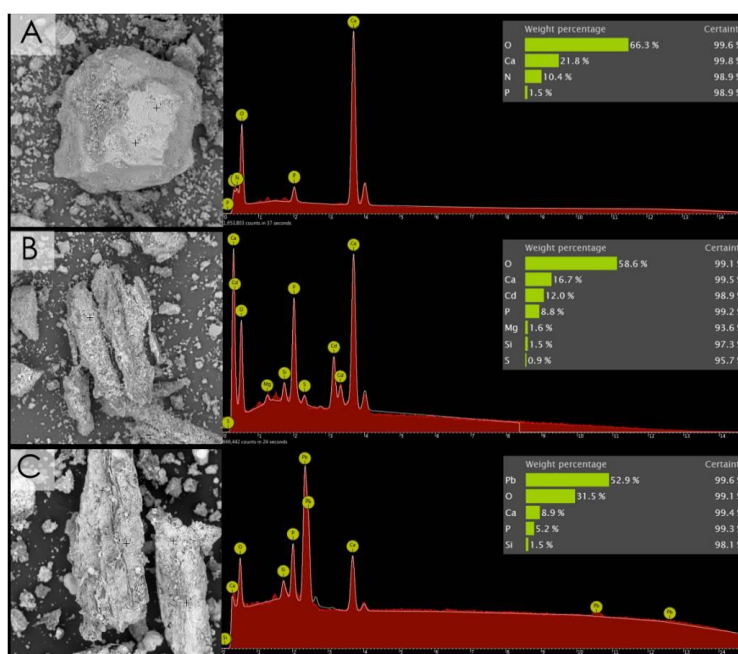


Figura 5.23. Microfotografías SEM y perfiles EDX del compost antes de adsorción (A) y después de la adsorción de Cd(II) (B) y Pb(II) (C).

Además, Los espectros EDX tomados mostraron la presencia de fuertes picos de Ca en el compost antes de adsorción, mientras que en el compost después de la adsorción aparecieron picos de Cd (II) o Pb (II). Por otra parte, los espectros EDX después de la adsorción mostraron una disminución significativa en los picos de calcio. Esto sugirió que los iones de Cd (II) y Pb (II) probablemente sustituye a los iones Ca (II) en la superficie biosorbente, sugiriendo la participación de mecanismo de intercambio iónico en el proceso de adsorción.

La caracterización por espectroscopia vibracional FTIR se llevó a cabo para el análisis preliminar cuantitativo de los principales grupos funcionales presentes en la superficie de la biosorbente, así como para identificar los grupos responsables de la adsorción de los iones metálicos. Los espectros FTIR del compost antes y después de la adsorción se muestran en la Figura 5.24. El espectro del compost antes de la adsorción muestra varias bandas de vibración, lo que indica a naturaleza compleja del material examinado y la existencia de grupos funcionales cargados negativamente (carboxilo, hidroxilo y amina). Las bandas amplias y fuertes centradas a 3383 cm^{-1} son provocadas por las vibraciones de los estiramiento de los enlaces -OH de celulosa, pectina, agua absorbida y lignina y los estiramiento de los enlaces -NH de las proteínas. El pico observado a 2921 cm^{-1} se puede atribuir a los estiramientos asimétricos de los enlaces C-H. El pico ancho que resulta de las vibraciones de los estiramientos O-H se extiende hasta 2500 cm^{-1} , lo que indica la presencia de ácidos carboxílicos. El pico observado a 1780 cm^{-1} se atribuye a la vibración de los estiramiento de los enlaces C=O debido a grupos carboxilo no iónicos (-COOH, -COOCH₃), y puede ser asignado a los ácidos carboxílicos o sus ésteres (Li *et al.*, 2007). El pico de 1625 cm^{-1} se puede asignar a las vibraciones de estiramiento asimétricas de grupos iónicos carboxílicos (-COO-) o grupos amida (N-H). La amplia banda centrada a 1433 cm^{-1} es característica de los enlace C-O en el carbonato debido a una vibración de tensión, que muestra un enlace de coordinación entre los átomos de oxígeno del carbonato y el átomo de calcio. Además, hay dos bandas nítidas a 860 y 710 cm^{-1} , debido a los modos de deformación fuera del plano y en el plano de carbonatos, respectivamente (Flores-Cano *et al.*, 2013). La banda ancha en 1050 cm^{-1} está relacionada con el estiramiento de grupos alcohólicos o ácidos carboxílicos C-O.

Un cambio significativo en el espectro FTIR se observó en el compost después de la adsorción. La absorbancia de los picos fue ligeramente menor que antes de la adsorción. Los picos esperados en 3383, 1433 y 1050 cm^{-1} se desplazaron, respectivamente, a 3416, 1400, y 1016 cm^{-1} debido a la absorción de iones $\text{Pb}(\text{II})$ y $\text{Cd}(\text{II})$. Estos cambios pueden atribuirse a los cambios en los contraiones asociados con aniones carboxilato y hidroxilato, lo que sugiere que grupos ácidos carboxilo e hidroxilo son los que mayoritariamente están involucrados en la absorción de los iones metálicos.

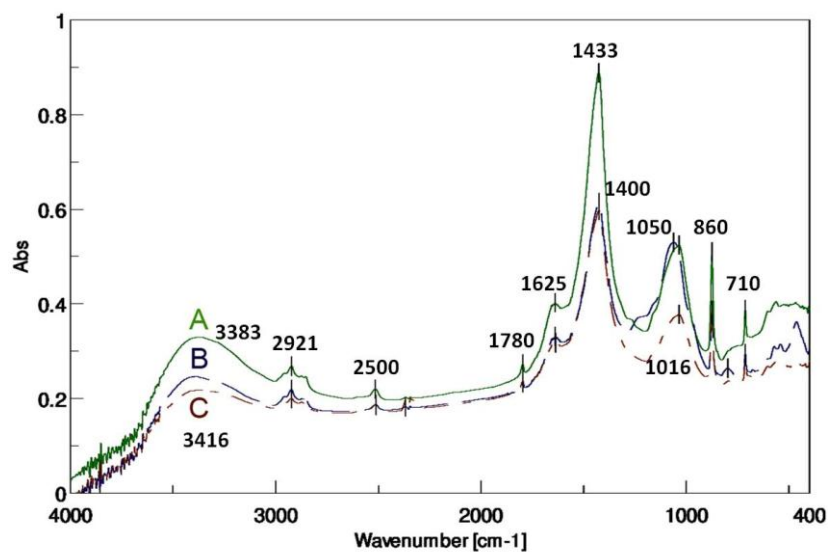


Figura 5.24. Espectros FTIR del compost de residuos de incubadora antes de la adsorción (A) y después de la adsorción de $\text{Cd}(\text{II})$ (B) y $\text{Pb}(\text{II})$ (C).

6. CONCLUSIONES

6.1. CONCLUSIONES.

En base a los objetivos (Apartado 3.1) planteados inicialmente en este estudio, las siguientes conclusiones constituyen una síntesis de los resultados (Apartado 5) más relevantes obtenidos:

En relación a la evolución del proceso de co-compostaje de residuos de salas de incubación y cama de gallinas ponedoras (Apartados 5.1 y 5.2)

1. Los perfiles de temperatura reflejaron la evolución del proceso, mostrando un periodo termófilo más prolongado en el caso del tratamiento TA24, debido a la velocidad del proceso biodegradativo, consecuencia de un menor aporte de oxígeno. En ambos tratamientos se alcanzaron temperaturas superiores a 55°C durante varios días, lo que seguramente condujo a la destrucción de gérmenes patógenos.
2. Las propiedades físico-químicas, químicas, bioquímicas y biológicas de la mezcla de residuos de partida cambiaron de manera sustancial durante el proceso de compostaje, siendo estos cambios superiores durante las fases más activa del proceso (bio-oxidativa o termofila). Estos parámetros mostraron una tendencia de variación similar en ambos aireaciones, aunque en la mayoría de los casos los valores son diferentes.
3. El contenido total de materia orgánica y nitrógeno inicial disminuyó con el avance del proceso de biodegradación, con ambas aireaciones, ajustándose estas pérdidas de materia orgánica a una cinética exponencial, ya que al principio del proceso se produjo una mayor biodegradación. Durante todo el proceso se observó un claro predominio de las formas orgánicas del nitrógeno frente a las inorgánicas.
4. Por otro lado, mediante el estudio de los diferentes parámetros involucrados en la determinación del proceso de humificación (índices de humificación, espectros FTIR, ratios de absorción y CIC), se observó un proceso de reorganización y condensación molecular propios de la humificación, que conlleva al progresivo predominio de los ácidos húmicos como fracción más polimerizada de la materia orgánica.

5. Al estudiar la evolución de la velocidad de consumo de oxígeno (OUR) se observó una disminución progresiva de la misma a lo largo del proceso de compostaje, para ambas aireaciones, lo que indica una evolución de los residuos hacia un material más estable. Finalmente, el compostaje redujo significativamente el carácter fitotóxico de los residuos iniciales, lo que provocó un aumento del índice de germinación hasta valores finales superiores al 80% en ambos casos.

En relación a la caracterización agroquímica, madurez y estabilidad de los composts obtenidos (Apartado 5.3):

6. Ambos composts obtenidos, según lo establecido en el Real Decreto 506/2013 sobre productos fertilizantes, presentaron valores inferiores a los límites máximos establecidos en la clase A, para todos los elementos metálicos estudiados, excepción del Zn que se encuentra dentro de los límites de la clase B.
7. Tanto el compost TA24 como el TA12 constituyen una excelente materia prima para la preparación de enmiendas y abonos orgánicos, debido fundamentalmente a su elevado contenido en MO parcialmente humificada, su alto grado de estabilización, la presencia de nutrientes y la ausencia de compuestos fitotóxicos.
8. Aunque ambos composts presentan un grado adecuado de maduro/estable, según la clasificación propuesta por el California Composts Quality Council (CCQC), el compost TA12 presenta mayor grado de madurez que el compost TA24.
9. Por último y mediante los análisis de las características agroquímicas, la estabilidad y la madurez de los composts obtenidos, se puede concluir que ambos composts reúnen las condiciones requeridas, según el Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes, para su aplicación como enmienda orgánica de compost de estiércol o abono orgánico NPK de origen animal y vegetal.

En relación a la Revaloración del compost final como biosorbente para la eliminación de Cd(II) y Pb(II) en efluentes líquidos (Apartado 5.4):

10. Tras las experiencias de adsorción, se puede concluir que el compost de residuos de incubadora es un material altamente eficaz para la eliminación de Cd(II) y Pb(II) de aguas residuales a bajo coste.
11. El proceso de adsorción fue altamente dependiente del pH, obteniéndose para ambos metales la máxima adsorción a pH 5. El tiempo de contacto para alcanzar el equilibrio fue 180 min para ambos metales, siguiendo el proceso una cinética de pseudo-segundo orden.
12. En la absorción en soluciones con un solo metal, el modelo de isoterma de Sips fue el que mejor se ajustó a los datos experimentales para los dos metales, lo que indica que la adsorción física y química se llevó a cabo de forma simultánea. La q_{\max} alcanzado mediante la aplicación de este modelo fue de 32,3 mg/g para Cd (II) y 142,6 mg/g de Pb (II), lo que denota una mayor afinidad del compost por el Pb(II).
13. Mediante el estudio termodinámico del proceso, se concluyó que la absorción de Cd(II) y Pb(II) sobre el compost es de naturaleza endotérmica, espontánea y viable.
14. Se observó una disminución en el porcentaje de eliminación de ambos metales en las soluciones de dos metales, en comparación con sus respectivos sistemas de un solo componente. Los datos experimentales de adsorción fueron bien descritos por el modelo de Langmuir extendida., obteniéndose una q_{\max} de 18,63 mg/g de Cd (II) y 97,64 mg/g de Pb (II).
15. Los mecanismos responsables de la adsorción de Cd (II) y Pb (II) fueron la microprecipitación y el intercambio de iones. El análisis FTIR reveló que los grupos ácidos carboxilo e hidroxilo son los principalmente responsable en el proceso de adsorción. Mientras que mediante el análisis SEM-EDX se confirmó que Cd (II) y Pb (II) pueden reemplazar a los iones Ca (II) de la superficie del biosorbente, y por lo tanto concluir que el mecanismo de intercambio iónico también participa en el proceso de adsorción.

6.2. CONCLUSIONS.

Considering the objectives set out at the beginning of this study (Section 3.1), the following conclusions are a summary of the most important results obtained (Section 5).

In relation to evolution of composting process of hatchery waste and poultry litter (Sections 5.1 and 5.2).

1. Temperature profiles reflect the evolution of the process. The treatment TA24 showed a more prolonged phase thermophilic. This was due to a slower speed in the biodegradative process, as a consequence of a lower delivery of oxygen. In both treatment temperatures above 55 ° C were achieved for several days. This surely led to the destruction of pathogens.
2. The physicochemical, chemical, biochemical and biological properties of the waste mixture of departure changed substantially during the composting process, these were major changes during the most active phases of the process (bio-oxidative or thermophilic). These parameters showed a similar trend in both aerations, although in most cases the values are different.
3. The total initial content of organic matter and nitrogen decreased with the progress of the biodegradation process, with both aerations. The loss of organic matter were adjusted to an exponential kinetic as early in the process there was an increased biodegradation. Throughout, the process a clear predominance of organic forms of inorganic nitrogen front was observed.
4. Furthermore, a molecular reorganization and condensation process was observed through the study of the various parameters involved in the determination process of humification (humification index, FTIR spectra, absorption ratios and CIC). This involves to the gradual predominance of humic acids as more polymerized organic matter fraction.
5. A progressive decrease in the evolution of the oxygen consumption rate (OUR) was observed during the composting process, for both aerations. This indicates a waste evolve to a more stable material. Finally, Phytotoxicity of departure waste was significantly reduced during the process, which caused an increased rate of germination to final values higher than 80% in both cases.

In relation to the agrochemical characterization, maturity and stability of the compost obtained (Section 5.3):

6. Both finished composts obtained, as established by R.D. 506/2013 about fertilizer products, presented below the maximum limits established in the Class A, for all metals studied, except Zn is within the limit values class B.
7. Both finished composts are an excellent raw material for the preparation of amendments and organic fertilizers, mainly due to its high content of MO partially humidified, its high degree of stabilization, the presence of nutrients and the absence of phytotoxic compounds.
8. According to the classification proposed by the California composts Quality Council (CCQC), compost TA12 had higher degree of maturity than compost TA24. Although both finished composts had an adequate degree of mature/stable.
9. And finally using the analysis of agrochemical characteristics, stability and maturity of the composts obtained, it can be concluded that both finished composts possess the qualifications required for application as organic fertilizer NPK of plant and animal provenance and Amendment organic of manure compost, according to R.D. 506/2013 fertilizer products.

In relation to the valuation of compost as biosorbent for removing Cd (II) and Pb (II) in liquid effluents (Section 5.4):

10. After the experiences of adsorption, it can be concluded that the compost of hatchery waste is an effective and alternative biomass for the removal of Cd(II) and Pb(II) ions from wastewater in terms of its high adsorption capacity, abundant availability and low cost.
11. The adsorption process was revealed to be highly pH-dependent and the maximum adsorption was found to occur at around 5 for both metals. The contact time to reach the equilibrium was 180 min for both metals and the dynamic of the process followed a pseudo-second-order model.

12. For single metal systems, the Sips isotherm model fitted well the equilibrium experimental data for the two metals, indicating that the both physical and chemical adsorption took place simultaneously. The q_{\max} attained by applying the Sips isotherm were 32.3 mg/g for Cd(II) and 142.6 mg/g for Pb(II). Compost showed a higher affinity for Pb(II).
13. The thermodynamic results confirmed the feasibility, spontaneous and endothermic nature of Cd(II) and Pb(II) adsorption onto compost.
14. In the binary metal system, a decrease in the uptake of both metals was observed, in comparison to their respective single component systems. The experimental adsorption data were well described by the extended Langmuir model. The q_{\max} obtained by applying this model were 18.63 mg/g for Cd(II) and 97.64 mg/g for Pb(II).
15. The adsorption mechanisms responsible for Cd(II) and Pb(II) adsorption were microprecipitation and ion exchange. FTIR analysis revealed that acidic groups, carboxyl and hydroxyl were mainly responsible by the adsorption process. SEM-EDX analysis confirmed that Cd(II) and Pb(II) may replace Ca(II) ions from biosorbent surface and therefore ion exchange mechanism also participates in the adsorption.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abad, M., and Puchades, R. (2002). Compostaje de residuos orgánicos generados en la hoya de buñol (Valencia) con fines hortícola. *Asociación para la Promoción Socioeconómica Interior Hoya de Buñol, Valencia*.
- Adani, F., Genevini, P. L., Gasperi, F., and Zorzi, G. (1997). Organic Matter Evolution Index (OMEI) as a Measure Of Composting Efficiency. *Compost Science & Utilization* **5**, 53-62.
- Adriano, D. (1986). "Trace elements in the terrestrial environment", Springer-Verlag, New York.
- Aksu, Z. (2001). Equilibrium and kinetic modelling of cadmium(II) biosorption by *C. vulgaris* in a batch system: effect of temperature. *Separation and Purification Technology* **21**, 285-294.
- Al-Asheh, S., and Duvnjak, Z. (1998). Binary metal sorption by pine bark: study of equilibria and mechanisms. *Separation Science and Technology* **33**, 1303-1329.
- Al-Mashaqbeh, O., and McLaughlan, R. G. (2012). Non-equilibrium zinc uptake onto compost particles from synthetic stormwater. *Bioresource technology* **123**, 242-248.
- Albrecht, R., Le Petit, J., Terrom, G., and Périsso, C. (2011). Comparison between UV spectroscopy and nirs to assess humification process during sewage sludge and green wastes co-composting. *Bioresource Technology* **102**, 4495-4500.
- Albuquerque, J., De la Fuente, C., and Bernal, M. (2011). Improvement of soil quality after "alperujo" compost application to two contaminated soils characterised by differing heavy metal solubility. *Journal of environmental management* **92**, 733-741.
- Albuquerque, J. A., González, J., García, D., and Cegarra, J. (2006). Measuring detoxification and maturity in compost made from "alperujo", the solid by-product of extracting olive oil by the two-phase centrifugation system. *Chemosphere* **64**, 470-477.
- Alef, K. (1991). "Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. Aktivitaeten, Biomasse, Differenzierung".
- Amir, S., Hafidi, M., Bailly, J.-R., and Revel, J.-C. (2003). Characterization of humic acids extracted from sewage sludge during composting and of their Sephadex® gel fractions. *Agronomie* **23**, 269-275.
- Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., and Revel, J.-C. (2005). Structural characterization of fulvic acids during composting of sewage sludge. *Process Biochemistry* **40**, 1693-1700.
- Anastopoulos, I., Massas, I., and Ehaliotis, C. (2013). Composting improves biosorption of Pb²⁺ and Ni²⁺ by renewable lignocellulosic materials. Characteristics and mechanisms involved. *Chemical Engineering Journal* **231**, 245-254.
- Araújo, A. S. F., and Monteiro, R. T. R. (2005). Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. *Scientia Agricola* **62**, 286-290.

- Aslam, D. N., Horwath, W., and VanderGheynst, J. S. (2008). Comparison of several maturity indicators for estimating phytotoxicity in compost-amended soil. *Waste Management* **28**, 2070-2076.
- Atchley, S. H., and Clark, J. B. (1979). Variability of Temperature, pH, and Moisture in an Aerobic Composting Process. *Applied and Environmental Microbiology* **38**, 1040-1044.
- Atiyeh, R. M., Edwards, C. A., Subler, S., and Metzger, J. D. (2000). Earthworm-Processed Organic Wastes as Components Of Horticultural Potting Media for Growing Marigold and Vegetable Seedlings. *Compost Science & Utilization* **8**, 215-223.
- Ball, W., and Atkinson, D. E. (1975). Adenylate energy charge in *Saccharomyces cerevisiae* during starvation. *Journal of Bacteriology* **121**, 975-982.
- Banegas, V., Moreno, J. L., Moreno, J. I., García, C., León, G., and Hernández, T. (2007). Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management* **27**, 1317-1327.
- Bao, Y., Zhou, Q., Guan, L., and Wang, Y. (2009). Depletion of chlortetracycline during composting of aged and spiked manures. *Waste Management* **29**, 1416-1423.
- Bárbaro, L., and Karlanian, M. A. (2012). Uso del compost en la formulación de sustratos de plantas. *Compostaje en la Argentina: Experiencias de producción, calidad y uso*. Buenos Aires, Argentina. *Orientación Gráfica Editora*.
- Barišić, D., Lulić, S., and Miletić, P. (1992). Radium and uranium in phosphate fertilizers and their impact on the radioactivity of waters. *Water Research* **26**, 607-611.
- Barka, N., Abdennouri, M., El Makhfouk, M., and Qourzal, S. (2013). Biosorption characteristics of cadmium and lead onto eco-friendly dried cactus (*Opuntia ficus indica*) cladodes. *Journal of Environmental Chemical Engineering* **1**, 144-149.
- Barker, A. V. (2005). Utilización de los compost en la producción de tepes y manejo de céspedes. In "Utilización de compost en los sistemas de cultivo hortícola", pp. 201-226. Mundi Prensa Libros SA.
- Barker, J. (1996a). "Formulating a mortality compost recipe, EBAE-174-93", Raleigh, NC: North Carolina Cooperative Extension Service.
- Barker, J. (1996b). Worksheet to Determine Size of Poultry Mortality Composter, EBAE 177-93. Raleigh, NC: North Carolina Cooperative Extension Service.
- Barrena, R., Vázquez, F., and Sánchez, A. (2008). Dehydrogenase activity as a method for monitoring the composting process. *Bioresource Technology* **99**, 905-908.
- Báscones, M. S., Gracia, L. M. N., Guimaraes, A. C., Gil, J. M., Navarro, S. H., Gutiérrez, M. A. D., and Requena, J. F. S. (2011). Compostaje de peces muertos, procedentes de piscifactoria, en sistema cerrado discontinuo. In "Compostaje de

- residuos orgánicos y seguridad medioambiental", pp. 382-394. Servicio de Publicaciones.
- Bauer, A., and Black, A. (1994). Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Science Society of America Journal* **58**, 185-193.
- Beijer, K., and Jernelöv, A. (1986). General aspects of and specific data on ecological effects of metals. In "Handbook on the Toxicology of Metals", pp. 253-268. Elsevier Science Publishers, New York, USA.
- Bello, A. (1998). El bromuro de metilo se suprime como fumigante del suelo. *Phytoma España: La revista profesional de sanidad vegetal*, 10-21.
- Benedito, C. P., Ribeiro, M. C., and Torres, S. B. (2008). Salinity in the germination and initial development stage of moringa (*Moringa oleifera* Lam.) seeds and seedlings. *Revista Ciência Agronômica* **39**, 463.
- Benitez, E., Nogales, R., Elvira, C., Masciandaro, G., and Ceccanti, B. (1999). Enzyme activities as indicators of the stabilization of sewage sludges composting with *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology* **67**, 297-303.
- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Arrigo, N., and Palma, R. M. (2003). Chemical and microbiological parameters for the characterisation of the stability and maturity of pruning waste compost. *Biology and Fertility of Soils* **37**, 184-189.
- Benito, M., Masaguer, A., Moliner, A., Hontoria, C., and Almorox, J. (2009). Dynamics of pruning waste and spent horse litter co-composting as determined by chemical parameters. *Bioresource Technology* **100**, 497-500.
- Berglund, M., Vahter, M., and Slorach, S. (1991). Determination of human exposure to lead and cadmium: A WHO/UNEP Pilot Study. *Chemical Speciation & Bioavailability* **3**, 69-72.
- 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* **100**, 5444-5453.
- Bernal, M. P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M. A., and Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* **63**, 91-99.
- Bianchi, B., Papajova, I., Tamborrino, R., Ventrella, D., and Vitti, C. (2015). Characterization of composting mixtures and compost of rabbit by-products to obtain a quality product and plant proposal for industrial production. *Veterinaria italiana* **51**, 51-61.
- Bidlingmaier, W. (1996). Odour Emissions from Composting Plants. In "The Science of Composting" (M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes and T. Papi, eds.), pp. 71-80. Springer Netherlands.
- Bódalo, A., Gómez, J. L., Gómez, E., Hidalgo, A. M., and Alemán, A. (2005). Viability study of different reverse osmosis membranes for application in the tertiary treatment of wastes from the tanning industry. *Desalination* **180**, 277-284.

- Bohacz, J., and Kornilłowicz-Kowalska, T. (2009). Changes in enzymatic activity in composts containing chicken feathers. *Bioresource Technology* **100**, 3604-3612.
- Bonhotal, J., Telega, L., and Petzen, J. (2002). "Natural Rendering: Composting Livestock Mortality and Butcher Waste. Fact sheet and Poster", Cornell University Cooperative Extension, Ithaca, New York.
- Boron, L. (2004). Citrato de cálcio da casca do ovo: biodisponibilidade e uso como suplemento alimentar. *UFSC, Florianópolis*.
- Bremner, J. (1965). Nitrogen Availability Indexes. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, 1324-1345.
- Brewer, L. J., and Sullivan, D. M. (2003). Maturity and stability evaluation of composted yard trimmings. *Compost Science & Utilization* **11**, 96-112.
- Brinton, W. F., Evans, E., Droffner, M. L., and Brinton, R. B. (1995). A standardized Dewar test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle* **36**, 1-16.
- Brown, S., Angle, J. S., and Jacobs, L. (1998). "Beneficial co-utilization of agricultural, municipal and industrial by-products", Springer Science & Business Media.
- Buckerfield, J., and Webster, K. (2002). Organic matter management in vineyards: mulches for soil maintenance. *Australian and New Zealand grapegrower and winemaker*, 26-33.
- Bueno, P., Días, M., and Cabrera, F. (2007). Capítulo 4: Factores que afectan el proceso de compostaje, pp93-110. *Compostaje. Mundi-Prensa Libros, Madrid*.
- Bulgariu, D., and Bulgariu, L. (2012). Equilibrium and kinetics studies of heavy metal ions biosorption on green algae waste biomass. *Bioresource Technology* **103**, 489-493.
- Bustamante, M. A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F. C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M. P., and Moral, R. (2008). Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere* **72**, 551-557.
- Cabeza, I. O., López, R., Ruiz-Montoya, M., and Díaz, M. J. (2013). Maximising municipal solid waste – Legume trimming residue mixture degradation in composting by control parameters optimization. *Journal of Environmental Management* **128**, 266-273.
- Camiña, F., Trasar-Cepeda, C., Gil-Sotres, F., and Leirós, C. (1998). Measurement of dehydrogenase activity in acid soils rich in organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* **30**, 1005-1011.
- Canet, R., and Albiach, R. (2008). Aplicaciones del compost en agricultura ecológica. In "Compostaje", pp. 379-396. Mundi Prensa Libros SA.
- Carr, L., Broide, H., John, H., Malcone, G., Palmer, D., and Zimmermann, N. (1998). Composting catastrophic event poultry mortalities. Maryland: University of Maryland & Maryland Cooperative Extension. Retrieved April 21, 2003.

- Castaldi, P., Alberti, G., Merella, R., and Melis, P. (2005). Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity. *Waste Management* **25**, 209-213.
- Castaldi, P., Garau, G., and Melis, P. (2008). Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste Management* **28**, 534-540.
- Castellan, W. (1987). "Fisicoquímica", Addison Wesley Longman, México, DF.
- Cayuela, M. L., Mondini, C., Sánchez-Monedero, M. A., and Roig, A. (2008). Chemical properties and hydrolytic enzyme activities for the characterisation of two-phase olive mill wastes composting. *Bioresource Technology* **99**, 4255-4262.
- Ciavatta, C., Govi, M., Pasotti, L., and Sequi, P. (1993). Changes in organic matter during stabilization of compost from municipal solid wastes. *Bioresource Technology* **43**, 141-145.
- Clemente, R., and Bernal, M. P. (2006). Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbon in two contaminated soils amended with humic acids. *Chemosphere* **64**, 1264-1273.
- Coelho, G. F., Gonçalves Jr, A. C., Tarley, C. R. T., Casarin, J., Nacke, H., and Francziskowski, M. A. (2014). Removal of metal ions Cd (II), Pb (II), and Cr (III) from water by the cashew nut shell *Anacardium occidentale* L. *Ecological Engineering* **73**, 514-525.
- Cook, K. L., Ritchey, E. L., Loughrin, J. H., Haley, M., Sistani, K. R., and Bolster, C. H. (2015). Effect of turning frequency and season on composting materials from swine high-rise facilities. *Waste Management* **39**, 86-95.
- Cook, R. J., and Baker, K. F. (1983). "The nature and practice of biological control of plant pathogens", American Phytopathological Society.
- Cooperband, L., Stone, A., Fryda, M., and Ravet, J. (2003). Relating compost measures of stability and maturity to plant growth. *Compost science & utilization* **11**, 113-124.
- Correa-Guimaraes, A., López-Sotelo, J. B., Navas-Gracia, L. M., Sanchez-Bascones, M., Diez-Gutierrez, M. A., and Matei, P. M. (2013). Aerobic discontinuous digestion of SANDACH from layer farms: Influence of aeration cycles. In "VII Congreso Ibérico de agroingeniería y ciencias hortícolas", Madrid.
- Costa, A., and Leite, S. (1990). Cadmium and zinc biosorption by *Chlorella homosphaera*. *Biotechnology Letters* **12**, 941-944.
- Craul, P. J., and Switzenbaum, M. S. (1996). Developing biosolids compost specifications. *BioCycle* **37**, 44-47.
- Chaney, R. L., Malik, M., Li, Y. M., Brown, S. L., Brewer, E. P., Angle, J. S., and Baker, A. J. M. (1997). Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology* **8**, 279-284.

- Chanyasak, V., Katayama, A., Hirai, M. F., Mori, S., and Kubota, H. (1983). Effects of compost maturity on growth of komatsuna (*brassica rapa* var. *pervidis*) in neubauer's pot: I. Comparison of Growth in Compost Treatments with That in Inorganic Nutrient Treatments as Controls. *Soil science and plant nutrition* **29**, 239-250.
- Chanyasak, V., and Kubota, H. (1981). Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as measure of composting degradation. *Journal of fermentation technology* **59**, 215-219.
- Charest, M. H., and Beauchamp, C. J. (2002). Composting of de-inking paper sludge with poultry manure at three nitrogen levels using mechanical turning: behavior of physico-chemical parameters. *Bioresource Technology* **81**, 7-17.
- Chefetz, B., Adani, F., Genevini, P., Tambone, F., Hadar, Y., and Chen, Y. (1998). Humic-Acid Transformation during Composting of Municipal Solid Waste. *Journal of Environmental Quality* **27**, 794-800.
- Chefetz, B., Hatcher, P. G., Hadar, Y., and Chen, Y. (1996). Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality* **25**, 776-785.
- Chen, H., Zhao, J., Dai, G., Wu, J., and Yan, H. (2010a). Adsorption characteristics of Pb(II) from aqueous solution onto a natural biosorbent, fallen *Cinnamomum camphora* leaves. *Desalination* **262**, 174-182.
- Chen, W., Tan, S., and Tay, J. (1996). Distribution, fractional composition and release of sediment-bound heavy metals in tropical reservoirs. *Water, Air, and Soil Pollution* **92**, 273-287.
- Chen, Y.-X., Huang, X.-D., Han, Z.-Y., Huang, X., Hu, B., Shi, D.-Z., and Wu, W.-X. (2010b). Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere* **78**, 1177-1181.
- Chen, Y., Senesi, N., and Schnitzer, M. (1977). Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil science society of America journal* **41**, 352-358.
- Chen, Y., Yu, F., Liang, S., Wang, Z., Liu, Z., and Xiong, Y. (2014). Utilization of solar energy in sewage sludge composting: Fertilizer effect and application. *Waste Management* **34**, 2014-2021.
- Chen, Z., Lee, G., and Liu, J. (2000). The effects of chemical remediation treatments on the extractability and speciation of cadmium and lead in contaminated soils. *Chemosphere* **41**, 235-242.
- Chiu, W.-Z., and Wei, H.-W. (2011). Optimization of the thermal conditions for processing hatchery waste eggs as meal for feed. *Poultry science* **90**, 1080-1087.
- Chong, C., Cline, R., and Rinker, D. (1994). Bark-and peat-amended spent mushroom compost for containerized culture of shrubs. *HortScience* **29**, 781-784.

- Chong, C., and Rinker, D. L. (1994). Use of Spent Mushroom Substrate for Growing Containerized Woody Ornamentals: An Overview. *Compost Science & Utilization* **2**, 45-53.
- Das, K., Minkara, M., Melear, N., and Tollner, E. (2002). Effect of poultry litter amendment on hatchery waste composting. *The Journal of Applied Poultry Research* **11**, 282-290.
- de Bertoldi, M., Vallini, G., and Pera, A. (1983). The Biology of Composting: a Review. *Waste Management & Research* **1**, 157-176.
- de Guardia, A., Brunet, S., Rogeau, D., and Matejka, G. (2002). Fractionation and characterisation of dissolved organic matter from composting green wastes. *Bioresource Technology* **83**, 181-187.
- de Guardia, A., Petiot, C., Rogeau, D., and Druilhe, C. (2008). Influence of aeration rate on nitrogen dynamics during composting. *Waste Management* **28**, 575-587.
- Deng, S., and Ting, Y. P. (2005). Polyethylenimine-modified fungal biomass as a high-capacity biosorbent for Cr (VI) anions: sorption capacity and uptake mechanisms. *Environmental science & technology* **39**, 8490-8496.
- Deshmukh, A. C., and Patterson, P. H. (1997). Preservation of hatchery waste by lactic acid fermentation. 2. Large-scale fermentation and feeding trial to evaluate feeding value. *Poultry science* **76**, 1220-1226.
- Devinny, J. S., Deshusses, M. A., and Webster, T. S. (1998). "Biofiltration for air pollution control", CRC press.
- Diaz, L. F., Savage, G. M., Eggerth, L. L., and Golueke, C. G. (1993). "Composting and recycling municipal solid waste", Lewis Publishers & CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida.
- Doane, T. A., Devêvre, O. C., and Horwáth, W. R. (2003). Short-term soil carbon dynamics of humic fractions in low-input and organic cropping systems. *Geoderma* **114**, 319-331.
- Domeizel, M., Khalil, A., and Prudent, P. (2004). UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Bioresource Technology* **94**, 177-184.
- Droussi, Z., D'orazio, V., Provenzano, M. R., Hafidi, M., and Ouattmane, A. (2009). Study of the biodegradation and transformation of olive-mill residues during composting using FTIR spectroscopy and differential scanning calorimetry. *Journal of Hazardous Materials* **164**, 1281-1285.
- Drozd, J., Jamroz, E., Licznar, M., Licznar, S. E., and Weber, J. (1997). Organic matter transformation and humic indices of compost maturity stage during composting of municipal solid wastes. In "Proceedings of the 8th Meeting of the IHSS: The Role of Humic Substances in the Ecosystems and in Environmental Protection, Wrocaw, Poland", pp. 855-863.
- Dzombak, D. A., and Morel, F. M. (1990). "Surface complexation modeling: hydrous ferric oxide", John Wiley & Sons, New York, USA.

- Eghball, B., Power, J. F., Gilley, J. E., and Doran, J. W. (1997). Nutrient, Carbon, and Mass Loss during Composting of Beef Cattle Feedlot Manure. *Journal of Environmental Quality* **26**, 189-193.
- Ehrlich, H. (1997). Microbes and metals. *Applied Microbiology and Biotechnology* **48**, 687-692.
- Eilbeck, W. J., and Mattock, G. (1987). "Chemical processes in waste water treatment", Ellis Horwood Ltd, Chichester, UK.
- Ekinci, K., Keener, H. M., and Elwell, D. L. (2000). Composting Short Paper Fiber with Broiler Litter and Additives: Part I: Effects of Initial pH and Carbon/Nitrogen Ratio On Ammonia Emission. *Compost Science & Utilization* **8**, 160-172.
- El Fels, L., Zamama, M., El Asli, A., and Hafidi, M. (2014). Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. *International Biodeterioration & Biodegradation* **87**, 128-137.
- EPA (1994). Environmental Protection Agency, USA. Composting Yard Trimmings and Municipal Solid Waste. EPA530-R-94-003.
- EPA (2003). Environmental Protection Agency, USA. Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge. EPA625-R-92-013.
- Epstein, E. (1996). "The science of composting", CRC press, Boca Raton (Florida), USA.
- Farah Nadia, O., Xiang, L. Y., Lie, L. Y., Chairil Anuar, D., Mohd Afandi, M. P., and Azhari Baharuddin, S. (2015). Investigation of physico-chemical properties and microbial community during poultry manure co-composting process. *Journal of Environmental Sciences* **28**, 81-94.
- Fassett, D. W. (1975). Cadmium: Biological effects and occurrence in the environment. *Annual review of pharmacology* **15**, 425-435.
- Fátima, A., Baptistella, L. H. B., Pilli, R. A., and Modolo, L. V. (2005). Ácidos siálicos—da compreensão do seu envolvimento em processos biológicos ao desenvolvimento de fármacos contra o agente etiológico da gripe. *Quim. Nova* **28**, 306-316.
- Feng, N., Guo, X., Liang, S., Zhu, Y., and Liu, J. (2011). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions by chemically modified orange peel. *Journal of Hazardous Materials* **185**, 49-54.
- Finstein, M., and Miller, F. (1985). Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control, and cost effectiveness. *Composting of agricultural and other wastes/edited by JKR Gasser*.
- Fiol, N., and Villaescusa, I. (2009). Determination of sorbent point zero charge: usefulness in sorption studies. *Environmental Chemistry Letters* **7**, 79-84.
- Flores-Cano, J. V., Leyva-Ramos, R., Mendoza-Barron, J., Guerrero-Coronado, R. M., Aragón-Piña, A., and Labrada-Delgado, G. J. (2013). Sorption mechanism of

- Cd(II) from water solution onto chicken eggshell. *Applied Surface Science* **276**, 682-690.
- Forbes, M. G., Dickson, K. L., Saleh, F., Waller, W. T., Doyle, R. D., and Hudak, P. (2005). Recovery and Fractionation of Phosphorus Retained by Lightweight Expanded Shale and Masonry Sand Used as Media in Subsurface Flow Treatment Wetlands. *Environmental Science & Technology* **39**, 4621-4627.
- Förstner, U. (1981). Metal transfer between solid and aqueous phases. In "Metal pollution in the aquatic environment", pp. 197-270. Springer.
- Förstner, U., and Wittmann, G. T. (2012). "Metal pollution in the aquatic environment", Springer Science & Business Media, Berlin.
- Freundlich, H. (1906). "Über die Adsorption in Lösungen", Wilhelm Engelmann, Leipzig.
- Gabhane, J., William, S. P. M. P., Bidyadhar, R., Bhilawe, P., Anand, D., Vaidya, A. N., and Wate, S. R. (2012). Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation, compost maturity, and quality of the finished compost. *Bioresource Technology* **114**, 382-388.
- Galarza-Sanz, J. (2012). Gestión de residuos en salas de incubación. In "Jornadas Profesionales de Avicultura 2012", Sevilla.
- Gamliel, A., and Stapleton, J. (1993). Characterization of antifungal volatile compounds evolved from solarized soil amended with cabbage residues. *Phytopathology* **83**, 899-905.
- Gao, M., Li, B., Yu, A., Liang, F., Yang, L., and Sun, Y. (2010a). The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresource Technology* **101**, 1899-1903.
- Gao, M., Liang, F., Yu, A., Li, B., and Yang, L. (2010b). Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere* **78**, 614-619.
- García-Gómez, A., Bernal, M. P., and Roig, A. (2005). Organic Matter Fractions Involved in Degradation and Humification Processes During Composting. *Compost Science & Utilization* **13**, 127-135.
- García-Izquierdo, C., and Polo-Sánchez, A. (1999). Estudio de parámetros bioquímicos en procesos de estabilización de residuos orgánicos urbanos. *Residuos Revista Técnica* **9**, 76-81.
- García, C., Hernández, T., and Costa, F. (1991). Changes in carbon fractions during composting and maturation of organic wastes. *Environmental Management* **15**, 433-439.
- García, C., Hernández, T., and Costa, F. (1992). Characterization of humic acids from uncomposted and composted sewage sludge by degradative and non-degradative techniques. *Bioresource Technology* **41**, 53-57.

- Garcia, C., Hernandez, T., Costa, F., and Ayuso, M. (1992). Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Communications in Soil Science & Plant Analysis* **23**, 1501-1512.
- García Izquierdo, C., and Lobo Bedmar, M. (2008). Rehabilitación de suelos degradados y contaminados mediante la aplicación de compost. *Moreno Casco J, Moral Herrero R.(ed) Compostaje. Mundi Prensa, Madrid*, 425-448.
- Geebelen, W., Vangronsveld, J., Adriano, D. C., Carleer, R., and Clijsters, H. (2002). Amendment-induced immobilization of lead in a lead-spiked soil: evidence from phytotoxicity studies. *Water, air, and soil pollution* **140**, 261-277.
- Gibert, O., De Pablo, J., Cortina, J. L., and Ayora, C. (2005). Sorption studies of Zn (II) and Cu (II) onto vegetal compost used on reactive mixtures for in situ treatment of acid mine drainage. *Water research* **39**, 2827-2838.
- Gil, M. V., Carballo, M. T., and Calvo, L. F. (2008). Fertilization of maize with compost from cattle manure supplemented with additional mineral nutrients. *Waste Management* **28**, 1432-1440.
- Glanville, T. D., Ahn, H. K., Richard, T. L., Harmon, J. D., Reynolds, D. L., and Akinc, S. (2005). Environmental Impacts & Bio-security of Composting for Emergency Disposal of Livestock Mortalities. In "Proceedings of the 2005 ASAE international meeting". The American Society of Agricultural Engineers, Tampa, Florida.
- Glanville, T. D., Ahn, H. K., Richard, T. L., Harmon, J. D., Reynolds, D. L., and Akinc, S. (2013). Effect of envelope material on biosecurity during emergency bovine mortality composting. *Bioresource Technology* **130**, 543-551.
- Glasstone, S., Eyring, H., and Laidler, K. J. (1941). "The theory of rate processes", McGraw-Hill, New York, USA.
- Glatz, P., Miao, Z., and Rodda, B. (2011). Handling and treatment of poultry hatchery waste: A review. *Sustainability* **3**, 216-237.
- Golueke, C. G., and Díaz, L. F. (1987). Composting and the limiting factor principle. *BioCycle: journal of waste recycling* **28**, 22-4.
- Gómez, R. B., Lima, F. V., and Ferrer, A. S. (2006). The use of respiration indices in the composting process: a review. *Waste Management & Research* **24**, 37-47.
- González-Carcedo, S., González, M. N., Fernández, J. I. L., Rad, C., and Robles, J. L. (2008). Obtención de productos de alto valor añadido a partir de compost. In "Compostaje", pp. 449-466. Mundi Prensa Libros SA.
- Gonzalez, J., and Sanchez, M. (2005). Treatment of poultry mortalities on poultry farms. *Compost science & utilization* **13**, 136-140.
- Grandy, A. S., Porter, G. A., and Erich, M. S. (2002). Organic amendment and rotation crop effects on the recovery of soil organic matter and aggregation in potato cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* **66**, 1311-1319.

- Gray, K., Sherman, K., and AJ, B. (1971). Review of composting. 2. Practical process. *Process Biochemistry* **6**, 22-28.
- Grigatti, M., Cavani, L., and Ciavatta, C. (2011). The evaluation of stability during the composting of different starting materials: Comparison of chemical and biological parameters. *Chemosphere* **83**, 41-48.
- Groenendijk, D., Zeinstra, L. W. M., and Postma, J. F. (1998). Fluctuating asymmetry and mentum gaps in populations of the midge *Chironomus riparius* (diptera: Chironomidae) from a metal-contaminated river. *Environmental Toxicology and Chemistry* **17**, 1999-2005.
- Grube, M., Lin, J. G., Lee, P. H., and Kokorevicha, S. (2006). Evaluation of sewage sludge-based compost by FT-IR spectroscopy. *Geoderma* **130**, 324-333.
- Guan, J., Chan, M., Brooks, B., and Spencer, J. (2010). Infectious Bursal Disease Virus as a surrogate for studies on survival of various poultry viruses in compost. *Avian diseases* **54**, 919-922.
- Hachicha, S., Sellami, F., Cegarra, J., Hachicha, R., Drira, N., Medhioub, K., and Ammar, E. (2009). Biological activity during co-composting of sludge issued from the OMW evaporation ponds with poultry manure—Physico-chemical characterization of the processed organic matter. *Journal of Hazardous Materials* **162**, 402-409.
- Handreck, K. A., and Black, N. D. (2002). "Growing media for ornamental plants and turf", UNSW press, Sydney, Australia.
- Harada, Y., and Inoko, A. (1980). The measurement of the cation-exchange capacity of composts for the estimation of the degree of maturity. *Soil Science and Plant Nutrition* **26**, 127-134.
- Hardy, G. S. J., and Sivasithamparam, K. (1991). Suppression of Phytophthora root rot by a composted Eucalyptus bark mix. *Australian Journal of Botany* **39**, 153-159.
- Harper, A., Estienne, M., and Colline, E. (2002). Composting as an environmentally safe means of dead pig disposal on Virginia swine farms. *Virginia Tech Tidewater Agricultural Research & Extension Center Suffolk*.
- Haug, R. T. (1993). "The practical handbook of compost engineering", CRC Press, Boca Raton, Florida.
- He, X.-S., Xi, B.-D., Jiang, Y.-H., He, L.-S., Li, D., Pan, H.-W., and Bai, S.-G. (2013a). Structural transformation study of water-extractable organic matter during the industrial composting of cattle manure. *Microchemical Journal* **106**, 160-166.
- He, Y., Xie, K., Xu, P., Huang, X., Gu, W., Zhang, F., and Tang, S. (2013b). Evolution of microbial community diversity and enzymatic activity during composting. *Research in Microbiology* **164**, 189-198.
- Hedegaard, M., and Krüger, I. (1996). Composting of Agricultural Waste in Denmark — in Respect of Potential, Industrial Process Technology and Environmental Considerations. In "The Science of Composting" (M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes and T. Papi, eds.), pp. 691-697. Springer Netherlands.

- Ho Lee, S., Hun Jung, C., Chung, H., Yeal Lee, M., and Yang, J.-W. (1998). Removal of heavy metals from aqueous solution by apple residues. *Process Biochemistry* **33**, 205-211.
- Ho, Y.-S. (1995). Absorption of heavy metals from waste streams by peat, University of Birmingham, Birmingham, United Kingdom.
- Ho, Y., Ng, J., and McKay, G. (2001). Removal of lead (II) from effluents by sorption on peat using second-order kinetics. *Separation Science and Technology* **36**, 241-261.
- Hoitink, H., Stone, A., and Han, D. (1997). Suppression of plant diseases by composts. *HortScience* **32**, 184-187.
- Hsu, J.-H., and Lo, S.-L. (1999a). Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of pig manure. *Environmental Pollution* **104**, 189-196.
- Hsu, J. H., and Lo, S. L. (1999b). Recycling of separated pig manure: Characterization of maturity and chemical fractionation of elements during composting. *Water Science and Technology* **40**, 121-127.
- Huang, G. F., Wong, J. W. C., Wu, Q. T., and Nagar, B. B. (2004). Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management* **24**, 805-813.
- Huang, G. F., Wu, Q. T., Wong, J. W. C., and Nagar, B. B. (2006). Transformation of organic matter during co-composting of pig manure with sawdust. *Bioresource Technology* **97**, 1834-1842.
- Huang, H., Spencer, J. L., Soutyrine, A., Guan, J., Rendulich, J., and Balachandran, A. (2007). Evidence for degradation of abnormal prion protein in tissues from sheep with scrapie during composting. *Canadian Journal of Veterinary Research* **71**, 34-40.
- Hue, N. V., and Liu, J. (1995). Predicting Compost Stability. *Compost Science & Utilization* **3**, 8-15.
- Hussong, D., Burge, W., and Enkiri, N. (1985). Occurrence, growth, and suppression of salmonellae in composted sewage sludge. *Applied and environmental microbiology* **50**, 887-893.
- Iannotti, D. A., Pang, T., Toth, B., Elwell, D., Keener, H., and Hoitink, H. (1993). A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost science & utilization* **1**, 52-65.
- Ibrahim, H. S., Ammar, N. S., Soylak, M., and Ibrahim, M. (2012). Removal of Cd(II) and Pb(II) from aqueous solution using dried water hyacinth as a biosorbent. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* **96**, 413-420.
- Iglesias-Jiménez, E., Barral-Silva, M. T., and Marhuenda-Egea, F. C. (2008). Capítulo 11: Indicadores de estabilidad y madurez del compost. In "Compostaje" (J. Moreno-Casco and R. Moral-Herrero, eds.), pp. 242-285. Mundi Prensa, Madrid.

- Iglesias-Jiménez, E., and Pérez-García, V. (1992). Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **38**, 331-343.
- Inbar, Y., Chen, Y., and Hadar, Y. (1989). Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. *Soil Science Society of America Journal* **53**, 1695-1701.
- Inbar, Y., Hadar, Y., and Chen, Y. (1993). Recycling of cattle manure: the composting process and characterization of maturity. *Journal of Environmental Quality* **22**, 857-863.
- Íñiguez, G., Flores, S., and Martínez, L. (2003). Utilización de subproductos de la industria tequilera. Parte 5. Biodegradación del material de descarte de la industria de curtiduría. *Rev. Int. Contam. Ambie* **17**, 83-91.
- Iskandar, I. K., Adriano, D. C., and Iskander, I. (1997). Remediation of soils contaminated with metals-a review of current practices in the USA. In "Remediation of soils contaminated with metals. Proceedings of a conference on the biogeochemistry of trace elements, Taipei, Taiwan, 5-10 September 1993.", pp. 1-26. Science Reviews Ltd.
- Iyer, M. V., Ramkumar, S., Haar, T. V., and Fan, L. (2006). High temperature carbon dioxide capture and hydrogen production using engineered eggshells. In "The 2006 Annual Meeting".
- Jacques, R. A., Lima, E. C., Dias, S. L. P., Mazzocato, A. C., and Pavan, F. A. (2007). Yellow passion-fruit shell as biosorbent to remove Cr(III) and Pb(II) from aqueous solution. *Separation and Purification Technology* **57**, 193-198.
- Jeris, J. S., and Regan, R. W. (1973). Controlling environmental parameters for optimum composting. *Compost Science*.
- Jhorar, B. S., Phogat, V., and Malik, R. S. (1991). Kinetics of composting rice straw with glue waste at different carbon: Nitrogen ratios in a semiarid environment. *Arid Soil Research and Rehabilitation* **5**, 297-306.
- Jiang, J., Liu, X., Huang, Y., and Huang, H. (2015). Inoculation with nitrogen turnover bacterial agent appropriately increasing nitrogen and promoting maturity in pig manure composting. *Waste Management* **39**, 78-85.
- Jimenez, E. I., and García, V. P. (1992). Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agriculture, ecosystems & environment* **38**, 331-343.
- Jiménez, E. I., and Garcia, V. P. (1989). Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biological wastes* **27**, 115-142.
- Jodice, R. (1989). Parametri chimici e biologici per la valutazione della qualità del compost. In "Simposio Internazionale Produzioni de Impiego del Compost", pp. 363- 384, Italy.
- Jouraihy, A., Amir, S., El Gharous, M., Revel, J.-C., and Hafidi, M. (2005). Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *International Biodeterioration & Biodegradation* **56**, 101-108.

- Kalamdhad, A. S., and Kazmi, A. A. (2009). Effects of turning frequency on compost stability and some chemical characteristics in a rotary drum composter. *Chemosphere* **74**, 1327-1334.
- Kalbasi, A., Mukhtar, S., Hawkins, S., and Auvermann, B. (2005). Carcass composting for management of farm mortalities: A review. *Compost science & utilization* **13**, 180-193.
- Karak, T., Sonar, I., Paul, R. K., Das, S., Boruah, R. K., Dutta, A. K., and Das, D. K. (2014). Composting of cow dung and crop residues using termite mounds as bulking agent. *Bioresource Technology* **169**, 731-741.
- Kasan, H., and Stegmann, P. (1986). Intracellular bioaccumulation of zinc by an Enterobacter species. *Microbios* **51**, 89-96.
- Keener, H., and Elwell, D. (2006). Mortality composting principles and operation. In "Ohio's Livestock and Poultry Mortality Composting Manual. ", pp. 1-7. Ohio State University Extension, Ohio.
- Keener, H., Elwell, D., and Monnin, M. (2000). Procedures and equations for sizing of structures and windrows for composting animal mortalities. *Applied Engineering in Agriculture* **16**, 681-692.
- Keener, H., Hansen, R., and Marugg, C. (1992). "Optimizing the efficiency of the composting process".
- Kennish, M. J. (1991). "Ecology of estuaries: anthropogenic effects", CRC press, Boca Raton (Florida), USA.
- Khan, K. S., and Joergensen, R. G. (2009). Changes in microbial biomass and P fractions in biogenic household waste compost amended with inorganic P fertilizers. *Bioresource Technology* **100**, 303-309.
- Khan, N., Clark, I., Sánchez-Monedero, M. A., Shea, S., Meier, S., and Bolan, N. (2014). Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar. *Bioresource Technology* **168**, 245-251.
- Khan Rao, R. A., Ikram, S., and Uddin, M. K. (2014). Removal of Cd(II) from aqueous solution by exploring the biosorption characteristics of gaozaban (*Onosma bracteatum*). *Journal of Environmental Chemical Engineering* **2**, 1155-1164.
- Kiehl, E. J. (1985). "Fertilizantes orgânicos", Agronômica Ceres.
- Kiehl, E. J. (1998). "Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto", Edmar José Kiehl.
- Kiehl, E. J. (2004). "Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto", Edmar José Kiehl, Piracicaba.
- Kim, W., and Patterson, P. (2000). Recycling dead hens by enzyme or sodium hydroxide pretreatment and fermentation. *Poultry science* **79**, 879-885.
- Kirkegaard, J., Gardner, P., Desmarchelier, J., and Angus, J. (1993). Biofumigation—using Brassica species to control pests and diseases in horticulture and

- agriculture. In "Proc. 9th Australian Research Assembly on Brassicas (Wagga Wagga)", pp. 77-82.
- Kirkpinar, F., Açikgöz, Z., Bozkurt, M., and Ayhan, V. (2004). Effects of inclusion of poultry by-product meal and enzyme-prebiotic supplementation in grower diets on performance and feed digestibility of broilers. *British Poultry Science* **45**, 273-279.
- Klein, L. A., Lang, M., Nash, N., and Kirschner, S. L. (1974). Sources of metals in New York City wastewater. *Journal Water Pollution Control Federation* **46**, 2653-2662.
- Kompiang, S. (1994). Ensiling of hatchery waste using a mixture of formic and propionic acids. . In "Sustainable animal production and the environment Proceedings of the 7th AAAP Animal Science Congress", Vol. 2, pp. 179-180, Bali, Indonesia.
- Körner, I., Braukmeier, J., Herrenklage, J., Leikam, K., Ritzkowski, M., Schlegelmilch, M., and Stegmann, R. (2003). Investigation and optimization of composting processes—test systems and practical examples. *Waste Management* **23**, 17-26.
- Krishnani, K. K., Meng, X., Christodoulatos, C., and Boddu, V. M. (2008). Biosorption mechanism of nine different heavy metals onto biomatrix from rice husk. *Journal of Hazardous Materials* **153**, 1222-1234.
- Kulikowska, D., and Gusiatin, Z. M. (2015). Sewage sludge composting in a two-stage system: Carbon and nitrogen transformations and potential ecological risk assessment. *Waste Management* **38**, 312-320.
- Kuyucak, N., and Volesky, B. (1988). Biosorbents for recovery of metals from industrial solutions. *Biotechnology Letters* **10**, 137-142.
- Lagergren, S. (1898). "Zur Theorie der sogenannten Absorption gelöster Stoffe", PA Norstedt & söner, Stockholm.
- Langmuir, I. (1918). The adsorption of gases on plane surface of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical Society* **40**, 1361-1403.
- Lankford, P. W., and Eckenfelder, W. W. (1990). "Toxicity reduction in industrial effluents", Van Nostrand Reinhold Company, New York, USA.
- Lasaridi, K. E., and Stentiford, E. I. (1998). A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research* **32**, 3717-3723.
- Lax, A., Roig, A., and Costa, F. (1986). A method for determining the cation-exchange capacity of organic materials. *Plant and Soil* **94**, 349-355.
- Leconte, M. C., Mazzarino, M. J., Satti, P., Iglesias, M. C., and Laos, F. (2009). Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. *Waste Management* **29**, 2446-2453.
- Lee, S.-H., and Yang, J.-W. (1997). Removal of Copper in Aqueous Solution by Apple Wastes. *Separation Science and Technology* **32**, 1371-1387.

- Li, F. T., Yang, H., Zhao, Y., and Xu, R. (2007). Novel modified pectin for heavy metal adsorption. *Chinese Chemical Letters* **18**, 325-328.
- Li, G., Zhang, F., Sun, Y., Wong, J. W. C., and Fang, M. (2001). Chemical Evaluation of Sewage Sludge Composting as a Mature Indicator for Composting Process. *Water, Air, and Soil Pollution* **132**, 333-345.
- Li, H., Imai, T., Ukita, M., Sekine, M., and Higuchi, T. (2004). Compost stability assessment using a secondary metabolite: geosmin. *Environmental technology* **25**, 1305-1312.
- Li, Q., Wang, X. C., Zhang, H. H., Shi, H. L., Hu, T., and Ngo, H. H. (2013a). Characteristics of nitrogen transformation and microbial community in an aerobic composting reactor under two typical temperatures. *Bioresource Technology* **137**, 270-277.
- Li, Y., Liu, B., Zhang, X., Gao, M., and Wang, J. (2015). Effects of Cu exposure on enzyme activities and selection for microbial tolerances during swine-manure composting. *Journal of Hazardous Materials* **283**, 512-518.
- Li, Z., Lu, H., Ren, L., and He, L. (2013b). Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. *Chemosphere* **93**, 1247-1257.
- Liang, C., Das, K. C., and McClendon, R. W. (2003). The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology* **86**, 131-137.
- Liao, D., Zheng, W., Li, X., Yang, Q., Yue, X., Guo, L., and Zeng, G. (2010). Removal of lead (II) from aqueous solutions using carbonate hydroxyapatite extracted from eggshell waste. *Journal of Hazardous Materials* **177**, 126-130.
- Lilburn, M., Barbour, G., Nemasetoni, R., Coy, C., Werling, M., and Yersin, A. (1997). Protein quality and calcium availability from extruded and autoclaved turkey hatchery residue. *Poultry science* **76**, 841-848.
- Lin, C. (2008). A negative-pressure aeration system for composting food wastes. *Bioresource Technology* **99**, 7651-7656.
- Liu, D., Zhang, R., Wu, H., Xu, D., Tang, Z., Yu, G., Xu, Z., and Shen, Q. (2011a). Changes in biochemical and microbiological parameters during the period of rapid composting of dairy manure with rice chaff. *Bioresource Technology* **102**, 9040-9049.
- Liu, J., Xu, X.-h., Li, H.-t., and Xu, Y. (2011b). Effect of microbiological inocula on chemical and physical properties and microbial community of cow manure compost. *Biomass and Bioenergy* **35**, 3433-3439.
- Liu, Y., Quan, X., Zhao, Y., Chen, S., and Zhao, H. (2005). Removal of ternary VOCs in air streams at high loads using a compost-based biofilter. *Biochemical Engineering Journal* **23**, 85-95.
- Lodeiro, P., Barriada, J. L., Herrero, R., and Sastre de Vicente, M. E. (2006). The marine macroalga *Cystoseira baccata* as biosorbent for cadmium(II) and lead(II)

- removal: Kinetic and equilibrium studies. *Environmental Pollution* **142**, 264-273.
- López-Mesas, M., Navarrete, E. R., Carrillo, F., and Palet, C. (2011). Bioseparation of Pb(II) and Cd(II) from aqueous solution using cork waste biomass. Modeling and optimization of the parameters of the biosorption step. *Chemical Engineering Journal* **174**, 9-17.
- Lossin, R. (1971). Compost studies. Part III. Disposing of animal wastes; measurement of the chemical oxygen demand of compost. *Compost science* **12**, 31-32.
- Low, K. S., Lee, C. K., and Liew, S. C. (2000). Sorption of cadmium and lead from aqueous solutions by spent grain. *Process Biochemistry* **36**, 59-64.
- Lucas, J. (2009). "Plant pathology and plant pathogens", John Wiley & Sons.
- Llobet, J. B., and Ribalta, R. D. (2001). Aspectos generales a considerar en la planificación y gestión de la aplicación de residuos orgánicos al suelo. In "Aplicación agrícola de residuos orgánicos: 5º Curso de Ingeniería Ambiental, Lleida 23-24-25 de abril de 2001", pp. 79-104. Edicions de la Universitat de Lleida.
- Madejón, E., Burgos, P., López, R., and Cabrera, F. (2001). Soil enzymatic response to addition of heavy metals with organic residues. *Biology and Fertility of Soils* **34**, 144-150.
- Madejón, E., Jesús Díaz, M., López, R., and Cabrera, F. (2002). New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Bioresource Technology* **85**, 73-78.
- Mahimairaja, S., Bolan, N. S., Hedley, M. J., and Macgregor, A. N. (1994). Losses and transformation of nitrogen during composting of poultry manure with different amendments: An incubation experiment. *Bioresource Technology* **47**, 265-273.
- Makan, A. (2015). Windrow co-composting of natural casings waste with sheep manure and dead leaves. *Waste Management* **42**, 17-22.
- Manios, V., Tsikalas, P., and Verdonck, O. (1984). Decomposition of vine-canes in heap and evaluation of the produced compost. *Composts as Horticultural Substrates* **172**, 39-54.
- MAPA (1994). "Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion. Métodos oficiales de análisis Tomo III", Secretaria General Técnica/Ed., Madrid.
- Martínez, M., Miralles, N., Hidalgo, S., Fiol, N., Villaescusa, I., and Poch, J. (2006). Removal of lead(II) and cadmium(II) from aqueous solutions using grape stalk waste. *Journal of Hazardous materials* **133**, 203-211.
- Martins, O., and Dewes, T. (1992). Loss of nitrogenous compounds during composting of animal wastes. *Bioresource Technology* **42**, 103-111.
- Masaguer, A., and Capa, M. B. (2008). Evaluación de la calidad del compost. In "Compostaje", pp. 285-304. Mundi Prensa Libros SA.

- McKinley, V., Vestal, J., and Eralp, A. (1985). Microbial activity in composting. *BioCycle (USA)*.
- McLaughlin, M. R., Brooks, J. P., Adeli, A., and Miles, D. M. (2015). Using broiler litter and swine manure lagoon effluent in sawdust-based swine mortality composts: Effects on nutrients, bacteria, and gaseous emissions. *Science of The Total Environment* **532**, 265-280.
- Meybeck, M. (1982). Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci* **282**, 401-450.
- Michel, F. C., Pecchia, J. A., Rigot, J., and Keener, H. M. (2004). Mass and Nutrient Losses During the Composting Of Dairy Manure Amended with Sawdust or Straw. *Compost Science & Utilization* **12**, 323-334.
- Milojković, J. V., Mihajlović, M. L., Stojanović, M. D., Lopičić, Z. R., Petrović, M. S., Šoštarić, T. D., and Ristić, M. Đ. (2014). Pb(II) removal from aqueous solution by *Myriophyllum spicatum* and its compost: equilibrium, kinetic and thermodynamic study. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **89**, 662-670.
- Miller, B. (1984). Extruding hatchery waste. *Poultry Science* **63**, 1284-1286.
- Miller, R. O., and Sullivan, D. M. (2005). Propiedades cualitativas, medición y variabilidad de los compost. In "Utilización de Compost en los Sistemas de cultivo hortícola", pp. 95-119. Mundi Prensa Libros SA.
- Miyatake, F., and Iwabuchi, K. (2006). Effect of compost temperature on oxygen uptake rate, specific growth rate and enzymatic activity of microorganisms in dairy cattle manure. *Bioresource Technology* **97**, 961-965.
- Molitor, H.-D., Faber, A., Marutzky, R., and Springer, S. (2001). Peat substitutes on the basis of recycled wood chipboard. In "International Symposium on Growing Media and Hydroponics 644", pp. 123-130.
- Mondini, C., Fornasier, F., and Sinicco, T. (2004). Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. *Soil Biology and Biochemistry* **36**, 1587-1594.
- Mondini, C., Sánchez-Monedero, M. A., Sinicco, T., and Leita, L. (2006). Evaluation of Extracted Organic Carbon and Microbial Biomass as Stability Parameters in Ligno-Cellulosic Waste Composts. *Journal of Environmental Quality* **35**, 2313-2320.
- MOPU (1982). "Los residuos tóxicos y peligrosos", Dirección General del Medio Ambiente, Madrid.
- Moral, R., Paredes, C., Bustamante, M., Marhuenda-Egea, F., and Bernal, M. (2009). Utilisation of manure composts by high-value crops: Safety and environmental challenges. *Bioresource Technology* **100**, 5454-5460.
- Morse, D. E., Friendshuh, K., Hanks, M., Iwan, R., and Schmidt, D. (2001). "Composting animal mortalities", Agricultural Development Division, Minnesota Department of Agriculture.

- Mukhtar, S., Auvermann, B. W., Heflin, K., and Boriack, C. N. (2003). A low maintenance approach to large carcass composting. In "Paper written for presentation at the 2003 ASAE Annual International Meeting, Las Vegas, Nevada. Paper".
- Mukhtar, S., Kalbasi, A., and Ahmend, A. (2004). Composting. In "Carcass disposal: a comprehensive review." (A. Nutsch, J. McClaskey and J. Kastner, eds.), National Agricultural Biosecurity Center, Kansas State University, Manhattan, Kansas.
- Munagapati, V. S., Yarramuthi, V., Nadavala, S. K., Alla, S. R., and Abburi, K. (2010). Biosorption of Cu(II), Cd(II) and Pb(II) by *Acacia leucocephala* bark powder: Kinetics, equilibrium and thermodynamics. *Chemical Engineering Journal* **157**, 357-365.
- Murakami, F. S., Rodrigues, P. O., Campos, C. M. T. d., and Silva, M. A. S. (2007). Physicochemical study of CaCO₃ from egg shells. *Food Science and Technology (Campinas)* **27**, 658-662.
- Murphy, D., and Handwerker, T. (1988). Preliminary investigations of composting as a method of dead bird disposal. In "Proceedings of National Poultry Waste Management Symposium", pp. 65-72, Columbus, Ohio.
- Murphy, J., Harner, J., Strahm, T., and DeRouchey, J. (2004). Composting cattle mortalities. In "Proceedings of the 2004 ASAE/CSAE annual international meeting", Ottawa, Canada.
- Murray, D., Meidinger, R. G., Golovan, S. P., Phillips, J. P., O'Halloran, I. P., Fan, M. Z., Hacker, R. R., and Forsberg, C. W. (2007). Transgene and mitochondrial DNA are indicators of efficient composting of transgenic pig carcasses. *Bioresource Technology* **98**, 1795-1804.
- Murray, K. S. (1996). Statistical comparisons of heavy-metal concentrations in river sediments. *Environmental geology* **27**, 54-58.
- na Mona, B. (2003). Compost testing and analysis Service—interpretation of results, available from Bord na Mona, Newbridge. *Co. Kildare*.
- Naganawa, T., Kyuma, K., Yamamoto, H., and Tatsuyama, K. (1990). Automatic measurement of CO₂ evolution in multiple samples in small chambers. *Soil Science and Plant Nutrition* **36**, 141-143.
- Naiya, T. K., Bhattacharya, A. K., and Das, S. K. (2009). Adsorption of Cd(II) and Pb(II) from aqueous solutions on activated alumina. *Journal of Colloid and Interface Science* **333**, 14-26.
- Nakasaki, K., Yaguchi, H., Sasaki, Y., and Kubota, H. (1993). Effects of pH Control On Composting of Garbage. *Waste Management & Research* **11**, 117-125.
- Nannipieri, P. (2006). Role of stabilised enzymes in microbial ecology and enzyme extraction from soil with potential applications in soil proteomics. In "Nucleic acids and proteins in soil", pp. 75-94. Springer.

- Nannipieri, P., Grego, S., Ceccanti, B., Bollag, J., and Stotzky, G. (1990). Ecological significance of the biological activity in soil. *In* "Soil biochemistry." (J. Bollag and G. Stotzky, eds.), Vol. 6, pp. 293-355. Marcel Dekker, Inc., New York, USA.
- Neves, M. A. d. (1998). Alternativas para valorização da casca de ovo como complemento alimentar e em implantes ósseos.
- Nikaeen, M., Nafez, A. H., Bina, B., Nabavi, B. F., and Hassanzadeh, A. (2015). Respiration and enzymatic activities as indicators of stabilization of sewage sludge composting. *Waste Management* **39**, 104-110.
- Njoku, V. O., Ayuk, A. A., Oguzie, E. E., and Ejike, E. N. (2012). Biosorption of Cd(II) From Aqueous Solution by Cocoa Pod Husk Biomass: Equilibrium, Kinetic, and Thermodynamic Studies. *Separation Science and Technology* **47**, 753-761.
- Noble, R., and Roberts, S. J. (2004). Eradication of plant pathogens and nematodes during composting: a review. *Plant Pathology* **53**, 548-568.
- Nogales, R., and Delgado, M. (1982). Aspectos fisico-quimicos y microbiologicos del compostaje de basuras urbanas. *In* "Anales de Edafología y Agrobiología".
- Nogales, R., and Gallardo-Lara, F. (1984). Criterios para la determinación del grado de madurez de los composts de basura urbana. *In* "Actas del II Congreso Nacional sobre Recuperación de Recursos de los Residuos. Tecnologías", pp. 99-111. Asociación IDEA.
- NRCS (2006). Natural Resources Conservation Service Conservation Practice Standard: Solid/liquid waste separation facility . Code 632.
- Ok, Y. S., Lee, S. S., Jeon, W.-T., Oh, S.-E., Usman, A. R., and Moon, D. H. (2011). Application of eggshell waste for the immobilization of cadmium and lead in a contaminated soil. *Environmental geochemistry and health* **33**, 31-39.
- Oleszczuk, P. (2008). Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **69**, 496-505.
- Oliveira, D. A., Benelli, P., and Amante, E. R. (2013). A literature review on adding value to solid residues: egg shells. *Journal of Cleaner Production* **46**, 42-47.
- Olsen, S. R., Cole, C. V., and Watanabe, F. S. (1954). "Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate", USDA, Washington.
- Öncü, G., Reiser, M., and Kranert, M. (2012). Aerobic in situ stabilization of Landfill Konstanz Dorfweiher: Leachate quality after 1 year of operation. *Waste Management* **32**, 2374-2384.
- Orea, D. G. (2004). "Recuperación de espacios degradados".
- Pagans, E. I., Font, X., and Sánchez, A. (2005). Biofiltration for ammonia removal from composting exhaust gases. *Chemical Engineering Journal* **113**, 105-110.

- Paredes, C., Bernal, M. P., Cegarra, J., and Roig, A. (2002). Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresource Technology* **85**, 1-8.
- Paredes, C., Bernal, M. P., Cegarra, J., Roig, A., and Navarro, A. (1996a). Nitrogen transformation during the composting of different organic wastes. In "Progress in nitrogen cycling studies", pp. 121-125. Springer.
- Paredes, C., Bernal, M. P., Roig, A., Cegarra, J., and Sánchez-Monedero, M. A. (1996b). Influence of the bulking agent on the degradation of olive-mill wastewater sludge during composting. *International Biodeterioration & Biodegradation* **38**, 205-210.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M. P., Sánchez-Monedero, M. A., and Cegarra, J. (2000). Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biology and Fertility of Soils* **32**, 222-227.
- Pascual, J., Hernandez, T., Garcia, C., and Ayuso, M. (1998). Carbon mineralization in an arid soil amended with organic wastes of varying degrees of stability. *Communications in Soil Science & Plant Analysis* **29**, 835-846.
- Pavan, F. A., Mazzocato, A. C., Jacques, R. A., and Dias, S. L. P. (2008). Ponkan peel: A potential biosorbent for removal of Pb(II) ions from aqueous solution. *Biochemical Engineering Journal* **40**, 357-362.
- Payne, J., Farris, R., Parker, G., Bonhotal, J., and Schwarz, M. (2015). Quantification of sodium pentobarbital residues from equine mortality compost piles. *Journal of Animal Science* **93**, 1824-1829.
- Pereira-Neto, J. T., Stentiford, E. I., and Mara, D. D. (1987). Comparative survival of pathogenic indicators in windrow and static pile. In "Compost: production, quality and use." (M. de Bertoldi, M. P. Ferranti, P. L'Hermite and F. Zucchini, eds.), pp. 276-295. Elsevier Applied Science, Udine.
- Pérez, A. F. C., and Morales, J. L. G. (2008). 6. Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje. *Compostaje*, 141.
- Perry, R. H. (2001). "Manual del Ingeniero Químico", McGraw-Hill, Mexico D.F.
- Petersen, S. O., Lind, A.-M., and Sommer, S. G. (1998). Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *The Journal of Agricultural Science* **130**, 69-79.
- Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F., and Zorzi, G. (1997). The use of compost: its effects on heavy metal levels in soil and plants. *Resources, Conservation and Recycling* **21**, 129-143.
- Piotrowska-Cyplik, A., Chrzanowski, Ł., Cyplik, P., Dach, J., Olejnik, A., Staninska, J., Czarny, J., Lewicki, A., Marecik, R., and Powierska-Czarny, J. (2013). Composting of oiled bleaching earth: Fatty acids degradation, phytotoxicity and mutagenicity changes. *International Biodeterioration & Biodegradation* **78**, 49-57.

- Plaza Cazón, J., Viera, M., Donati, E., and Guibal, E. (2013). Zinc and cadmium removal by biosorption on *Undaria pinnatifida* in batch and continuous processes. *Journal of Environment Management* **129**, 423-434.
- Ponsá, S., Barrena, R., Leiva, M. T. G., and Sánchez, A. (2009). ¿ Cómo medir el contenido en materia orgánica biodegradable de un material orgánico? In "Proceso y destino del compost, formación, información e interrelaciones entre los agentes del sector: ponencias y comunicaciones de las I Jornadas de la Red Española de Compostaje: 6, 7, 8 y 9 de febrero de 2008", pp. 79-83. Red Española de Compostaje.
- Poulin, A., Mitchell, S. D., Myer, A., Harvey, K., Hutchinson, M., and Causey, R. (2015). A SUSTAINABLE APPROACH TO THE CONTROL OF PATHOGENS: THE FATE OF STREPTOCOCCI IN EQUINE COMPOST. *European Scientific Journal, ESJ* **11**.
- Provenzano, M. R., de Oliveira, S. C., Santiago Silva, M. R., and Senesi, N. (2001). Assessment of maturity degree of composts from domestic solid wastes by fluorescence and Fourier transform infrared spectroscopies. *Journal of agricultural and food chemistry* **49**, 5874-5879.
- Qian, X., Shen, G., Wang, Z., Guo, C., Liu, Y., Lei, Z., and Zhang, Z. (2014). Co-composting of livestock manure with rice straw: Characterization and establishment of maturity evaluation system. *Waste Management* **34**, 530-535.
- Raj, D., and Antil, R. S. (2011). Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Bioresource Technology* **102**, 2868-2873.
- Rasool, S., Rehan, M., Haq, A., and Alam, M. (1999). Preparation and nutritional evaluation of hatchery waste meal for broilers. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* **12**, 554-557.
- Raut, M. P., Prince William, S. P. M., Bhattacharyya, J. K., Chakrabarti, T., and Devotta, S. (2008). Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste – A compost maturity analysis perspective. *Bioresource Technology* **99**, 6512-6519.
- Rautenbach, R., and Albrecht, R. (1989). "Membrane separation processes", John Wiley & Sons, New York, USA.
- Raviv, M. (2005). Production of high-quality composts for horticultural purposes: a mini-review. *HortTechnology* **15**, 52-57.
- Raviv, M., Oka, Y., Katan, J., Hadar, Y., Yogeve, A., Medina, S., Krasnovsky, A., and Ziadna, H. (2005). High-nitrogen compost as a medium for organic container-grown crops. *Bioresource Technology* **96**, 419-427.
- Raviv, M., Tarre, S., Geler, Z., and Shelef, G. (1987). Changes in some physical and chemical properties of fibrous solids from cow manure and digested cow manure during composting. *Biological Wastes* **19**, 309-318.

- Reddad, Z., Gerente, C., Andres, Y., and Le Cloirec, P. (2002). Adsorption of several metal ions onto a low-cost biosorbent: kinetic and equilibrium studies. *Environmental Science & Technology* **36**, 2067-2073.
- Reddy, D., Lee, S.-M., and Seshaiiah, K. (2012). Biosorption of Toxic Heavy Metal Ions from Water Environment Using Honeycomb Biomass—An Industrial Waste Material. *Water, Air, & Soil Pollution* **223**, 5967-5982.
- Riffaldi, R., Levi-Minzi, R., Pera, A., and de Bertoidi, M. (1986). Evaluation of Compost Maturity By Means of Chemical and Microbial Analyses. *Waste Management & Research* **4**, 387-396.
- Rihani, M., Malamis, D., Bihaoui, B., Etahiri, S., Loizidou, M., and Assobhei, O. (2010). In-vessel treatment of urban primary sludge by aerobic composting. *Bioresource Technology* **101**, 5988-5995.
- Ritz, K., Griffiths, B., and Wheatley, R. (1992). Soil microbial biomass and activity under a potato crop fertilised with N with and without C. *Biology and fertility of soils* **12**, 265-271.
- Rodríguez-Kábana, R., Bello, A., González, J., Arias, M., and Rodríguez-Kábana, R. (1997). Alternatives to MeBr soil fumigation. *Alternatives to Methyl Bromide for the Southern European Countries. Valencia (España): Gráficas Papallona SCV*, 17-33.
- Roig, A., Lax, A., Cegarra, J., Costa, P., and Hernandez, M. T. (1988). Cation exchange capacity as a parameter for measuring the humification degree of manures. *Soil Science* **146**, 311-316.
- Roletto, E., Barberis, R., Consiglio, M., and Jodice, R. (1985). Chemical parameters for evaluating compost maturity. *Biocycle March*, 46-48.
- Román, R., Fortún, C., De Sá, M. G. L., and Almendros, G. (2003). Successful soil remediation and reforestation of a calcic regosol amended with composted urban waste. *Arid Land Research and Management* **17**, 297-311.
- Romero, E., Plaza, C., Senesi, N., Nogales, R., and Polo, A. (2007). Humic acid-like fractions in raw and vermicomposted winery and distillery wastes. *Geoderma* **139**, 397-406.
- Ros, M., García, C., and Hernández, T. (2006). A full-scale study of treatment of pig slurry by composting: Kinetic changes in chemical and microbial properties. *Waste Management* **26**, 1108-1118.
- Russ, C. F., and Yanko, W. A. (1981). Factors affecting salmonellae repopulation in composted sludges. *Applied and environmental microbiology* **41**, 597-602.
- Sánchez-Báscones, M., Navas-Gracia, L. M., Corrêa-Guimaraes, A., Martín-Gil, J., Hernández-Navarro, S., Díez-Gutiérrez, M. Á., and Sanz-Requena, J. F. (2010). Gestión integral de los residuos producidos en una explotación avícola mediante compostaje en sistema cerrado discontinuo utilizando aireación forzada. In "II Jornadas de la Red Española de Compostaje", Burgos -Palencia.

- Sánchez-Báscones, M., Navas, L. M., Díez, M. A., Correa, A., Hernández, S., and Martín, J. (2008). Compostaje de cadáveres de pollos en sistema cerrado discontinuo. In "I Jornadas de la Red Española de Compostaje", Barcelona.
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Martínez-Pardo, C., Cegarra, J., and Paredes, C. (1996). A microanalysis method for determining total organic carbon in extracts of humic substances. Relationships between total organic carbon and oxidable carbon. *Bioresource Technology* **57**, 291-295.
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C., and Bernal, M. P. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology* **78**, 301-308.
- Sarı, A., and Tuzen, M. (2008). Biosorption of Pb(II) and Cd(II) from aqueous solution using green alga (*Ulva lactuca*) biomass. *Journal of Hazardous Materials* **152**, 302-308.
- Sarı, A., and Tuzen, M. (2009). Kinetic and equilibrium studies of biosorption of Pb(II) and Cd(II) from aqueous solution by macrofungus (*Amanita rubescens*) biomass. *Journal of Hazardous Materials* **164**, 1004-1011.
- Sarı, A., Tuzen, M., Uluözlü, Ö. D., and Soylak, M. (2007). Biosorption of Pb(II) and Ni(II) from aqueous solution by lichen (*Cladonia furcata*) biomass. *Biochemical Engineering Journal* **37**, 151-158.
- Saviozzi, A., Cardelli, R., Levi-Minzi, R., and Riffaldi, R. (2004). Evolution of biochemical parameters during composting of urban wastes. *Compost science & utilization* **12**, 153-160.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., and Benetti, A. (1992). Evaluating garbage compost. *BioCycle (USA)*.
- Scheuerell, S., and Mahaffee, W. (2002). Compost tea: principles and prospects for plant disease control. *Compost Science & Utilization* **10**, 313-338.
- Schönfeld, J., Gelsomino, A., Van Overbeek, L., Gorissen, A., Smalla, K., and Van Elsas, J. (2003). Effects of compost addition and simulated solarisation on the fate of *Ralstonia solanacearum* biovar 2 and indigenous bacteria in soil. *FEMS Microbiology Ecology* **43**, 63-74.
- Schulze, K. L. (1962). Continuous Thermophilic Composting. *Applied Microbiology* **10**, 108-122.
- Sellami, F., Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., and Ammar, E. (2008). Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters. *Bioresource Technology* **99**, 6900-6907.
- Şengil, İ. A., and Özacar, M. (2009). Competitive biosorption of Pb²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺ ions from aqueous solutions onto valonia tannin resin. *Journal of Hazardous Materials* **166**, 1488-1494.

- Sharpley, A., and Moyer, B. (2000). Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *Journal of environmental quality* **29**, 1462-1469.
- Shelton, J. E., Hinshaw, J. M., and Thompson, S. L. (1998). An evaluation of composted fish wastes. In "Proceedings of the International Conference on Recirculating Aquaculture", pp. 80-86.
- Shen, Y., Ren, L., Li, G., Chen, T., and Guo, R. (2011). Influence of aeration on CH₄, N₂O and NH₃ emissions during aerobic composting of a chicken manure and high C/N waste mixture. *Waste Management* **31**, 33-38.
- Siddiqui, Y., Meon, S., Ismail, R., and Rahmani, M. (2009). Bio-potential of compost tea from agro-waste to suppress *Choanephora cucurbitarum* L. the causal pathogen of wet rot of okra. *Biological Control* **49**, 38-44.
- Sigg, L., Sturm, M., and Kistler, D. (1987). Vertical transport of heavy metals by settling particles in Lake Zurich. *Limnology and Oceanography* **32**, 112-130.
- Sikora, L. J., and Sowers, M. A. (1985). Effect of Temperature Control on the Composting Process. *Journal of Environmental Quality* **14**, 434-439.
- Singha, B., and Das, S. K. (2013). Adsorptive removal of Cu(II) from aqueous solution and industrial effluent using natural/agricultural wastes. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* **107**, 97-106.
- Sips, R. (1948). On the Structure of a Catalyst Surface. *The Journal of Chemical Physics* **16**, 490-495.
- Sivakumar, K., Saravana Kumar, V. R., Jagatheesan, P. N. R., Viswanathan, K., and Chandrasekaran, D. (2008). Seasonal variations in composting process of dead poultry birds. *Bioresource Technology* **99**, 3708-3713.
- Smidt, E., and Meissl, K. (2007). The applicability of Fourier transform infrared (FT-IR) spectroscopy in waste management. *Waste Management* **27**, 268-276.
- Soares, H. M., Cardenas, B., Weir, D., and Switzenbaum, M. S. (1995). Evaluating pathogen regrowth in biosolids compost. *BioCycle (USA)*.
- Soares, M. A. R., Quina, M. M. J., and Quinta-Ferreira, R. M. (2013). Co-composting of eggshell waste in self-heating reactors: Monitoring and end product quality. *Bioresource Technology* **148**, 293-301.
- Solano, M. L., Iriarte, F., Ciria, P., and Negro, M. J. (2001). SE—Structure and Environment: Performance Characteristics of Three Aeration Systems in the Composting of Sheep Manure and Straw. *Journal of Agricultural Engineering Research* **79**, 317-329.
- Sommer, S. G. (2001). Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy* **14**, 123-133.
- Song, C., Li, M., Xi, B., Wei, Z., Zhao, Y., Jia, X., Qi, H., and Zhu, C. (2015). Characterisation of dissolved organic matter extracted from the bio-oxidative phase of co-composting of biogas residues and livestock manure using

- spectroscopic techniques. *International Biodeterioration & Biodegradation* **103**, 38-50.
- Spohn, I. (1978). Determination of compost maturity. *Compost Science-Land Utilization* **19**, 26-28.
- Srivastava, V. C., Mall, I. D., and Mishra, I. M. (2006). Equilibrium modelling of single and binary adsorption of cadmium and nickel onto bagasse fly ash. *Chemical Engineering Journal* **117**, 79-91.
- Stanford, K., Larney, F. J., Olson, A. F., Yanke, L. J., and McKenzie, R. H. (2000). Composting as a Means of Disposal of Sheep Mortalities. *Compost Science & Utilization* **8**, 135-146.
- Stapleton, J. J. (2000). Soil solarization in various agricultural production systems. *Crop protection* **19**, 837-841.
- Stevenson, F. J. (1994). "Humus chemistry: genesis, composition, reactions", John Wiley & Sons.
- Stilwell, D. E. (1993). Elemental analysis of composted source separated municipal solid waste. *Compost Science & Utilization* **1**, 23-33.
- Subler, S., Edwards, C., and Metzger, J. (1998). Comparing vermicomposts and composts. *Biocycle* **39**, 63-66.
- Suler, D. J., and Finstein, M. S. (1977). Effect of Temperature, Aeration, and Moisture on CO₂ Formation in Bench-Scale, Continuously Thermophilic Composting of Solid Waste. *Applied and Environmental Microbiology* **33**, 345-350.
- Swan, J. (1992). Animal by-product processing. *Encyclopedia Food Science Technology* **4**, 42-49.
- Szanto, G. L., Hamelers, H. V. M., Rulkens, W. H., and Veeken, A. H. M. (2007). NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. *Bioresource Technology* **98**, 2659-2670.
- Tabatabai, M., and Bremner, J. (1969). Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil biology and biochemistry* **1**, 301-307.
- Tacon, A. (1982). Utilisation of chick hatchery waste: the nutritional characteristics of day-old chicks and egg shells. *Agricultural Wastes* **4**, 335-343.
- Tam, N. F. Y., and Yao, M. W. Y. (1998). Normalisation and heavy metal contamination in mangrove sediments. *Science of The Total Environment* **216**, 33-39.
- Tan, K. H. (2014). "Humic matter in soil and the environment: principles and controversies", Second/Ed. CRC Press, Florida (USA).
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., and Vigil, S. (1994). "Gestión integral de residuos sólidos", McGraw-Hill.

- Tejada, M., Hernandez, M., and Garcia, C. (2009). Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil and Tillage Research* **102**, 109-117.
- Termorshuizen, A., Van Rijn, E., Van Der Gaag, D., Alabouvette, C., Chen, Y., Lagerlöf, J., Malandrakis, A., Paplomatas, E., Rämert, B., and Ryckeboer, J. (2006). Suppressiveness of 18 composts against 7 pathosystems: variability in pathogen response. *Soil Biology and Biochemistry* **38**, 2461-2477.
- Tiquia, S. (2002). Evolution of extracellular enzyme activities during manure composting. *Journal of Applied Microbiology* **92**, 764-775.
- Tiquia, S. M., and Tam, N. F. Y. (1998). Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. *Bioresource Technology* **65**, 43-49.
- Tiquia, S. M., and Tam, N. F. Y. (2000). Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution* **110**, 535-541.
- Tiquia, S. M., and Tam, N. F. Y. (2002). Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. *Process Biochemistry* **37**, 869-880.
- Tiquia, S. M., Tam, N. F. Y., and Hodgkiss, I. J. (1996). Microbial activities during composting of spent pig-manure sawdust litter at different moisture contents. *Bioresource Technology* **55**, 201-206.
- Tiquia, S. M., Tam, N. F. Y., and Hodgkiss, I. J. (1997). Effects of bacterial inoculum and moisture adjustment on composting of pig manure. *Environmental Pollution* **96**, 161-171.
- Tittarelli, F., Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., Civilini, M., Benedetti, A., and Sequi, P. (2007). Quality and agronomic use of compost. *Waste Management Series* **8**, 119-157.
- TMECC (2002). Test methods for the examination of composting and compost. *US Composting Council, Bethesda, MD*.
- Torrentó, M. S., and Paulet, S. (2001). Compostaje de residuos orgánicos y aplicación agrícola. In "Aplicación agrícola de residuos orgánicos: 5º Curso de Ingeniería Ambiental, Lleida 23-24-25 de abril de 2001", pp. 63-78. Edicions de la Universitat de Lleida.
- Tsai, S., Rossetto, R., Cardoso, E., Tsai, S., and Neves, M. (1992). Transformações microbianas do fósforo. *Microbiologia do solo. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, 231-242.
- Tunali, S., Akar, T., Özcan, A. S., Kiran, I., and Özcan, A. (2006). Equilibrium and kinetics of biosorption of lead(II) from aqueous solutions by *Cephalosporium aphidicola*. *Separation and Purification Technology* **47**, 105-112.
- Turekian, K. K., and Wedepohl, K. H. (1961). Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geological Society of America Bulletin* **72**, 175-192.

- UNE-EN-13037 (2012). AENOR Madrid, Spain. Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo. Determinación del pH.
- UNE-EN-13038 (2012). AENOR, Madrid, Spain. Mejoradores del suelo y sustratos de cultivo. Determinación de la conductividad eléctrica.
- UNE-EN-13039 (2012). AENOR, Madrid, Spain. Mejoradores de suelo y sustratos de cultivo. Determinación del contenido en materia orgánica y de las cenizas.
- UNE-EN-13656 (2003). AENOR, Spain Caracterización de residuos Digestión con mezcla de ácido fluorhídrico (HF), ácido nítrico(HNO₃) y ácido clorhídrico (HCl), asistida con microondas, para la posterior determinación de elementos.
- Unmar, G., and Mohee, R. (2008). Assessing the effect of biodegradable and degradable plastics on the composting of green wastes and compost quality. *Bioresource Technology* **99**, 6738-6744.
- Vance, E. D., Brookes, P. C., and Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* **19**, 703-707.
- Vargas-García, M. C., Suárez-Estrella, F., López, M. J., and Moreno, J. (2010). Microbial population dynamics and enzyme activities in composting processes with different starting materials. *Waste Management* **30**, 771-778.
- Vargas, C., Brandão, P. F., Ágreda, J., and Castillo, E. (2012). Bioadsorption using compost: an alternative for removal of chromium (VI) from aqueous solutions. *BioResources* **7**, 2711-2727.
- Veeken, A., Blok, W., Moolenaar, S., and Grigatti, M. (2007). Standardized determination and classification of compost organic matter stability. In "Proceedings of the 2nd BOKU Waste Conference", pp. 16-19. Wien, Austria: Institut für Abfallwirtschaft Vienna,, Austria.
- Veeken, A., Nierop, K., Wilde, V. d., and Hamelers, B. (2000). Characterisation of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology* **72**, 33-41.
- Veglio, F., and Beolchini, F. (1997). Removal of metals by biosorption: a review. *Hydrometallurgy* **44**, 301-316.
- Viel, M., Sayag, D., Peyre, A., and André, L. (1987). Optimization of In-vessel Co-composting through heat recovery. *Biological Wastes* **20**, 167-185.
- Vijayaraghavan, K., Winnie, H. Y. N., and Balasubramanian, R. (2011). Biosorption characteristics of crab shell particles for the removal of manganese (II) and zinc (II) from aqueous solutions. *Desalination* **266**, 195-200.
- Vílchez, R. (2005). Eliminación de metales pesados en aguas mediante sistemas de lechos sumergidos: estudio microbiológico en las biopelículas, Ph. D. Thesis, University of Granada.
- Vink, R., Behrendt, H., and Salomons, W. (1999). Development of the heavy metal pollution trends in several European rivers: An analysis of point and diffuse sources. *Water Science and Technology* **39**, 215-223.

- Vishvakarma, P. P., Yavada, K. P., and Singh, V. (1989). Nickel (II) removal from aqueous solutions by adsorption on fly-ash. *Pertanika* **12**, 357-366.
- Vizcarra, A. T., Liao, P. H., Chen, A., and Lo, K. V. (1993). Two-stage composting of fish mortalities. *Biomass and Bioenergy* **5**, 379-385.
- Volesky, B. (1990). "Removal and recovery of heavy metals by biosorption", CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Volesky, B. (2001). Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. *Hydrometallurgy* **59**, 203-216.
- Volesky, B. (2003). Biosorption process simulation tools. *Hydrometallurgy* **71**, 179-190.
- Von Mersi, W., and Schinner, F. (1991). An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with idonitrotetrazolium chloride. *Biology and Fertility of Soils* **11**, 216-220.
- Wang, P., Changa, C. M., Watson, M. E., Dick, W. A., Chen, Y., and Hoitink, H. A. J. (2004). Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry* **36**, 767-776.
- Watteau, F., and Villemin, G. (2011). Characterization of organic matter microstructure dynamics during co-composting of sewage sludge, barks and green waste. *Bioresource Technology* **102**, 9313-9317.
- Wei, L., Shutao, W., Jin, Z., and Tong, X. (2014). Biochar influences the microbial community structure during tomato stalk composting with chicken manure. *Bioresource Technology* **154**, 148-154.
- Wei, Y., Zhao, Y., Xi, B., Wei, Z., Li, X., and Cao, Z. (2015). Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources. *Bioresource Technology* **189**, 349-356.
- Wei, Z., Xu, C., and Li, B. (2009). Application of waste eggshell as low-cost solid catalyst for biodiesel production. *Bioresource technology* **100**, 2883-2885.
- Willson, G., Parr, J., Epstein, E., Marsh, P., Chaney, R. L., Colacicco, D., Burge, W., Sikora, L., Tester, C., and Hornick, S. (1980). Manual for composting sewage sludge by the Beltsville aerated-pile method.
- Witter, E., and Lopez-Real, J. (1988). Nitrogen losses during the composting of sewage sludge, and the effectiveness of clay soil, zeolite, and compost in adsorbing the volatilized ammonia. *Biological Wastes* **23**, 279-294.
- Wittmann, G. (1981). Toxic metals. In "Metal pollution in the aquatic environment" (B. Chapt, U. Förstner and G. Wittmann, eds.), pp. 3-70. Springer.
- Wong, J. W. C., Mak, K. F., Chan, N. W., Lam, A., Fang, M., Zhou, L. X., Wu, Q. T., and Liao, X. D. (2001). Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. *Bioresource Technology* **76**, 99-106.

- Wu, C., Wang, Q., Shi, S., Xue, N., Zou, D., Pan, S., and Liu, S. (2015). Effective utilisation of trickling liquid discharged from a bio-trickling filter as a moisture conditioning agent for composting. *Biosystems Engineering* **129**, 378-387.
- Wu, L., Ma, L., and Martinez, G. (2000). Comparison of methods for evaluating stability and maturity of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality* **29**, 424-429.
- Xu, S., Reuter, T., Gilroyed, B. H., Dudas, S., Graham, C., Neumann, N. F., Balachandran, A., Czub, S., Belosevic, M., Leonard, J. J., and McAllister, T. A. (2012). Biodegradation of specified risk material and fate of scrapie prions in compost. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* **48**, 26-36.
- Xu, S., Reuter, T., Gilroyed, B. H., Mitchell, G. B., Price, L. M., Dudas, S., Braithwaite, S. L., Graham, C., Czub, S., Leonard, J. J., Balachandran, A., Neumann, N. F., Belosevic, M., and McAllister, T. A. (2014). Biodegradation of Prions in Compost. *Environmental Science & Technology* **48**, 6909-6918.
- Xu, W., Reuter, T., Xu, Y., Hsu, Y.-H., Stanford, K., and McAllister, T. A. (2011). Field scale evaluation of bovine-specific DNA as an indicator of tissue degradation during cattle mortality composting. *Bioresource Technology* **102**, 4800-4806.
- Yalçın, S., Sezer, S., and Apak, R. (2012). Characterization and lead(II), cadmium(II), nickel(II) biosorption of dried marine brown macro algae *Cystoseira barbata*. *Environmental Science and Pollution Research* **19**, 3118-3125.
- Yamada, Y., and Kawase, Y. (2006). Aerobic composting of waste activated sludge: Kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption. *Waste Management* **26**, 49-61.
- Yang, F., Li, G., Shi, H., and Wang, Y. (2015). Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. *Waste Management* **36**, 70-76.
- Yoo, S., Hsieh, J. S., Zou, P., and Kokoszka, J. (2009). Utilization of calcium carbonate particles from eggshell waste as coating pigments for ink-jet printing paper. *Bioresource technology* **100**, 6416-6421.
- Yuvaraja, G., Krishnaiah, N., Subbaiah, M. V., and Krishnaiah, A. (2014). Biosorption of Pb(II) from aqueous solution by *Solanum melongena* leaf powder as a low-cost biosorbent prepared from agricultural waste. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* **114**, 75-81.
- 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**, 471-478.
- Zeng, J., Price, G. W., and Arnold, P. (2012). Evaluation of an aerobic composting process for the management of Specified Risk Materials (SRM). *Journal of Hazardous Materials* **219–220**, 260-266.

- Zhang, M. (2011). Adsorption study of Pb(II), Cu(II) and Zn(II) from simulated acid mine drainage using dairy manure compost. *Chemical Engineering Journal* **172**, 361-368.
- Zhu, N. (2006). Composting of high moisture content swine manure with corncob in a pilot-scale aerated static bin system. *Bioresource Technology* **97**, 1870-1875.
- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., and Chen, Y. (2005). Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry* **37**, 2109-2116.
- Zucconi, F., and de Bertoldi, M. (1987). Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In "Compost: production, quality and use" (M. de Bertoldi, M. P. Ferranti, P. L'Hermitte and F. Zucconi, eds.), pp. 30-50. Elsevier.
- Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., and De Bertoldi, M. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* **22**, 54-57.

