



**UNIVERSITAT POLITÈCNICA
DE CATALUNYA**
BARCELONATECH

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

Doctorado en Tecnología Agroalimentaria y Biotecnología

TESIS DOCTORAL

**Balance de masas e identificación de indicadores para
medir la eficiencia en la gestión y procesado de
materiales en las plantas públicas de compostaje de
Fracción Orgánica de Residuos Municipales (FORM) de
Cataluña.**

Doctoranda:

Emma Cecilia Girón Rojas

Directores:

Dr. Emilio Gil Moya.

Dra. Marga López Martínez.

Tesis presentada para optar al grado de

DOCTOR POR LA UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

Castelldefels, Octubre de 2019

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a la Dra. Marga López, por la confianza depositada en mí, el apoyo y la paciencia infinita, por ser una magnífica guía y amiga, por compartir sus conocimientos y tiempo para llevar a cabo la presente investigación. Agradezco al Dr. Emilio Gil por sus valiosas observaciones y soporte para realizar el estudio y al Dr. Xavier Martínez por el apoyo y orientación de este trabajo.

Quiero expresar mi agradecimiento a las instituciones y miembros de las mismas que han colaborado en esta investigación. El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, México), al GIAAMA Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández, a la Agència de Residus de Catalunya (ARC) y al Consorci del Bages per a la Gestió de Residus; que brindaron todo su apoyo e información necesaria para la elaboración de este trabajo y por haber depositado su confianza y su hospitalidad.

A mis padres Rodrigo Girón y Emma Rojas y a mis hermanos Rodrigo y Jaime por su apoyo incondicional, por los valores inculcados, por sus sacrificios y por siempre animarme a seguir volando. Al resto de mi familia y amigos en México que me animan en cada reto y amigos en España que han sido como una nueva familia que me han ayudado a que esta aventura por más difícil que fuera siempre estuvieron ahí.

A Dios por abrirme caminos donde pensé que no había forma de llegar.

RESUMEN

Debido al incremento en la generación de residuos, la importancia por su buena gestión aumenta. El compostaje es uno de los tratamientos más utilizados en el manejo de la fracción orgánica de residuos municipales (FORM), permitiendo disminuir el impacto ambiental, aumentar la calidad de vida y mejorar las características principales del suelo, por la producción y aplicación de compost y la estabilización de materiales destinados a vertederos.

Por la importante necesidad de impulsar la gestión integral de los residuos, el objetivo de esta tesis doctoral, es el estudio de los balances de masas de las plantas de compostaje, así como la determinación de indicadores de fácil medida que permitan evaluar y monitorizar la eficiencia del proceso de compostaje. Para lograr este objetivo se estudiaron los balances de masas de las plantas de compostaje de Catalunya a través de la base de datos de la Agencia de Residuos de Catalunya (ARC). Las 17 plantas públicas de compostaje de fracción orgánica se clasificaron por capacidad y tecnología y se trabajó con las cantidades de los materiales tratados y producidos o rechazados durante un periodo de 8 años (2010-2017). Se estudiaron los balances globales de materiales y se formularon diversos indicadores de proceso relacionadas con las pérdidas totales y biológicas, la saturación, el rendimiento o la generación de rechazo. También se estudió la calidad del compost obtenido y se relacionó con los distintos indicadores.

Los resultados obtenidos muestran que los indicadores propuestos, ofrecen información relevante sobre la eficiencia de las plantas de compostaje, permiten calcular los porcentajes de pérdidas biológicas con valores promedio de 65%, pérdidas totales con valores superiores al 80% y con valores superiores de 25% de rechazos producidos, así como la correlación de la saturación con los indicadores y los parámetros de calidad del compost final, en el que se observa una correlación negativa con las pérdidas biológicas, pérdidas totales y con la materia orgánica total. En la siguiente etapa se profundizó en el análisis de balance centrado en una única instalación de las 17 analizadas y en otra instalación de compostaje de restos vegetales, en este caso de fuera de Catalunya. En ambos casos, además de analizar el balance se aplicaron los mismos indicadores pero de forma pormenorizada. Los resultados indican que, de forma general, es necesario mantener una base de datos detallada sobre las cantidades de los materiales tratados, conocer la proporción de reciclado vegetal utilizado, al igual que el compost producido y no solo el expedido, con lo que permitirá que los resultados de los indicadores sean más apegados a la realidad. Sin embargo, también sería importante establecer métodos de concienciación a la población que permita la reducción de residuos y fomente la participación en la separación en origen para reducir la presencia de impropios en la fracción orgánica. Los indicadores se han mostrado útiles para el análisis de plantas, tanto de manera global como específica por instalación, donde cobran más valor al disponer de una información de planta más ajustada.

ABSTRACT

The importance for the good management of the waste increases day by day, due to the increase of the generation of waste. Composting is one of the most used treatments in the management of the organic fraction of municipal waste (OFSC), allowing the decrease in environmental impact, increasing the quality of life and improving the main characteristics of the soil, due to the production and application of compost and stabilization of materials destined for landfills.

Due to the important need to promote the integral management of waste, the objective of this doctoral thesis is the study of the mass balances of composting plants, as well as the determination of easily measured indicators that allow the evaluation and monitoring of efficiency of the composting process. To achieve this objective, the mass balances of composting plants in Catalonia were studied through the database of the Waste Agency of Catalonia (ARC). The 17 public composting plants of organic fraction were classified by capacity and technology, and we worked with the quantities of the materials treated and produced or rejected during a period of 8 years (2010-2017). Global material balances were studied and various process indicators related to total and biological losses, saturation, yield or rejection generation were formulated. The quality of the compost obtained was also studied and related to the different indicators.

The results obtained show that the proposed indicators, offer relevant information on the efficiency of composting plants, allow to calculate the percentages of biological losses with average values of 65%, total losses with values greater than 80% and with values greater than 25% of rejections produced, as well as the correlation of saturation with the indicators and the quality parameters of the final compost, in which a negative correlation is observed with the biological losses, total losses and with the total organic matter. In the next stage, the balance analysis focused on a single installation of the 17 analyzed and another plant composting facility was deepened. In both cases, in addition to analyzing the balance sheet, the same indicators were applied but in detail. The results indicate that, in general, it is necessary to maintain a detailed database on the quantities of the treated materials, to know the proportion of plant recirculation used, as well as the compost produced and not just the one issued, which will allow the results of the indicators are more attached to reality. However, it would also be important to establish public awareness methods that allow waste reduction and encourage participation in separation at source to reduce the presence of improprieties in the organic fraction. The indicators have proved useful for the analysis of plants, both globally and specifically for installation, where they charge more value by having more adjusted plant information.

RESUM

A causa de l'increment en la generació de residus, la importància per la seva bona gestió augmenta. El compostatge és un dels tractaments més utilitzats en el maneig de la fracció orgànica de residus municipals (FORM), permetent disminuir l'impacte ambiental, augmentar la qualitat de vida i millorar les característiques principals del sòl, per la producció i aplicació de compost i l'estabilització de materials destinats a abocadors.

Per la important necessitat d'impulsar la gestió integral dels residus, l'objectiu d'aquesta tesi doctoral, és l'estudi dels balanços de masses de les plantes de compostatge, així com la determinació d'indicadors de fàcil mesura que permetin avaluar i monitoritzar l'eficiència del procés de compostatge. Per aconseguir aquest objectiu es van estudiar els balanços de masses de les plantes de compostatge de Catalunya a través de la base de dades de l'Agència de Residus de Catalunya (ARC). Les 17 plantes públiques de compostatge de fracció orgànica es van classificar per capacitat i tecnologia i es va treballar amb les quantitats dels materials tractats i produïts o rebutjats durant un període de 8 anys (2010-2017). Es van estudiar els balanços globals de materials i es van formular diversos indicadors de procés relacionades amb les pèrdues totals i biològiques, la saturació, el rendiment o la generació de rebuig. També es va estudiar la qualitat del compost obtingut i es va relacionar amb els diferents indicadors.

Els resultats obtinguts mostren que els indicadors proposats, ofereixen informació rellevant sobre l'eficiència de les plantes de compostatge, permeten calcular els percentatges de pèrdues biològiques amb valors mitjans de 65%, pèrdues totals amb valors superiors al 80% i amb valors superiors de 25% de rebutjos produïts, així com la correlació de la saturació amb els indicadors i els paràmetres de qualitat del compost final, en què s'observa una correlació negativa amb les pèrdues biològiques, pèrdues totals i amb la matèria orgànica total. En la següent etapa es va aprofundir en l'anàlisi de balanç centrat en una única instal·lació de les 17 analitzades i en una altra instal·lació de compostatge de restes vegetals, en aquest darrer. En tots dos casos, a més d'analitzar el balanç es van aplicar els mateixos indicadors però de forma detallada. Els resultats indiquen que, de forma general, cal mantenir una base de dades detallada sobre les quantitats dels materials tractats, conèixer la proporció de reciclat vegetal utilitzat, igual que el compost produït i no només l'expedit, de manera que permetrà que els resultats dels indicadors siguin més aferrats a la realitat. No obstant això, també seria important establir mètodes de conscienciació a la població que permeti la reducció de residus i fomenti la participació en la separació en origen per reduir la presència d'impropis en la fracció orgànica. Els indicadors s'han mostrat útils per a l'anàlisi de plantes, tant de manera global com específica per instal·lació, on cobren més valor en disposar d'una informació de planta més ajustada.

ÍNDICE

RESUMEN	V
ABSTRACT	VI
RESUM	VII
ÍNDICE DE FIGURAS	13
ÍNDICE DE TABLAS	17
ACRÓNIMOS	19
1. INTRODUCCIÓN	21
1.1. LOS RESIDUOS MUNICIPALES.....	25
1.1.1. <i>Recogida de residuos municipales</i>	28
1.1.2. <i>Tratamiento de residuos municipales</i>	32
1.2. COMPOSTAJE DE FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS MUNICIPALES.....	33
1.2.1. <i>Fundamentos de compostaje</i>	33
1.2.2. <i>Condicionantes del proceso de compostaje y parámetros de seguimiento y control</i>	35
1.2.3. <i>Tecnologías de compostaje</i>	36
1.3. EFICIENCIA DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS MUNICIPALES: ESTADO DEL ARTE.....	38
1.4. MOTIVACIÓN.....	42
1.5. ESTRUCTURA.....	44
2. OBJETIVOS	45
2.1. OBJETIVO GENERAL.	45
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	45
3. METODOLOGÍA GENERAL	47
3.1. CARACTERÍSTICAS DE LAS PLANTAS.....	47
3.1.1. <i>Base de datos</i>	48
3.1.2. <i>Selección y clasificación de las instalaciones</i>	49
3.1.3. <i>Depuración de la base de datos</i>	52
3.1.4. <i>Flujos de materiales</i>	53
3.2. CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS.....	54

3.2.1.	<i>Determinaciones en planta.</i>	55
3.2.2.	<i>Muestreo.</i>	57
3.2.3.	<i>Determinaciones sobre muestra húmeda.</i>	57
3.2.4.	<i>Materia Orgánica Total (MOT)</i>	60
3.2.5.	<i>Carbono Orgánico Total y Nitrógeno Orgánico</i>	61
3.2.6.	<i>Grado de estabilidad</i>	62
3.2.7.	<i>Cuantificación de nutrientes y metales pesados.</i>	63
3.3.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO	65
3.3.1.	<i>Análisis general.</i>	65
3.3.2.	<i>Correlaciones.</i>	66
3.3.3.	<i>Arboles de decisión.</i>	66
4.	PLANTAS DE TRATAMIENTO DE FORM EN CATALUÑA (2010-2017). VISIÓN GENERAL Y APROXIMACIÓN A LOS BALANCES DE MASA EN RELACION CON EL TAMAÑO Y TECNOLOGÍA.	67
4.1.	INTRODUCCIÓN	67
4.1.1.	<i>Generación y gestión de residuos en Cataluña.</i>	68
4.1.2.	<i>Balance de masas en plantas de compostaje.</i>	69
4.2.	METODOLOGÍA	70
4.2.1.	<i>Clasificación de plantas</i>	71
4.2.2.	<i>Balance de masas.</i>	72
4.3.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO.	72
4.4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	72
4.4.1.	<i>Datos globales periodo 2010-2017.</i>	72
4.4.2.	<i>Evolución durante el periodo estudiado.</i>	74
4.4.3.	<i>Balance de masas por tamaño.</i>	80
4.4.4.	<i>Balance de masa por tecnología</i>	84
5.	EVALUACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS ORGÁNICOS PARA EL DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA DE APOYO INDUSTRIAL A TRAVÉZ DEL MANEJO DE MACRO DATOS.	89

5.1.	INTRODUCCIÓN.....	89
5.2.	METODOLOGÍA.....	91
5.2.1.	<i>Base de datos de las plantas de compostaje.....</i>	<i>91</i>
5.2.2.	<i>Clasificación por tamaño y tecnología.....</i>	<i>94</i>
5.2.3.	<i>Propuesta de indicadores.....</i>	<i>95</i>
5.2.4.	<i>Indicadores referentes con la calidad del compost.....</i>	<i>99</i>
5.3.	ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	99
5.4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	100
5.4.1.	<i>Datos generales.....</i>	<i>100</i>
5.4.2.	<i>Evaluación del proceso. Indicadores en relación a la clasificación por tamaño y tecnología.....</i>	<i>100</i>
5.4.3.	<i>Composición del compost en relación a la clasificación por tamaño y tecnología.....</i>	<i>102</i>
5.4.4.	<i>Estudio de correlaciones.....</i>	<i>104</i>
5.4.5.	<i>Arboles de decisión.....</i>	<i>105</i>
5.4.6.	<i>Aplicación al sector industrial /análisis de interés de la información.....</i>	<i>109</i>
5.5.	CONCLUSIONES.....	111
6.	CARACTERIZACIÓN DE MATERIALES DE PROCESO Y BALANCE DE MASAS UTILIZANDO LA DENSIDAD APARENTE. PLANTA DE COMPOSTAJE DE FORM DE MANRESA.....	113
6.1.	INTRODUCCIÓN.....	113
6.2.	METODOLOGÍA.....	114
6.2.1.	<i>Descripción de la planta de compostaje de Manresa.....</i>	<i>114</i>
6.2.2.	<i>Toma de muestras.....</i>	<i>117</i>
6.2.3.	<i>Determinaciones de parámetros físico químicos.....</i>	<i>120</i>
6.2.4.	<i>Balance de masas.....</i>	<i>120</i>
6.2.5.	<i>Estimación del rendimiento de los procesos de selección.....</i>	<i>122</i>
6.2.6.	<i>Evaluación de indicadores.....</i>	<i>122</i>
6.2.7.	<i>Consumo de recursos y material tratado.....</i>	<i>123</i>
6.2.8.	<i>Análisis estadístico.....</i>	<i>123</i>

6.3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	123
6.3.1.	<i>Caracterización de muestras y evolución de los diferentes parámetros a lo largo del proceso</i>	123
6.3.2.	<i>Balance de masas.....</i>	134
6.3.3.	<i>Estudio de indicadores.....</i>	143
6.3.4.	<i>Balance energético y rendimiento 2010-2017.....</i>	147
6.4.	CONCLUSIONES.....	148
7.	APROXIMACIÓN AL PROCESO DE COMPOSTAJE MEDIANTE TÉCNICAS DE BAJO COSTE EN RESIDUOS AGRICOLAS VEGETALES.	149
7.1.	INTRODUCCIÓN.....	149
7.2.	METODOLOGÍA.....	150
7.2.1.	<i>Materiales.....</i>	150
7.2.2.	<i>Proceso de compostaje.....</i>	151
7.2.3.	<i>Muestreo.....</i>	151
7.2.4.	<i>Parámetros de campo: medida de la temperatura, determinación del volumen, de la densidad aparente y evolución de la masa.....</i>	152
7.2.5.	<i>Parámetros de laboratorio.....</i>	152
7.2.6.	<i>Evaluación de indicadores.....</i>	153
7.2.7.	<i>Análisis estadístico.....</i>	153
7.3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	153
7.3.1.	<i>Parámetros de campo.....</i>	153
7.3.2.	<i>Densidad aparente.....</i>	155
7.3.3.	<i>Parámetros de laboratorio.....</i>	155
7.3.4.	<i>Correlaciones entre parámetros.....</i>	159
7.3.5.	<i>Evolución de la masa y del volumen.....</i>	160
7.4.	CONCLUSIONES.....	162
8.	DISCUSIÓN.....	163
9.	CONCLUSIONES GENERALES.....	167
10.	BIBLIOGRAFÍA.....	171

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.1 DIAGRAMA SISTEMÁTICO DE LA ECONOMÍA CIRCULAR	23
FIGURA 1.2 PORCENTAJE DE RESIDUOS GENERADOS EN LA UNIÓN EUROPEA 2016.....	24
FIGURA 1.3. ESTRATEGIA EN LA GESTIÓN DE RESIDUOS SEGÚN LA DIRECTIVA 2008/98/EC.	25
FIGURA 1.4. GENERACIÓN DE RESIDUOS POR PERSONA KG/DÍA.	27
FIGURA 1.5 GENERACIÓN DE RESIDUOS MUNICIPALES EN LA UE 2017. (“EUROSTAT,” 2019).....	28
FIGURA 1.6 DIFERENTES SISTEMAS DE RECOGIDA SELECTIVA DE RESIDUOS MUNICIPALES.....	30
FIGURA 1.7 EVOLUCIÓN DE LA RECOGIDA SELECTIVA EN CATALUÑA.....	31
FIGURA 1.8 EVOLUCIÓN DE LA RECOGIDA DE FRACCIÓN ORGÁNICA. (AGÈNCIA DE RESIDUS DE CATALUNYA, 2019).....	31
FIGURA 1.9. FACTORES DEL PROCESO DE COMPOSTAJE.	33
FIGURA 1.10. EVOLUCIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE (LÓPEZ ET AL., 2010c).	34
FIGURA 1.11. TECNOLOGÍAS DE SISTEMAS DE COMPOSTAJE (MORENO AND MORAL, 2011).....	37
FIGURA 1.12. SISTEMA DE COMPOSTAJE CON ENTRADA Y SALIDAS DE MATERIAL. ADAPTADO DE HAUG (1993).....	39
FIGURA 3.1 PLANTAS DE COMPOSTAJE VISITADAS.....	47
FIGURA 3.2 DISTRIBUCIÓN DE LAS PLANTAS DE COMPOSTAJE POR REGIÓN (GENERALITAT DE CATALUÑA, 2018).....	50
FIGURA 3.3 ESQUEMA GENERAL DE LAS DETERMINACIONES REALIZADAS Y PROCEDIMIENTOS PARA SU OBTENCIÓN. MODIFICADO DE HUERTA ET AL. (2008).....	54
FIGURA 3.4 MEDICIÓN DENSIDAD APARENTE	55
FIGURA 3.5 MUESTRA SECA Y TRITURACIÓN.	58
FIGURA 3.6 TRITURACIÓN DE MUESTRA.....	58
FIGURA 3.7 DETERMINACIÓN DE PH Y CE.....	59
FIGURA 3.8 DETERMINACIÓN MOT.....	60
FIGURA 3.9 MUESTRAS PARA COT Y N ORG	61
FIGURA 3.10 DIGESTIÓN KJELDAHL (DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO)	61
FIGURA 3.11 ELECTRODO SELECTIVO.....	62
FIGURA 3.12 BAÑO DE ARENA Y FILTRACIÓN	63
FIGURA 3.13 DIAGRAMA DE DILUCIONES (LÓPEZ ET AL., 2011)	64
FIGURA 3.14 DETERMINACIÓN DE METALES Y NUTRIENTES.	65
FIGURA 4.1 GENERACIÓN DE RESIDUOS MUNICIPALES EN CATALUÑA (ARC, 2016A).....	68
FIGURA 4.2 DATOS GENERALES DEL BALANCE DE MASA DE PLANTAS DE FORM 2010-2017	74

FIGURA 4.3 BALANCE GENERAL POR PLANTAS DE COMPOSTAJE (SIN PLANTAS AD) 2010-2017	76
FIGURA 4.4 BALANCE DE MASAS POR CLASIFICACIÓN POR CAPACIDAD	78
FIGURA 4.5 BALANCE DE MASAS POR TECNOLOGÍA EN DESCOMPOSICIÓN.	79
FIGURA 4.6 PORCENTAJE DE RV USADOS POR TAMAÑO DE PLANTA RESPECTO A FORM.....	82
FIGURA 4.7 PORCENTAJE DE RECHAZO PRODUCIDO POR TAMAÑO DE PLANTA	83
FIGURA 4.8 PORCENTAJE DE COMPOST PRODUCIDO POR TAMAÑO DE PLANTA.....	84
FIGURA 4.9 PORCENTAJE DE RV TRATADOS POR TECNOLOGÍA EN DESCOMPOSICIÓN.	85
FIGURA 4.10 PORCENTAJE DE RECHAZOS GENERADOS POR TECNOLOGÍA EN DESCOMPOSICIÓN.	86
FIGURA 4.11 PORCENTAJE DE COMPOST POR TECNOLOGÍA EN DESCOMPOSICIÓN.	86
FIGURA 5.1 DISTRIBUCIÓN DE PLANTAS DE CATALUÑA (EL TAMAÑO DEL PUNTO SE REFIERE AL TAMAÑO DE LA PLANTA) (ARC, 2017B)	92
FIGURA 5.2 PROCESO GENERAL DE PLANTAS DE COMPOSTAJE CATALANAS.....	93
FIGURA 5.3 ÁRBOL DE DECISIÓN BL>50%	106
FIGURA 5.4 ÁRBOL DE DECISIÓN SI<80%.....	107
FIGURA 5.5 ÁRBOL DE DECISIÓN MOT<58%.....	108
FIGURA 5.6 ÁRBOL DE DECISIÓN RF<29%	109
FIGURA 6.1. CROQUIS DE LA PLANTA DE MANRESA (GOOGLE MAPS 2019).....	114
FIGURA 6.2 PILA DE MATERIAL FINAL (COMPOST) EN LA PLANTA DE COMPOSTAJE DE MANRESA.....	116
FIGURA 6.3 DIAGRAMA DE LA PLANTA DE COMPOSTAJE.....	116
FIGURA 6.4. TROMEL DE 80MM EN FUNCIONAMIENTO Y HUNDIDO DE TROMEL PARA LA TOMA DE MUESTRAS.	118
FIGURA 6.5 HUNDIDO (IZQUIERDA) Y RECHAZO (DERECHA) DEL TROMEL DE 80 MM.	118
FIGURA 6.6 CUARTEO Y EMBOLSADO DEL HUNDIDO DEL TROMEL DE 80 MM (MATERIAL PARA INICIO DE MADURACIÓN).....	118
FIGURA 6.7 CARACTERIZACIÓN DE MATERIALES DEL TROMEL DE AFINO	119
FIGURA 6.8 EJEMPLO DE DIMENSIÓN	121
FIGURA 6.9 DENSIDAD APARENTE POR FASES DEL PROCESO	124
FIGURA 6.10 HUMEDAD EN DIFERENTES FASES DEL PROCESO.....	126
FIGURA 6.11 EVOLUCIÓN DEL pH Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA	127
FIGURA 6.12 NITRÓGENO ORGÁNICO Y AMONIAICAL EN DIFERENTES FASES DEL PROCESO.	128
FIGURA 6.13 EVOLUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA TOTAL	129
FIGURA 6.14 EVOLUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA RESISTENTE Y GRADO DE ESTABILIDAD.....	130

FIGURA 6.15 EVOLUCIÓN DEL NITRÓGENO RESISTENTE	131
FIGURA 6.16. RECHAZO DE TROMEL EN CONJUNTO (IZQUIERDA) Y MATERIAL ORGÁNICO (DERECHA).....	135
FIGURA 6.17. CARACTERIZACIÓN DE RECHAZO DE TROMEL DE MEDIO PROCESO	135
FIGURA 6.18 SEPARACIÓN MEDIO PROCESO (MUESTRA)	135
FIGURA 6.19. ASPECTO DEL RECIRCULADO VEGETAL (IZQUIERDA) Y DEL COMPOST (DERECHA)	136
FIGURA 6.20. DISTRIBUCIÓN DE COMPONENTES EN EL AFINO	137
FIGURA 6.21. CONTENIDO EN IMPROPIOS EN LAS DIFERENTES FASES DEL PROCESO	138
FIGURA 6.22 DIAGRAMA DE FLUJO MANRESA.....	142
FIGURA 6.23 BALANCE DE MASAS	143
FIGURA 6.24 % DE PÉRDIDAS.....	145
FIGURA 6.25 EVOLUCIÓN DEL ÍNDICE DE SATURACIÓN	146
FIGURA 6.26 EVOLUCIÓN DEL ÍNDICE DE RENDIMIENTO.....	147
FIGURA 7.1 PILA DE COMPOSTAJE INICIAL	151
FIGURA 7.2 VOLTEADORA BACKHUS	151
FIGURA 7.3 EVOLUCIÓN DE TEMPERATURA Y DENSIDAD APARENTE EN EL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RV.....	154
FIGURA 7.4 EVOLUCIÓN DE LA DENSIDAD APARENTE.....	155
FIGURA 7.5 EVOLUCIÓN DE LA HUMEDAD	156
FIGURA 7.6 EVOLUCIÓN PH Y CE	156
FIGURA 7.7 EVOLUCIÓN DE MOT	157
FIGURA 7.8 PÉRDIDA DE LA MATERIA ORGÁNICA.....	157
FIGURA 7.9 EVOLUCIÓN GRADO DE ESTABILIDAD	158
FIGURA 7.10 EVOLUCIÓN DEL VOLUMEN	160
FIGURA 7.11 EVOLUCIÓN DE LA MASA TOTAL.....	161

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1.1 GENERACIÓN DE RESIDUOS POR REGIÓN. ADAPTADO DE "WHAT A WASTE 2.0"(WORLD BANK GROUP, 2018). (VALORES EN MILLONES DE TONELADAS)	27
TABLA 1.2. BALANCE DE MASA, PLANTA DE TRATAMIENTO VITORIA-GASTEIZ.	42
TABLA 3.1. GRUPOS DE DATOS.....	48
TABLA 3.2 CLASIFICACIÓN DE LAS PLANTAS POR TAMAÑO Y TECNOLOGÍA Y OTRAS CARACTERÍSTICAS.	51
TABLA 3.3 TECNOLOGÍA DE LAS PLANTAS DE COMPOSTAJE	52
TABLA 3.4 DETERMINACIÓN DE PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS EVALUADAS.	54
TABLA 3.5 METODOLOGÍA MACRO, MICRO NUTRIENTES Y METALES PESADOS.....	64
TABLA 4.1 DESCRIPCIÓN DE LAS PLANTAS DE COMPOSTAJE DE FORM.....	71
TABLA 4.2 VALORES TOTALES Y PROMEDIOS DE MATERIAL TRATADO, RECHAZO Y PRODUCTO GENERADO POR PLANTA EN PERIODO 2010-2017	75
TABLA 4.3 MATERIAL TRATADO POR TAMAÑO DE PLANTA	80
TABLA 4.4 RATIO RV/FORM.....	82
TABLA 4.5 PORCENTAJE DE MATERIAL TRATADO DE ACUERDO A LA TECNOLOGÍA UTILIZADA EN LA FASE DE DESCOMPOSICIÓN..	84
TABLA 5.1 PARÁMETROS ESTUDIADOS DE LA ARC-BD	94
TABLA 5.2 PLANTA POR TAMAÑO Y TECNOLOGÍA.....	95
TABLA 5.3 VALORES DE LOS INDICADORES POR TAMAÑO Y TECNOLOGÍA.....	100
TABLA 5.4 PARÁMETROS QUÍMICOS DEL COMPOST POR TAMAÑO Y TECNOLOGÍA.....	103
TABLA 5.5 VALORES DE CORRELACIÓN ENTRE INDICADORES DE PROCESO Y CALIDAD DEL COMPOST.....	105
TABLA 5.6 VALORES ESPERADOS DEL PROCESO Y LA CALIDAD DEL COMPOST QUE DEPENDEN DE LA SATURACIÓN DE LA PLANTA Y EL CONTENIDO DE IMPROPIOS.....	110
TABLA 6.1 DIMENSIONES PLANTA DE MANRESA.....	115
TABLA 6.2. DATOS TÉCNICOS DE LA MAQUINARIA EN LA PLANTA DE COMPOSTAJE DE MANRESA.....	117
TABLA 6.3 DETERMINACIÓN DE PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS EVALUADAS.	120
TABLA 6.4 CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE LOS DIFERENTES MATERIALES DEL PROCESO DE COMPOSTAJE	124
TABLA 6.5 CONTENIDO EN NUTRIENTES EN MEZCLA Y COMPOST	132
TABLA 6.6 METALES PESADOS EN MEZCLA Y COMPOST(MG/KG).....	132
TABLA 6.7 CORRELACIÓN DE PARÁMETROS	133
TABLA 6.8. BALANCE DE MATERIA DE LA PLANTA DE COMPOSTAJE DE MANRESA.....	139

TABLA 6.9 BALANCE DE MATERIA DE LA PLANTA DE COMPOSTAJE DE MANRESA.....	140
TABLA 6.10 ENTRADAS DE MATERIAL	141
TABLA 6.11 BALANCE DE MASAS.....	143
TABLA 6.12 BALANCE DE MASAS 2010-2017	144
TABLA 6.13 BALANCE DE MASAS EN PORCENTAJE PERIODO 2010-2017	145
TABLA 6.14 CONSUMO ENERGÉTICO	147
TABLA 7.1 DETERMINACIÓN DE PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS EVALUADAS.	153
TABLA 7.2 VALORES DE METALES PESADOS	158
TABLA 7.3 CORRELACIÓN DE PARÁMETROS	159
TABLA 7.4 INDICADORES COMPOSTAJE DE RV.....	161

ACRÓNIMOS

ACH	Trincheras Aireadas
AD	Digestión Anaerobia
ARC	Agencia de Residuos de Cataluña
ATW	Pilas Volteadas Aireadas
BL	Pérdidas biológicas
CE	Conductividad eléctrica
COMP	Compost
Corg	Carbón orgánico
Dap	Densidad Aparente
Dap s	Densidad Aparente seca
FD	Fin de descomposición
FM	Fin de maduración
FORM	Fracción Orgánica de Residuo Municipal
GE	Grado de estabilidad
GEI	Gases efecto invernadero
H	Humedad
IM	Inicio de maduración
IMP	Impropios
L	Grandes
M	Medianas
MAD	Maduración
MOR	Materia orgánica resistente
MOT	Materia orgánica total
MS	Materia seca
MTB	Tratamiento biológico mecánico
Norg	Nitrógeno orgánico
PF	Factor contaminante
pH	Potencial de Hidrógeno
PI	Índice de rendimiento
RCV	Recirculado vegetal
RF	Rechazo
RV	Restos vegetales
S	Pequeñas
SI	Índice de saturación
sms	Sobre materia seca
TL	Pérdidas totales
TM	Temperatura test auto calentamiento
TW	Pilas Volteadas
V	Túnel
VS	Muy pequeñas
XL	Extra grandes

1. INTRODUCCIÓN

La evolución de las actividades humanas a lo largo de la historia han tenido una clara repercusión sobre la generación de residuos, tanto sobre su cantidad como sobre su tipología. En la prehistoria, las sociedades principalmente nómadas generaban únicamente residuos de naturaleza orgánica que además no se acumulaban; en las sociedades primigenias, los residuos orgánicos se gestionaban en el entorno de los hogares y otros residuos ya tendían a acumularse en las afueras de las ciudades (Márquez-Benavides, 2016). Con el tiempo, el aumento de la concentración de residuos orgánicos de orígenes diversos mal gestionados conllevaron a la aparición de epidemias, con el consiguiente riesgo para la salud humana.

Algunas de las primeras acciones que se realizaron para evitar estos riesgos fue la creación de alcantarillado y gestiones básicas como la incineración y el enterrado con cal. Durante la revolución industrial de los siglos XVIII y XIX surgieron en cantidades considerables otros residuos de naturaleza no orgánica resultado de los procesos de producción que tuvieron gran impacto sobre el aire, el agua y el suelo debido a la ausencia de sistemas de tratamiento de efluentes, que por otra parte no se percibían con el mismo riesgo que en la actualidad. Pero el gran impacto sobre la generación de residuos de origen municipal tiene su auge a mediados del siglo XX con la aparición sobre todo del plástico y el cambio de hábitos de consumo que poco a poco fueron desplazando costumbre de reutilización hacia el hábito de “usar y tirar”. Además, también aparecieron bienes complejos y compuestos de mezclas de componentes que remplazaron a bienes de un solo material y reutilizables.

Llevando estas prácticas de consumo y de generación de residuos, la organización Global Footprint Network (“Global Footprint Network,” 2019), estimó que se necesitarían alrededor de 1,7 tierras para mantener el mismo nivel de consumo de recursos y capacidad de gestión de residuos. En este momento, la principal vía de gestión de residuos consistía en los vertederos, muchos de ellos sin cumplir ningún tipo de precaución para la protección del medio ambiente u otros que alargaron su estado de ilegalidad y falta de control.

La rápida industrialización y el aumento de la población conllevan un incremento progresivo en la generación de residuos, provocando un alto impacto ambiental. La globalización del comercio, los cambios climáticos globales, la disminución de las precipitaciones, son algunos de los problemas graves que las zonas agrícolas de la mayoría de los países en desarrollo tienen que lidiar (Zacharias and Koussouris, 2000) y que asimismo se presentan en los países desarrollados.

En resumen, las sociedades desarrolladas se han dirigido hacia hábitos de consumo que generan grandes cantidades de residuos de todos los tipos y en particular los municipales, con un aumento de su complejidad y que por tanto requieren de vías eficientes de gestión. Por esta razón, especialmente desde finales del siglo XX surgieron movimientos con nuevas tendencias y apuestas claras para la protección del medio ambiente con el objetivo de despertar conciencias y apelar a la responsabilidad individual y colectiva para la protección del medio ambiente.

Entre otros, la ONU creó en 1983 la Comisión Mundial para el Medio Ambiente, que a través del Informe *Nuestro Futuro Común* (Informe Brundtland) en 1987 definiría el desarrollo sostenible como aquel que satisface las necesidades del presente sin comprometer las de las generaciones futuras. En este informe se recomendaba la creación del Programa (o Agenda) 21, el cual adoptan representantes de 179 gobiernos en la Conferencia de Río de 1992. Por otra parte, desde 1990 (Resolución del Consejo de 7 de mayo) se impulsa desde Europa la estrategia comunitaria para la gestión de residuos, que promueve la creación de programas a nivel nacional para la protección del medio ambiente, en los cuales la gestión de residuos y en particular los municipales, no son un tema menor.

En los últimos tiempos, términos como sostenibilidad y más actualmente economía y bioeconomía circular han cobrado importancia y son parte de toda la red que engloba la gestión de residuos. Así, se promueve dejar de consumir en términos lineales para hacerlo en términos circulares, donde los residuos se transforman en recursos de manera que mantengan su valor en todo momento. El ciclo de la economía circular según se plasma en Ellen MacArthur Foundation (Figura 1.1), distingue entre ciclos técnicos y biológicos, donde el consumo y la regeneración de recursos se produce en los ciclos biológicos y se recuperan y restauran en los ciclos técnicos.

En este sentido, el reciclaje de residuos orgánicos a través de los procesos biológicos como el compostaje o la digestión anaerobia, permite transformar los residuos, obtener energía en el caso de la digestión anaerobia, contribuir al secuestro de carbono y obtener recursos como el compost para la reducción de consumo de fertilizantes químicos o el uso de turba en sustratos de cultivos a la vez que se reintroducen los materiales en el ciclo

Figura 1.1 Diagrama sistemático de la Economía Circular

(Ellen MacArthur Foundation, 2017)

GUIA DE LA ECONOMIA CIRCULAR

PRINCIPIO

1

Preservar y mejorar el capital natural, controlando los stocks y equilibrando los flujos de recursos renovables
Palancas : Regenerar, desmaterializar, compartir

Renovables  Recursos finitos 

Regenerar Substituir materiales Desmaterializar Restauración

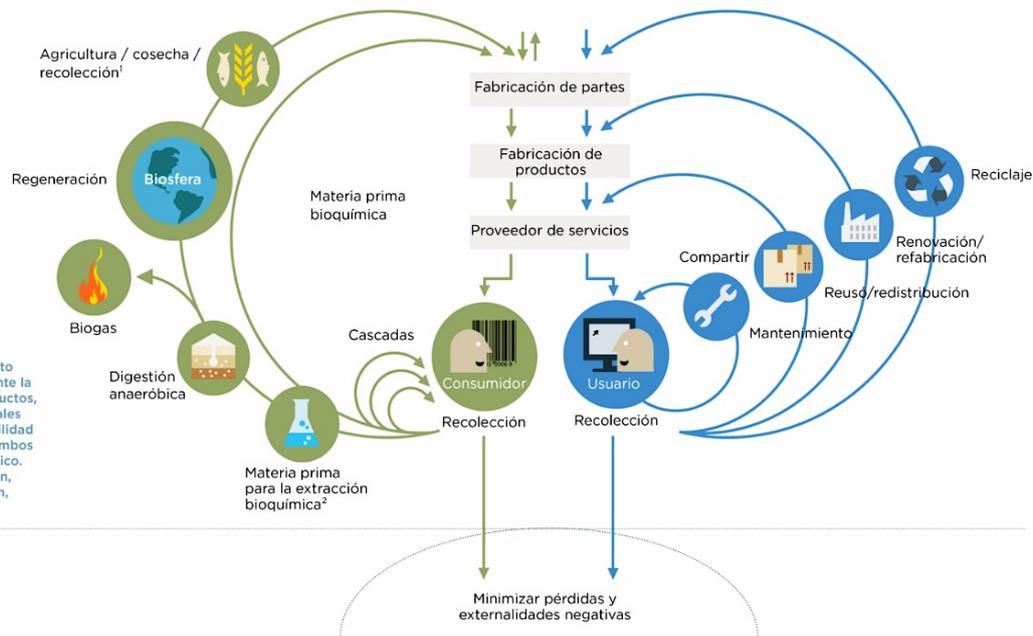
Gestión del flujo de renovables

Gestión del stock

PRINCIPIO

2

Optimizar el rendimiento de los recursos, mediante la circulación de los productos, componentes y materiales en uso, a su máxima utilidad en todo momento en ambos ciclos, técnico y biológico.
Palancas : Regeneración, compartir, optimización, circularidad



PRINCIPIO

3

Fomentar la eficiencia del sistema mediante la revelación y el descarte de las externalidades negativas

1. Caza y pesca
2. Se pueden considerar ambas fuentes de la post-cosecha y de los residuos post-consumo, como insumos para el proceso

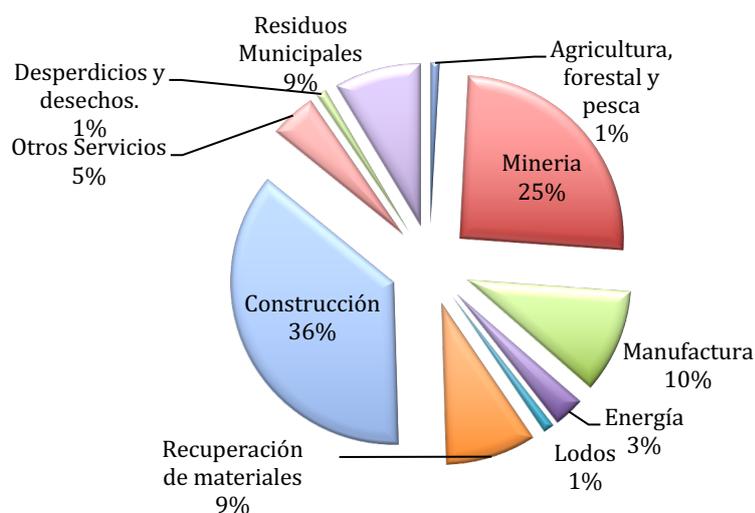
Fuente : Ellen MacArthur Foundation, SUN, and McKinsey Centro para negocios y medio ambiente, Dibujo de Braungart & McDonough, Cradle to Cradle (C2C)

Todas las actividades productivas repercuten en la generación de residuos de todo tipo y, por ende, en los de naturaleza orgánica. Los residuos ganaderos y agrícolas, los lodos de depuradora, los residuos agroindustriales y los residuos municipales conforman la variada tipología de residuos orgánicos generados por el conjunto de la sociedad.

En la UE, el año 2016 se produjeron aproximadamente 2.500 millones de toneladas de residuos, de las cuales el 1% corresponden a residuos animales y vegetales, el 9% a residuos ordinarios mezclados (incluidos los municipales) y el 1% a lodos, porcentajes que se observan en la Figura 1.2.

Figura 1.2 Porcentaje de residuos generados en la Unión Europea 2016.

(Eurostat, 2017a)



La recuperación de los residuos orgánicos tiene por objetivo el aprovechamiento de la materia orgánica que contienen, que una vez estabilizada a través de procesos como el compostaje o la combinación de digestión anaerobia previa a éste, conducen a obtener un material apto, si la calidad es suficiente, para ser utilizado en beneficio del suelo. Estos tratamientos permiten estabilizar la materia orgánica y reducir los efectos negativos de los residuos orgánicos como son los olores, la atracción de vectores, la presencia de patógenos y de efectos fito-tóxicos y en última instancia, mejorar el contenido en materia orgánica del suelo una vez aplicado.

Tomando en cuenta el principal problema económico para el tratamiento de residuos y la importancia de la protección del medio ambiente, se buscan alternativas que permitan aprovecharlos y utilizarlos de manera natural para mitigar el impacto ambiental, proporcionando beneficio a los cultivos y reduciendo el coste y manejo de fertilizantes químicos.

Los estados miembros de la Unión Europea se rigen en este ámbito por la “Directiva 2008/98/CE” modificada por la *Directiva 2018/851*, 2018, en la que se establece el marco legal para la manipulación de los residuos, con el fin de proteger mejor el medio ambiente y la salud humana (*Directiva 2008/98/EC*, 2008). Tienen como obligación fomentar el desarrollo de tecnologías limpias, valorización, reutilización y reciclado de los residuos, así como el uso de ellos como fuentes de energía (*Ley 22/2011*, 2011).

En España, la *Ley 22/2011*, (*Ley 22/2011*, 2011) tiene por objeto regular la producción y la gestión de residuos, así como prevenir su generación y reducir el impacto sobre la salud y medio ambiente, jerarquizando su estrategia que se muestra en la Figura 1.3 de acuerdo a los postulados establecidos previamente en las normas de ámbito europeo. El cumplimiento de dichos objetivos permitirá contribuir con el cambio esperado en la sociedad para crear conciencia en el reciclado y luchar contra el cambio climático.

Figura 1.3. Estrategia en la gestión de residuos según la Directiva 2008/98/EC.



La clasificación de residuos para su mejor catalogación se puede realizar desde diversos puntos de vista, siendo uno de los habituales a partir de la consideración de su estructura química, origen y destino final (Hontoria and Zamorano, 2001). La Comisión Europea en su Decisión 2000/532/CE, última modificación, cataloga la totalidad de los residuos mediante la Clasificación Europea de Residuos (CER), donde se establecen 20 apartados determinados por su origen, con diversos subgrupos para su tratamiento (*Decisión 94/3/CE, del 20 de diciembre, 1993*).

En el caso concreto de Catalunya, se aprobó mediante el *Decreto 34/1996, 1996* de 9 de enero, el Catálogo de residuos de Catalunya, que fue actualizado a su versión más reciente y detallada en el *Decreto 152/2017, 2017* de 17 de octubre sobre la clasificación, la codificación y las vías de gestión de los residuos, que establece las vías de gestión de los residuos que se producen o gestionan en Catalunya. La clasificación inicial que realiza es en residuos peligrosos y no peligrosos, pero en detalle, adapta y complementa la Lista Europea de Residuos. En este catálogo se clasifican los residuos hasta en 20 grupos distintos, pero respecto a versiones anteriores, aumenta de 531 a 843 códigos de residuos (identificados con un código de 6 dígitos), de 14 a 25 las vías de eliminación y de 34 a 56 las vías de valorización.

1.1. Los residuos municipales.

Los residuos municipales están constituidos por todos aquellos residuos generados en el ámbito del hogar que abarcan desde los de naturaleza orgánica a inorgánica y que se agrupan en tipos muy diversos. La (*Ley 22/2011, 2011*), define los residuos domésticos como “los residuos generados en los hogares como consecuencia de las actividades domésticas. Se consideran también residuos domésticos los similares a los anteriores generados en servicios e industrias”. Dentro de esta categoría se encuentran las principales fracciones que se recogen en contenedor, que son la fracción orgánica, el vidrio, el papel y cartón, los envases y la fracción resto, pero también todas aquellas fracciones que se deben separar y llevar a puntos específicos como el punto

verde, y que, entre otros, incluye la ropa, los aparatos eléctricos y electrónicos, las pilas, etc., así como los escombros de obras menores, limpieza de calles o vehículos abandonados.

Según el Catálogo de Residuos de Catalunya, al igual que en la Lista Europea de Residuos, los residuos municipales se clasifican en el grupo 20, dando lugar a tres subgrupos:

Grupo 20: *Residuos municipales y residuos asimilables procedentes de los comercios, industrias e instituciones, incluyendo las fracciones recogidas selectivamente:*

20 01 Fracciones recogidas selectivamente (excepto las especificadas en el subcapítulo 15 01)

20 02 Residuos de parques y jardines (incluidos los residuos de cementerios)

20 03 Otros residuos municipales

De especial relevancia para el presente documento, son los residuos:

200108 Residuos biodegradables de cocinas y restaurantes

200201 Residuos biodegradables (estaría incluida la poda urbana)

200302 Residuos de mercados (especialmente por los residuos vegetales) ya que se pueden utilizar como materias adecuadas para los procesos biológicos.

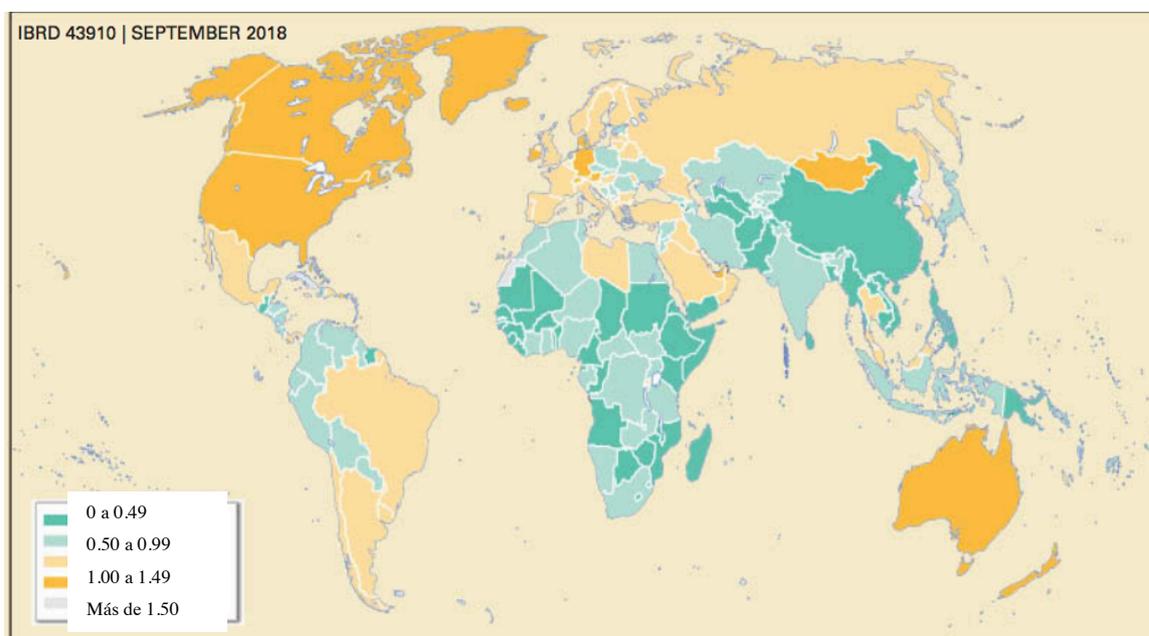
La generación de residuos municipales, así como su tipología, depende del lugar de origen. Las ciudades de mayor actividad económica en el mundo en el 2010 generaron 1.300 millones de toneladas de residuos sólidos municipales, esperando un aumento a 2.200 millones de toneladas para el 2025 (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012), sin embargo en el año 2016 la generación de residuos fue de 2,017 millones de toneladas, con un aumento esperado de 2,565 millones de toneladas para el 2030 y de 3,500 millones de toneladas para el 2050 (World Bank Group, 2018). La Tabla 1.1 muestra la cantidad de residuos del 2016 y las proyecciones para 2030 y 2050, y la Figura 1.4 presenta la generación de residuos per cápita en kg/día, regiones identificadas por el Banco Mundial, en el que se puede observar que la generación de residuos tiene una relación positiva con el desarrollo económico, pero que el incremento de residuos es mucho más rápido a nivel de ingresos más bajo que en zonas con los ingresos altos.

Debido a la cantidad de residuos que se producen diariamente en todo el mundo por los cambios tecnológicos, sociales y culturales, surge la preocupación del tratamiento de los mismos. La gestión de su tratamiento es una de las responsabilidades principales de los gobiernos, que con sus políticas pueden regular el manejo adecuado. El sistema de gestión dependerá del tipo de residuo a tratar ya que la clasificación de los residuos permite minimizar los riesgos en el manejo y enfocar esfuerzos en tema de reducción, reutilización, reciclaje y sobre todo evitar la producción de desechos (Mugabi, 2014).

Tabla 1.1 Generación de residuos por región. Adaptado de “What a waste 2.0”(World Bank Group, 2018). (Valores en millones de toneladas)

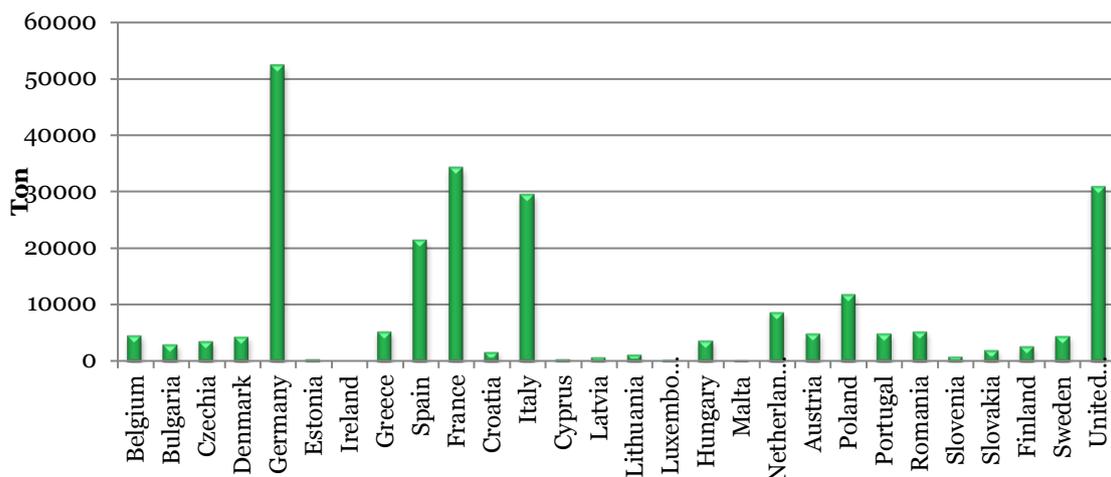
REGIÓN	GENERACIÓN RESIDUOS 2016	PROYECCIÓN DE RESIDUOS 2030	PROYECCIÓN DE RESIDUOS 2050
Medio Este y Norte de África (MENA)	129	177	255
Región África (AFR)	174	269	516
Latinoamérica y Región Caribe (LAC)	231	269	516
Norte América	289	342	396
Sur de Asia (SAR)	334	466	661
Europa y Asia Central (ECA)	392	440	490
Este de Asia y Región Pacífico (EAP)	468	602	714
Total	2017	2565	3548

Figura 1.4. Generación de Residuos por persona kg/día.
Adaptado de What waste 2.0”(World Bank Group, 2018)



Los residuos municipales se generan todos los días, y la preocupación por su gestión o aprovechamiento de éstos aumenta continuamente, sobre todo por el impacto adverso que éstos pueden provocar. En los últimos años la generación de éstos ha presentado algunas variaciones en la Unión Europea, desde 250 millones de toneladas para el año 2010 a 248 millones de toneladas para el 2017, de las cuales los países que ocupan los primeros lugares son Alemania, Francia y Reino Unido, España ocupa el sexto lugar (Eurostat, 2017b). La correcta gestión de estos para su tratamiento es crucial ya que permite mejorar diversas condiciones como es la calidad de vida, disminuir el impacto ambiental y mejorar las características del suelo (Adani et al., 2004).

Figura 1.5 Generación de residuos municipales en la UE 2017. (“Eurostat,” 2019)



Los últimos informes sobre la gestión de residuos municipales en la Unión Europea habla de un 28% en reciclado, 28% en vertederos, 27% incineración y un 16% a compostaje (Eurostat, 2018). Sin embargo los objetivos más ambiciosos sobre los residuos para los estados miembros de la UE es poder obtener para el año 2025 la reutilización y reciclado para residuos domésticos $\geq 55\%$, hasta el año 2016 en promedio era de 47%, sin embargo España solo llegaba al 30%; por otro lado se desea reducir el vertido de residuos urbanos para el año 2035 a $\leq 10\%$, el año 2016 era de 25% en promedio y España del 57% (Noticias Parlamento Europeo, 2017), y la reducción para todos los materiales específicos.

1.1.1. Recogida de residuos municipales.

De cara a poder gestionar más adecuadamente los residuos en general y los municipales en particular, la recogida selectiva se ha distinguido como la vía más eficaz. Ello permite obtener una mejor calidad de los materiales separados y por tanto facilitar su reciclaje, lo que contribuye a la inclusión en ciclos de economía circular. En el caso de los residuos municipales, la recogida selectiva consiste en la separación de las diferentes fracciones, para que puedan ser tratados o reciclados (ARC, 2018). Debido a que los residuos son inherentes a toda actividad humana, y la regulación para evitar el aumento de producción de los mismos está determinada principalmente por el gobierno y las políticas industriales, es importante también el apoyo de las posibles campañas de sensibilización enfocadas en la participación de los ciudadanos en la minimización y en la recogida selectiva.

Entre otros, la regulación tiene por objetivo evitar los altos costes que se desprenden del manejo de los residuos y el cuidado del medio ambiente (Sakai et al., 1997). La importancia de la recogida selectiva permite aprovechar material desechado como recursos para reutilizarlo. La preocupación por el impacto ambiental presiona a las diferentes entidades para la gestión de los residuos en los diferentes países.

Los residuos municipales o también conocidos como domésticos son generados todos los días y su gestión trae consigo la preocupación por los costos ambientales y económicos que provocan (Saladié, 2011), por lo que la apuesta por su tratamiento y reciclaje aumenta día con día. Villavicencio et.al. (2008) propusieron un modelo para medir la eco-eficiencia de la gestión de residuos municipales en Cataluña, en el que concluyeron que de los 48 municipios muestra solo dos cumplirían con un alto nivel de eficiencia, por lo que se demandaría mucha más preocupación por órganos de gobierno para cumplir con los principios de sostenibilidad. Por otro lado también la calidad de la recogida selectiva se ve influenciada por el nivel de ingresos y educativo, como lo presentaron (Alvarez et al., 2008), en el que correlacionan no solo la densidad de la población con el aumento de residuos, si no que la calidad de la recogida disminuye a medida que aumenta el nivel de desempleo.

En este punto cabe recordar que la Directiva 2008/98/CE sobre residuos considera que la gestión va desde la recogida hasta la eliminación, pasando por las vías de valorización, por lo que queda fuera del circuito el nivel de participación de la ciudadanía para contribuir a la gestión desde la separación en origen. No obstante, apuestas como el pago por generación o la recogida mediante contenedores con identificación personal están alcanzando un nivel de relevancia en muchos municipios en favor de la calidad de los materiales recogidos.

En España, algunas recogidas específicas están en manos de entidades sin ánimo de lucro autorizadas que constituyen los Sistemas Integrados de Gestión (SIG) que se encargan de la gestión de los residuos. Algunas de ellas son Ecoembes para los envases, el papel y cartón, Ecovidrio para el vidrio, o SIGRE para los envases de medicamentos. En cambio, en el caso de la fracción orgánica o de la fracción resto, la gestión, que puede ser separada en transporte y en tratamiento, puede estar en manos de empresas públicas o privadas, que en el caso de las segundas se otorgan mediante licitación pública con una duración limitada a la explotación.

Para facilitar la participación ciudadana en la recogida selectiva en origen, los sistemas más extendidos consisten en poner a disposición lo que se conoce como islas de aportación, que serían puntos en donde encontrar los principales contenedores. Actualmente, existe la obligatoriedad de disponer en todos los municipios de sistemas que permitan la recogida separada de los residuos municipales. El modelo más habitual es de 5 fracciones en el que se puede encontrar vidrio, envases, papel y cartón, fracción orgánica y fracción resto. Pero este modelo está complementado con el Punto Verde o Punto Limpio en el que se deben de llevar otros tipos de residuos menos habituales como escombros de obras menores, disolventes, restos de pintura, fluorescentes, bombillas y un sinnúmero más de residuos que se generan en los hogares cuyo destino no debe ser los contenedores de calle.

Figura 1.6 Diferentes sistemas de recogida selectiva de residuos municipales

(ARC, 2017a)



La incidencia que tiene la recogida selectiva sobre las diferentes fracciones es indudable, pero más aún en el caso de la fracción orgánica. Huerta-Pujol et al (2011) demostraron la diferente composición de la fracción orgánica separada en origen de la separada en planta, presentando la primera mayor cantidad de materia orgánica y humedad y menor contenido en metales pesados así como de impropios.

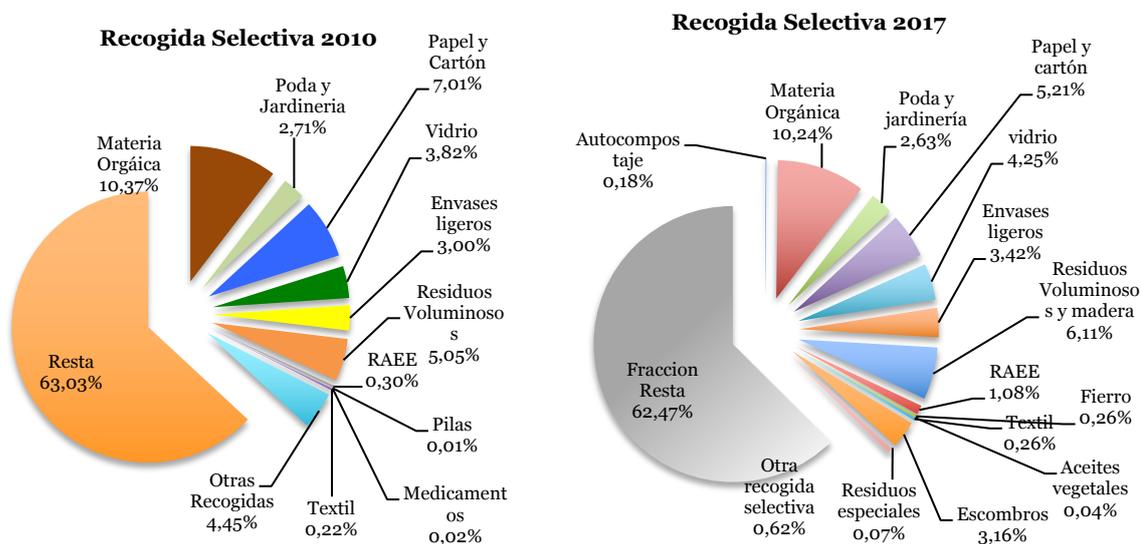
Además de los sistemas de contenedores abiertos, los mejores resultados cuanto a calidad de fracción orgánica, se obtienen con el sistema de recogida puerta a puerta, donde los ciudadanos depositan los residuos en la puerta de casa a días especificados por el municipio. El seguimiento y control de la calidad in situ puede ser realizada por los operarios de la recogida, que pueden optar a recoger o no aquellas bolsas que no tengan la calidad adecuada. En relación a su eficiencia, en el caso de Cataluña se ha observado que en la recogida en contenedor de la fracción orgánica es de 137 g/hab día, mientras que en la recogida puerta a puerta este valor alcanza los 284g/hab día (ARC, 2017a).

En Catalunya se instauró la obligatoriedad de recoger selectivamente los residuos municipales incluyendo la fracción orgánica para los municipios de más de 5.000 habitantes a partir de la Llei 6/93 ("Decreto Legislativo 1/2009," 2009a) reguladora de residuos, y posteriormente, en 2009, se extendió a todo el territorio mediante el Decret Legislatiu 1/2009 (Generalitat de Catalunya, 2009), de 21 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley reguladora de residuos.

Actualmente, en Catalunya existen 724 municipios con implantación total de la recogida selectiva, en 56 la implantación es parcial y en 167 todavía no se ha implantado (ARC, 2017a). Esta situación confiere en el caso de Catalunya una necesidad sobre la modificación y reestructuración de las vías de gestión de la fracción orgánica de residuos municipales que lleva a diseñar estrategias específicas para la gestión de estos residuos, produciendo planes específicos en 2007 y 2013, siendo el más reciente el Plan territorial sectorial de infraestructuras de gestión de residuos municipales de Catalunya (Generalitat de Catalunya, 2018).

Según el informe de la Agencia de Residuos de Cataluña (ARC), la generación de residuos municipales en el año 2017 es de 3,7 millones de toneladas, y el 37,5% corresponde a la recogida selectiva, la fracción orgánica representa un 10,44% del total tomando en cuenta el autocompostaje, con un 0,06% mayor respecto al año 2010 y con nuevas categorías (Figura 1.7) (Agència de Residus de Catalunya, 2019).

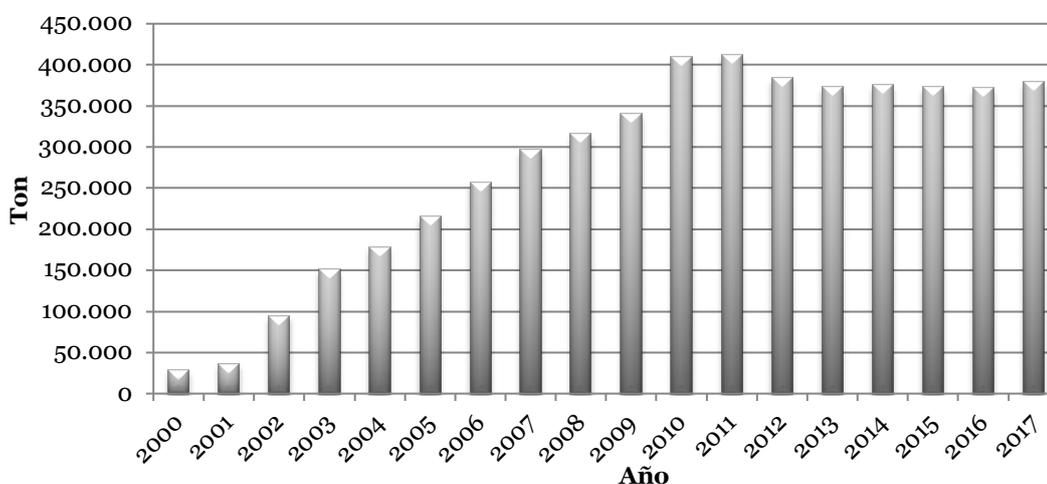
Figura 1.7 Evolución de la Recogida Selectiva en Cataluña



La importancia de la recogida selectiva se deriva del aprovechamiento de los diferentes recursos para el reciclaje o la fabricación de nuevos productos, permitiendo la reducción de costes y evitar que sean destinados a vertederos o incineración (Bel, 2006).

En la Figura 1.8 se muestra la evolución de la fracción orgánica recogida selectivamente en Cataluña, residuo que constituye la materia prima básica de las diversas plantas de tratamiento de FORM de Cataluña.

Figura 1.8 Evolución de la recogida de fracción orgánica. (Agència de Residus de Catalunya, 2019)



1.1.2. Tratamiento de residuos municipales

Como parte de la estrategia global en la gestión de residuos, cada país selecciona el tratamiento que aplicará en su territorio basado en sus características y las herramientas con las que cuenta. Entre los métodos utilizados en la actualidad para su tratamiento se encuentra el vertido, la incineración y el compostaje entre otros (Hontoria and Zamorano, 2001). Los vertederos son depósitos subterráneos de residuos, pero estos son contemplados como la última posibilidad en gestión de residuos, la incineración es un proceso por combustión, en la que también se hace la valorización energética; estas vías contribuyen a la pérdida de materiales, y con ello los recursos, y a la ocupación de espacio en el caso de los vertederos. Otros inconvenientes que pueden aparecer es la contaminación del aire por emisiones de metano y dióxido de carbono y lixiviados en los vertederos y deposición de partículas en aguas y suelos y necesidad de espacio en vertederos para las cenizas, en el caso de la incineración (Comisión Europea - Dirección General de Medio ambiente, 2000).

La gasificación que es un proceso termoquímico en el que se oxida parcialmente la materia obteniendo gas de síntesis (Watson et al., 2018). El vermicompostaje, proceso bio-oxidativo, aeróbico, mesofílico con la ayuda de la acción de las lombrices de tierra que degradan y aceleran la estabilización (Sim and Wu, 2010; Soobhany et al., 2017). Otro de los tratamientos de residuos en el que se hace el uso de organismos mayores es el de la mosca soldado, el uso de las larvas para la reducción de las cantidades de materia orgánica (Čičková et al., 2015; Diener et al., 2011). Y los dos últimos procesos en los que nos enfocaremos en este trabajo ya que son los procesos que realizan las plantas estudiadas son; la bio-metanización o digestión anaerobia y el compostaje.

La digestión anaerobia es un proceso en el cual los materiales orgánicos pasan por un proceso fermentativo en la que permite la transformación de la materia orgánica en biogás, este como fuente de energía secundaria (Ministerio para la Transición Ecológica, 2018), sin embargo no todos los desechos se digieren fácilmente (Breitenmoser et al., 2019); los pasos del proceso son la hidrólisis en el que se descomponen anaeróticamente los compuestos orgánicos complejos en moléculas simples por exoenzimas por las bacterias fermentativas; la acidogénesis que es la descomposición de las moléculas simples por bacterias acidogénicas en ácidos volátiles o de cadena corta; la acetogénesis es la transformación de moléculas simples en ácido acético, hidrogeno y CO₂; y la metanogénesis en el que bacterias metanogénicas transforman los componentes de la fermentación en metano y dióxido de carbono (ARC, 2009).

El proceso del compostaje en comparación con los otros tratamientos presenta mayores ventajas, logra acelerar los procesos naturales de la transformación de la materia orgánica que manejado y controlado de manera adecuada, también elimina los riesgos patológicos que pueden transmitirse. Esta es una alternativa relativamente de bajo coste, que permite mejorar objetivos

económicos, ambientales y sociales; y es el tratamiento general de las plantas a tratar en el estudio por lo que nos enfocamos más en este proceso.

1.2. Compostaje de fracción orgánica de residuos municipales

La fracción orgánica de residuos municipales formada principalmente por restos de comida así como restos vegetales, gracias a su degradabilidad son materiales utilizados para los tratamientos biológicos, los cuales mejoran su eficiencia en relación directa a la calidad del material inicial, lo que implica un menor contenido en impuros o materiales no compostables. Cuanto más aumenten éstos, más se dificultará el proceso y aumentarán también los rechazos de proceso, por consiguiente el coste económico de su gestión.

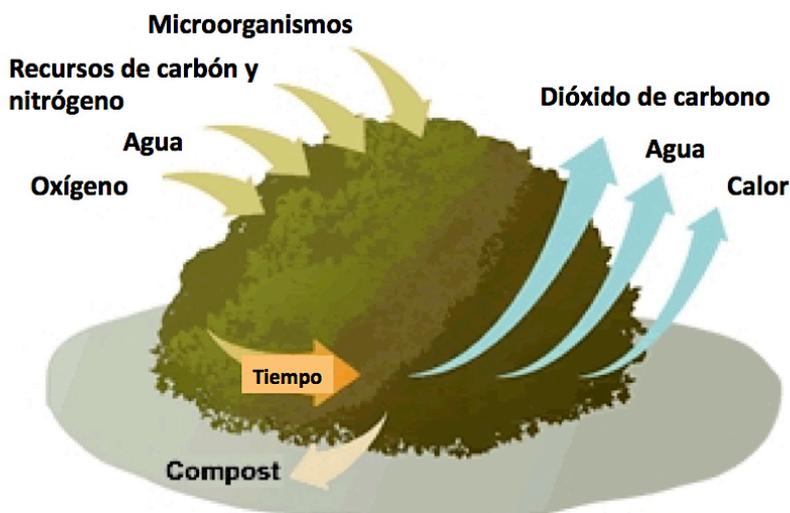
El compostaje se ha reconocido cada vez más como una alternativa viable y económica para la gestión de residuos orgánicos en general y de la fracción orgánica de residuos municipales en particular. El compostaje consiste en la descomposición y estabilización biológica de la materia orgánica en condiciones aeróbicas controladas, que desarrollan actividad termófila eliminando patógenos (Haug, 1993), y es considerado ventajoso sobre el vertedero o relleno sanitario y la incineración, debido a menores costes de inversión y operación, menos contaminación del medio ambiente, y el uso beneficioso de los productos finales (Y.-S. Wei et al., 2000).

1.2.1. Fundamentos de compostaje

Este tratamiento es un proceso relativamente simple, ayudando a que la naturaleza siga su curso natural, siendo un proceso altamente compatible con otros tipos de reciclaje (Kanat et al., 2006). Los factores que actúan en el proceso de compostaje se presentan en la Figura 1.9.

Figura 1.9. Factores del proceso de compostaje.

(ARC, 2016a).

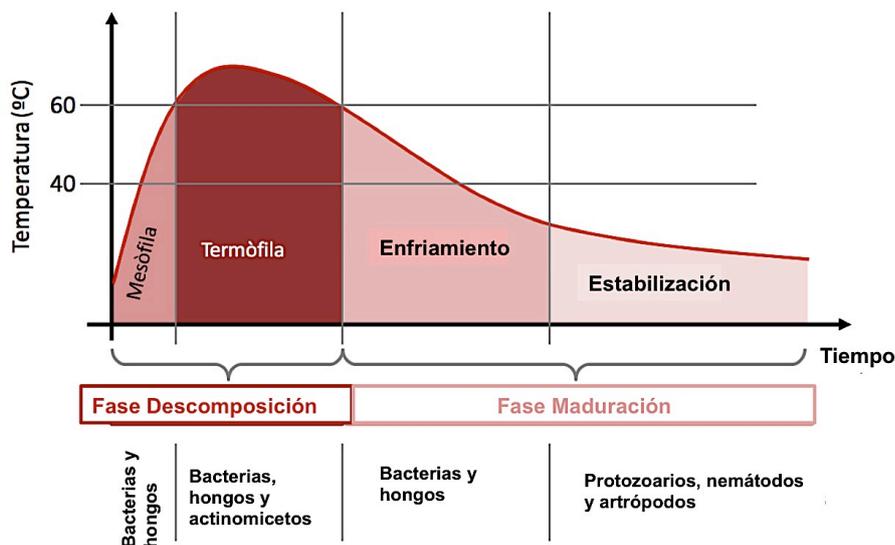


El proceso de compostaje de fracción orgánica de residuos municipales pasa por diferentes fases durante su transformación, las cuales se pueden resumir en (Moreno and Moral, 2011):

- Recepción de la fracción orgánica y separación de impropios (plásticos, metales, vidrios, etc.) en caso de recogidas con selección en origen insuficiente.
- Mezcla con la fracción vegetal triturada, que permitirá mejorar las condiciones de compostaje, tanto física como químicamente.
- Disposición en pilas o túnel según la tecnología utilizada, para los procesos de descomposición y maduración, estableciendo controles de aireación, humedad y temperatura, con mayor o menor intensidad según tecnología utilizada y fase del proceso.
- Cribado del compost maduro para obtener una medida de partícula máxima y ayudar a retirar impurezas.

Las dos fases principales del proceso de compostaje son la descomposición y la maduración, que se desarrollan como consecuencia de la actividad microbiológica y que cursan con una evolución térmica típica (Figura 1.10). Aunque la actividad microbiana es claramente distinta en las dos fases, y mucho mayor en la de descomposición, ambas deben ser sometidas a control, para garantizar un producto con la calidad deseada.

Figura 1.10. Evolución del proceso de compostaje (López et al., 2010c).



La fase de descomposición se compone de dos etapas en función de la temperatura.

- Etapa mesófila: fase inicial en la que actúan bacterias y hongos mesófilos, (degradando los compuestos orgánicos más simples), provocando un aumento de temperatura (de ambiente hasta unos 40°C) y una disminución de pH, por formación de ácidos orgánicos derivados de procesos fermentativos. Al alcanzar los 42-45°C se promueve la transición de microbiota mesófila a termófila, que va a caracterizar la siguiente etapa. La etapa

mesófila es de corta duración, siempre y cuando las características físicas y químicas de la mezcla inicial sean adecuadas.

- Etapa termófila: se presenta un aumento de temperatura, que en algunos casos puede superar los 70 °C, provocando la eliminación de patógenos e higienización del material. En esta etapa, proliferan y actúan los microorganismos termotolerantes y termófilos (principalmente actinomicetos y bacterias), degradando moléculas de mayor complejidad, entre ellas las proteínas que provocan un aumento de pH por desaminación, al ir disminuyendo la disponibilidad de nutrientes por agotamiento de recursos de degradabilidad media, la actividad microbiana va enlenteciendo, llegando a ser muy baja. Ello provoca una disminución de la temperatura que lleva al inicio de la segunda fase.

La duración de esta etapa varía según el contenido de materia orgánica degradable y el sistema de compostaje utilizado. Es una fase donde se descomponen las moléculas más degradables y liberan energía, agua, dióxido de carbono, amoníaco y el consumo de oxígeno es muy elevado.

La fase de maduración también consta de dos etapas, el enfriamiento y la estabilización.

- Etapa de enfriamiento: Disminución de la temperatura hasta alcanzar la temperatura ambiente, debido a la disminución de actividad microbiana por el consumo de los nutrientes.
- Etapa de estabilización: periodo en el cual se forman sustancias semejantes a las húmicas y se produce la nitrificación, si el proceso tiene la duración adecuada.

En la fase de maduración se establece una nueva comunidad mesófila, que es distinta de la inicial. Proliferan hongos y actinomicetos capaces de degradar los compuestos orgánicos complejos remanentes en el material y, aunque en mucho menor número, bacterias mesófilas con actividades relevantes, algunas de ellas vinculadas al ciclo del nitrógeno y del azufre. A medida que avanza la maduración, las comunidades se hacen más complejas y estables y aparece mesofauna.

1.2.2. Condicionantes del proceso de compostaje y parámetros de seguimiento y control

Para llevar a cabo el proceso de compostaje hay que tener en cuenta unos condicionantes básicos (Soliva, 2001) para la consecución del objetivo del compostaje, la estabilización de la materia orgánica a través de la actividad de los microorganismos:

- Proporción de aire y agua. El compostaje es un proceso aerobio, por lo que requiere de la presencia de oxígeno para que los microorganismos aerobios puedan desarrollarse, y también requiere de la presencia de agua para conducir la actividad microbiológica. El

equilibrio entre ambos es fundamental para mantener las condiciones aeróbicas y evitar la proliferación de malos olores.

- Relación C/N y proporción de biopolímeros. La relación C/N influye en la velocidad del proceso, con un valor óptimo de inicio entre 25-35. Con valores más elevados la actividad biológica disminuye y con valores más bajos se promueven las pérdidas de nitrógeno.
- pH. Valores de pH extremos pueden dificultar el proceso por limitar la actividad microbiológica.
- Población microbiana inicial. Los residuos orgánicos suelen llevar una carga microbiana suficiente para el inicio y desarrollo del proceso, por lo que no es necesario utilizar inóculos. No obstante, las condiciones del proceso se deben dirigir a favorecer el desarrollo de los microorganismos aeróbicos termófilos.

Entre los parámetros de seguimiento y control se encuentran:

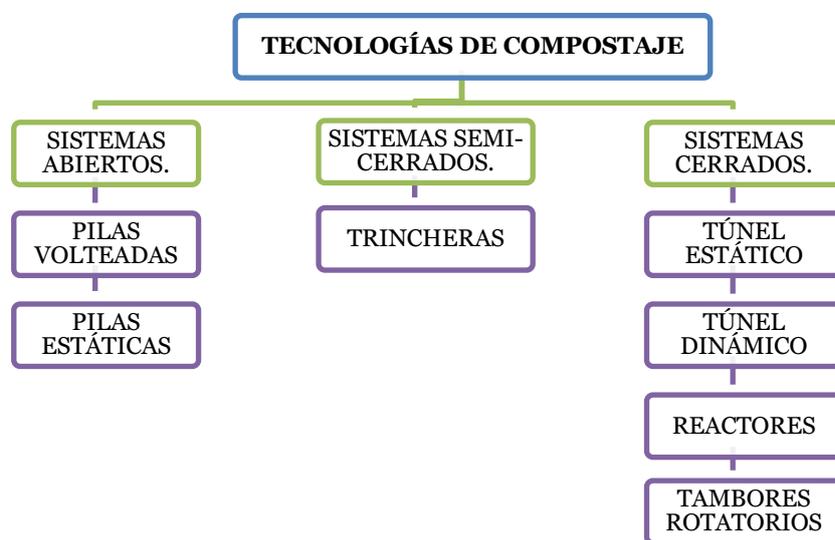
- Temperatura. La evolución de la temperatura es una consecuencia del proceso y varía por las fases en las que pasa la materia orgánica (Figura 1.10). Que la temperatura aumente indicará que el proceso se desarrolla adecuadamente y, en caso contrario, es probable que alguno de los condicionantes anteriores no esté en su margen óptimo.
- Humedad. La humedad es un parámetro fácil de monitorizar a lo largo del proceso y garantiza el desarrollo de la actividad microbiológica. No debe ocupar la totalidad de los espacios porosos de la masa y se debe mantener entre el 50 y el 70 % para el crecimiento óptimo microbiano.
- pH: durante la fase mesófila se presenta una acidificación por la acción de los microorganismos sobre la materia orgánica liberando ácidos orgánicos, después se produce una alcalinización por la generación de amoníaco, y la fase final la neutralización por la generación de sustancias húmicas y la nitrificación, si acontece.
- Aireación: la presencia de oxígeno es importante para la acción de los microorganismos aerobios, la falta o limitación de oxígeno retardaría la descomposición y produciría malos olores. Este parámetro se puede modificar mediante sistemas de aireación forzada o mediante volteos.

1.2.3. Tecnologías de compostaje

Los procesos de compostaje a pesar de cumplir con las mismas fases de descomposición y maduración, pueden diferenciarse por el tipo de sistema o tecnología utilizado. Las diferentes tecnologías de tratamiento biológico (compostaje, digestión anaerobia, etc.) surgen como medios viables para eliminar de forma permanente la fracción de materia orgánica del flujo de residuos (Sakai et al., 1997; Swan et al., 2002a).

Existen muchas clasificaciones de sistemas de compostaje, sin embargo la más común es la que se presenta en la Figura 1.11, en la que se realiza en función del contacto del material a compostar con el exterior, y la variable principal es el suministro de oxígeno por los métodos de aireación (De Bertoldi et al., 1985; Alonso et al., 2003; Border, 2002; Conti et al., 1996).

Figura 1.11. Tecnologías de sistemas de compostaje (Moreno and Moral, 2011)



Los procesos de aireación pueden ser por aireación pasiva o natural que es la difusión o movimiento natural del aire, mientras que la aireación forzada se realiza por ventiladores o aspiración de aire a través del material.

Los sistemas abiertos son procesos que cuentan con una menor tecnología, generalmente en pilas, usualmente utilizando volteadoras o palas mecánicas para el proceso de aireación, mientras que los sistemas semi -cerrados se llevan dentro de una nave cubierta en trincheras y el ambiente interior es tratado por biofiltros para tratamiento de los gases que se desprenden en la fermentación. En los sistemas cerrados el material nunca tiene contacto con el exterior y se reconocen por contener una infraestructura mucho más compleja y mayor tecnología que permite tener mejor controladas cada una de las variables para cumplir con el proceso de manera adecuada.

Por otro lado Schaub et al. (1996) dividen los métodos para el proceso de compostaje en tres grupos por nivel de sofisticación que son:

- Pilas estáticas, en donde el material se dejará reposar y el aire es de manera natural o puede ser asistido por la colocación de tuberías perforadas.
- Pilas aireadas, donde son utilizados ventiladores y conductos perforados, se utilizan para soplar aire a través del material en pilas, en el caso de las pilas torneadas, se incorpora aire cuando el material se mezcla mecánicamente;
- Sistema en túnel, con equipo necesario para airear el material, así como controlar la humedad, la temperatura y los olores.

Alternativamente, Kim et al. (2008) los dividen sólo en dos sistemas que son: en reactor o túnel y los sistemas de pilas. El sistema de compostaje en el reactor tiene ventajas sobre el sistema de pilas ya que requiere menos espacio y ofrece un mejor control que las pilas; se trata de una alta eficiencia de proceso, sin embargo Cekmecelioglu et al. (2005) determinaron en su investigación que la mezcla obtenida de compost fue mejor en pilas que el sistema en reactor, bajo temperaturas más altas y mayor tiempo de retención, que contribuyó a una mayor reducción de C/N y materia orgánica.

El compostaje aeróbico termófilo de fracción orgánica de residuos municipales a escala industrial utiliza esencialmente dos tipos principales de aireación: sistemas de aireación por volteo o forzados. Los sistemas volteados se basan normalmente en apilar las materias primas en montones alargados, y son removidos mecánicamente por un vehículo para airear y mezclar los residuos, promoviendo así la descomposición rápida. Estos sistemas al aire libre simples se utilizan principalmente para compostar residuos de jardinería (Swan et al., 2002b) (Slater and Frederickson, 2001).

Los sistemas cerrados tienden a ser más sofisticados y suelen utilizar procesos de túnel, canal y caja totalmente automatizados controlados por ordenador. Estos procesos más avanzados técnicamente a menudo emplean sistemas de aireación forzada que se pueden operar en tres modos, ya sea positiva, negativa o una mezcla de los dos y medidas de protección ambiental para el control de las emisiones de olores. Estos sistemas están especialmente indicados para procesar residuos altamente putrescibles como la fracción orgánica de residuo municipal (Slater and Frederickson, 2001) (Stentiford, 1996).

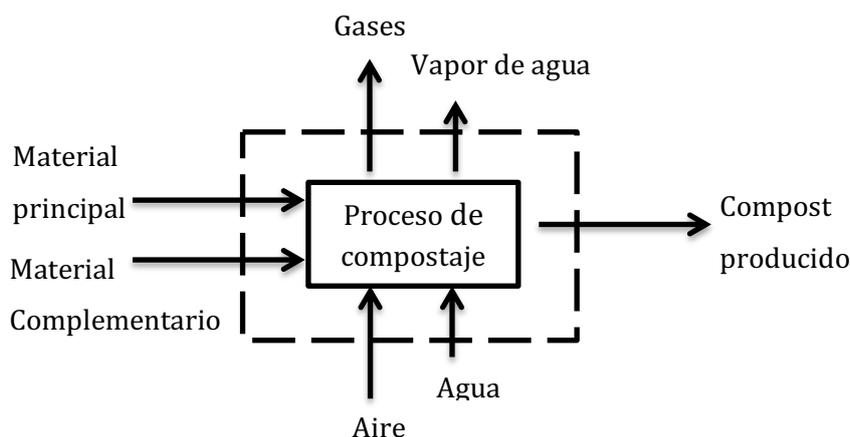
1.3. Eficiencia del proceso de compostaje de residuos municipales: estado del arte.

El balance de materia o masa de un proceso industrial es la contabilización de todos los materiales que entran, salen, se acumulan o se agotan en un intervalo de tiempo de una operación (Hougen, 1980). Para efectuar el balance de un proceso debe especificarse el sistema o proceso y sus fronteras, entiéndase como proceso la serie de actividades u operaciones, mientras que las fronteras es la delimitación del proceso para identificar la transferencia del material (Himmelblau, 1997).

Dado que el compostaje es un proceso biológico que tiene por objetivo, además de estabilizar la materia orgánica, reducir la masa y el volumen del residuo, el estudio de los balances de masa puede conducir a la evaluación de la eficacia del proceso a lo largo de sus fases. El balance de masas permite detectar la cantidad y tipo de materia que es manejada, rechazada y/o transformada, y detectar los puntos en el que se eliminan del proceso (Pognani et al., 2012).

Los flujos de materia en las plantas de compostaje abarcan desde las materias primas hasta los productos generados así como los rechazos intermedios obtenidos. La cuantificación de estos materiales no siempre es fácil ya que la obtención de datos puede no estar suficientemente sistematizada, por lo que se pierde información a la hora de interpretar el funcionamiento de la instalación. En la Figura 1.12 se muestra el sistema de compostaje, los límites y las principales entradas y salidas de material del proceso.

Figura 1.12. Sistema de compostaje con entrada y salidas de material. Adaptado de Haug (1993).



Cada uno de los materiales que actúan en el proceso de compostaje tienen diversos componentes que determinarán el balance final. A continuación se presentan el balance final de los componentes de entrada y salida de un proceso de compostaje (Haug, 1993).

<u>Entrada</u>	<u>Salida</u>
<ul style="list-style-type: none"> • Materia orgánica degradable • Materia orgánica resistente • Materia mineral • Agua (contenida en el material o humedad) • Aire 	<ul style="list-style-type: none"> • Materia orgánica resistente • Materia mineral • Humedad del material • Vapor de agua asociado a los gases producidos • Gases producidos

La principal pérdida corresponde a la mineralización de la materia orgánica en forma de CO₂ (Moreno and Moral, 2011), difícilmente cuantificable si no es a partir de estimaciones en función de la biodegradabilidad del material, el aire introducido, el oxígeno consumido y el amoníaco formado (Haug, 1993).

La pérdida por la producción de vapor de agua que se desprende del material se debe tanto a la actividad de respiración microbiológica como a la evaporación debida a la temperatura que se alcanza durante el proceso. Otra de las pérdidas que se presentan son los lixiviados. Groenestein et al. (1996), define un lixiviado como “líquido que se desprende de la pila de compostaje expuesta al agua, cuando la capacidad de retención de humedad de la pila es excedida”. No obstante, estos

lixiviados son generalmente reutilizados total o parcialmente para el riego de las pilas, tras su recogida y acumulación en depósitos específicos.

Las pérdidas físicas se concentran en el rechazo procedente de los impropios iniciales, así como el rechazo procedente del afino al final del proceso. La cantidad de rechazo generada suele ser superior a la cantidad de impropios que entra, ya que al retirarlos también se pierde parte de la materia orgánica entrada al proceso (López et al., 2014). El porcentaje total de rechazo en las instalaciones de FORM puede alcanzar el 18-20% en instalaciones con materiales bastante limpios, y hasta un 40-50% en el peor de los casos (ARC, 2004).

Complementario a las pérdidas de proceso se podría considerar el rendimiento, que indicaría aquella cantidad (masa) que queda respecto la inicial. El rendimiento se puede indicar de diferentes formas, y deben quedar claros los parámetros que se consideran, ya que en el proceso de compostaje no es equivalente a otros tipos de producción, en los que se busca obtener la mayor cantidad de producto con el menor consumo de materias primas. En el compostaje sucede a la inversa: se persigue la mayor reducción de masa y volumen a través de la transformación biológica (López et al., 2014). Así, se puede estudiar la cantidad de compost obtenido antes o después del tamizado final y en relación a la FORM entrada, a la mezcla, considerando o no los impropios de proceso, etc. Los distintos valores obtenidos proporcionarán una información diferente que deberá ser interpretada adecuadamente.

En la bibliografía se pueden encontrar algunas referencias a balances de masa, algunos de los cuales se relacionan a continuación.

De Araújo et al. (2008) observaron en una planta en Mende, Francia, que varios pasos podrían ser mejorados para evitar pérdida de materia orgánica en el tratamiento mecánico de residuos municipales, ya que después de una primera etapa de tamizado en donde divide en 3 partes el material según el tamaño (<70mm, 70-450mm y >450mm), aproximadamente el 12% de la materia biodegradable se deposita en vertederos sin ningún tratamiento previo (fracción >450mm). Las dos fracciones más finas siguen el proceso hasta la estabilización y maduración. Al final de la etapa de maduración, alrededor de 54% de la materia biodegradable se degrada, con una reducción de casi el 20% de materia seca (MS) que entra.

De igual forma Pognani et al. (2012) estudiaron una planta de Barcelona con un tratamiento combinado (anaerobio/aerobio) de residuo municipal de recogida selectiva, en el que el proceso de descomposición se realiza en túnel y la maduración en pilas volteadas. Estos autores muestran que un 32% de materia húmeda es rechazada y enviada a vertederos debido al ineficiente proceso de separación o pre-tratamiento, reduciendo la biodegradabilidad de la materia que sigue el proceso. En el proceso de digestión el 58,5% de la materia orgánica es convertida en biogás; el compostaje del digerido se realiza mezclándolo con virutas de madera en el que se presenta un

pH de 8,7 al final del compostaje, reforzando la hipótesis que un pH alcalino provoca alta emisión de amoníaco, y una emisión de CO₂ con valores dentro del rango comparado en otros trabajos para la medición de eficiencia del proceso. Según este estudio, el producto obtenido es de alta calidad y en el compost final se encuentra alrededor del 50% del nitrógeno inicial y 86,4% del fósforo inicial y se produce una reducción del 93% de la de la FORM en bruto. El proceso de digestión anaerobia es el principal contribuyente a esta estabilización.

Bernstad et al. (2013) señalaron que las pérdidas de material en el pre-tratamiento varían dependiendo a la tecnología utilizada observando un amplio rango de variación: de un 2% a un 45%. Hansen et al. (2007), estiman que todas las tecnologías de pre-tratamiento presentan una fracción de rechazo y una de biomasa: con el uso de prensas de tornillo se obtiene un 59% de biomasa y 41% de rechazo; con el uso de cribas de discos se obtiene un 66% de biomasa; mientras que con el uso de trituradora + imán se obtiene un 98% de biomasa.

Los estudios de balance de masa en instalaciones de tratamiento de residuos es limitado, sin embargo, Zhang et al. (2010) en su estudio del balance de masa y nutrientes en instalaciones de compostaje de residuos de alimentos en Japón, demuestra que el rendimiento de las instalaciones depende del material de entrada, y para la comparación de instalaciones, debe basarse en características similares de proceso. El tipo de residuos, cantidad de material de carga, el flujo de proceso, condiciones operativas, y otros factores puede influir en el proceso de compostaje. Entre estos factores, el tipo de residuos es el factor más dominante, debido a que influye en la selección de proceso y el método de operación, por lo tanto las instalaciones de compostaje se clasifican según el tipo de residuos y desechos de alimentos, y son comparadas en términos del balance de masa seca, los elementos nutricionales y la estabilidad del compost.

El balance de masa es expresado generalmente en función de materia seca, sin embargo también resulta interesante calcular las reducciones de materia orgánica. De Araújo (2008) divide el balance en tres pasos para facilitar la identificación de los proceso de pérdida de la masa:

- Balance parcial 1. Correspondiente a operaciones mecánicas como tamizado, separación de metales; materiales de entrada.
- Balance parcial 2. Enfocado a las operaciones biológicas como estabilización y maduración.
- Balance final. Balance de masa en todo el proceso, entradas y salidas

Cesaro et al. (2015) en su investigación evalúan el rendimiento de una planta combinada de proceso aeróbico / anaeróbico de FORM mediante balances de masa, en el cual determinan un 45% de FORM perdida en la separación inicial, y que un 60% de lo que entra es materia sólida que se destina a la estabilización aeróbica. En cuanto a la digestión anaeróbica consideraron los siguientes supuestos:

- El digerido seco representa el 9% del flujo entrante global, mientras que el 91% restante es líquido.
- Las pérdidas del proceso son 25% en el proceso de compostaje y 5% en maduración.
- Los lixiviados de bio-células representa el 9% de la mezcla destinada a compostaje.
- La cantidad de material de gran tamaño eliminado por medio de las fases de selección es 10% y 13%, respectivamente, de los cuales 8% se recircula a las bio-células.

Según el Anuario Estadístico de España 2012 (Gallardo, 2014), a nivel nacional en las plantas de tratamiento mecánico biológico generaron un rechazo del 57,14% del material de entrada, del cual solo el 3,26% proviene de las plantas de compostaje de FORM debido a un menor contenido de impuros en comparación con las plantas de reciclado y compostaje que presenta un 70,22%.

En el plan de gestión de residuos municipales de Vitoria - Gasteiz se presenta el siguiente balance de masa de una planta de tratamiento de biometanización y compostaje (Tabla 1.2). El balance de materia incluye la información de entrada y salida de materiales de cada operación, asociándose las características con relación al C/N o porcentaje de materia orgánica. El balance es indispensable para el control de calidad.

Tabla 1.2. Balance de masa, planta de tratamiento Vitoria-Gasteiz.

(Plan Integral de Gestión de los Residuos Municipales de Vitoria-Gasteiz (2008-2016), n.d.)

	Entrada	Salida
Fracción orgánica selectiva (FORM)	9,54%	
Fracción resto (RU en masa)	90,46%	
Subproductos valorizados		8,14%
Biogás		2,61%
Compost clase A		3,04%
Compost clase B (biorresiduo estabilizado)		7,40%
Rechazo de pre-tratamiento		36,11%
Rechazo compostaje		12,72%
Perdidas compostaje		30,00%

En general, los estudios de balance de masa en las instalaciones de tratamiento de residuos han sido realizados sobre materia seca, ya que muchas veces la cantidad de humedad es muy alta y son difícil de manejar, sobre cantidad de materia orgánica, y nutrientes.

1.4. Motivación.

El reciclaje y tratamiento de los residuos sólidos municipales tiene una importancia notable en la preservación del medio ambiente y el bienestar de la sociedad, sobre todo en los últimos tiempos en que la generación de los residuos ha aumentado (Dong et al., 2002). El informe “What a Waste:

A Global Review of Solid Waste Management” del Banco Mundial, resalta que el problema se agudiza en países emergentes y que la proyección de generación de residuos para el 2025 será mayor en países como Brasil, China, India y México (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012).

Atendiendo a esta preocupación, algunos países como el caso de México, ha desarrollado el Programa Nacional de Prevención y Gestión Integral de los Residuos (PNPGIR) 2009-2012 (SEMARNAT, 2008), donde se manifiesta el interés basado en los principios de reducción reutilización y reciclado, en un marco de gestión integral. Sin embargo, es necesario que los procesos sean eficientes, ya que tiende a ser más difícil que se adopte la implementación de una planta de tratamiento por la dificultad de gestionarla o por los costes que se pueden generar, y por otro lado se desaprovecha la oportunidad de producir un producto con cualidades óptimas para el suelo.

Con el propósito de identificar la eficiencia y algunos costes energéticos de los procesos de las plantas de compostaje de FORM de Cataluña, se propone el estudio del balance de masas, y la identificación de indicadores que permitan medir la eficiencia en las plantas, así como algunos costes que se generan en el proceso. De esta forma, los resultados obtenidos pueden ayudar a mejorar las herramientas de control en otras instalaciones y ser tomadas como ejemplo para proyectos en diferentes países.

Los costes siguen siendo una parte importante de la instalación, por lo que la identificación, comprobación y control de éstos contribuye a mejorar la gestión financiera, y son una herramienta muy útil para la toma de decisiones acertadas para las mejoras en los procesos en cada planta (Debnath and Bose, 2014). El objetivo de mejorar los procesos es también poder obtener las ganancias, que deben proceder tanto de las entradas de materiales para su gestión como de la venta de producto. La comercialización del compost depende de la calidad así como también del conocimiento de los posibles destinos del producto, ya que sus precios varían dependiendo del destino; caso concreto es el de los compost para uso de jardinería, que presentan precios superiores a compost de uso agrícola debido a una calidad final superior, mayores costes de empaquetado y manipulación (Ministerio de Agricultura y Pesca Alimentación y Medio Ambiente, 2013).

De acuerdo a la revisión previa, en la mayoría de proyectos o investigaciones orientadas al compostaje es difícil observar una sistematización de los datos y muy pocas veces se cuenta con información económica de las instalaciones, enfocándose normalmente sólo al proceso. La información económica sobre los procesos de las plantas de compostaje de FORM de Cataluña, no se encuentra disponible tan fácilmente por lo que limita su estudio y comparación.

Teniendo en cuenta los diversos factores que influyen en la medida de la eficiencia de las instalaciones, surge la motivación de poder sistematizar y organizar los datos correspondientes a

los procesos en las plantas de compostaje de FORM de Cataluña, enfocados en los balances de materia, permitiendo determinar índices de eficiencia y realizar un análisis de optimización del proceso para dichas instalaciones y futuros proyectos. Para la realización de este estudio se ha contado con la estrecha colaboración de la Agència De Residus de Catalunya, lo que ha permitido obtener información precisa de las plantas estudiadas.

1.5. Estructura

La presente tesis doctoral está estructurada en este capítulo introductorio, más ocho capítulos en los que se presentan los resultados de análisis realizados para cumplir con los objetivos de la tesis. El documento se completa con un capítulo de conclusiones generales. La idea principal es conocer la información general y llegar a información más particular. El capítulo II presenta los objetivos generales del estudio.

En el capítulo III se presenta la metodología general, así como el manejo y clasificación de la base de datos y por último los diferentes análisis estadísticos utilizados.

El capítulo IV se centra en el análisis de datos proporcionados por la Agència De Residus de Catalunya sobre las plantas de compostaje de FORM para conocer el estado actual de las plantas y se estima el balance de masas de los últimos 8 años de forma general.

En el capítulo V se establecen herramientas para determinar la eficiencia en el manejo de las plantas de compostaje, indicadores que pueden ser de fácil determinación como son el índice de saturación y el índice de eficiencia según el material tratado y las capacidades de cada planta.

El capítulo VI establece un ejemplo del balance de masas de la planta de Manresa para el año 2015, evaluando las cantidades de material tratado y tomando las muestras in situ para los diferentes parámetros, así como el consumo energético en dos etapas por las modificaciones en proceso realizadas en la planta.

En el capítulo VII se establece el balance de masas de una pila de compostaje de restos de poda de jardinería mixta, actividad realizada con el apoyo de la Universidad Miguel Hernández de Orihuela, para determinar la correlación de parámetros de seguimiento del proceso con la calidad final del compost.

El capítulo VIII presenta las discusiones generales y el IX resume las principales conclusiones del estudio presentado en los diferentes apartados.

Cada uno de los capítulos mencionados cuentan con una estructura con características de un artículo científico. En primer lugar se introduce el contexto del tema, los objetivos de trabajo realizado; a continuación se presenta el apartado de material y métodos particulares y resultados. Tomando en cuenta esta estructura, cada capítulo se toma como una unidad independiente, aunque algunos aspectos tienden a solapar información, como introducción y material y métodos.

2. Objetivos

Con el propósito de definir procesos eficientes e indicadores de comparación para las plantas de compostaje se presentan a continuación el objetivo general y los objetivos específicos de esta tesis doctoral.

2.1. Objetivo general.

El objetivo general de esta investigación es estimar los balances de masa y determinar la eficiencia en las plantas de compostaje de FORM en Cataluña, para determinar mejoras en los procesos y la optimización de los costes, sistematizando la información de las plantas para estudios futuros.

2.2. Objetivos específicos.

Dicha investigación tiene como objetivos particulares:

- Conocer el estado actual y la clasificación de las plantas de compostaje de FORM de Cataluña, considerando su capacidad, materiales tratados, tecnología utilizada y manejo, entre otros parámetros.
- Identificar indicadores para determinar la eficiencia del proceso de las plantas de compostaje con objeto de elaborar una herramienta útil para la monitorización de las instalaciones.
- Aplicar los indicadores estudiados para analizar casos concretos de procesos de compostaje.

3. METODOLOGÍA GENERAL

3.1. Características de las plantas.

En primera instancia se hizo la revisión de información sobre las plantas de compostaje en Cataluña, el listado e identificación de las plantas, se hizo revisión bibliográfica sobre el estado de las plantas y los diagramas de proceso que se utilizaban. Se llevo a cabo la visita a alguna de las plantas para conocer desde la recepción y pretratamiento del material, las fases de descomposición y maduración y su tecnología utilizada en cada fase, si existía algún post tratamiento y la manera en que se realizaba la extracción de impurezas. También se visitó una planta de producción de sustratos a partir de residuos y restos vegetales (Sant Boi de Llobregat).

Las plantas visitadas fueron: (ubicadas en la Figura 3.1)

- Santa Coloma de Farners
- Granollers
- Torrelles de Llobregat
- Sant Pere de Ribes
- Manresa
- Sant Boi de Llobregat

Figura 3.1 Plantas de compostaje visitadas



También se pudo realizar una estancia en la planta piloto de compostaje en Orihuela, en la provincia de Alicante, en el que se pudo conocer a fondo el proceso de compostaje en todas sus fases. Se hizo la diferencia entre las plantas de compostaje de fracción orgánica y las plantas de resto.

3.1.1. Base de datos

Para este trabajo se contó con el apoyo de la Agencia de Residuos de Cataluña (ARC), mediante el suministro de datos relacionados con los materiales tratados en las plantas de compostaje del estudio, en lo que se refiere a cantidad y tipología de materiales, así como por la facilitación del acceso a las instalaciones con objeto de recabar información sobre el proceso. Hay que señalar que la información no es pública, por lo que se ha realizado un tratamiento específico de los datos.

El análisis de datos permitió sistematizar la información del conjunto de plantas de compostaje de FORM de Catalunya. Dicha información ayudó a identificar las características principales de las instalaciones y poder determinar el balance de masas, establecer indicadores que permitan medir la eficiencia de las plantas, así como la relación con los parámetros químicos de calidad del compost final.

Para llevar a cabo la investigación se recopiló y trabajó con la información procedente de 21 plantas de compostaje de FORM de Catalunya. Los datos se obtuvieron de la ARC y en concreto de la plataforma del Sistema Documental de Residuos (SDR); se cuenta con datos comprendido entre los años 2010 al 2017.

Los datos se clasificaron en cuatro grupos: (1) características descriptivas de planta, (2) características de las materias primas, (3) características del proceso de cada planta y (4) calidad de compost de cada planta (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Grupos de datos

Características descriptivas de las plantas	Características descriptivas de las materias primas
<ul style="list-style-type: none"> • Capacidad (t/año) • Tecnología utilizada 	<ul style="list-style-type: none"> • Material tratado • Contenido en impropios • Rechazos • Material expedido
Características descriptivas del proceso	Características descriptivas de la calidad de compost
<ul style="list-style-type: none"> • Duración de las fases del proceso • Momento y sistema de selección de impropios e impurezas • Saturación de planta y rendimiento 	<ul style="list-style-type: none"> • Parámetros físicos • Parámetros químicos • Parámetros biológicos • Relación con legislación

En el grupo 1 se cuenta con la capacidad para la que fue diseñada la planta en toneladas al año de FORM, la tecnología utilizada en la fase de descomposición, así como en la fase de maduración.

En el grupo 2 se clasifica la cantidad del material tratado de los materiales de entrada como es la FORM, los RV, los rechazos, el compost expedido. Cabe destacar que algunas plantas tienen entradas y salidas de FORM y RV que son enviadas a otras plantas para su tratamiento, por lo que se calculó solo el material tratado dentro de la planta. En el grupo 3 se describe la duración de las fases del proceso, la identificación del momento de la separación de los impropios, así como el primer cálculo de saturación de la planta tomando en cuenta el material tratado con la capacidad de la planta. En el grupo 4 se encuentran los análisis físico-químicos del compost obtenido en las distintas plantas, y la relación con el cumplimiento de la legislación para el uso de compost. Los análisis de laboratorio son realizados en diferentes fechas, por lo que resultados de los análisis tuvieron que ser clasificados en el trimestre que fueron realizados para poder manejarlos.

Las tareas propuestas para conseguir los objetivos establecidos en la optimización de procesos y consumos energéticos en las plantas de compostaje de FORM de Cataluña fueron divididas en dos aspectos: aspectos técnicos, que permiten obtener y ordenar la información sobre las plantas, el material que tratan, capacidades y las clasificaciones pertinentes; y para determinar algunos balances energéticos se toma un ejemplo real, con el apoyo de la planta de compostaje de Manresa, tomando en cuenta los consumos energéticos que se incurren durante el proceso de compostaje proporcionados directamente por la planta estudiada.

3.1.2. Selección y clasificación de las instalaciones.

El primer paso fue elaborar la lista de instalaciones de compostaje de FORM de Cataluña, destacando las características principales de cada una para poder establecer los parámetros necesarios para su clasificación.

Actualmente, en Cataluña hay 21 plantas públicas de tratamiento biológico de las cuales 4 realizan digestión anaeróbica (DA). Dichas plantas en conjunto con las 11 plantas privadas (estas plantas tratan otro material como residuos industriales) permiten manejar los residuos que se recolectan diariamente. Estas plantas están distribuidas en el territorio de acuerdo a la Figura 3.2 y distribuidas en 5 áreas (establecido en el Plan Territorial Sectorial de Infraestructuras de Gestión de Residuos Municipales de Cataluña (Generalitat de Cataluña, 2018)).

Las plantas están distribuidas de la siguiente manera:

- **Zona 1:** Planta de compostaje de Sant Pere de Ribes, La Jorba, Sant Cugat del Vallès, Torrelles de Llobregat, Manresa, Ecoparc 1, Ecoparc 2, Granollers y Terrassa; estas últimas 4 plantas de DA.
- **Zona 2:** Plantas de Boadella i Les Escaules, Llagostera, Santa Coloma de Farners, Malla y Olot.
- **Zona 3.** Plantas de Botarell, L'Espuga de Francolí y Mas de Barberans.
- **Zona 4.** Plantas de Montoliu de Lleida y Tarrega.

- **Zona 5.** Las plantas de Tremp y La Seu D'Urgell

Figura 3.2 Distribución de las plantas de compostaje por región (Generalitat de Catalunya, 2018).



Se realizaron dos clasificaciones, la primera clasificación por el tamaño o capacidad de la planta y una segunda clasificación por el sistema de compostaje que maneja la instalación (tecnología utilizada). Para analizar la información, las plantas se clasificaron según tecnología y tamaño. En el primer caso, se realizaron ciertas consideraciones con respecto a la capacidad de la planta o al sistema para una mejor comparación, realizando diferentes análisis generales en la primera teniendo en cuenta las instalaciones de digestión anaeróbica, mientras que en la segunda se trata de instalaciones con mayor capacidad.

La clasificación de las plantas de compostaje por capacidad, agrupada en cinco grupos para el estudio por tamaño fue: muy pequeña (<5.000 t / a), pequeña (5.000-10.000 t / a), mediana (10.000-20.000 t / año), grande (20.000-40.000 t / a) y extra grande (> 40.000 t / a). Esta clasificación fue hecha por ARC (agencia de Residuos de Catalunya) para categorizar las instalaciones y su distribución en el territorio (Campos et al., 2017). Las plantas más pequeñas se distribuyen principalmente en áreas rurales, mientras que las más grandes se encuentran en el área metropolitana que rodea Barcelona, donde existen mayores necesidades de tratamiento debido a una mayor población. La clasificación de las instalaciones tanto para el tamaño como para la tecnología se muestra en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2 Clasificación de las plantas por tamaño y tecnología y otras características.

Plantas	Región	Capacidad real (t/año)	Tamaño	Tecnología 1era fase	Duración 1era fase (días)	Tecnología 2da fase	Duración 2da fase (días)
Ecoparc 1	1	90.000	XL	AD	21	V	21
Ecoparc 2	1	90.000	XL	AD	21	V	21
Granollers	1	45.000	XL	AD	21	V	21
Jorba	1	7.400	S	TW	25	CH	32
San Cugat del Vallès	1	7.000	S	V	25	TW	74
Sant Pere de Ribes	1	13.700	M	V	18	TW	74
Terrassa	1	20.000	L	AD	21	V+TW	12
Torrelles de Llobregat	1	4.500	VS	TW	28	W	56
Manresa	1	20.000	L	ACH	39	TW	46
Boadella i les Escaules	2	100	VS	TW	42	TW	98
Llagostera	2	18.000	M	V	18	TW	42
Olot	2	10.000	M	V	14	ACH	49
Sta. Coloma de Farners	2	12.500	M	V	14	ACH	70
Malla	2	1.500	VS	ACH	28	CH	84
Botarell	3	25.000	L	ATW	14	TW	84
L'Espuga de Francolí	3	5.000	S	TW	35	TW	63
Mas de Barberans	3	5.000	S	V	18	TW	60
Montoliu de Lleida	4	10.000	M	TW	18	TW	60
Tàrrrega	4	7.000	S	ATW	14	TW	63
La Seu d'Urgell	5	2.300	VS	TW	18	TW	74
Tremp	5	2.000	VS	TW	49	TW	70

Tecnología: V: Túnel; TW: Pila volteada; ATW: Pila aireada y volteada; W: Pila estática; CH: Trinchera; ACH: Trinchera aireada ; AD: Digestión anaeróbica.

Tamaño: XL: Extra grande; L: Grande; M: Mediana; S: Pequeña; VS: Muy pequeña

La capacidad promedio de estas plantas es de aproximadamente 19.000 t / año, pero se puede observar una gran variación desde 100 t / año en Boadella i les Escaules hasta 90,000 t / año en Ecoparc. La duración promedio de la fase de descomposición (primera) es de 24 días, mientras que la fase de maduración (segunda) es de 56 días. En relación con la tecnología utilizada para el proceso, la pila volteada (TW), en el recipiente (V) y la digestión anaeróbica (AD) son las principales en la primera fase, ya que representan el 38%, 28% y 19% de las plantas, respectivamente. Mientras que para la segunda fase, la hilera torneada es la principal elegida con un 62% de las plantas. Para el estudio de la gestión de las instalaciones, se dará mayor importancia a la primera fase del proceso.

Finalmente, para comparar las instalaciones éstas se clasifican de acuerdo con el sistema de tratamiento de residuos biológicos en la primera etapa del proceso (fase de descomposición) (digestión anaeróbica, compostaje) y tecnologías específicas para la segunda etapa del proceso

(fase de maduración), que siempre es de compostaje. La Tabla 3.3 describe las diferentes posibilidades.

Tabla 3.3 Tecnología de las plantas de compostaje

Sistema principal para la primera fase	Digestión anaeróbica (DA) Compostaje (C)
Tecnologías para compostaje	Pila (W) Túnel (V) Trincheras (CH) Pilas cubiertas (CW)
Aireación	Volteo (T) Aireado (impulsado, aspirado) (A)
Posible combinación de compostaje	Pila Volteada (TW) Pila Aireada (AW) Trinchera Aireada (ACH)
Posibles combinaciones para el proceso (primera y segunda fase)	AD+TW AD+AW AD+V TW+TW AW+AW ACH+TW ACH+AW V+AW V+TW

3.1.3. Depuración de la base de datos.

El manejo de la base de datos tuvo que ser depurada, y revisada en varias ocasiones, primero para poder agregar la información de años siguientes, ya que la primer base de datos solo incluía datos del 2010 hasta el 2014, por lo que obtener los datos de más años permitía obtener una información más fiable; la depuración de la base se hizo en detalle, revisando los valores individuales por planta y por año, ya que en algunas ocasiones los valores resultaban negativos, lo que indicaría que se producía mayor cantidad del material que entraba a tratamiento, esto debido a que alguno de los valores influye de manera directa en el cálculo como es el compost. Sin embargo este valor es del compost expedido y no del producido, no obstante es el único valor que se tiene por lo que se tuvo que trabajar con este.

La base de datos está formada por datos mensuales de los materiales de entrada y salida, y datos trimestrales para los análisis del compost para cada planta, haciendo un total de más de 600 datos por planta por lo que se ha trabajado con dos bases según los datos necesarios en cada capítulo. Es importante mencionar que la base de datos ha sido depurada intentando dejar los valores más representativos y con la misma cantidad de datos para todas las plantas, permitiendo con esto que todas tuvieran el mismo peso en el análisis.

3.1.4. Flujos de materiales.

Un método para medir la eficiencia de las plantas en diferentes fases es el balance de masas de los materiales de entrada y salida; detecta la cantidad y el tipo de materia que se maneja, el rechazo generado y su transformación, y puede ayudar a inferir los puntos del proceso al sufrir estos cambios. Para evaluar el balance de masas, todos los datos de todas las plantas se consideraron globalmente, por lo que toda la información cubre el alcance general de Cataluña. A continuación se describen los principales flujos considerados para todas las plantas.

3.1.4.1. Materiales de entrada

Para los balances de masa se establecen los parámetros principales a considerar como son los materiales de entrada partir de los datos disponibles. Los datos han sido trabajados de manera individual y de manera global para los ocho años.

- FORM. La cantidad de FORM entrada corresponde a la masa de entrada declarada por las plantas de compostaje y cuantificada en la báscula de entrada.
- FV. La fracción vegetal corresponde a la declarada entrada en planta. Este dato conjunto con la FORM puede servir para el cálculo de proporción utilizada en cada planta durante el proceso de compostaje.

3.1.4.2. Materiales de salida

Otro valor importante es conocer los valores del material que sale, a saber:

- Rechazos. Es el material separado en el momento de preselección así como en el proceso de afino y de la mesa densimétrica.
- Compost. Referente a la cantidad de compost declarado y expedido; el expedido no siempre corresponde al producido, por lo que puede verse afectado por el almacenaje de compost pasado.

Hay algunos otros aspectos importantes relacionados con el balance de masa, como el agua agregada al proceso, la utilización de lixiviados o la recirculación de restos vegetales (RCV) o la transformación de materia orgánica en CO₂. La disponibilidad de dichos datos suele ser difícil de obtener, a menos que se obtenga una información específica de seguimiento de balance de planta, como Pognani et al. (2012) o Abad et al. (2019) que realizan el monitoreo de un proceso en una planta específica.

3.2. Caracterización de las muestras.

En los capítulos 6 y 7 se desarrollan experiencias prácticas en dos plantas diferentes, la primera en la planta de compostaje de FORM de Manresa y la segunda en la planta piloto de compostaje de la Universidad Miguel Hernández en Orihuela.

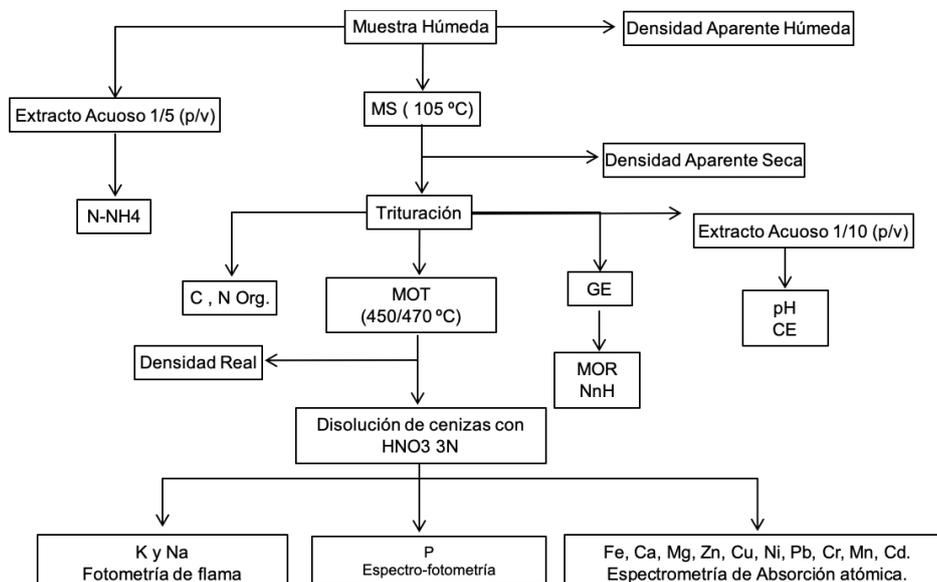
A continuación se describen las metodologías analíticas empleadas para el análisis de los parámetros químicos.

Tabla 3.4 Determinación de propiedades químicas y físicas evaluadas.

DETERMINACIÓN	DESCRIPCIÓN
PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS	
Densidad aparente	Relación de masa respecto a volumen conocido
Densidad Real	Relación peso seco respecto volumen conocido (sin contar el espacio poroso)
Densidad Aparente Seco	Relación del peso seco respecto a volumen aparente
% Humedad (% MS)	Gravimetría indirecta por secado a 105°C hasta peso constante
pH y CE	pH-metría y conductimetría sobre extracto acuoso 1/10 (p/v)
Nitrógeno Orgánico	Digestión Kjeldahl de muestra seca y triturada y cuantificación de amoníaco por potenciometría
Materia Orgánica Total	Gravimetría indirecta por calcinación a 560 °C por 3 h
Metales Pesados y Fitonutrientes	Disolución ácida de las cenizas (470 °C) en HNO ₃ 3N y cuantificación por espectrometría de absorción atómica, fotometría o espectrofotometría
Grado de Estabilidad	Doble hidrólisis sulfúrica de la muestra seca y triturada (López et al., 2010a)

En el esquema siguiente se puede observar de forma general la obtención de las muestras para cada una de las determinaciones.

Figura 3.3 Esquema general de las determinaciones realizadas y procedimientos para su obtención. Modificado de Huerta et al. (2008).



Las determinaciones analizadas pueden dividirse en parámetros de campo, y parámetros de laboratorio o en planta.

3.2.1. Determinaciones en planta.

Los parámetros de campo o en planta son aquellos estimados directamente en el terreno. Los parámetros principales que se analizaron son densidad aparente y el seguimiento de la temperatura durante todo el proceso.

- **Densidad Aparente.**

La densidad aparente es un parámetro importante de determinar, ya que con esto se condiciona el espacio o dimensiones del lugar a compostar y con esto tener los espacios para que el material pueda compostarse de forma correcta; si el material es muy denso ocupa menos espacio pero también dificulta su aireación, en cambio si es menos denso se secará en exceso o disipará demasiado el calor deteniendo el proceso. El procedimiento de la determinación de densidad “in situ” consistió en pesar en una balanza la cantidad de muestra seleccionada dentro de un recipiente con volumen conocido (Huerta-Pujol et al., 2010), repitiendo el proceso seis veces. Los recipientes (cubos en nuestro caso) se llenan y sobre una superficie plana se deja caer 3 o 4 veces a una distancia de 10 cm del piso, para asegurar el mismo grado de compactación y se termina de llenar el recipiente y pesándolo al final del llenado, (para realizar estas mediciones se utilizaron unos cubos plásticos con una capacidad de 8L y una balanza industrial Gram, serie CM).

La densidad aparente se obtiene de acuerdo con la Ecuación 3.1.

Ecuación 3.1 Densidad aparente

$$DA = \frac{Pp - Pc}{Vc}$$

Siendo: DA: densidad aparente (kg/L); Pp: peso cubo lleno (kg); Pc: Peso cubo vacío (kg); Vc: volumen cubo (L).

Figura 3.4 Medición densidad aparente



La densidad aparente puede variar por la cantidad de humedad y materia orgánica por lo que tiene interés en expresarse sobre muestra seca. A partir de estos valores también se puede determinar la densidad real por la Ecuación 3.2:

Ecuación 3.2 Densidad Real

$$Densidad\ real = \frac{100}{\frac{\%H}{D\ agua} * \frac{\%MS}{DR\ ms}}$$

$$DR\ ms = Densidad\ real\ material\ seco = \frac{100}{\frac{\%MO}{DR\ mo} * \frac{\%MM}{DR\ mm}}$$

Siendo: H: humedad; MS: materia seca; Dagua: densidad del agua; DRms: densidad real de material seco; MO: materia orgánica; MM: materia mineral.

Para la determinación real del material seco se considera que la densidad real de materia orgánica (DR mo) es igual a 1.5 t/m³ y la densidad real de materia mineral (DR mm) es igual a 2.5 t/m³, de acuerdo con (ARC, 2016b).

De esta forma a partir del volumen calculado en el momento de hacer la determinación y la densidad aparente se puede estimar la masa contenida en las pilas.

- **Temperatura.**

La temperatura es un parámetro de gran importancia, ya que permite estimar si el proceso sigue avanzando o se ha detenido.

La medición de la temperatura fue realizada por medio de 2 sondas de temperatura y un datalogger, instalados en la pila, a una profundidad de 50 cm aproximadamente en la pila para poder asegurar que se tomara la temperatura más confiable. Una sonda más fue colocada fuera de la pila para poder llevar también el control de la temperatura ambiente. Se obtuvieron 4 lecturas diarias, con los que se puede obtener la temperatura media diaria durante todo el proceso; con esto permitirá conocer si el material ha llegado a temperaturas de higienización, así como las variaciones por el volteo o riego realizado en la pila; al final del proceso este debe llegar a temperatura ambiente y/o estar por debajo de los 40°C por más de diez días después de haberse realizado un volteo. Esta medición solo fue realizada para la planta de compostaje de Orihuela.

3.2.2.Muestreo.

El muestreo de material se realizó únicamente en el seguimiento de experiencias de campo de las plantas de compostaje de FORM de Manresa y en la planta piloto de Orihuela. De forma genérica, en ambos casos se consideró la toma de muestra en diferentes estadios temporales del proceso. Para ello, se tomaron diferentes submuestras en distintos puntos, se reunieron y homogeneizaron, y se realizó la metodología de cuarteo hasta obtener una muestra de unos 10-15L que se llevaría al laboratorio para realizar determinaciones sobre muestra húmeda y sobre muestra seca.

Para realizar el muestreo en planta hay que seguir las indicaciones de los responsables que pueden incluir algún ítem en función de su código interno y de las condiciones específicas del lugar; esto es que no se puede entrar sin el equipo necesario, que hay tiempo y horarios que se deben respetar por el uso de la maquinaria que podría ser peligroso. A continuación se lista el material utilizado

Indumentaria personal:

Botas de seguridad

Mascarilla

Guantes

Mono de trabajo

Herramientas:

Pala grande y pala pequeña

Balanza portátil hasta 300 kg

Dinamómetro hasta 50 kg

Cubos de 12L con volumen conocido para la determinación de la densidad aparente “in situ”

Bolsas de plástico resistentes

Cordel para el sellado de las bolsas

Rotulador para la identificación del material

Cámara fotográfica

3.2.3.Determinaciones sobre muestra húmeda.

- **Materia seca y trituración.**

El contenido de humedad de una muestra dependerá de la naturaleza de la muestra, así como del proceso y cambios climatológicos, siendo este proceso necesario para la determinación de los demás parámetros y para la expresión de resultados. Si la humedad es excesiva puede provocar problemas de anaerobiosis, ya que todos los poros estarán llenos de agua y limitar con esto la

aireación, y por el contrario al estar demasiado seco los microorganismos no podrán realizar su actividad.

La materia seca se determina por pérdida de peso de muestra fresca secada a 110°C hasta obtener un peso constante; la diferencia de peso será el porcentaje de humedad perdida. La materia seca es igual al 100% - H%. Después del pesado pasa a la trituration y homogenización de muestra (el molino de bolas utilizado en los laboratorios de la ESAB, a 350 rpm, por 3 minutos con 3 intervalos, el molino de impacto utilizado en la planta de Orihuela, el material triturado pasa por un cedazo de 2mm de luz)

Figura 3.5 Muestra seca y trituration.



Figura 3.6 Trituration de muestra



- **pH y CE**

Los valores de pH tienen influencia sobre las propiedades físicas del suelo, la vida de los microorganismos y la disponibilidad de nutrientes para la planta; por su parte la CE está relacionada con el contenido de sales, determinantes sobre la germinación de las semillas y desarrollo de las mismas.

La determinación es realizada por medio de un extracto acuoso relación 1:10 (p/v) sobre muestra seca, y midiendo en pH-metro (CRISON GLP 21) y un conductímetro (CRISON GLP 31) previamente calibrados.

Se pesa la cantidad de muestra húmeda en un recipiente para agitación y se agrega el volumen de agua correspondiente, se agita mecánicamente durante 30 minutos, ya pasado el tiempo se pasa el sobrenadante a tubos de centrifuga y se centrifuga durante 15 minutos a 3500 rpm, finalmente se filtra el líquido resultante de la centrifugación a ampollas de conservación.

Figura 3.7 Determinación de pH y CE



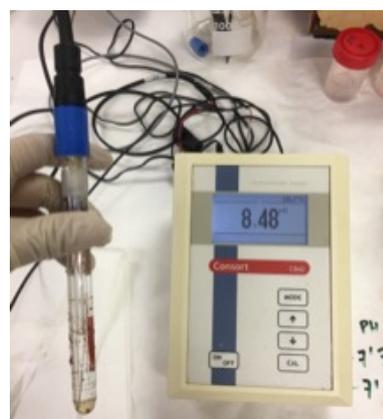
Agitador mecánico



Centrifugado



Medición de pH y CE



3.2.4. Materia Orgánica Total (MOT)

Durante el proceso de compostaje, la MOT debe disminuir por la actividad de los microorganismos, el tipo de material y su degradabilidad. La muestra para la determinación de la MOT debe ser previamente secada y triturada, y se calcula por la pérdida de peso por calcinación a 560°C durante 3 horas (hasta obtener peso constante) (Bustamante et al., 2008).

Al calcinarse la muestra, se pasa a desecadores para enfriarse y determinar de esta manera el peso final.

Los cálculos para la obtención de (%) MOT son: (Ecuación 3.3)

Ecuación 3.3 Materia orgánica total

$$MOT(\%) = \frac{Pm - (Pc - Pg)}{Pm} * 100$$

Dónde: Pm= peso muestra seca y triturada (g); Pc= peso crisol y muestra calcinados (g); Pg= peso crisol (g).

Sabiendo que el 100% de la materia seca se compone de MOT+MM, obtenemos el %MM.

Figura 3.8 Determinación MOT.



Mufla para calcinación

A partir del cálculo de materia orgánica de las diversas muestras puede determinarse la pérdida de MO con la siguiente formula; en donde X1 es el contenido de cenizas inicial y el Xn el punto de estudios según ecuación de (Viel et al., 1987).

Ecuación 3.4 Pérdida de materia orgánica

$$Pérdida MO(\%) = 100 - 100 * \frac{X1(100 - Xn)}{Xn(100 - X1)}$$

La Ecuación 3.4 indica el porcentaje de materia orgánica perdida con respecto a la cantidad inicial, ya que se considera que el contenido de materia mineral permanece constante a lo largo del proceso.

3.2.5. Carbono Orgánico Total y Nitrógeno Orgánico

La relación carbono / nitrógeno en las mezclas para compostaje es de gran importancia, ya que de ellas depende que el proceso pueda ser efectivo; un exceso de carbono hará el proceso más lento, mientras que un contenido de nitrógeno alto desprenderá amoníaco, así como malos olores y temperaturas altas. El carbono orgánico total y el nitrógeno orgánico es determinado a partir de la muestra seca y finamente triturada, por microanálisis al calcinar la muestra a 1020 °C en un analizador elemental, previa destrucción de carbonatos (Bernal et al., 1998; Navarro et al., 1991) utilizando un analizador CN Leco TruSpec.

Figura 3.9 Muestras para COT y N Org



El nitrógeno orgánico también fue determinado por medio de una digestión Kjeldahl; en el que el nitrógeno orgánico contenido en la muestra se transforma en nitrógeno mineral que es captado en forma de sulfato amónico por el ácido sulfúrico añadido a la digestión. La cuantificación se realiza mediante el electrodo selectivo de amoníaco, donde el nitrógeno en forma amoniacal es desplazado por una base fuerte de amoníaco gas, al que es permeable la membrana éste electrodo.

Figura 3.10 Digestión Kjeldahl (determinación de Nitrógeno)

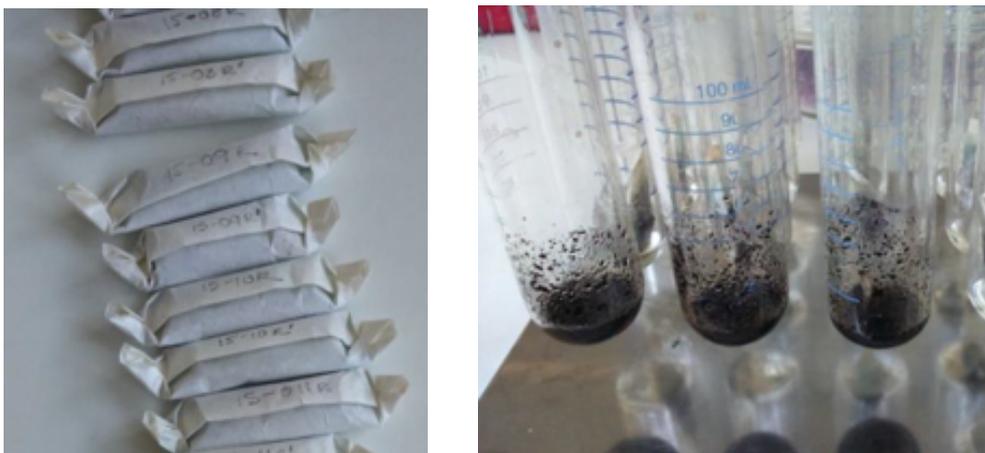
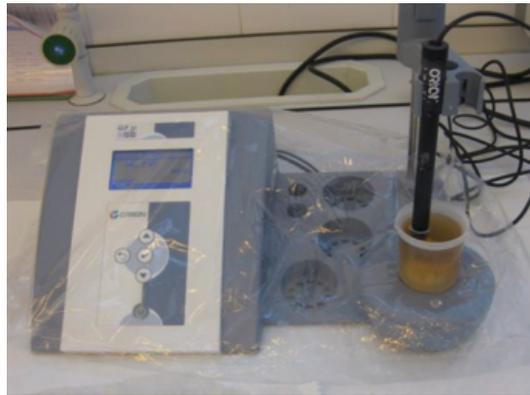




Figura 3.11 Electrodo selectivo.



Los análisis que se realizan para medir la calidad del producto final se mencionan a continuación.

3.2.6. Grado de estabilidad

El grado de estabilidad del producto final se determina por la materia orgánica resistente (MOR) respecto a la MOT, y su valor puede condicionar el uso final del material, ya que el compost tiene un efecto mejorante. El producto puede calificarse de calidad al presentar una tasa de mineralización baja por lo tanto un alto valor de MOR, esto es que liberara los nutrientes gradualmente (López et al., 2010a).

Cabe destacar que mientras más estable sea un material y mayor tiempo permanezca en el suelo su capacidad de secuestro de carbono es mayor así como las mejoras en el cambio climático (Lou and Nair, 2009).

La muestra seca y triturada pasa por un ataque ácido concentrado, se añaden 12,5 mL de H_2SO_4 al 72%, se homogeniza y se agita cada 15 minutos durante 3 horas. Después pasa por un ataque ácido caliente y diluido; se hierve suavemente a reflujo en un baño de arena durante 5 horas. Una vez frío, se filtra el contenido a filtros de cerámica y se secan a estufa a $105^{\circ}C$ hasta peso constante y posteriormente se enfrían en el desecador (López et al., 2010a; López Martínez et al., 2011).

Figura 3.12 Baño de arena y filtración



El residuo seco obtenido es el que nos indica la cantidad de material que ha resistido el ataque. El residuo seco se divide en dos partes para determinar el contenido en MOR y el NnH con la metodología de MOT y de digestión Kjeldahl del Norg respectivamente (Ecuación 3.5).

Ecuación 3.5 Materia orgánica resistente

$$\% MOR = \frac{(Prs - (Pc - Pg))}{Prs} * \frac{Pfs - Pf}{Pms} P * 100$$

$$\% GE = \frac{\% MOR}{\% MOT} * 100$$

Dónde: Prs= peso residuo seco puesto a calcinar; Pc= peso crisol + residuos; Pg= peso crisol; Pfs= peso filtro + residuo seco; Pf= Peso del filtro; Pms= Peso de la muestra seca sometida al GE.

3.2.7. Cuantificación de nutrientes y metales pesados.

La concentración de nutrientes varía por los materiales orgánicos compostados, sin embargo esta concentración aumenta al final del proceso por la pérdida de materia orgánica. Para la determinación de macro y micronutrientes y metales pesados se destruye la materia orgánica de la muestra seca y triturada con una calcinación en la mufla a 470°C durante 4 horas, al obtener las cenizas resultantes pasan por una extracción ácida, añadimos a cada muestra 15 mL de HNO₃ 3N y las mantenemos en un baño de arena, bajo campana extractora durante 1 hora; al finalizar se recuperan los componentes solubles con agua destilada y se filtra la solución en un matraz aforado de 25 mL. Esta disolución la llamamos DO, y a partir de esta muestra se realizan las diferentes diluciones con agua destilada para las lecturas como se muestra en la Figura 3.13, en la cual se muestra el factor de dilución y los elementos que pueden ser medidos en esta dilución; mientras que en la Tabla 3.5 se describen las metodologías para los diferentes elementos.

Figura 3.13 Diagrama de diluciones (López et al., 2011)

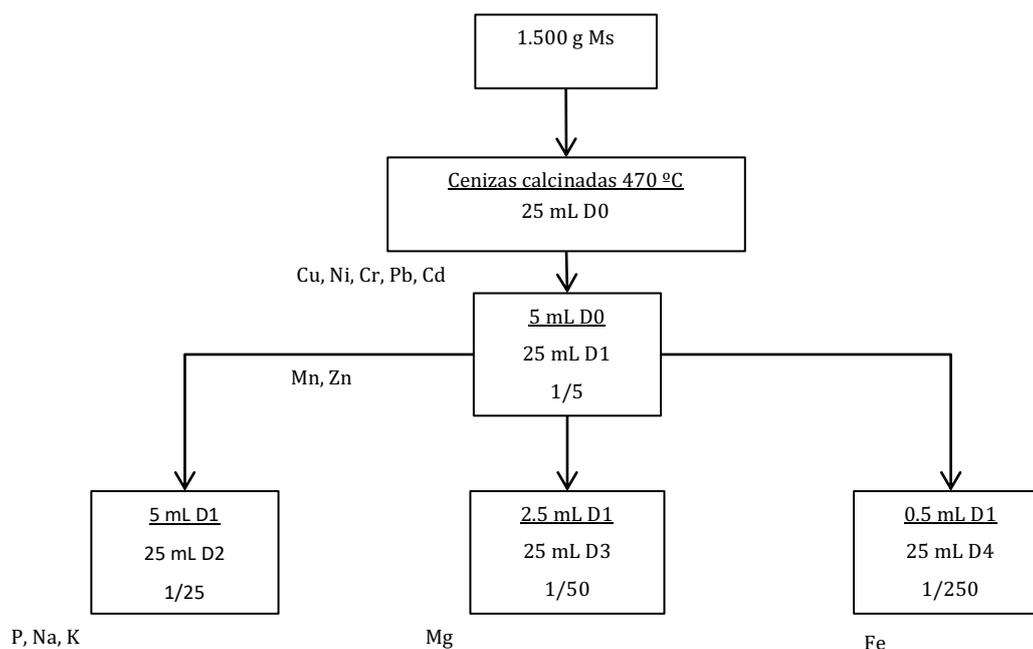


Tabla 3.5 Metodología macro, micro nutrientes y metales pesados.

NUTRIENTE	MÉTODO	DESCRIPCIÓN
Fe, Cu, Mn, Cr, Zn, Ni, Pb, Cd	Espectrometría de absorción atómica	La muestra es aspirada y pulverizada sobre una flama. La energía calorífica de esta es utilizada para atomizar el elemento que se desea determinar. Mediante una lámpara se irradia una luz, que es absorbida por el elemento en proporción de su concentración. Un fotodetector mide la cantidad de luz que no es absorbida.
Na y K	Fotometría de llama	Por medio de un espectro de emisión atómica, la muestra es absorbida y pulverizada sobre la flama, esta energía es utilizada como fuente de excitación de los átomos a analizar, midiendo la cantidad de luz de los átomos a analizar.
P	Espectrofotometría (Método Bray-Kurtz)	Espectrómetro de luz, permite determinar por colorimetría el contenido de fosforo.

Figura 3.14 Determinación de metales y nutrientes.



Baño de arena para reducción del ácido.



Fotómetro de llama



Espectrofotómetro de absorción atómica.

3.3. Análisis estadístico.

El análisis estadístico se realizó mediante el programa IBM SPSS Statistic, utilizando la base de datos en general, así como los resultados de las determinaciones de parámetros químicos por triplicado.

3.3.1. Análisis general.

Se utilizó el método de análisis de varianza (ANOVA), según el test Tukey para hacer las diferentes comparaciones de medias, con un nivel de significancia del 5%. Principalmente este análisis fue para conocer la diferencia entre los grupos. Los parámetros considerados fueron la cantidad de FORM, RV, rechazo y compost, de igual forma para cada uno de los diferentes parámetros determinados BL, TL, CY, PI, RF y SI, así como todos los parámetros químicos analizados para el periodo de 8 años, para cada planta, clasificado por tamaño de planta la tecnología utilizada en la fase de descomposición.

3.3.2. Correlaciones.

Se realizaron correlaciones bivariadas con coeficiente de Pearson, de los parámetros IS y IP para determinar la influencia de estos indicadores con los parámetros químicos. Los análisis fueron realizados para el total de las muestras, esperando ver que parámetros pueden influir o ser más representativos durante todo el proceso, y determinar cual puede ser de mayor importancia para determinar que el compost final sea de calidad.

3.3.3. Árboles de decisión.

Para la predicción, clasificación y segmentaron de los datos desde un punto de vista probabilístico, se utilizó el árbol de decisión del programa SPSS, para subdividir y clasificar resultados de acuerdo a las variables definidas. Este tipo de herramientas es utilizado en investigación médica para predecir enfermedades como la utilizada en (Rodríguez-Pardo et al., 2019). Esta herramienta ayuda a la predicción del comportamiento de variables y ayuda a tomar decisiones cuando se tiene un número de registros alto.

El principal objetivo del uso de los árboles de decisión en el estudio fue para inferir la relación entre las variables o parámetros y la tecnología y tamaño de la planta, así como para saber cómo afecta el desarrollo del proceso en la calidad final del producto. Particularmente, el mayor interés es predecir los valores de los parámetros químicos los cuales sean fácil de determinar. Las variables utilizadas son continuas y discretas las cuales adquieren valores de 0 y 1. El método CHAID determinado por el chi-cuadrado fue utilizado. Se utilizó el criterio de limitar el número de casos de 100 nodos en la rama parental y 50 nodos en los filiales.

CAPÍTULO IV

4. PLANTAS DE TRATAMIENTO DE FORM EN CATALUÑA (2010-2017). VISIÓN GENERAL Y APROXIMACIÓN A LOS BALANCES DE MASA EN RELACION CON EL TAMAÑO Y TECNOLOGÍA.

4.1. Introducción

La fracción orgánica de los residuos municipales (FORM) presenta características adecuadas para los tratamientos biológicos, esta fracción representa un 33,5% del total de residuos (ARC, 2016a), se ha demostrado ampliamente la importancia de la recolección de la fracción orgánica en la fuente (Huerta-Pujol et al., 2011; López et al., 2010c), debido a la calidad de la materia prima y la simplicidad en las plantas de tratamiento biológico y a las menores necesidades en los sistemas de selección. Particularmente, el compostaje ha sido considerado como una de las mejores alternativas para el tratamiento de residuos orgánicos a través de su descomposición, estabilización e higienización (Ciavatta et al., 1993; Haug, 1993), considerado también como un método ventajoso ante la incineración y el vertedero por la reducción de costes y uso beneficioso del producto final (Y.-S. Wei et al., 2000). En Europa el 50% del compostaje es utilizado para la agricultura (European Commission, 2014), esperando cumplir con la estrategia de preservación y protección del suelo de la UE (Comisión Europea, 2012).

La correcta gestión de los residuos sólidos debe ser prioridad para todos los gobiernos, debido a la importancia por proteger el medio ambiente y los costes del manejo de los mismos (Sakai et al., 1997; Bartone and Bernstein, 1993; Hoornweg and Bhada-tata, 2012). Dicha preocupación ha provocado un impulso político que con el aumento de legislaciones y normas ambientales han sido responsables de fomentar el desarrollo de una nueva generación de instalaciones de compostaje por lo menos en Europa (Gruneklee, 1997), incluyendo Cataluña. Sin embargo a nivel comunitario, no se ha desarrollado todavía ninguna norma específica que regule el compostaje

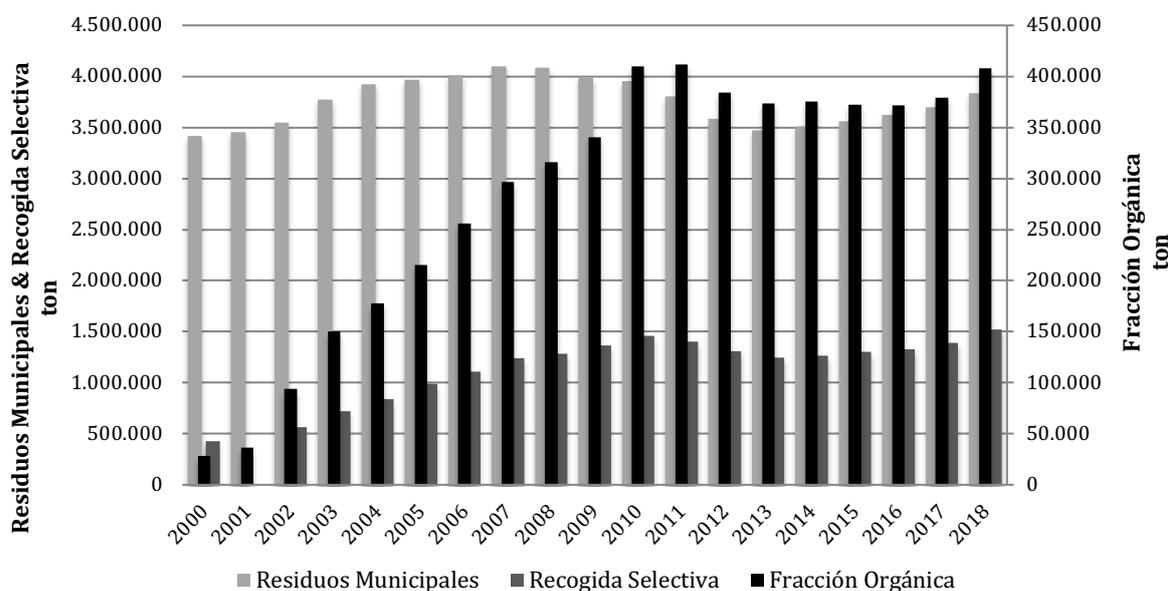
más allá del borrador del año 2001 (European Commission, 2001), pero aparecen nuevos proyectos para el tratamiento de residuos como la Decisión 2018/1147 (*Decisión 2018/1147*, 2018) y los productos (European Commission, 2018)

4.1.1. Generación y gestión de residuos en Cataluña.

Nuestro estudio se basa en Cataluña, situada en la parte nororiental de la Península Ibérica, con un área de 32,108 km², supera una población de 7,6 millones en el año 2018 (IDESCAT, 2019), con una generación de residuos municipales total de más de 3,8 millones de toneladas dando como resultado un índice de generación de 1,38 kg/hab/día acorde con la Agencia de Residuos de Cataluña (Agència de Residus de Catalunya, 2019)

El contenido de la fracción biodegradable es de 33%, y puede variar dependiendo de las características urbanísticas, territoriales y económicas del municipio (ARC, 2016a). Este valor se ha ido reduciendo a través de los años (de un 45% en los años 90), disminución atribuida a cambios sociales y hábitos de consumo, pero por otro lado una mayor cantidad ha sido recolectada separadamente. La Figura 4.1 se muestra la evolución de la recolección en los últimos años.

Figura 4.1 Generación de residuos municipales en Cataluña (ARC, 2016a)



En Cataluña, la regulación de los residuos aparece en 1993 a través de la Ley 6/93 (“Decreto Legislativo 1/2009,” 2009a). En esta primera etapa se promovió la implementación de la recogida selectiva de residuo municipal, tomando en cuenta la recolección selectiva de la fracción orgánica (FO-RS) en una parte del territorio. En ese momento la instalación de Torrelles de Llobregat fue la primera planta piloto en tratar este material, logrando obtener una alta calidad de materia prima con bajo contenido en materiales no compostables (MNC), con un sistema simple de pilas volteadas.

Aunque es en el 2009 que una nueva normativa (*Decreto Legislativo 1/2009, 2009b*) obligó a todos los municipios a implementar la recogida de la fracción orgánica por separado. Estas dos etapas de la recolección de residuos contribuyeron al desarrollo en gestión de las instalaciones y tecnología que atendieran las características de la FO-RS frente a la fracción orgánica seleccionada mecánicamente (FO-SM) en las instalaciones.

La eficacia de las instalaciones está relacionada con la calidad de las materias primas y la gestión del proceso de reducción de masa. La calidad de la fracción orgánica depende principalmente de la colaboración ciudadana y, después, de la eficacia del sistema de selección mecánica. La calidad de la fracción orgánica seleccionada mecánicamente es menor que la que se ha recolectado en la fuente, teniendo un mayor contenido de material no compostable (MNC), metales pesados y menor en materia orgánica, entre otros (Huerta-Pujol et al., 2011; López et al., 2010c). El contenido de MNC afecta tanto la calidad de la fracción orgánica debido a la migración de contaminantes a la masa biodegradable, como por la incorporación de materiales que pueden afectar el desarrollo del proceso como la difusión del aire y limitar las condiciones aeróbicas, o crear dificultades en los sistemas de selección (Campos et al., 2016; Huerta-Pujol et al., 2011; López et al., 2010c); en consecuencia, la calidad del compost también se ve afectada, así como los aspectos económicos y ambientales (Grunklee, 1997; Hoornweg and Bhada-tata, 2012).

En Cataluña, los requisitos legales promueven la recolección selectiva, pero en la mayoría de los casos no hay obligación para los ciudadanos de participar. La presencia de materias primas de baja calidad produce una alta generación de rechazos en plantas de compostaje que pueden alcanzar valores del 1-6% del material de entrada en el mejor de los casos, y hasta el 30-40% en el peor (“Sistema Documental de Residuos,” 2018). Como se explicó anteriormente, estos valores son la consecuencia del compromiso de los ciudadanos y la permisividad de los requisitos legales, enfocados en obligar a los municipios a ofrecer el servicio en lugar de implementar una regulación obligatoria para los individuos.

4.1.2. Balance de masas en plantas de compostaje.

El estudio del balance de masas en las plantas de compostaje, puede ayudar a seguir la eficacia del proceso de acuerdo con el rendimiento en base a la reducción de masa, el cual es uno de los objetivos del compostaje. Esto se puede controlar fácilmente en la mayoría de procesos (compostaje de lodos, estiércol, restos vegetales...), donde no se producen o se producen rechazos en pequeña cantidad, pero en el caso de los residuos municipales, el contenido de MNC debe ser considerado.

La Agencia de Residuos de Cataluña (ARC en siglas locales) es un organismo público que regula, controla y penaliza todas las cuestiones relacionadas con los residuos (con algunas excepciones como material radioactivo y minería) en Cataluña; según lo establecido en el artículo 42 de la Ley de Residuos de Cataluña (Generalitat de Cataluña, 2009), así como la Ley 22/2011 y la Directiva 2008/98/CE de residuos, permite ser a los municipios las autoridades competentes para la gestión de residuos municipales y la recogida selectiva. Tienen derecho a dictar ordenanzas municipales sobre la recogida de residuos, realizar los servicios de recogida o encargar a terceros la recogida o partes de la misma. Podrán delegar sus obligaciones a entidades supra municipales.

Para el tratamiento con FORM, la ARC ha promovido la recolección separada de RSU, la construcción y remodelación de las instalaciones de tratamiento y la producción de compost de calidad y su uso. Para monitorear la FORM tratada y su calidad, la ARC ha desarrollado el Sistema de Documentación de Residuos (en adelante referido como SDR), una base de datos que contiene todas las instalaciones de tratamiento (compostaje y digestión anaeróbica), materiales de entrada y productos de salida y desperdicios. Esta base de datos está disponible en línea para una parte pública, mientras que otra permanece solo para uso interno.

La evaluación del balance de masas en el área de Cataluña puede ofrecer información interesante de valores globales del tratamiento de la FORM durante el periodo estudiado en las diferentes instalaciones, y también la eficiencia del tratamiento por zonas específicas. Se puede realizar el balance de masas para cada instalación, pero por la información disponible se realiza el balance de masas global respecto a los objetivos descritos en el capítulo 2.

4.2. Metodología

La ARC compila periódicamente la información provista por los administradores de las plantas. Esta contiene la información sobre la capacidad técnica de las plantas, la cantidad de FORM recogida y tratada, los restos vegetales (RV), el rechazo en el proceso y el compost expedido durante el periodo 2010-2017.

4.2.1. Clasificación de plantas

En la Tabla 4.1 se muestra la capacidad de cada planta y la región a la que pertenece, la FORM tratada y la relación de la capacidad y el material tratado con la población para el año 2017.

Tabla 4.1 Descripción de las plantas de compostaje de FORM

PLANTA	REG	Capacidad por planta	Capacidad por región	FORM tratado 2017	Población 2017	Capacidad por habitante	FORM tratada por habitante
		t/año	t/año	t/año	habitantes	kg/hab	kg/ hab
ECOPARC 1	1	90.000	297.600	229.016	5.380.644	55,30	42,60
ECOPARC 2	1	90.000					
GRANOLLERS	1	45.000					
JORBA	1	7.400					
SANT CUGAT DEL VALLÈS	1	7.000					
SANT PERE DE RIBES	1	13.700					
TERRASSA	1	20.000					
TORRELLES DE LLOBREGAT	1	4.500					
MANRESA	1	20.000					
BOADELLA I LES ESCAULES	2	100	42.100	40.057	898.024	46,90	44,60
LLAGOSTERA	2	18.000					
OLOT	2	10.000					
SANTA COLOMA DE FARNERS	2	12.500					
MALLA	2	1.500					
BOTARELL	3	25.000	35.000	42.576	791.693	44,20	53,80
L'ESPLUGA DE FRANCOLÍ	3	5.000					
MAS DE BARBERANS	3	5.000					
MONTOLIU DE LLEIDA	4	10.000	17.000	16.315	361.138	47,10	45,20
TARREGA	4	7.000					
LA SEU D'URGELL	5	2.300	4.300	2.920	124.331	34,60	23,50
TREMP	5	2.000					
TOTAL	-	396.000	396.000	330.883	7.555.830	52,41	43,79

La capacidad total ofrecida por todas las plantas públicas es de aproximadamente 396.000 t / año, y la mayor parte está en la Región Metropolitana (incluida en la región 1), donde vive la mayoría de la población. Las áreas menos pobladas son la 4 y 5. El material tratado supera la capacidad en la región 3, mientras que es más bajo en las regiones 1, 2, 4, y 5, incluso la región 4 está muy cerca de la capacidad. Para facilitar la comparación entre áreas, tanto la capacidad como el material tratado se relacionaron con la población, produciendo valores de 34,6 kg /hab en la

región 5 a 55,3 kg /hab en la región 1 en relación con la capacidad, mientras que el material real tratado indica ratios desde 23,5 kg /hab para la región 5, hasta 53,8 kg /hab para la región 3. La región 3 trata el 21% más de su capacidad mientras que la región 5 el tratamiento es 32% menor de su capacidad.

Además de estas plantas, hay otras de propiedad pública, como Ecoparc 3 y 4, que tratan la fracción biológicamente orgánica seleccionada mecánicamente (FORM) en la instalación, cuya calidad es inferior a la de FORM. Además los Ecoparc 1 y 2 tienen líneas separadas para tratar este material aparte de FORM. Los Ecoparc 3 y 4 y las líneas con separación mecánica no son considerados para este estudio.

4.2.2. Balance de masas

En esta etapa se contabilizó el material tratado total de todas las plantas de compostaje, el material de entrada, las pérdidas o reducciones, el rechazo producido y el producto final expedido. En una primera visión se tomó en cuenta todas las plantas y también en un balance diferente dejando fuera las plantas de AD, comparando la influencia que pueden tener estas plantas en los balances generales, por las altas cantidades de material tratado en estas. La descripción del balance de masas esta descrito en el apartado de metodología del capítulo 3.

4.3. Análisis Estadístico.

El análisis estadístico de los datos fue realizado con el programa IBM SPSS Statistic, utilizando el test Tukey para hacer las diferentes comparaciones de medias, con un nivel de significancia del 5%. Los parámetros considerados fueron la cantidad de FORM, RV, rechazo y compost por 7 años, para cada planta, clasificado por tamaño y tipo de tecnología en la fase de descomposición, como también los índices de saturación y rendimiento.

4.4. Resultados y Discusión

4.4.1. Datos globales periodo 2010-2017.

La Tabla 4.2 muestra la información total y el promedio de los siete años para los parámetros de FORM tratados, recortes de jardín (RV), rechazos y compost emitidos para cada planta. Además, los términos relativos se refieren a los tratados. Durante este período, se trataron un total de 2.8 millones de toneladas de FORM y 414.414 t de RV, y se produjeron 1,1 millones de tn de rechazos y 367.040 de compost. Eso significa que, aproximadamente un 13% de la FORM tratada se transformó en compost y los procesos produjeron casi un 40% de los desechos de esta FORM.

Teniendo en cuenta los datos expuestos en la Tabla 3.2 y la proporción de generación expuesta en la introducción, cuya generación de residuos per cápita es de 1,38 kg / hab/ día, de los cuales el 33% es orgánico, y la población total de Cataluña es de aproximadamente 7,6 millones de habs., la generación total de FORM sería de aproximadamente 1,2 millones de toneladas por año, lo que equivale a aproximadamente 3 veces la capacidad actual (396.000 t / año). En otras palabras, con la capacidad actual solo se puede tratar la FORM generada por 2,5 millones de habs. con una tasa de recolección del 100% o la capacidad tendría que aumentar. Vale la pena señalar que, en esta comparación, las instalaciones más grandes se encuentran en el área metropolitana que rodea Barcelona (donde vive la población principal).

Actualmente, el índice de recolección de la fuente es muy inferior al 100%, y una gran parte de la FO del total de residuos municipales aún se recolecta junto con la parte no orgánica. Este material no fuente recolectado se lleva también a plantas grandes como Ecoparcs, pero para ser tratado en líneas separadas de aquellas destinadas a la fracción orgánica de la colección fuente. Sin embargo, estos resultados revelan que, en el futuro, se deben realizar algunas consideraciones para poder tratar todo el material en caso de que se realice un incremento significativo de la recolección de la fuente de la fracción orgánica, a medida que se cambian las instalaciones de FORSU a las instalaciones FORM (Ecoparcs 3 y 4, y Líneas específicas de Ecoparcs 1 y 2).

Teniendo en cuenta los datos de Tabla 4.2, se puede observar que las plantas más grandes tratan más material y producen más compost y desperdicios, como puede ser esperado. Si los valores están relacionados con el tratamiento con FO (últimas tres columnas), aparecen algunos cambios importantes y se pueden observar grandes diferencias principalmente para plantas más grandes, que se caracterizan por la menor proporción en el uso de RV y la mayor producción de rechazos. Además, estas diferencias no solo son causadas por el tamaño; como ejemplo, las plantas pequeñas como Torrelles de Llobregat presentan una generación similar a Tàrrrega o Olot, e incluso Sta. Coloma de Farners (planta mediana). Este resultado puede relacionarse con una menor proporción de materiales de recirculación en Torrelles de Llobregat que en otras instalaciones, lo que produce más residuos.

El porcentaje de RV tratados varía mucho entre las plantas, pero Montoliu, Terrassa, Granollers, Ecoparc 1 y Ecoparc 2 se destacan del resto debido a la baja cantidad incluida (menos del 5%), mientras que otras como Jorba, Sant Cugat del Vallès, Santa Coloma de Farners y Botarell superan el 14%. Sin embargo, este valor representa la proporción de RV que se ingresa en la instalación durante el período estudiado, pero no los recortes de jardín que se reutilizan en el proceso recuperado durante el tamizado (López et al., 2010b). En cualquier caso, estos valores bajos de algunas plantas también ocultarían la baja tasa de corte de RV.

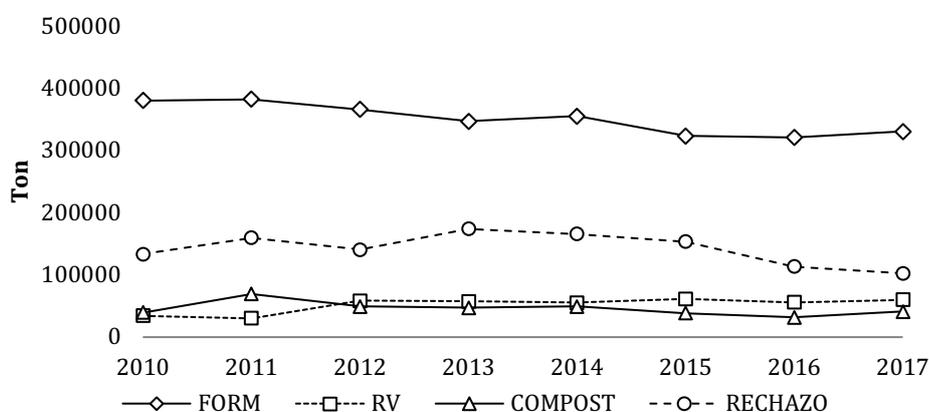
El porcentaje de residuos tiende a ser mayor en plantas más grandes, con valores superiores al 40%, pero también en otras como L'Espluga de Francolí y Mas de Barberans, que son 41%, 55%

respectivamente. Se pueden considerar dos hechos para evaluar los valores; por un lado, en el caso de plantas más grandes, el porcentaje de materiales no compostables en la entrada de FORM es alto, por lo que puede esperarse un alto contenido de residuos; por otro lado, en las instalaciones de Malla y Boadella i Les Escaules, con menor contenido de material no compostable en la materia prima, se puede asociar a una mayor tasa de eliminación de RV, es decir, una mayor cantidad de residuos durante el tamizado que no se recupera para el proceso.

4.4.2. Evolución durante el periodo estudiado.

Después de analizar los datos como globales, también es interesante seguir la evolución de los materiales tratados a lo largo del período estudiado (Figura 4.2). La tendencia observada es una disminución en el tratamiento con FORM, de 380.683 t en 2010 a 323.922 t en 2015 (reducción de 14,9%), pero en 2017 hubo un incremento de 330.833 t, una reducción de 13,1% respecto a 2010. Se observó una regresión en la economía en España durante los primeros años de la década de 2010, y en consecuencia una disminución en los residuos generados, principalmente en el desperdicio de alimentos (ARC, 2016a). En Cataluña, en el año 2010 entra en vigor el reglamento que obliga a recoger por separado la fracción orgánica (OF) para todos los municipios catalanes (*Decreto Legislativo 1/2009, 2009c*)(*Ley 11/2011, 2011*), lo que contribuye a aumentar la recaudación de la FORM.

Figura 4.2 Datos generales del balance de masa de plantas de FORM 2010-2017



La recolección de RV en plantas se mantiene en valores similares durante todo el período, pero con un ligero aumento en 2015 al igual que en RV, mientras que los rechazos experimentan un incremento de 34.451 t en 2010 a 61.585 t en 2015 (78,2% de aumento) Sin embargo, en 2016 hubo una disminución de un 8% respecto de 2015, logrando el valor más bajo para todo el período. La producción de compost varía ampliamente a lo largo del período, que puede atribuirse a las existencias de productos que se emiten en años diferentes a los producidos. En el año 2011, se observó una producción de 69.400 t, la más alta del período, y la más baja observada en el 2016 de 32.023 t.

Tabla 4.2 Valores totales y promedios de material tratado, rechazo y producto generado por planta en periodo 2010-2017

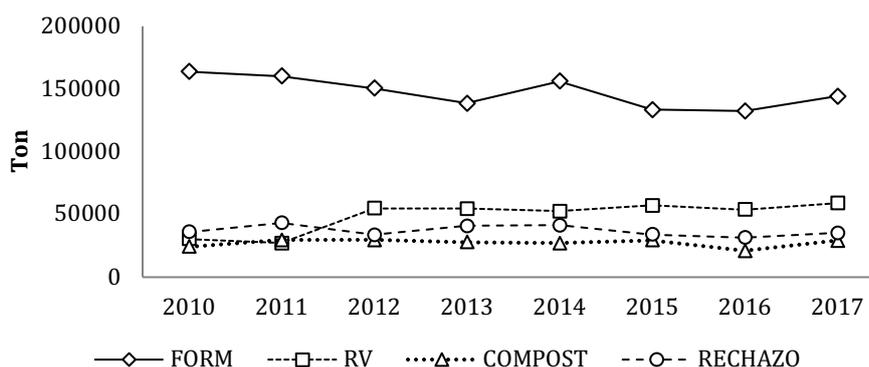
	Total 2010-2017 (t)				Promedio 2010-2017 (t/año)				% Promedio/FORM		
Tamaño	FORM	RV	RECHAZO	COMPOST	FORM	RV	RECHAZO	COMPOST	RV	RECHAZO	COMPOST
VS	253.835,70	59.371,42	62.309,74	33.329,96	31.729,46	7.421,43	7.788,72	4.166,25	23,39	24,55	13,13
S	635.220,80	81.451,60	199.327,67	124.123,11	79.402,60	10.181,45	24.915,96	15.515,39	12,82	31,38	19,54
M	298.192,49	77.176,10	73.276,59	40.840,12	37.274,06	9.647,01	9.159,57	5.105,02	25,88	24,57	13,70
L	423.284,83	178.225,34	211.426,79	60.245,16	52.910,60	22.278,17	26.428,35	7.530,65	42,11	49,95	14,23
XL	1.199.164,59	18.189,90	598.342,15	108.502,58	149.895,57	2.273,74	74.792,77	13.562,82	1,52	49,90	9,05
Tecnología	FORM	RV	RECHAZO	COMPOST	FORM	RV	RECHAZO	COMPOST	RV	RECHAZO	COMPOST
ACH	174.734,01	20.530,73	41.095,23	18.506,64	21.841,75	2.566,34	5.136,90	2.313,33	11,75	23,52	10,59
AD	1.358.320,30	25.828,30	708.786,47	133.539,50	169.790,04	3.228,54	88.598,31	16.692,44	1,90	52,18	9,83
TW	518.926,77	79.018,84	211.308,77	87.079,82	64.865,85	9.877,36	26.413,60	10.884,98	15,23	40,72	16,78
ATW	311.196,66	176.473,85	106.056,40	44.094,42	38.899,58	22.059,23	13.257,05	5.511,80	56,71	34,08	14,17
V	74.420,11	18.760,44	12.906,01	13.970,09	9.302,51	2.345,06	1.613,25	1.746,26	25,21	17,34	18,77

Algunos otros hechos sociales tuvieron lugar durante este período, como la sequía en la mitad de la década, cuando ocurrió la prohibición de regar jardines, el uso de piscinas particulares, etc. El sector de la jardinería y sustratos orgánicos se vio fuertemente afectado y varias empresas cerraron. En consecuencia, incluso si hay un aumento en el material tratado (FORM), no hay mucha producción de compost debido a la falta de agua para el proceso. Entonces, parece que no es hasta el 2015 que el sector recupera su actividad, logrando valores cercanos al 2010.

El contenido de rechazos, compuesto principalmente por plásticos, se mantiene en valores de alrededor de 150.000 t entre 2010 y 2015, y obtiene los valores más bajos en 2016 y 2017, lo que representa un 33% de disminución en la producción de residuos entre 2015 y 2017. A pesar de que los impropios no son tomados en cuenta en este primer balance, es importante comentar que el promedio del porcentaje de impropios fue de 11% para todo el periodo, sin embargo el año 2011 es el año con menos porcentaje de impropios con un 9,3%.

Como se dijo antes, las plantas más grandes del sistema AD están ubicadas principalmente en los alrededores de Barcelona y tienen una gran capacidad y sus valores afectan los datos globales. En este sentido, la Figura 4.3 representa datos equivalentes a la Figura 4.2 pero sin las plantas AD (Ecoparc 1 y 2, Terrassa y Granollers), lo que facilita la visualización de los resultados y muestra solo las plantas de compostaje. En este caso, también hay una disminución en la FORM recopilada desde 2010 hasta el año 2016 (19,1%), pero en 2017 hubo un incremento del 8% respecto de 2016. Este aumento observado en el último período puede estar relacionado con la promoción de planes para la recolección de residuos biológicos (principalmente recolección puerta a puerta) en áreas rurales y el despliegue de plantas pequeñas.

Figura 4.3 Balance general por plantas de compostaje (sin plantas AD) 2010-2017



Los RV recolectados aumentó aproximadamente el 80% en 2012 respecto a 2010, los rechazos disminuyeron (73%) y el compost disminuyó (35%). Estas diferencias con los datos globales pueden explicarse por el hecho de que las plantas más grandes utilizan una proporción muy baja de RV (Tabla 4.2) en general, alrededor del 1% respecto FORM, probablemente relacionado con una alta proporción de recirculación (uso de RCV). Con esto se observa que las plantas AD condicionan las cantidades de FORM así como la cantidad de rechazos, sin embargo no influyen

en la cantidad de RV. Por otro lado la variación en las cantidades de compost puede deberse al hecho de que el compost puede ser el producido un año anterior y emitido el año siguiente.

El porcentaje de impropios también se reduce si no se toman en cuenta las plantas AD, ya que una de las que más presenta impropios es el Ecoparc 2 con valores superiores al 18%.

Una consideración a tener en cuenta para evaluar la eficacia del proceso es la expresión de la masa. Es bien sabido que durante un proceso biológico hay pérdidas de materia orgánica (como CO₂) y agua (como vapor), mientras que se puede considerar que existe una conservación de la ceniza. Para hacer este balance general, se ha considerado la masa global, incluida la humedad. El proceso de compost tiende a obtener un material con menor contenido de humedad que al principio como resultado del proceso biológico, pero en el compostaje industrial tiende a secar el exceso para ayudar en la selección y el refinado, por lo tanto, se produce una reducción de masa importante que es no debido a la degradación biológica, y esto también puede influir en la producción de compost.

En ambos casos observados (con y sin plantas AD), aparece una disminución en la FORM recolectada, con el valor más bajo en el año 2012. Puede atribuirse a la crisis económica que se produjo en España, y refleja el declive del mercado laboral y el bajo salario que llevó a la salida de la población extranjera (Banco de España, 2011) y por la disminución del desperdicio de alimentos (ARC, 2016c).

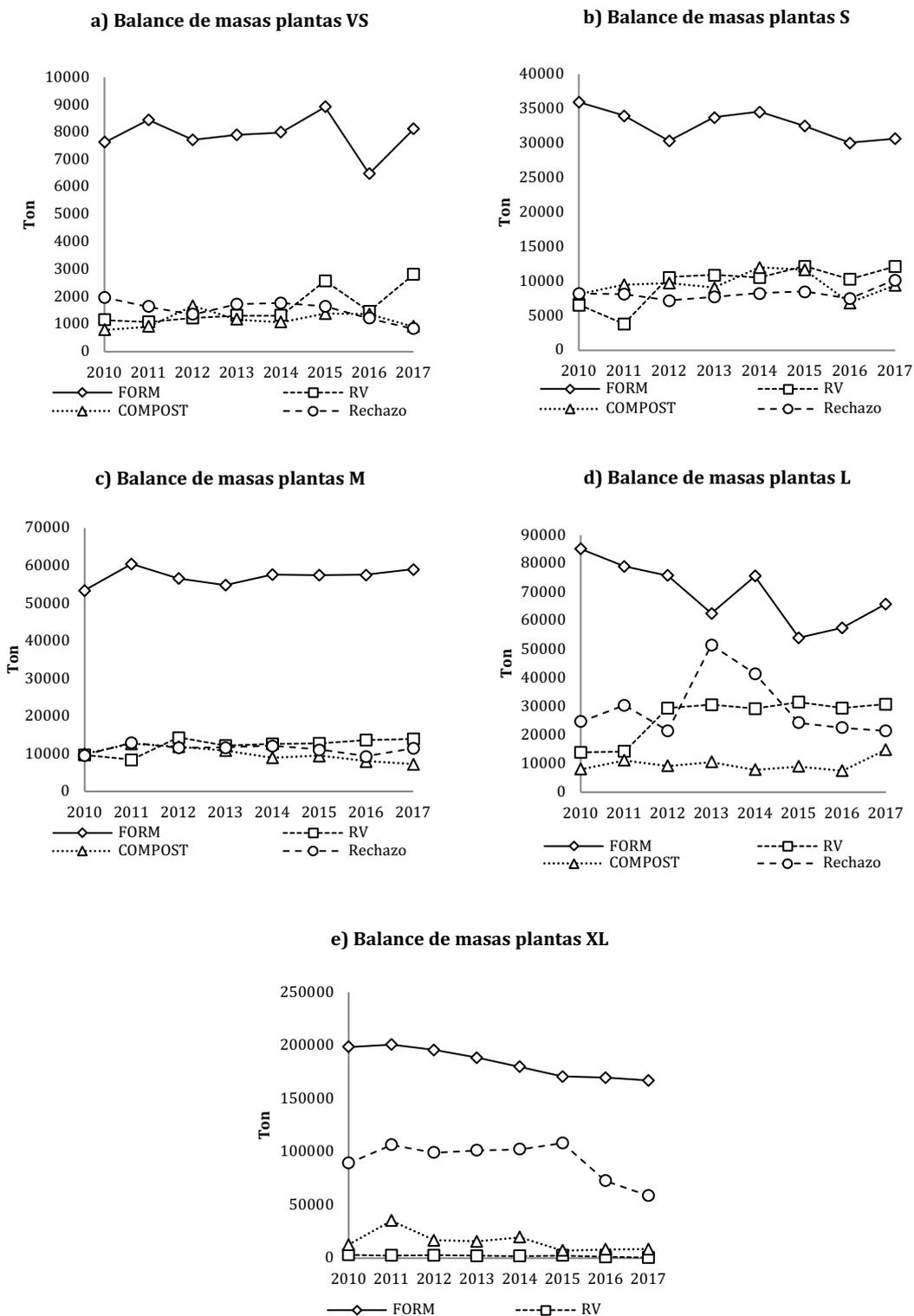
La Figura 4.4 presenta los datos anteriores, pero se clasifica por grupo de plantas según la capacidad de VS a tamaño XL (gráficos a - e).

Las plantas VS (Figura 4.4a) experimentan un alto incremento en la FORM recolectada para el año 2015 (un aumento del 55% desde 2010), y recupera los valores anteriores en 2016. Por otro lado, la tasa de RV se reduce en un 34% durante los años 2012- 2014. Sin embargo, se observa una alta producción de compost en el año 2012, que se incrementa con respecto a los valores iniciales de 2010. Las plantas S (Figura 4.4b) se destacan porque la generación de compost y desperdicios en 2015 es mayor que en cualquier otro período, y ambas recuperan valores en 2016. Las plantas M (Figura 4.4c) experimentan una ligera reducción de RV a lo largo del período, mientras que se observa un pico en la generación para 2015. Las plantas L (Figura 4.4d) tienden a reducir la FORM recolectada hasta el año 2015, para experimentar un incremento del 120% en 2016. La producción de compost permanece constante durante el período y la producción adicional que se puede esperar de la FORM recolectada en 2016, probablemente será emitido para el próximo año. Además, se puede notar la alta generación en el año 2015, casi 2 veces la generación de años anteriores. La colección de FORM en las plantas XL (Figura 4.4e), se reduce y se observa una alta disminución (21% de 2010 a 2015). Los valores de RV son similares a lo largo del período y se observó una producción mínima de compost para el año 2014 (2700 t). La

generación de residuos varía mucho, y se observa una fuerte disminución en el año 2015, a casi la mitad de la producida el año anterior.

Figura 4.4 Balance de masas por clasificación por capacidad

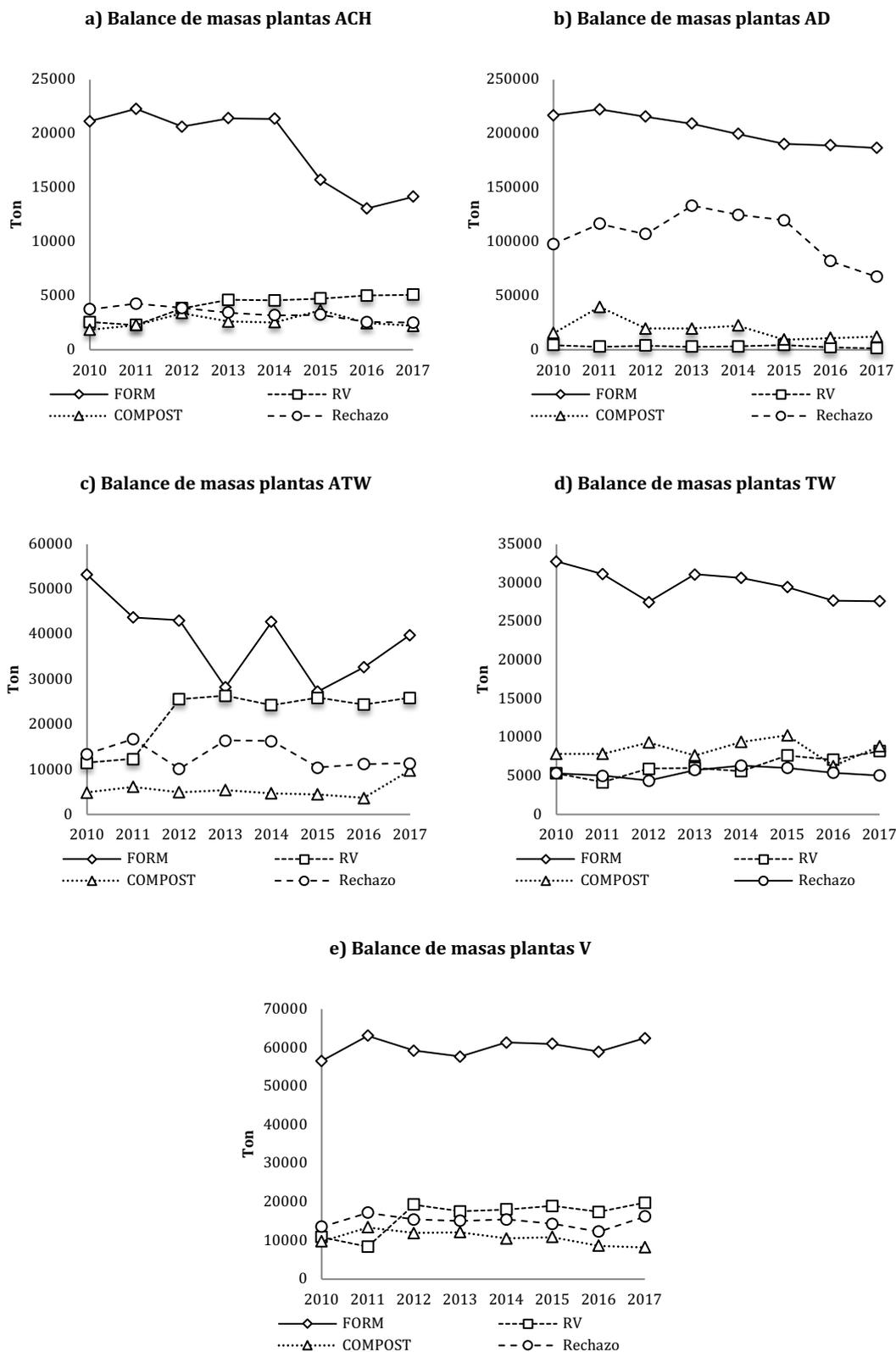
(VS: Muy pequeña, S: pequeña, M: mediana, L: grande, AD: Digestión anaerobia + compostaje)



Por lo tanto, las plantas L y XL son las más afectadas por la disminución global en la FORM recolectada, mientras que el resto de plantas se mantienen más o menos constantes. La

disminución en el compost observada en la Figura 4.2 se atribuye principalmente a las plantas XL (también a las plantas con AD), porque para el resto, la generación es similar a lo largo de los años.

Figura 4.5 Balance de masas por tecnología en descomposición.



Las plantas ACH (Figura 4.5a) muestran una disminución del tratamiento de FORM así como la generación de desechos, mientras que el compost tiende a aumentar hasta 2015. Las plantas AD (Figura 4.5b), similares a las plantas XL, muestran una tendencia a disminuir tanto la FORM como el rechazo, presentando una menor cantidad de compost, con una disminución para 2016 respecto a 2015 (34%) y un valor bajo de 5.372 t para el año 2014, aproximadamente una tercera o cuarta parte de la producida habitualmente.

El aumento de compost emitido en 2015 puede provenir de las existencias de 2014, cuya generación fue muy baja. Sin embargo, las plantas ATW (Figura 4.5c) muestran un comportamiento inverso, especialmente en 2016, en el que la cantidad de FORM se incrementa en más del 50% y con un número menor de residuos en comparación con el año anterior. Los rechazos generados en 2015 es 2 veces más que la producida en periodos anteriores e incluso en 2016.

El aumento en FORM proviene de la nueva capacidad de la instalación que permite tratar más material. Las plantas TW (Figura 4.5d) tienen un valor constante de FORM; sin embargo, en 2015 la cantidad de rechazos y compost es mucho mayor que en otros años, incluso los valores se recuperan para 2016. Finalmente, las plantas V (Figura 4.5e) presentan un comportamiento constante durante todos los años, y solo se pueden destacar incrementos en la producción de compost para 2015.

4.4.3. Balance de masas por tamaño

Para evaluar mejor las diferencias entre los grupos (tamaño y tecnología), todos los datos correspondientes a las 21 plantas y los 7 años se han tratado estadísticamente. Teniendo en cuenta el tamaño de las plantas, la Tabla 4.3 muestra el material promedio tratado trimestralmente y la fracción que representa del total.

Tabla 4.3 Material tratado por tamaño de planta

		VS	S	M	L	XL
	N	5	5	5	3	3
FORM	%	2,25	9,33	16,28	19,78	52,36
	Ā (tn)	134,17 e	546,01 d	954,89 c	1.930,1 b	5.108 a
RV	%	3,13	18,64	23,63	50,50	4,12
	Ā (tn)	30,76 c	169 b	203 b	780,8 a	78,6 c
RECHAZO	%	2,54	20,86	21,62	21,25	33,73
	Ā (tn)	33,11 d	137,5 c d	187,7 c	826,3 b	2.563,8 a
COMPOST	%	1,06	5,77	7,87	20,79	64,51
	Ā (tn)	21,20 d	170,9 c	168,13 c	274,6 b	540,5 a

Tamaño: VS: muy pequeña; S: pequeña; M: mediana; L: grande; XL: muy grande. Nota: la misma letra en la fila indica que no hay una diferencia significativa para Tukey $p < 0.05$

Al analizar los porcentajes o las medias de las cantidades de material tratado y obtenido en las diferentes clasificaciones por capacidad, debe esperarse que a mayor capacidad, mayor sea el material tratado y el porcentaje (FORM, RV, rechazo, compost). En el caso de la FORM tratada, se puede observar un claro aumento de la cantidad tratada con el tamaño (134 t en plantas VS a 5,108 t en plantas XL), y el porcentaje que representa (del 2,25% al 50,88%). Al analizar el consumo de RV, las plantas L son las que tienen un mayor porcentaje (50,50%), mientras que las plantas XL presentan valores similares a las plantas más pequeñas. Esto puede deberse al hecho de que durante el proceso, las plantas XL utilizan una alta proporción de recirculación de los residuos para desempeñar un papel para dar estructura durante el compostaje, pero esto no se cumpliría con el requisito de equilibrio de la relación C / N para el compostaje; otra razón es que las plantas XL están ubicadas en el área metropolitana, por lo que hay menos podas, mientras que las otras plantas están ubicadas en áreas más rurales que generan una mayor cantidad de RV.

Con respecto a los rechazos obtenidos por el tamaño de la planta, se puede observar que las plantas XL tienen una gran diferencia en comparación con las otras, que representan el 33,7%. Esto puede esperarse según el tratamiento con FORM y la proximidad a áreas más urbanas que las plantas más pequeñas. Al analizar los rechazos por regiones, se puede calcular que la región 3 (Botarell, Mas de Barberans y L'Espluga de Francolí) tiene una proporción de 17,5 kg /hab mientras que la región 2 (Tremp y Seu D'Urgell) solo presenta una generación de residuos de 2,05 kg /hab. Esto puede relacionarse con un área más rural en la región 5 y los sistemas de recolección puerta a puerta se implementaron ampliamente que en la región 3.

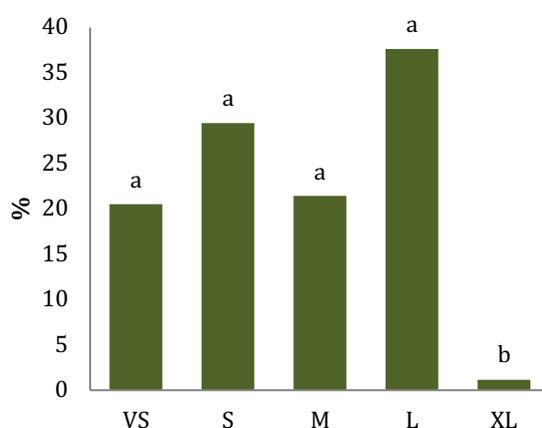
En relación con el compost producido, se observa la misma tendencia que en FORM, incluso las diferencias entre clases son más discretas. Las plantas más pequeñas representan la menor producción de compost, mientras que las plantas XL producen más compost. La cantidad de compost producido depende no solo de la cantidad de FORM tratada, sino también de la eficacia del proceso.

La variación en el uso de RV con respecto a la FORM (Figura 4.6) no es significativa; incluso las cantidades tratadas en cada grupo fueron diferentes; una vez relacionadas con FORM, solo las plantas XL tratan un valor más bajo de RV (1,15%) en el proceso. Podría considerarse que los valores se refieren al material introducido en la planta y, en consecuencia, estos valores podrían estar relacionados con la cantidad de material introducido en la mezcla inicial.

La Tabla 4.4 presenta las posibles proporciones esperadas entre FORM y RV en la mezcla inicial para cada planta considerando una densidad de la FORM de 590 kg / m³ y 230 kg / m³ para RV (López et al., 2010b). Estos valores entonces no considerarían el factor de recirculación de RV (RCV) y consideran que todos los RV presentes en la mezcla serían los provenientes de la entrada anual de RV. Como promedio, las relaciones FORM / RV en volumen son 1/4, 1 / 3,5, 1/4 y 1/4,

respectivamente, para VS, S, M y L; para el caso de XL, esta relación no se ha calculado debido al bajo contenido de entrada de RV en estas plantas.

Figura 4.6 Porcentaje de RV usados por tamaño de planta respecto a FORM



Nota: la misma letra en la fila indica que no hay una diferencia significativa para Tukey $p < 0.05$

Tabla 4.4 Ratio RV/FORM

Promedio 2010-2017 (t/año)			
		% RV/FORM (masa)	* Ratio Estimado (RV/FORM) (Vol.)
VS	MALLA	11,86	1:4
	BOADELLA I LES ESCAULES	17,60	1:2
	SEU D'URGELL	63,70	1: 0.5
	TREMP	26,53	1:1.5
	TORRELLES DE LLOBREGAT	23,44	1:2
S	TARREGA	12,06	1:3.5
	JORBA	1,31	1:33
	L'ESPLUGA DE FRANCOLÍ	36,45	1:1
	MAS DE BARBERANS	22,57	1:2
	SANT CUGAT DEL VALLÈS	18,53	1:2
M	MONTOLIU DE LLEIDA	14,50	1:3
	OLOT	6,87	1:6
	LLAGOSTERA	17,75	1:2
	SANT PERE DE RIBES	31,92	1:2
	SANTA COLOMA DE FARNERS	46,55	1:1
L	MANRESA	9,65	1:4
	TERRASSA	4,80	1:9
	BOTARELL	66,44	1:0.5
XL	GRANOLLERS	17,40	1:2
	ECOPARC 1	0,40	n.a.
	ECOPARC 2	1,83	n.a.

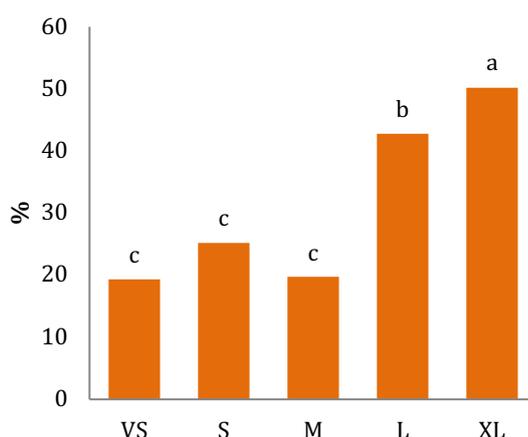
Como promedio, las proporciones son similares entre clases, pero se pueden encontrar diferencias desde la más alta en Sant Pere de Ribes (1/1), donde la gran disponibilidad de desechos verdes llega a las instalaciones provenientes de la poda local, hasta las más bajas en Montoliu (1/8) o Terrassa (1/9). En el caso de Montoliu, no se espera que una gran colección de podas llegue a las instalaciones y en Terrassa, se lleva a cabo un proceso previo de AD para el compostaje.

Sería interesante saber la cantidad de RCV que se utiliza en cada planta, así como la proporción real de RV. Los RCV afecta el porcentaje inicial de materia orgánica del proceso, lo que contribuye a un mayor contenido en cenizas y metales pesados con respecto al RV.

La cantidad de residuos tiende a aumentar en relación con el tratamiento con FORM y el tamaño de la planta (Figura 4.7). En cuanto a la cantidad de rechazos obtenidos, las plantas XL presentaron los valores más altos con un promedio de 50,76%, en el segundo grupo las plantas grandes con valores de 42%, mientras que las plantas muy pequeñas cuentan con un promedio de 19,34% en el último grupo. Vale la pena señalar que las plantas S presentan un contenido de rechazos más alto que las plantas M. Con respecto a plantas particulares, los valores observados en la Tabla 4.2 muestran un alto porcentaje de residuos en L´Espluga de Francolí (41,75%) y Mas de Barberans (55,21%), ambas plantas S, pero con valores de rechazos cercanos de las plantas L.

Los resultados observados en la Figura 4.7 indican que las plantas más pequeñas, ubicadas en áreas más rurales (excepto Torrelles de Llobregat, ubicada en el Área Metropolitana de Barcelona), contienen menos rechazos que las plantas más grandes, que están ubicadas principalmente en áreas urbanas. Sin embargo, la generación de rechazos en la planta no puede separarse del contenido en materiales no compostables que llegan junto con la FO por el bajo compromiso de los ciudadanos con la recolección separada de desechos municipales.

Figura 4.7 Porcentaje de rechazo producido por tamaño de planta

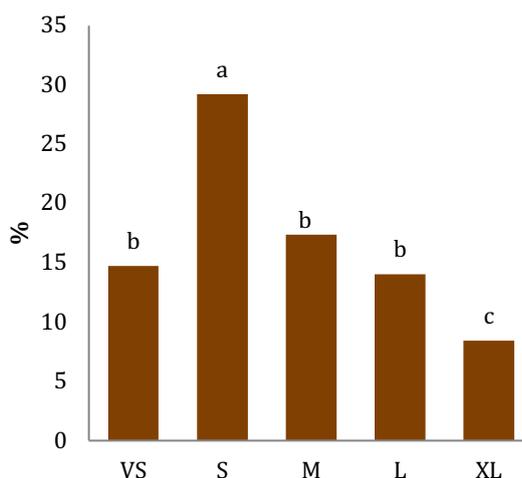


Nota: la misma letra en la fila indica que no hay una diferencia significativa para Tukey $p < 0.05$

El compost emitido (Figura 4.8) muestra que las plantas S son las que producen más compost respecto a la FORM tratadas (29,21%), mientras que VS, M y L están en el segundo grupo (14,72%, 17,35% y 14,03%, respectivamente), y las plantas XL (8,41%) son los más bajos. Teniendo en

cuenta que el compostaje es un proceso biodegradante, en el que se espera una gran disminución de la masa debido a la transformación biológica; entonces L y XL podrían ser las plantas más efectivas; sin embargo es importante recordar que las plantas XL son plantas con tecnología AD por lo que el proceso de digestión no sería comparable. Pero la interpretación de estos resultados no se puede hacer sin considerar la posibilidad de rechazar el producto, que es una pérdida física, y es mayor en las plantas L y XL. Contrariamente, las plantas VS generaron menos desechos, incluso la generación de compost es mayor pero similar a otras plantas.

Figura 4.8 Porcentaje de compost producido por tamaño de planta.



Nota: la misma letra en la fila indica que no hay una diferencia significativa para Tukey $p < 0.05$

4.4.4. Balance de masa por tecnología

Teniendo en cuenta que la fase de descomposición es la que más degrada, las plantas se clasificaron de acuerdo con la tecnología de esta fase para evaluar las diferentes fracciones del proceso, las entradas y las salidas que dieron como resultado 5 grupos (Tabla 4.5).

Tabla 4.5 Porcentaje de material tratado de acuerdo a la tecnología utilizada en la fase de descomposición.

		ACH	AD	ATW	TW	V
	N	2	4	2	7	6
FORM	%	10,35	53,94	20,59	4,51	10,61
	\bar{X} (tn)	814,3 c	4.245,5 a	1.620,8 b	354,8 d	835,2 c
RV	%	14,47	5,41	60,23	4,87	15,03
	\bar{X} (tn)	225,5 b	84,2 c	938,6 a	75,9 c	324,2 b
RECHAZO	%	6,9	67,72	16,92	2,1	6,36
	\bar{X} (tn)	225,2 c	2.210,5 a	552,3 b	68,48 d	207,7 c
COMPOST	%	10,55	42,69	22,68	9,72	14,35
	\bar{X} (tn)	114,5 c	463,6 a	246,3 b	105,5 c	155,8 c

Tecnología: V: Túnel; TW: Pila volteada; ATW: Pila aireada y volteada; W: Pila estática; CH: Trinchera; ACH: Trinchera aireada ; AD: Digestión anaeróbica. Nota: la misma letra en la fila indica que no hay una diferencia significativa para Tukey $p < 0.05$

En cuanto a la clasificación por tecnología, la cantidad tratada de FORM tal como se espera es mucho mayor en las AD, y esto debido a que son las plantas de mayor capacidad y al propio

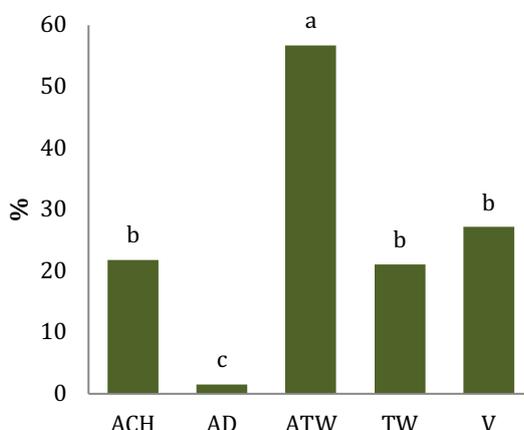
proceso anaeróbico, que tiene un mayor rendimiento transformando la materia orgánica a biogás, sin embargo, las plantas de ATW son las siguientes más grandes a pesar de solo ser dos plantas (Botarell y Tarrega), y son estas con la mayor cantidad de RV tratada, a pesar de que las plantas AD son las mayores y las características del material obligarían a un mayor uso de RV. En términos de rechazo, las plantas AD también tienen el porcentaje más alto con respecto a otros, así como la producción de compost; sin embargo, debe especificarse la calidad del compost producido.

La clasificación por tecnología significa que cada clasificación puede tener plantas de diferentes capacidades y con esto tienen grandes variaciones, como las que se ven con las plantas TW, que a pesar de ser más plantas son las que presentan los valores mínimos en casi todos los materiales. La tecnología que maneja un mayor porcentaje de FORM es el AD, sin embargo, también son los que producen el mayor porcentaje de rechazo.

Para los RV tratados respecto a la FORM (Figura 4.9), como coincidentes con el tamaño, las plantas AD (que también están en el grupo XL), son las que usan menos RV. Esto no se opone al hecho de que pueden tener una gran proporción de recirculación. Este es el interés principal, considerando principalmente que las plantas con AD producen un tipo de lodo que necesita una gran proporción de material complementario, como RV, para ser compostado satisfactoriamente y mantener las condiciones aeróbicas, así como el balance de nutrientes durante el proceso.

Sin embargo, en la clasificación por tecnología de descomposición, el porcentaje de RV con respecto a la FORM tratada puede observar diferencias significativas, principalmente entre ATW, con el porcentaje más alto (56,70%), y el resto, que utiliza aproximadamente un 20% como promedio de RV. Teniendo en cuenta los valores de densidad aparente de 230 kg / m³ para RV y 590 kg / m³ para FORM, el 15% en masa representaría alrededor de 2 partes de FORM para 1 parte de RV, que es la proporción habitual en plantas.

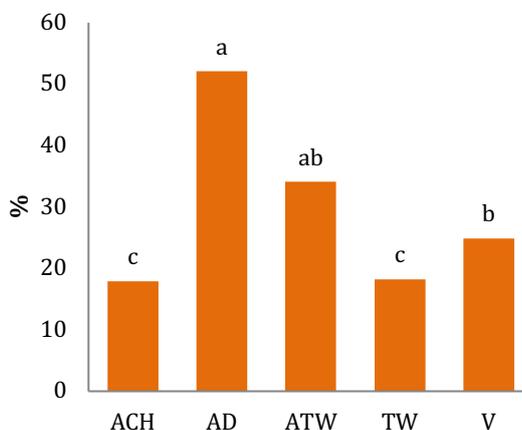
Figura 4.9 Porcentaje de RV tratados por tecnología en descomposición.



Nota: la misma letra en la fila indica que no hay una diferencia significativa para Tukey $p < 0.05$

En cuestión de rechazos para la clasificación de tecnología, las plantas AD tienen el porcentaje más alto (52,06%), mientras que las plantas ACH y TW tienen el porcentaje más bajo de rechazos (17,82% y 18,20%). Para el resto de los grupos, el porcentaje de generación de residuos sigue siendo similar (entre 25 y 34%) pero muchas similitudes aparecen entre los grupos.

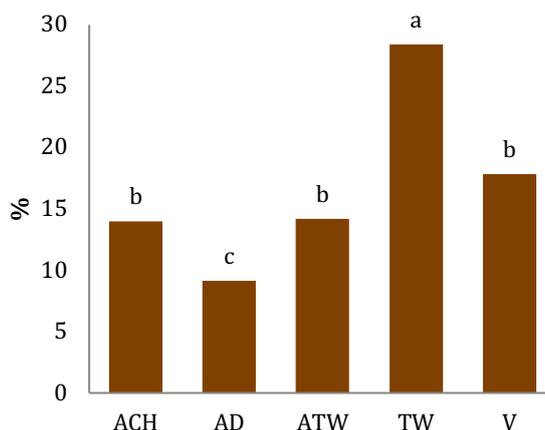
Figura 4.10 Porcentaje de rechazos generados por tecnología en descomposición.



Nota: la misma letra en la fila indica que no hay una diferencia significativa para Tukey $p < 0.05$

Incluso se observaron varias diferencias entre el tamaño de planta y la cantidad de compost; una vez que las plantas se dividen por la tecnología, las diferencias desaparecen y el rendimiento del compost tratado por FORM es similar, alrededor del 15%. Se debe considerar que estos valores no consideran la eficacia del proceso, lo que significa la transformación de la materia orgánica en CO₂ y que la diferencia de masa se puede atribuir a las pérdidas físicas como desechos.

Figura 4.11 Porcentaje de compost por tecnología en descomposición.



Nota: la misma letra en la fila indica que no hay una diferencia significativa para Tukey $p < 0.05$

En conclusión los factores socioeconómicos pueden afectar la generación de desechos municipales, así como la recolección, y en consecuencia su tratamiento. Las plantas de tratamiento biológico de propiedad pública de Cataluña se extienden por todo el territorio, ofrecen diferentes tecnologías de tratamiento con tamaños variables tratando de cubrir las necesidades del área considerada. Los datos considerados dependen de los valores declarados de

los responsables de las plantas, pero para expresar mejor el balance sería necesario conocer las cantidades reales tratadas y los productos obtenidos del material que entra. La entrada de FORM es el valor más claro, sin embargo el resto de información algunas veces es arbitrario y no tiene relación con la producción real. La cantidad de rechazos según capacidad y tecnología es muy clara y las plantas AD o extra grandes son las que presentan significativamente la mayor generación de estos respecto a las otras clasificaciones. El compost se puede almacenar durante mucho tiempo y solo se controla el expedido; por lo que es importante que las plantas registren la cantidad de compost producido y no solo la cantidad emitida, así como la proporción de RV utilizada y el recirculado.

La interpretación de los resultados es bastante compleja y los datos globales deben analizarse en función de factores como el tamaño o la tecnología. Para ello, el autocontrol en las plantas ayudaría a mejorar sus propios sistemas y profundizar en los detalles, lo que no es posible analizar desde un punto de vista global.

5. EVALUACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE DE RESIDUOS ORGÁNICOS PARA EL DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA DE APOYO INDUSTRIAL A TRAVÉZ DEL MANEJO DE MACRO DATOS.

Assessment of biowaste composting process for industrial support tool development through macro data approach.

Waste Management

Volume 105, 15 March 2020, Pages 364-372

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.019>

5.1. Introducción

Los residuos biodegradables o residuos orgánicos son la parte principal de los residuos municipales considerando el peso, y pueden presentar un riesgo significativo para el medio ambiente si no son tratados correctamente. Diferentes regulaciones (Comunidad Europea, 2018; *Directiva 2008/98/EC*, 2008) promueven la gestión de los residuos, particularmente los biodegradables para reducir los impactos en los vertederos (lixiviados, gases) y la recuperación de recursos (materia orgánica y nutrientes) en el marco de referencia de la economía circular. Estos residuos son transformados a través de tratamientos biológicos como el compostaje o la digestión anaeróbica en instalaciones específicas para obtener compost o digerido. La recolección separada de los residuos municipales (RSU) contribuyen a la recolección y reciclaje de materiales en la mejor condición. Debido a esto, las campañas de sensibilización y las implicaciones de las administraciones locales tienen un papel importante para cumplir este objetivo. En Cataluña, la recolección separada de los residuos municipales ha sido promovida desde 1993 con la Ley 6/93, sobre residuos (actualmente derogado por otros), y la recolección separada de los residuos biológicos es obligatorio para todos los municipios catalanes, incluidos los tratamientos centralizados y descentralizados desde el (Generalitat de Catalunya, 2009). En Cataluña, la

Agencia de Residuos de Cataluña (ARC), es el organismo que compila la información sobre los residuos producidos y gestionados a través de las instalaciones de tratamiento.

La participación de Cataluña en la recogida selectiva de la RSU ha incrementado progresivamente desde el 2000 hasta el 2010, donde los valores se encuentran alrededor del 40% del RSU generado (Agència de Residus de Catalunya, 2019). Para el año 2018, un total de 3.8 millones de toneladas de RSU fueron recolectados, del cual el 60% eran residuos mezclados. Los residuos biodegradables para el 2018 fueron de 408.099 ton, siendo el 10,6% del total de los residuos recolectados y el 26,8% de la recogida selectiva, estos son transportados a plantas de compostaje o plantas de ciclo combinado (digestión anaerobia + compostaje) para ser tratados.

La calidad de los residuos orgánicos es afectada por el contenido de impropios (ej. Plásticos, vidrio, etc.), materiales que deben ser depositados en contenedores específicos. El contenido de esta fracción depende del sistema y del área de recolección, tomando en cuenta la recolección puerta a puerta y las áreas rurales los valores más bajos (6,06% y 8,74% de los residuos orgánicos respectivamente). Sin embargo los límites son más amplios desde el 1% al 20% en el peor de los casos (Agència de Residus de Catalunya, 2019). La participación individual de los ciudadanos es crucial, pero también con el fin de mejorar la calidad, se utilizan diversas herramientas diferentes al sistema de recolección como identificación de los residuos, sancionadores o acciones compensatorias hacia los ciudadanos para mejorar la eficacia.

La calidad del producto obtenido en las plantas de compostaje depende tanto de la calidad de los residuos orgánicos, así como de la gestión del proceso. El primero se relaciona principalmente con el contenido de contaminantes y de nutrientes, y el segundo con la estabilidad y madurez del compost. Campos-Rodriguez et al. (2020) analiza a detalle el efecto de los impropios en la materia orgánica. La evaluación de la calidad generalmente requiere de análisis físicos, químicos y biológicos, sin embargo la duda surge cuando la evaluación es el proceso y no el producto. De acuerdo a definiciones generales de compostaje, la eficiencia del proceso debe considerar la capacidad de tratar grandes cantidades de material, reduciendo peso, volumen y obteniendo productos de alta calidad (físicos, químicos y biológicos). Para Zhang y Matsuto (2011) el tipo de residuos, la cantidad de material y las condiciones de operación pueden influenciar el proceso y los costos.

Existen diferentes métodos que permiten monitorear el proceso de compostaje (humedad, temperatura, gases), pero esto significa tomar muestras continuamente y gastos frecuentes que no pueden considerarse en las operaciones actuales de las plantas, de igual forma no todas las plantas cuentan con un Control Lógico Programable (PLC por sus siglas en inglés), instalado para monitorear el proceso. Desafortunadamente, no existe una gran cantidad bibliografía enfocada en la medida de la eficiencia del proceso de compostaje, alguna solo se enfoca en la evolución de la materia orgánica o de los parámetros químicos para determinar la eficiencia de la planta (Adani

et al., 1997; Biasioli et al., 2009; Adani et al., 1997; Colón et al., 2017; Young et al., 2016), o trabajan con modelación de procesos (Rafiee et al., 2017).

El estudio del balance de masas de las plantas puede proveer información útil sobre la eficacia del proceso. De acuerdo a (Bartl, 2014) puede medirse por tres criterios: (1) cuanto material se pierde, (2) la calidad del producto y, (3) la energía y agua demandada. Sin embargo muchas investigaciones sobre el balance de masas de plantas de compostaje se enfocan a procesos únicos o particulares. Uno de los más recientes es de (Abad et al., 2019), que analiza con profundidad el proceso y los aspectos económicos de una planta combinada de digestión anaeróbica y una planta de compostaje con una capacidad de 45,000 t/año de residuos orgánicos. También el balance de masa de compostaje doméstico ha sido estudiado específicamente (Andersen et al., 2011; Vázquez and Soto, 2017), así como el balance de los nutrientes a lo largo del proceso de compostaje en diferentes residuos (Koyama et al., 2018). Un estudio específico sobre el rendimiento de una planta es el de (Zhang and Matsuto, 2010), el cual analiza el proceso de 77 plantas clasificando el tipo de residuo tratado. En general, la mayoría de los estudios evalúan el proceso biológico, pero no el rendimiento real de las instalaciones en su totalidad para evaluar la eficiencia.

De acuerdo a esto, el objetivo de este capítulo es evaluar el desempeño del proceso de compostaje de residuos biológicos a partir de diferentes datos de plantas y proponer herramientas simples y económicas que permitan ayudar al sector industrial evaluar los procesos.

5.2. Metodología

5.2.1. Base de datos de las plantas de compostaje.

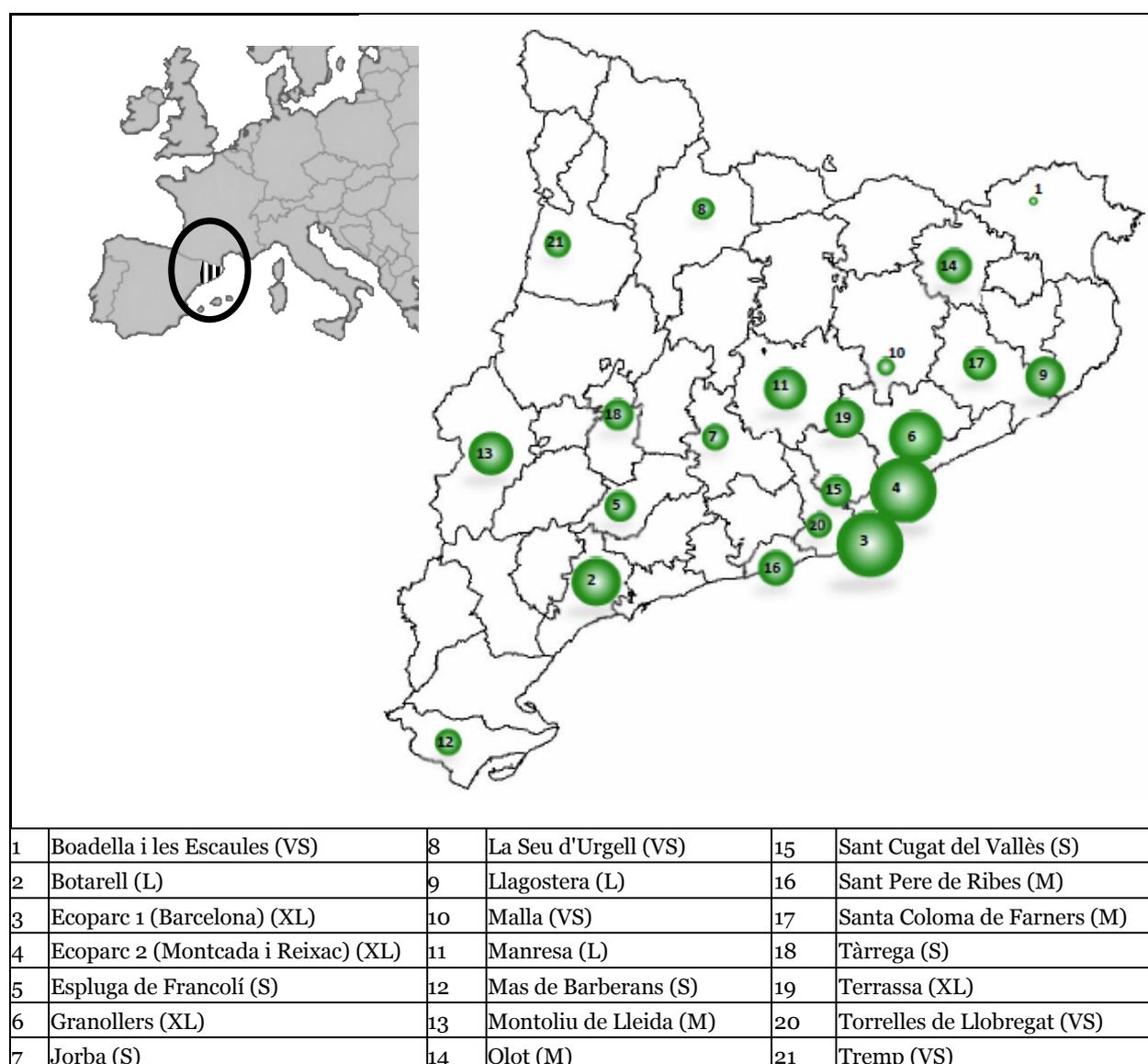
La base de datos utilizada (ARC-DB) proporcionada por la Agencia de Residuos de Cataluña (ARC), descrita en el capítulo de metodología, contiene información sobre todas las plantas de tratamiento biológico de Cataluña. La materia orgánica tratada en estas plantas cubre diferentes orígenes; desde residuos municipales recogidos selectivamente hasta residuos agroalimentarios. Las instalaciones son de propiedad pública y privada y el proceso biológico puede ser compostaje o un ciclo combinado de digestión anaerobia y compostaje. Para ser más precisos, en este capítulo solo se considera las plantas públicas de compostaje para la fracción orgánica de los residuos municipales (FORM), con el fin de manejar datos más homogéneos que las plantas de digestión anaeróbica.

La FORM es obtenida por la separación de la fracción orgánica en casa y recogida selectivamente en los contenedores específicos o por el sistema puerta a puerta. Para el tratamiento de la FORM, los restos vegetales son usados como material complementario. La distribución de las 21 plantas públicas de tratamiento de FORM en Cataluña puede observarse en la Figura 5.1 incluyendo

aquellas con la fase de digestión anaerobia (Ecoparc 1 y 2, Granollers y Terrassa) o de capacidad XL, las cuales no son consideradas en el estudio.

Considerando que la recolección de residuos municipales es obligatoria en Cataluña (Generalitat de Catalunya, 2009), todos los municipios han implementado diferentes sistemas de recolección. Por lo que para el tratamiento de los residuos biológicos, las instalaciones se distribuyen a lo largo de todo el territorio, pero la mayoría se encuentran al rededor del Área Metropolitana de Barcelona, donde viven más de 3,2 millones de habitantes (AMB, 2019); de un total de mas de 7,5 millones de habitantes (IDESCAT, 2019). La capacidad total de tratamiento de estas plantas es de 390.000 toneladas, en las que el 2017 fueron recolectadas 378.942 toneladas de FORM (Agència de Residus de Catalunya, 2019), las cuales son muy cercanas a la capacidad de tratamiento.

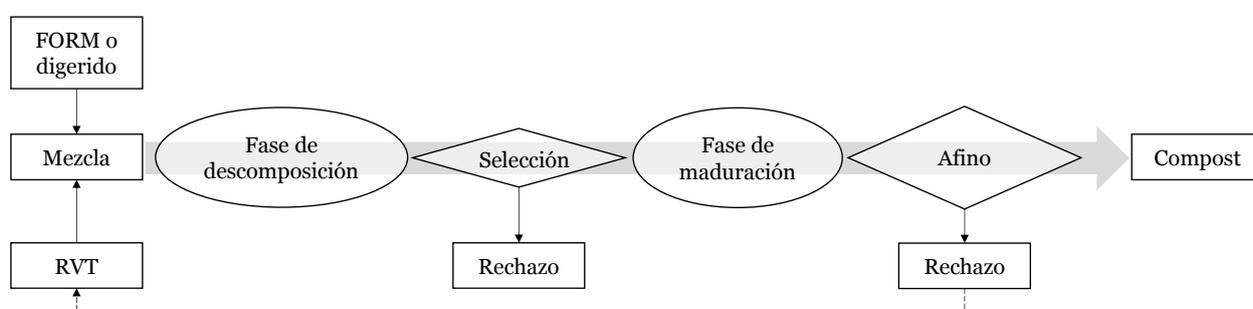
Figura 5.1 Distribución de plantas de Cataluña (el tamaño del punto se refiere al tamaño de la planta) (ARC, 2017b)



El proceso general de las plantas de compostaje se muestra en la Figura 5.2, el cual consiste en la mezcla de la fracción orgánica recogida selectivamente o el digerido de la FO es mezclado con restos vegetales (RV) en diferentes proporciones para balancear la mezcla física y químicamente para empezar la fase de descomposición. Para remover los impropios del material, se tamiza en diferentes fases del proceso. Al finalizar, el material inicia la fase de maduración, la cual generalmente tiene diferentes tecnologías a la fase de descomposición; al finalizar un nuevo tamizado se realiza para separar los impropios y el tamaño de compost definido por el mercado.

Parte del rechazo obtenido del refinado pertenece a RV no degradados que son recolectados e incorporados a la mezcla inicial como recirculado (RCV) si la calidad es adecuada (López et al., 2010b). Algunas variaciones son posibles en cada instalación como el tamizado después de realizar la mezcla antes del proceso de descomposición y diferentes sistemas de refinado en el producto.

Figura 5.2 Proceso general de plantas de compostaje Catalanas



La base de datos de la ARC se divide en diferentes campos por instalación como las características de diseño, el material tratado y materiales producidos o el contenido de impropios de la FORM; así como la calidad del compost producido. La Tabla 5.1 resume los parámetros considerados, el periodo considerado es del 2010 al 2017. Los responsables de las instalaciones proporcionan la diferente información a la ARC. En total se obtuvieron más de 1500 registros para los campos indicados (17 plantas, 12 registros por año, durante 8 años).

Como se comentó en la introducción, los responsables de las plantas de compostaje en Cataluña han declarado la falta de herramientas para evaluar el proceso mediante métodos sencillos y económicos. Las muestras son enviadas a empresas autorizadas que han pasado por un concurso público para evaluar la calidad y el contenido de impropios. La ARC proporcionó una amplia base de datos con parámetros relacionados con las características de la planta y el análisis de compost, que han sido utilizadas para estudiar el desempeño o eficiencia del proceso en el área y la evolución a lo largo del tiempo. De acuerdo a Bartl (2014), nuestra investigación solo considera los criterios de pérdida de material y la calidad del producto.

Tabla 5.1 Parámetros estudiados de la ARC-BD

Parámetro	Unidad	Descripción
Características de planta		
Capacidad de diseño	t/año	Cantidad máxima de FORM que puede ser tratada por año.
FORM tratado	t/año	FORM real tratada por año
Contenido de impropios	% o t	Contenido de material no biodegradable presente en la FORM. Es determinado cada 3 meses por caracterización (muestreo) de la FORM
RV tratados	t/año	Restos Vegetales (RV) tratados por año
Rechazo generado	t/año	Rechazo produce por tamizado del proceso el cual es derivado a depósitos finales.
Compost producido	t/año	Compost producido
Tecnología	-	Tecnología de compostaje usado en la fase de descomposición.
Calidad de Compost		
Materia seca	%	
pH	Unidades pH	
Conductividad Eléctrica	dS/m	
Amonio	% sms	Para caracterización general de compost
Materia orgánica total	% sms	
Nitrógeno Orgánico	% sms	
Metales pesados	mg/kg sms	

5.2.2. Clasificación por tamaño y tecnología

La eficiencia del proceso de las plantas de compostaje generalmente es difícil de comparar, debido a las diferentes tecnologías utilizadas y las capacidades de cada una. Por este motivo, las instalaciones en la base de datos de la ARC fue clasificada por tamaño y tecnología como se observó en el apartado de Selección y clasificación de las instalaciones., sin embargo se hace una clasificación por capacidad diferente en la que se agrupan en cuatro grupos para este apartado: muy pequeña (VS) (<5.000 t / año), pequeña (V) ($\leq 5.000 < 10.000$ t /año), mediana (M) ($\geq 10.000 < 15.000$ t / año) y grande (≥ 15.000 t / año). La clasificación por tecnología queda igual, en la Tabla 5.2 se presenta esta nueva clasificación.

Debido a la confidencialidad de los datos, los resultados de la evolución de los indicadores por clase son discutidos en grupos y no por planta individual. Mas detalles pueden encontrarse en el PINFRECAT2020 (Generalitat de Catalunya, 2018).

Tabla 5.2 Planta por tamaño y tecnología

Localización de planta	Capacidad (t/año)	Tamaño de planta	Tecnología en descomposición
Boadella i les Escaules	350	VS	TW
Malla	1.500	VS	ACH
Tremp	2.000	VS	TW
La Seu d'Urgell	2.300	VS	TW
Torrelles de Llobregat	4.500	VS	TW
Mas de Barberans	5.000	S	V
L'Espluga de Francolí	5.000	S	TW
San Cugat del Vallès	7.000	S	V
Tàrrega	7.000	S	ATW
Jorba	7.400	S	TW
Montoliu de Lleida	10.000	M	TW
Olot	10.000	M	V
Sta. Coloma de Farners	12.500	M	V
Sant Pere de Ribes	13.700	M	V
Llagostera	18.000	L	V
Manresa	20.000	L	ACH
Botarell	25.000	L	ATW

Tecnología: V: túnel; TW: pila volteada; ATW: pila volteada y aireada; ACH: trinchera aireada. Tamaño: L: grande; M: mediana; S: pequeña; VS: muy pequeña.

5.2.3. Propuesta de indicadores

La principal forma de evaluar la eficiencia de las plantas es mediante la determinación del balance de masas. Generalmente en el proceso de compostaje, puede esperarse obtener una cantidad de compost equivalente al 30% de la masa inicial; las pérdidas son atribuidas a la degradación de la materia orgánica en CO₂ y evaporación. Este modelo es típico en el compostaje de estiércol de vacas; pero hay materias primas más complejas como los residuos municipales, con diferentes pérdidas físicas a lo largo del proceso, como los rechazos, material no biodegradable (plástico, vidrio, etc.). El material en la base de datos de la ARC es residuo municipal, y se puede encontrar el contenido de impropios, aun cuando el origen sean desechos domésticos separados en casa. Gran parte de estos impropios son eliminados durante la primera parte del procesos, y otra parte al final del refinado. Sin embargo, algunas partículas permanecen aún en el compost. Al evaluar las pérdidas por peso entra el material de entrada y salida, una parte pertenece a las pérdidas biológicas, pero el resto son pérdidas físicas de los impropios. Esto explica el contenido de rechazo que se observa en la base de datos, el cual representa una parte importante del peso total manejado en las plantas de compostaje.

Los parámetros seleccionados por característica de planta pueden ser combinados para obtener diferentes indicadores para evaluar el proceso respecto a la eficiencia. El número total de parámetros recopilados es grande, pero para este estudio solo se consideraron los más relevantes y que pudieron ser obtenidos fácilmente en las instalaciones mediante el procedimiento de monitoreo actual.

Por esto, diferentes indicadores son propuestos y calculados y serán discutidos en la sección de resultados y validados por su fiabilidad para la evaluación de la eficiencia. Los indicadores calculados serán correlacionados con parámetros de la calidad del compost para conocer la relación entre el proceso y el compost.

Los indicadores propuestos reúnen varias combinaciones de los parámetros disponibles en la base de datos, buscando identificar los que proporcionan más información. Esta información está enfocada en la eficiencia del proceso, considerando las pérdidas biológicas y físicas, y la producción del compost. Todos los valores están en toneladas.

5.2.3.1. Contenido de la fracción de impropios (IMP)

El contenido de la fracción de impropios (IMP) es determinado por las muestras tomadas en planta, pesando una cantidad conocida de FORM y separándolo manualmente, y pesando cada uno de los componentes no biodegradables como son plástico, vidrio, metales, etc.

Los resultados representan el contenido de IMP respecto a la FORM. La base de datos de la ARC recopila el porcentaje de IMP de cada planta, el cual es determinada trimestralmente.

5.2.3.2. Ratio de Restos Vegetales (RV)

Debido a que el proceso de compostaje en las plantas Catalanas incluyen RV para elaborar la mezcla inicial, la cantidad usada es calculada de la RV tratada respecto a la FORM tratada como se muestra en la Ecuación 5.1.

Ecuación 5.1 Restos vegetales

$$\% \text{ Restos vegetales } RV = \frac{RV}{FORM} * 100$$

Actualmente, las plantas realizan una mezcla considerando el volumen, debido a que es más fácil, ya que los materiales para las mezclas comúnmente se cargan mediante palas mecánicas.

5.2.3.3. Pérdidas biológicas y totales de material (BL y TL)

La eficiencia del compostaje puede ser evaluada por el grado de degradación. Si el proceso es gestionado adecuadamente, la degradación de la materia orgánica es alta y las pérdidas parciales de agua toman su lugar, consecuentemente, los valores de peso y volumen se reducen.

Las pérdidas totales del proceso incluyen tanto las pérdidas físicas como las pérdidas biológicas y pueden ser evaluadas por la pérdida de materia en el balance. Durante la selección y el tamizado en el compostaje de los residuos municipales, el material no biodegradable es removido. La actividad microbiana conduce a la pérdida de carbono y de vapor de agua produciendo algunos lixiviados. En este estudio, los únicos datos disponibles para la estimación de las pérdidas son la cantidad de materiales tratados (FORM, RV) y los productos producidos (rechazo y compost). Los lixiviados, el agua y las emisiones de gas emitidas durante el proceso no se registran ni se cuantifican. El material de entrada son la FORM y los RV, materiales utilizados para preparar la mezcla. Los materiales de salida son el rechazo, el cual representa las pérdidas físicas, y el compost que es el producto obtenido.

Considerando estos valores, las dos ecuaciones que se proponen para la estimación de las pérdidas totales (TL) y las pérdidas de proceso o pérdidas biológicas (BL), que se representan en la Ecuación 5.2 y en la Ecuación 5.3. La primera, las TL, toma en cuenta todas las pérdidas sufridas durante el proceso, tanto biológicas como las físicas; la segunda, BL, cuenta las pérdidas biológicas debido a la actividad microbiana, pero también incluye pérdidas de agua, que no pueden deducirse de los datos disponibles. Eso significa que no puede hacerse una estimación directa de la pérdida de la materia orgánica debido a la biodegradación.

Ecuación 5.2 Pérdidas totales

$$\% \text{ Pérdidas Totales (TL)} = \frac{(FORM + FV) - Compost}{FORM + FV} * 100$$

Ecuación 5.3 Pérdidas biológicas

$$\% \text{ Pérdidas biológicas (BL)} = \frac{(FORM + FV) - Rechazo - Compost}{FORM + FV} * 100$$

Las pérdidas totales presentaran valores superiores a las pérdidas biológicas dependiendo de la cantidad de rechazo. El rechazo depende del contenido de impropios en la FORM, la eficiencia del sistema de separación y la proporción de restos vegetales que se recuperen en el tamizado final.

En general, valores altos de BL, significarían una pérdida alta de masa, que puede ser entendido como un alto grado de degradación, sin embargo, la pérdida de agua también se cuantifica como pérdida de materia, por lo tanto si se presenta una pérdida excesiva de agua, se podría evaluar como una falsa eficiencia del proceso.

5.2.3.4. Índice de Rendimiento (PI)

Expresa el índice del compost expedido en relación solo de la FORM tratada. Este índice es propuesto debido a que generalmente los datos para evaluar las instalaciones solo consideran la FORM y el compost, en otras palabras, la capacidad de la planta y el producto final (

Ecuación 5.4). Los RV son considerados generalmente como un material secundario en el balance de la planta, el resultado de añadir los RV a la FORM en el denominador podría ser considerado como el rendimiento del compost (PI), el cual es complementario a las TL (100= CY+TL).

Ecuación 5.4 Índice de rendimiento

$$\% \text{ Índice de Rendimiento (PI)} = \frac{\text{Compost}}{\text{FORM}} * 100$$

5.2.3.5. Rechazo (RF)

El rechazo (RF) expresa los rechazos generados en relación a la FORM tratada (Ecuación 5.5); considerando que los impropios provienen de la FORM y no de los RV, aunque los RV no degradados en el tiempo de proceso y si no son retirados o utilizados como recirculado se incorporarían al rechazo. Una proporción alta de rechazo indicaran que una mayor proporción de FORM no llevo a transformarse en compost.

Ecuación 5.5 % de rechazo

$$\% \text{ Rechazo} = \frac{\text{Rechazo generado}}{\text{FORM}} * 100$$

5.2.3.6. Índice de Saturación (SI)

La última ecuación propuesta es el Índice de Saturación (SI), el cual fue formulado por Soliva et al (2006). Índice de Saturación (SI) es calculado por el ratio entre la FORM real tratada y la capacidad de la planta (Ecuación 5.6).

Ecuación 5.6 Índice de saturación

$$\% \text{ Índice de Saturación (SI)} = \frac{\text{Toneladas reales tratadas}}{\text{Capacidad teórica}} * 100$$

EL SI proporciona información acerca de la disponibilidad de la instalación, el cual puede ser relacionado con la maniobrabilidad de los vehículos, los materiales en almacén y la duración del proceso. Utiliza una característica fija de la instalación, que es la capacidad que no depende de cada material tratado o producido.

Los valores demasiado bajos indicarían un sobredimensionamiento de la instalación, y en consecuencia un probable desperdicio de recursos en la inversión o un pronóstico de espacio para el futuro. Valores superiores al 100% indicarían bajo dimensionamiento y por lo tanto la saturación de la instalación. Por lo tanto, valores de 100% podrían considerarse óptimos para el proceso si no surgen problemas, incluso se debe presentar especial atención a esta situación.

5.2.4. Indicadores referentes con la calidad del compost.

La calidad del compost producido en las plantas de compostaje es analizado periódicamente por un laboratorio autorizado. La frecuencia de la recolección de datos para este estudio es menor (3 veces al año) que para los otros parámetros como el material tratado. El (RD 506/2013, 2013), sobre productos fertilizantes, requiere la caracterización de ciertos parámetros (humedad, materia orgánica, impurezas, granulometría, metales pesados, etc.), con esto el producto se clasifica como fertilizante. En este estudio no se consideran todos los parámetros regulatorios incluidos en el RD506/2013, porque no es el objeto del estudio evaluar el cumplimiento de la ley.

Los parámetros considerados para determinar la calidad del compost fueron humedad/materia seca, materia orgánica, pH, conductividad eléctrica (CE), amoniacal y metales pesados y la temperatura máxima por el test de auto calentamiento de Rottergrad. Los valores de estos parámetros serán relacionados con a los valores de los indicadores elegidos para inferir si la calidad del compost puede ser relacionados a ciertos valores de la calidad del proceso.

De acuerdo con (Saha et al., 2010), el factor de contaminante (PF) del contenido de metales pesados, fue calculado como se muestra en la Ecuación 5.7.

Ecuación 5.7 Factor contaminante

Factor de contaminante (PF)

$$= Zn * 1 + Cu * 2 + Cr * 3 + Ni * 1 + Pb * 3 + Cd * 5$$

El acrónimo o símbolo de los metales (Zn, Cu...) representa la concentración (mg/kg sobre materia seca) de cada uno, y los valores a su lado es el valor atribuido dependiendo de la toxicidad. Al final se obtiene un solo valor para el total de contaminantes.

5.3. Análisis estadístico.

Los indicadores (IMP, RV, BL, TL, PI, RF y SI) y los parámetros químicos fueron analizados a lo largo de un periodo de 8 años. Por tamaño de planta y tecnología utilizada en la fase de descomposición. El análisis estadístico realizado mediante IBM SPSS Statistic. Para todos los indicadores de proceso y los parámetros de compost estudiados, se hace la diferencia entre tamaño y tecnología, y fueron comparados utilizando el análisis de varianza (ANOVA) con el test de Tukey con un nivel de significancia del 5%. También se realizó el análisis de correlación entre todos los parámetros, utilizando el método Pearson con un nivel de significancia de 5%. Se obtuvieron también árboles de decisión, para la predicción y segmentación de diferentes variables dependientes en relación con los diversos parámetros y clasificaciones.

5.4. Resultados y Discusión.

5.4.1. Datos generales.

Durante el periodo de 8 años, las instalaciones trataron alrededor de 1.18 millones de toneladas de FORM, 389,899 t de RV, 218,210 t de compost y 295,844 t de rechazos producidos. La FORM tratada al año es cercana al total de la capacidad de las plantas que es de 145,000 t. El compost representa el 18.5% de la FORM tratada. Los rechazos generados representan un 25% de la FORM y provienen principalmente de los impropios de la FORM, del RCV no recuperado para el proceso y de las pérdidas de FORM que no fueron separadas eficientemente del rechazo en el tamizado.

Es bien sabido que la fracción de impropios reduce la calidad de la materia prima a compostar (López et al., 2010c) y del compost (Huerta-Pujol et al., 2010; López et al., 2010c; Zennaro et al., 2005), y tienen un impacto negativo en el proceso de compostaje. En términos de manejo, los impropios también contribuyen en el incremento de rechazo con un correspondiente costo de tratamiento (Abad et al., 2019) y la pérdida de materia orgánica que terminará en vertederos en lugar de recuperarse como recurso.

5.4.2. Evaluación del proceso. Indicadores en relación a la clasificación por tamaño y tecnología.

Los resultados de los valores promedios de los indicadores por clasificación por tamaño y tecnología se muestran en la Tabla 5.3. El análisis de tiempo o la diferencia de medias entre los años de los indicadores no se muestra ya que los valores permanecen constantes, sin ninguna diferencia significativa.

Tabla 5.3 Valores de los indicadores por tamaño y tecnología

	% IMP	%RV	%BL	%TL	%PI	%RF	%SI
Media	10,16	38,30	68,07	84,11	23,30	25,03	79,71
Por tamaño							
VS	4,50 d	27,69 a	76,34 a	86,58 a	21,91 a	16,02 c	62,09 c
S	15,23 a	34,50 a	66,49 b	85,12 ab	21,74 a	24,23 b	86,36 a
M	8,82 c	37,12 a	70,30 b	82,02 b	24,83 a	15,73 c	75,88 b
L	12,37 b	37,21 a	65,36 b	85,33 ab	24,42 a	31,11 a	91,10 a
Por tecnología							
ACH	4,82 c	26,38 b	74,18 a	85,64 ab	23,56 a	19,38 c	77,22 b
ATW	14,06 a	47,50 a	71,02 a	87,77 a	21,23 a	32,35 a	93,24 a
TW	8,28 b	26,71 b	71,59 a	82,55 b	24,71 a	15,26 c	63,62 c
V	12,85 a	40,67 a	64,87 b	84,17 ab	22,33 a	26,34 b	91,48 a

IMP: Contenido de impropios; BL: pérdidas biológicas; TL: pérdidas totales; PI: índice de rendimiento; RF: rechazo; SI: índice de saturación.

Tamaño: L: grande; M: mediana; S: pequeña; VS: muy pequeña.

Tecnología: V: túnel; TW: Pila volteada; ATW: Pila volteada aireada; ACH: trinchera

Nota: misma letra significa que no existe diferencia significativa a un nivel de 5%, según tamaño o tecnología.

El primer parámetro que condiciona el proceso es el contenido de impropios (IMP), el cual depende del grado de participación en la recogida selectiva de los ciudadanos y no depende de la gestión de la planta. (Wei et al., 2017) indican que el compostaje debe implementarse junto a la recolección selectiva desde la fuente para garantizar la producción de compost de calidad. Este valor oscila por lo menos entre el 1% y el 30%, y el 75% de las muestras están por debajo del 14% del contenido de IMP; la FORM más limpia llega a las plantas de tamaño VS y con tecnología de ACH y aquellas con más impropios a plantas S y tecnología ATW y V.

El contenido de impropios puede producir un efecto negativo en el proceso, un aumento en la generación de rechazo y de la calidad del compost producido. También, los IMP pueden provocar problemas técnicos y de operación, principalmente en las plantas AD como Abad et al., (2019) menciona. Gallardo et al., (2014) menciona que los RF producidos en la separación mecánica de las plantas MBT pueden contener altos contenidos de materia biodegradable (20.09%). Las pérdidas de proceso o pérdidas biológicas (BL), las cuales cuentan todas las pérdidas excepto los rechazos se presentan alrededor del 70%. Haug, (1993) sugiere que pueden presentarse pérdidas de hasta el 90% de sólidos volátiles biodegradables durante el compostaje.

Esta reducción en peso también afecta el volumen final, el cual puede reducirse de un 50% a un 85% debido a la reducción de las partículas por la transformación física y química (Sharholy et al., 2008). (Lin et al., 2019) refiere valores de 20%, atribuyendo las pérdidas a la degradación de la materia orgánica en CO₂ y valor de agua. Las BL son mayores en las plantas VS y más bajas en las tecnología V. Parte de estas pérdidas pueden ser debido al agua, el cual puede presentarse mayor en las plantas VS con tecnología de pilas volteadas (Tabla 5.1), promoviendo la evaporación. Por otro lado, las plantas de tecnología V pueden promover la conservación del agua ya que se lleva a cabo en un área cerrada.

Las pérdidas totales (TL) son aproximadamente de 80% en todas las clases, el valor más bajo es por la tecnología en V. La generación de compost (PI), se obtiene el mismo rendimiento entre tamaño y tecnología. Un proceso eficiente produce una baja cantidad de compost debido a las pérdidas como CO₂ y agua son altas. En el caso de la fracción orgánica, el tamizado o la remoción de impropios e impurezas contribuye a reducir la cantidad final de material de la mezcla inicial de FORM y RV. Por tanto, los valores promedios son de 23.30%, más bajos que la consideración usual de 30% de rendimiento de la masa inicial. Sin embargo, en compostaje de fracción orgánica, los rechazos aumentan las pérdidas totales y produce una baja cantidad de compost en relación al material de entrada.

Los rechazos (RF) presentan un promedio de 25%, con valores bajos de 1% y máximos de 50%. Los rechazos más altos son de las plantas L y de tecnología ATW, valores que concuerdan con los IMP, donde las plantas S y L presentan los valores más altos de IMP y también de RF, sin embargo la cantidad de rechazos es relacionado con la fracción de impropios pero también con las

características y la eficacia de tamizado o sistema e separación, así como la proporción de recirculado de los restos vegetales. Cuanto más RV es recirculado en el proceso menos rechazo se produce al final del tamizado. Esto permite la recuperación de residuos en recursos (López et al., 2010b), así mismo se reducen los costos de tratamiento de residuos. Las impurezas del tamizado como el plástico y las partículas pequeñas de grava, vidrio, huesos etc. conforman el resto de los rechazos de refinado. La fracción de impropios de la FORM no se degrada a lo largo del proceso, por lo que permanece y solo puede eliminarse parcialmente como rechazo mediante el sistema de tamizado, mientras que otra parte permanece a lo largo del proceso en fracciones más pequeñas.

Es reconocido que la eficacia de la eliminación de los impropios por medios mecánicos es menor que la separación manual desde casa; por lo tanto, se puede esperar que parte de ellos aún permanezcan en el compost, incluso con la separación o tamizado final y que afectan la calidad del compost.

La saturación en las plantas (SI) se presenta cerca del 80% y solo el 25% de los registros superan el 100%. Los valores de SI cercanos al 100% indican que las instalaciones son utilizadas en un total de su capacidad, y valores bajos se relacionan principalmente con un sobredimensionado, esperando un incremento en la FORM que se tratará a lo largo del tiempo o que la cantidad recibida es menor a lo que se esperaba.

Los valores superiores al 100% generalmente ocurre cuando las plantas están cerca de una reconstrucción o de cantidades inesperadas de material a tratar. Las plantas S y L están por encima del promedio, lo que indica que pueden surgir algunos problemas de gestión, y las plantas VS representan el valor más bajo, lo que significa un sobredimensionamiento que pronostica un aumento en la recolección selectiva de la fracción orgánica o un contenido menor en IMP que el considerado en el diseño.

Si la recogida selectiva de la FO aumenta (significa que incrementa la participación de los ciudadanos), se necesitaría aumentar la capacidad de tratamiento. Por otro lado, la capacidad actual de tratamiento biológico mecánico (MTB) en Cataluña es de 1,475 millones t/año (Generalitat de Cataluña, 2018), el cual podría compensar el aumento de la recogida selectiva al convertir estas plantas en tratamiento de residuos biológicos. Por tecnología, los valores más altos de SI son en ATW y en V y pueden estar relacionados con un mayor contenido de la fracción de impropios (aproximadamente del 10%) de lo esperado en el diseño.

5.4.3. Composición del compost en relación a la clasificación por tamaño y tecnología.

Los parámetros químicos no presentan gran diferencia significativa entre los años por lo que los datos específicos no se presentan. Los parámetros químicos presentan ciertas diferencias cuando son clasificados por tamaño y tecnología como se muestra en la Tabla 5.4.

Tabla 5.4 Parámetros químicos del compost por tamaño y tecnología

	% Humedad	pH	CE (dS/m)	Tm (°C)	% MOT sms	% orgN sms	% N-NH4 sms	%PF
Media	26,62	7,88	8,61	49,17	53,10	2,77	0,40	686,39
Por tamaño								
VS	26,49 ab	8,14 a	7,69 b	36,67 c	46,61 b	2,82 a	0,31 c	502,69 c
S	26,21 ab	8,10 a	8,19 b	47,38 b	53,16 a	2,64 a	0,33 bc	756,81 a
M	23,92 b	7,63 b	9,64 a	57,91 a	56,16 a	2,85 a	0,39 b	663,18 b
L	29,66 a	7,69 b	8,72 ab	50,88 ab	54,87 a	2,77 a	0,53 a	769,45 a
Por tecnología								
ACH	32,83 a	7,79 a b	7,55 b	41,00 b	51,69 b	3,13 a	0,49 a	612,84 b
ATW	25,00 b	8,13 a	8,03 ab	56,96 a	49,46 b	2,44 c	0,41 ab	858,84 a
TW	26,42 b	8,06 a	8,66 ab	43,98 b	49,82 b	2,68 b	0,37 b	700,30 ab
V	25,33 b	7,60 b	9,19 a	54,52 a	58,66 a	2,87 b	0,39 b	622,69 b

Excepto la humedad, pH y CE, todos los valores son expresados sobre materia seca (sms). Tm: temperatura máxima del test de autocalentamiento. MOT: materia orgánica total. CE: conductividad eléctrica. PF: factor de contaminación.

Tamaño: L: grande. M: mediana. S: pequeña. VS: muy pequeña.

Tecnología: V: túnel; TW: Pila volteada; ATW: Pila volteada aireada; ACH: trinchera

Nota: misma letra significa que no existe diferencia significativa a un nivel de 5%.

Los valores de humedad del compost tienen un promedio alrededor del 30%, el cual puede favorecer en la eficiencia del tamizado, pero por otro lado, puede indicar que la estabilización no ha sido alcanzada, ya que la falta de agua ralentiza la actividad microbiana y, en consecuencia, reduce la degradación de la materia orgánica degradable. La tecnología puede influir en el contenido de agua, lo que aparece en las plantas ACH que tienden a ser más conservadoras del agua.

Los valores de pH se acercan a la neutralidad (7,88), y valores altos de CE (8,61 dS/m), pero puede ser alto para uso como medio de crecimiento que no debe exceder el 1,5 dS/m (López-López and López-Fabal, 2016), y también en dosis altas podría contribuir a la salinidad del suelo (Meena et al., 2019). Los valores de la materia orgánica total son superiores al 53.10% de material seco, el cual representa un 39,04% de la material total (sobre materia húmeda), ligeramente por encima del mínimo de 35% en base húmeda, indicado en la normativa española sobre fertilizantes (*RD 506/2013*, 2013).

En cuanto a la estabilidad del compost puede determinarse mediante el test de autocalentamiento, establecido por (Brinton et al., 1995), en el que establece 5 grados de estabilidad según el incremento de temperatura, los valores en nuestras clasificaciones presentan variaciones principalmente por tamaño, las VS muestran un grado IV (compost activo), mientras que las demás muestran un grado V (compost fresco); en cuanto a tecnología todas las clasificaciones entrarían en un grado V.

Por tamaño, los valores más bajos de MOT se presentan en las plantas VS, con un mayor contenido de humedad, pudiendo indicar un proceso más efectivo, también de acuerdo con las BL más altas (Tabla 5.3). Por el contrario, las plantas con tecnología V pueden presentar una menor degradación por los altos valores de MOT, las BL bajas y baja humedad, pueden indicar una falta

de agua adecuada para el proceso. Otra explicación podría ser los altos contenidos de material complementario (RV), el cual puede incrementar el contenido de materia orgánica y reducir los valores de amonio. En este sentido, debe considerarse que en la tecnología V, generalmente se utilizan grandes cantidades de RV como cama debajo de la mezcla para evitar cerrar los orificios de la aireación y equilibrar los nutrientes en la mezcla.

El nitrógeno orgánico presenta valores adecuados para el compost (2,77%) sin diferencia por tamaño. Por clasificación de tecnología, las plantas ACH presentan valores más altos, mientras que las plantas ATW los valores más bajos. Esto puede ser debido a que se presente un ratio desbalanceado de C/N que puede promover las pérdidas de nitrógeno. El nitrógeno mineral (amonio) es un poco alto en el material final (0,40% sms); el cual debe ser alrededor de 0,1% (Bernal et al., 2009), por lo que puede implicar un grado de fitotoxicidad al usar este material por la escasa estabilidad como también lo indica el test de autocalentamiento. Esto puede revelar algunos errores en la gestión del proceso como el balance de nutrientes entre el carbón y de nitrógeno. Además este alto valor de amoniaco está de acuerdo con los altos valores de CE, influenciado por la sal entre ellos los del amonio.

En cuanto a la suma del factor de contaminantes (PF) presenta un promedio de 686,39 mg/kg, con los valores más bajos en las plantas de tamaño VS, esto también concuerda con los bajos contenidos de IMP y los bajos contenidos de MOT, sugiriendo un mayor grado de mineralización que en otro tamaño de planta. Por otro lado, las mantas S y L presentan un alto PF y un alto IMP. La concentración de metales pesados en el compost, así como de otros minerales depende de la calidad del material de entrada así como de la eficacia del proceso; donde la alta biodegradación puede involucrar una alta mineralización, y en consecuencia, la concentración de nutrientes y contaminantes.

La tecnología no muestra una gran diferencia como las que se presentan en el tamaño, por ejemplo las ATW es más alto que las ACH y las V. Las ATW tiene un valor mayor de IMP pero similar a las V, aunque con una TOM más bajo, sugiriendo una mayor concentración de minerales.

5.4.4. Estudio de correlaciones.

Las correlaciones se estudiaron para los valores totales promedio sin dividir por clasificación. Los parámetros estudiados mostraron correlaciones significativas entre los indicadores de proceso como la calidad de compost (Tabla 5.5). El compostaje con altas pérdidas biológicas (BL) pueden producir una baja cantidad de (PI) y de rechazo (RF), y se logra cuando el contenido de impropios (IMP) es bajo y la saturación es baja. En este caso el compost producido puede contener bajo contenido de MOT, indicando una buena degradación biológica y poco amoniacado.

En cambio, altas pérdidas totales (TL) aumentan debido a la presencia de la fracción de impropios y de rechazos generados y también debido a la saturación de la planta. El compost producido (PI)

es alto cuando la SI y los IMP son bajos; esto puede significar que como la materia prima es más limpia y se procesa en una planta con espacio suficiente, probablemente se use más cantidad de RV en la mezcla para mejorar el rendimiento del proceso y los REF producidos corresponden a los RV eliminados en el tamizado. Además, cuanto mayor compost se produce, menor es el contenido de materia seca (o mayor contenido de humedad).

Alto valor de REF es producido cuando la saturación y los IMP es alto, y es mencionado antes provoca bajos BL. En relación a la calidad del compost, a mayor REF e IMP mayor MOT y PF. Cuando la saturación de las plantas es alta, las BL son bajas y los IMP y RF altos, indicando que ambos afectan el desarrollo del proceso; además, la calidad del compost se reducirían según la MOT y los PF, indicando que los IMP pueden limitar la eficacia del proceso por la limitación de la biodegradación e incrementando el contenido de metales pesados, el cual puede limitar el uso del compost. La temperatura del test de autocalentamiento del compost es mayor a medida que disminuyen las pérdidas y aumenta la saturación. En relación al compost, la TM es mayor a medida que el DM y la MOT son más altas indicando una degradación menor.

Tabla 5.5 Valores de correlación entre indicadores de proceso y calidad del compost

	IMP	RV	BL	TL	PI	RF	SI	DM	MOT	NNH4	Tm	PF
IMP	1	.111**	-0.303**	.208**	-.100*	.558**	.439**	.018	.207**	.057	.111	.460**
RV	.111**	1	.056	.023	.303**	.590**	-.220**	-.165*	-.071	.118	-.109	.039
BL	-.303**	.056	1	.693**	-.622**	-.413**	-.227**	.077	-.386**	-.202**	-.213*	-.115
TL	.208**	.023	.693**	1	-.894**	.150**	.187**	.112	-.126	-.207**	-.158*	.084
PI	-.100*	.303**	-.622**	-.894**	1	.149**	-.279**	-.164*	.132	.265**	.118	-.082
REF	.558**	.590**	-.413**	.150**	.149**	1	.276**	-.078	.339**	.119	.084	.245**
SI	.439**	-.220**	-.227**	.187**	-.279**	.276**	1	.116	.320**	.097	.185*	.307**
DM	.018	-.165*	.077	.112	-.164*	-.078	.116	1	.087	-.320**	.293**	-.085
MOT	.207**	-.071	-.386**	-.126	.132	.339**	.320**	.087	1	.344**	.592**	-.057
NNH4	.057	.118	-.202**	-.207**	.265**	.119	.097	-.320**	.344**	1	.365**	.009
Tm	0.111	-.109	-.213*	-.158*	.118	.084	.185*	.293**	.592**	.365**	1	-.084
PF	.460**	.039	-.115	.084	-.082	.245**	.307**	-.085	-.057	.009	-.084	1

* correlación es significativo al 0.05%

** correlación es significativo al 0,01%

IMP: fracción de impropios; RV: restos vegetales; BL: pérdidas biológicas; TL: pérdidas totales; PI: índice de rendimiento; REF: rechazo; SI: índice de saturación; DM: materia seca; MOT: materia orgánica total; NNH4: amoníaco; Tm: temperatura máxima test autocalentamiento; PF: factor de contaminantes.

5.4.5. Árboles de decisión

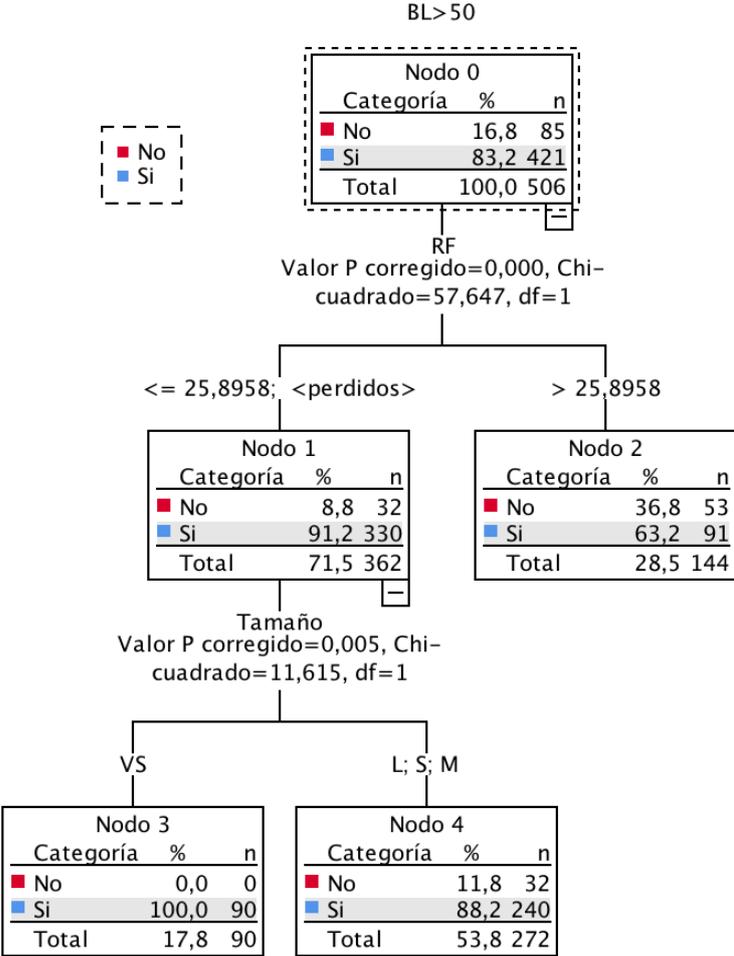
El análisis de árbol fue realizado para predecir valores de algunas variables; después de analizar los valores previos, se consideró que las BL, RF, SI, MOT y amonio fueron las más relevantes y fueron analizadas como variables dependientes. Las variables independientes consideradas fueron tamaño y tecnología de planta, el rechazo producido, el SI y la fracción de impropios. El SI es utilizado tanto como variable dependiente como independiente. Para este análisis ni el PI ni las variables relacionadas (CY, TL) se utilizaron debido a la incertidumbre del compost real sea el producido.

Para las BL (Figura 5.3), se estableció un valor mínimo de 50% , como indicador de un proceso eficiente, y el 87.9% de los registros cumplieron el objetivo. Los RF es la variable con mayor

influencia, en la que se hace una primera división, con RF menores de 25.9% el 93.4% de los datos cumplirían con una BL superior al 50%, sin embargo con unos RF mayor de 25% solo el 74% cumplirían esta hipótesis. El tamaño de las plantas también presentan influencia (nodo 3 y 4) cumpliendo con rechazos menores del 25%, las plantas VS cumplirían en su totalidad mientras que las plantas L, S y M tienen una probabilidad del 91.2% de cumplir con las BL.

El contenido de materiales no deseables (fracción de impropios o rechazos) indican que valores bajos promueven los altos valores de perdidas biológicas, o de lo contrario, valores altos, limitan la eficacia en el proceso biológico.

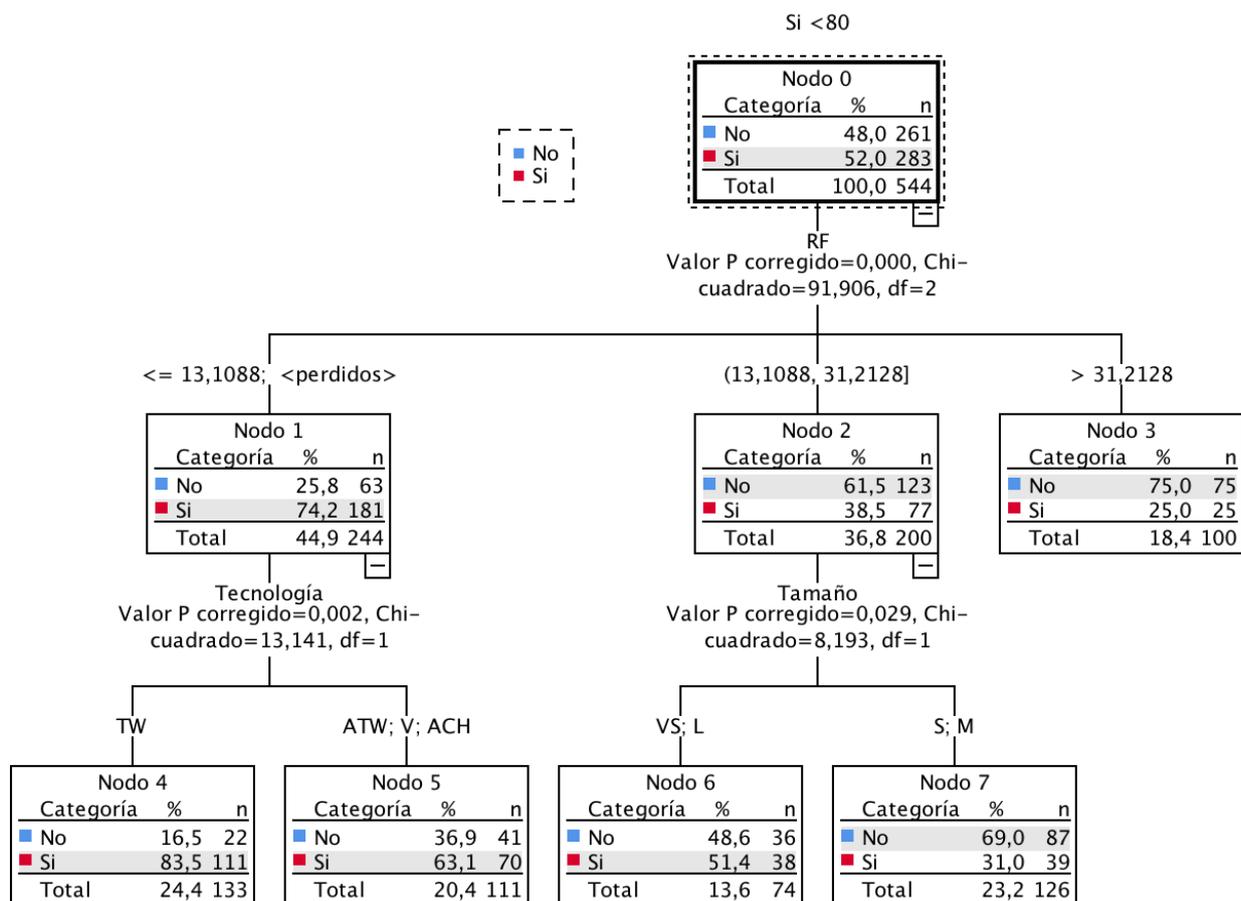
Figura 5.3 Árbol de decisión BL>50%



El SI es uno de los indicadores elegidos. Debido a la falta de referencias bibliográficas sobre este parámetro, se consideró un límite de 80% para realizar el análisis del modelo de árbol. Solo el 52% de los valores presentan un SI por debajo del 80%. La principal variable independiente que afectó el análisis fue el rechazo que se dividió en 3 ramas: RF ≤ 13.10%; de 13.1-31.2% y >31.2%, logrando probabilidades de 76%, 38% y 25% respectivamente. Esto indica claramente el impacto de los materiales no biodegradables en la saturación de la planta. Para un contenido inferior de 13.1% la tecnología de las plantas muestran influencia en la que el 83.5% de las plantas TW logran

un valor de SI < 80% y el 63% de la ATW, V y ACH. Si los rechazos se presentan entre el 13,1 y el 31,2%, el tamaño presenta influencia en la que las plantas VS y L cumplirían con un 51% mientras que las S y M solo el 31%.

Figura 5.4 Árbol de decisión SI < 80%



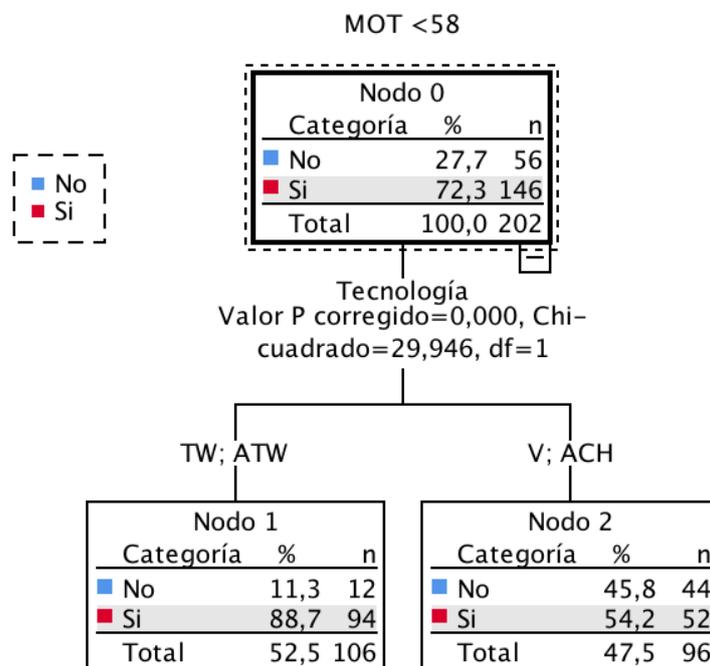
La hipótesis considerada para el valor de MOT es en referencia a la regulación RD 506/2013 de fertilizantes. Esta regulación indica que el compost debe tener un valor mínimo de 35% de materia orgánica sobre materia húmeda con un máximo de 40% de humedad. Esto corresponde a un 58% de materia orgánica sobre materia seca. Considerando que durante el compostaje la materia orgánica debe disminuir, esta referencia fue considerada para establecer el límite del valor de la MOT en compost. Por lo que la predicción del modelo fue MOT < 58% sms de acuerdo a los valores de los análisis de compost. El 72.3% de los datos cumplen con el límite.

Los resultados con límite de MOT (Figura 5.5), indican que solo la tecnología influye en el proceso para cumplir el objetivo. En el que se presenta una probabilidad de 88.7% de las plantas ATW y TW de cumplir con la MOT, mientras que las plantas ACH y V la probabilidad solo es de 54.2% de ser exitoso.

Para el análisis de árbol de los rechazos (RF) (Figura 5.6), el valor fijado fue de 29%, en el que el 76.6% de los datos cumplen el objetivo. El primer factor que influye en presentar RF < 29% es la

saturación, la que presenta cuatro divisiones, saturaciones de 51% con un 86.9% de probabilidad, saturaciones de 51-59% el 96% de probabilidad, saturaciones de 59.6-105% el 79%, y saturaciones superiores a 105% solo el 50% de probabilidad.

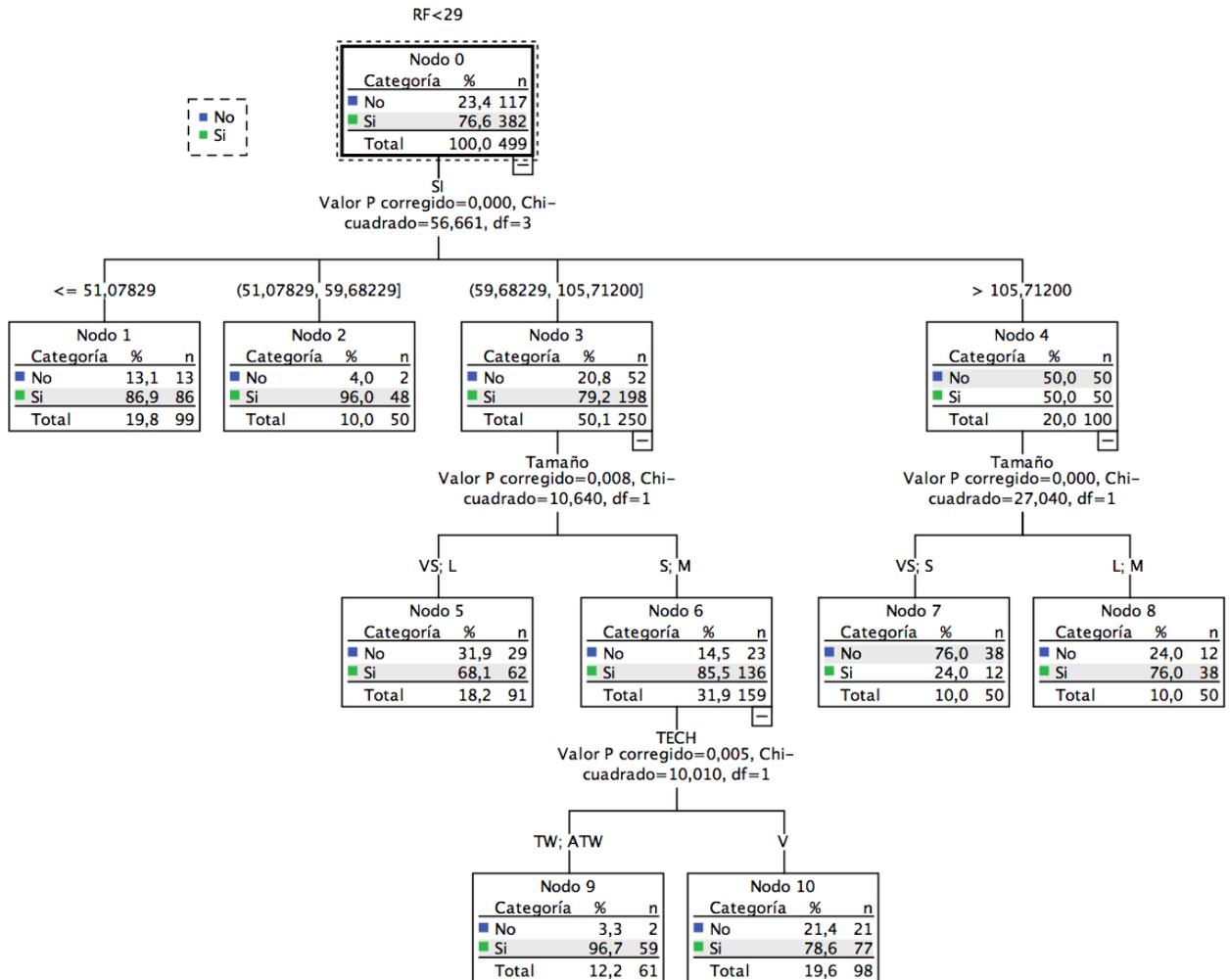
Figura 5.5 Árbol de decisión MOT<58%



El tamaño es el segundo nivel de influencia para saturaciones entre 60-105%, en las que las plantas VS y L cumplen con 68%, mientras que las plantas S y M cumplirían con un 85% de probabilidad. Para saturaciones superiores a 105% las plantas VS y S solo el 24% cumplirían con rechazos menores del 29% mientras que las plantas L y M cumplirían un 76%. La tecnología es el último nivel de influencia con saturaciones entre 60 y 105%, las plantas TW y ATW presentan probabilidad de 96.7% mientras que las plantas V un 78.6%.

Considerando el amonio en los parámetros químicos relacionados a la cantidad del compost y de acuerdo con los resultados presentan un valor máximo de 0.4%, en el análisis de árbol solo el 49.4% de los datos presentan esta probabilidad de alcanzar valores por debajo del 0.4%, el único factor que afecta es el tamaño y la probabilidad es mayor para las plantas VS y S (80%), seguidas de las plantas M (46.9%) y hasta el final las plantas L y XL (17.4%).

Figura 5.6 Árbol de decisión RF<29%



5.4.6. Aplicación al sector industrial / análisis de interés de la información.

Tomando en cuenta la clasificación por tamaño y tecnología, y estudiar las interesantes correlaciones producidas entre el manejo del proceso y la calidad del producto, permite una visión de las plantas Catalanas de compostaje de fracción orgánica y proveer información que puede ser útil para lugares equivalentes.

A fin de evaluar el funcionamiento de las instalaciones que tratan este residuo, además del monitoreo de los materiales tratados en las plantas, la ARC organiza reuniones periódicas con los gerentes de las plantas de compostaje para discutir las preocupaciones de los desafíos en la jornada laboral. Entre otros, declararon su interés en ayudar a las herramientas en la gestión diaria mediante parámetros fáciles y económicos para monitorear la eficiencia del proceso y poder predecir la calidad del compost. La información obtenida en esta investigación puede ayudar en estas cuestiones. Son conscientes que el proceso ideal debería ser capaz de tratar una gran cantidad de materia prima de buena calidad, reduciendo la masa y el volumen y produciendo un

producto aceptable. Como se puede deducir de las secciones anteriores en este capítulo, hay indicadores que dependen de las materias primas o del diseño de la planta, como la fracción de impropios y la saturación, y por otro lado, algunos que dependen de la gestión, como las pérdidas del proceso.

Como muestran los resultados, los IMP satura la planta, reduce la eficiencia del proceso, aumenta los RF y reduce la calidad del compost, ya que la degradación es baja y los contaminantes (metales pesados) aumentan. Por todas estas razones, la calidad del material de entrada es un tema principal para mejorar la eficiencia del proceso, reducir los costos asociados con los sistemas mecánicos para eliminar la fracción de impropios y para el tratamiento de rechazos y, finalmente, para mejorar la calidad del compost. La saturación de las plantas dificultan la eficiencia del proceso, limitando la biodegradación de la materia orgánica y produciendo altos niveles de rechazo y también una baja calidad del producto.

A partir de los datos estudiados, los indicadores SI e IMP son considerados no dependientes del manejo de la planta. El primero es un valor operativo usualmente definido por el diseño que solo se modifica debido a cambios estructurales en la operación regular de la planta. El segundo depende de la participación en la separación efectiva de los desechos por parte de los ciudadanos y la recogida selectiva. Consecuentemente, ambos indicadores condicionan el rendimiento y la calidad del producto. Para evaluar cómo afectan, se proponen tres rangos para los IMP y tres rangos para el SI para clasificar los valores de la base de datos de la ARC (Tabla 5.6). Los rangos para IMP son de acuerdo a los percentiles 25 (7%) y 66 (10%), y los rangos para el SI se considera que una ocupación confiable de la instalación debe estar entre 90% y 100%. Cruzar los valores de IMP y SI con otros indicadores permite predecir la calidad de compost y el rendimiento de la instalación.

Tabla 5.6 Valores esperados del proceso y la calidad del compost que dependen de la saturación de la planta y el contenido de impropios.

	%BL	%PI	%REF	%MOT	Tm (°C)	PF (mg/kg dm)
IMP ≤ 7						
SI ≤ 90	74,27±15,92	23,64±16,19	10,06±9,21	46,05±12,77	40,96±18,51	474,22±139,25
90 < SI ≤ 100	68,64±20,61 ^a	22,05±19,32 ^a	13,39±9,69 ^a	58,70±11,04 ^b	54,67±27,43 ^b	606,88±90,21 ^b
SI > 100	74,82±15,15 ^a	18,23±9,04 ^a	18,08±14,49 ^a	53,98±10,61 ^b	41,40±16,10 ^b	609,98±195,44 ^b
7 < IMP ≤ 10						
SI ≤ 90	72,91±15,21	20,24±16,39	14,73±9,74	52,45±7,83	50,71±16,67	665,53±253,43
90 < SI ≤ 100	71,15±17,13	16,50±15,77	17,70±9,52	55,39±5,23	53,11±17,80	633,61±152,05
SI > 100	68,99±14,24	14,99±17,40	20,46±9,23	56,15±6,45	56,47±13,33	631,03±142,04
IMP > 10						
SI ≤ 90	68,11±18,82	31,03±33,50	25,70±32,04	51,96±6,51	46,25±15,16	700,48±245,41
90 < SI ≤ 100	68,09±14,68	21,11±18,32	24,06±14,68	53,41±10,09	45,56±18,17	879,20±682,02
SI > 100	61,46±13,61	11,72±15,31	35,34±16,68	56,36±9,19	53,46±15,84	851,69±272,26

a: Menos de 15 valores; b : menos de 10 valores.

5.5. Conclusiones.

Los indicadores propuestos pueden ser considerados útiles en la evaluación del proceso, en término de eficiencia y calidad de compost. Las variaciones en tamaño y tecnología en las instalaciones, muestran diferencias para los indicadores y parámetros estudiados, revelando que no solo el manejo ni las características de diseño condicionan la evolución del proceso y la calidad del producto. Sin embargo, estas diferencias no están destinadas a calificar el tamaño o la tecnología, pero si a destacar que factores clave son importantes y que tal vez una gestión particular en cada caso ayudaría a mejorar el rendimiento.

Para mejorar la precisión del análisis de los datos, cada instalación debe tener sus propios registros y calcular los indicadores. Además, tomar en cuenta la humedad de cada fracción (materia prima y productos producidos o rechazos) ayudaría a estimar las pérdidas en seco, pero esto estaba fuera del alcance de la evaluación realizada en el capítulo.

Los indicadores SI e IMP condicionan el análisis y no están en manos de los gerentes de la planta. La calidad de los materiales de entrada (IMP) afecta los valores de los indicadores y la eficacia de la planta, por lo tanto, es importante crear conciencia entre la población para lograr una mejor separación de residuos y lograr que los procesos de compostaje sean más efectivos y menos costosos.

Finalmente, la recolección de datos confiables de los servicios públicos puede proporcionar indicadores para ayudar en el monitoreo y progreso general de la planta.

6. CARACTERIZACIÓN DE MATERIALES DE PROCESO Y BALANCE DE MASAS UTILIZANDO LA DENSIDAD APARENTE. PLANTA DE COMPOSTAJE DE FORM DE MANRESA.

6.1. Introducción

La eficiencia del proceso de las plantas de compostaje depende de muchos factores como la temperatura, la humedad y la relación carbono/nitrógeno y se puede monitorizar a partir de distintos parámetros. Una herramienta que permite evaluar la evolución del proceso es la densidad aparente (Huerta-Pujol et al., 2010), una medida física relacionada con la cantidad de humedad como con la materia orgánica y mineral (Madejón et al., 2002). La densidad aparente aumenta a lo largo del proceso (Mohee and Mudhoo, 2005) debido tanto a la mineralización de la materia orgánica como a la disminución del tamaño de partícula del material produciendo partículas más pequeñas y pesadas al final del proceso de compostaje.

La eficiencia de las instalaciones en las diferentes fases puede medirse por el balance de masas, que permite detectar la cantidad y tipo de materia que es manejada, rechazada y/o transformada, y detectar los puntos en los que se eliminan del proceso, particularmente en el compostaje de residuos municipales, donde se pueden producir diversas corrientes de rechazo. Pognani et al. (2012) muestran que un 32% de materia húmeda es rechazada y enviada a vertederos debido al ineficiente proceso de separación o pre-tratamiento en una planta con tratamiento combinado (anaerobio/aerobio) de residuo municipal de recogida selectiva, en túnel y pilas volteadas, mientras que Bernstad et al. (2013) señalaron que las pérdidas de material en el pre-tratamiento varían dependiendo de la tecnología utilizada entre un 2% y un 45%. Sin embargo, Zhang et al. (2010) en su estudio del balance de masa y nutrientes en instalaciones de compostaje de residuos de alimentos en Japón, demuestra que el rendimiento de las instalaciones depende del material de entrada.

El objetivo del caso de estudio de este capítulo es determinar el balance de masas con ayuda de la densidad aparente en las diferentes fases del proceso de compostaje, así como la cuantificación y caracterización del material durante el proceso de compostaje en la planta de Compostaje de Fracción Orgánica de Residuo Municipal (FORM) de Manresa (comarca de El Bages, Cataluña).

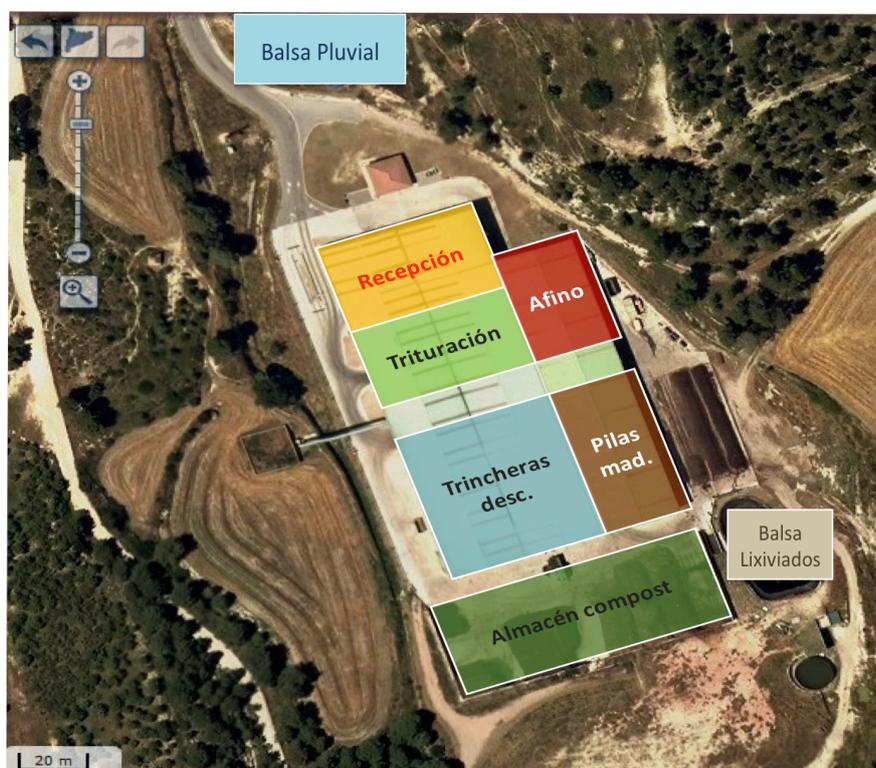
6.2. Metodología

6.2.1. Descripción de la planta de compostaje de Manresa.

La planta de compostaje de Manresa pertenece al “Consorci del Bages per la Gestió de Residus” institución pública conformado por los ayuntamiento del Bages, creado en sus inicios para la gestión de residuos. En el año 2002 se constituye formalmente como el “Consorcio del Bages”, ubicado en el parque ambiental de Bufalvent en Manresa.

La planta cuenta con una capacidad de 20,000 t/año de FORM, aunque las modificaciones realizadas en los últimos años han conducido a reducir la capacidad a 11,000t/año. La FORM recogida selectivamente se mezcla con fracción vegetal triturada así como de recirculado vegetal procedente del afino (el tamaño de partículas de los RV son superiores a 20mm), para iniciar el proceso de compostaje. La instalación de compostaje de Manresa cuenta con una superficie total de 12,000 m² dividida en 6 áreas, como se observa en la Figura 6.1.

Figura 6.1. Croquis de la planta de Manresa (Google maps 2019)



Además, cuenta con depósito cubierto de lixiviados y balsa pluvial descubierta, que sirve para el riego en las diferentes fases.

La tecnología utilizada durante la fase de descomposición es de trincheras aireadas por impulsión distribuidas en 4 unidades de 12m x 45m x 3m, con una capacidad de 1620 m³ cada unidad, dando un total de 6480 m³ para tratar la mezcla de la FORM con los restos vegetales triturados. Durante esta fase el material es regado mediante un sistema de riego sectorizado que permite regar tanto con lixiviados como con aguas pluviales; la temperatura es controlada por medio de sondas, y la ventilación es utilizada no sólo para el aporte de oxígeno para la actividad de los microorganismos sino también para la reducción de la temperatura.

La etapa de maduración se realiza en dos pilas de 17m x 3m x 45m, con una capacidad total de 4590 m³ para esta área. El riego se realiza con aguas pluviales mediante difusores y también se controla oxígeno y temperatura. La Tabla 6.1 presenta las capacidades y volúmenes en cada fase del proceso. La base de las unidades, tanto trincheras como pilas, no varía con la evolución del proceso, mientras que la altura, debido a la degradación, se ve reducida al final de cada fase, variando con ello el volumen existente en cada momento. Las alturas de cada fase se obtiene del seguimiento periódico que se realiza en la instalación, donde ya tienen monitorizadas las alturas al inicio y al final de cada fase en cada una de las unidades de proceso. Así, en las trincheras se ha identificado una variación de 50 cm durante la fase de descomposición y de 30 cm durante la de maduración. El valor superior en la descomposición indica una mayor degradación que en la maduración.

Tabla 6.1 Dimensiones planta de Manresa

	Unidad	Nº unidad	Área (m)	Altura (m)	Volumen (m ³)	Volumen Total (m ³)
ID	Trinchera	4	12*45	3	1620	6480
FD	Trinchera	4	12*45	2,5	1350	5400
IM	Meseta	2	17*45	3	2295	4590
FM	Meseta	2	17*45	2,7	2066	4131

ID: Inicio de descomposición, FD: Final de descomposición, IM: Inicio de maduración, FM: Final de maduración.

El proceso se realiza mezclando la FORM con resto vegetal triturado (RVT) y recirculado vegetal (RCV) en una proporción 3FORM:1RVT:1RCV. La fase de descomposición se lleva a cabo en las trincheras de impulsión durante 64 días, mientras que la maduración se realiza en 2 mesetas de 45 m de largo, 17 m ancho, 3 m de altura de llenado inicial, y dura 60 días.

Al finalizar la fase de descomposición, el material pasa por un tromel de 80 mm (TRM 80), donde el pasante constituye un rechazo, que se destina a vertedero, y el hundido es dispuesto en mesetas aireadas mediante palas cargadoras por un período de 64 días aproximadamente.

Al término de la fase de maduración el material pasa al afino, que se realiza mediante un tromel de 10 mm (TRM 10), que retira principalmente el RVT no degradado como pasante de tromel y lo convierte en RCV que se reintroduce en el proceso. Para mejorar la calidad del recirculado vegetal se cuenta con un equipo de aspiración de plásticos, situado al inicio de la caída de la salida de la cinta de rechazo de tromel. El hundido de tromel pasa por una mesa densimétrica, que separa el

rechazo conjunto de gravas y gruesos, el compost y el polvo de aspiración. La Figura 6.2 muestra la zona de almacenaje de compost cribado dispuesto en pilas.

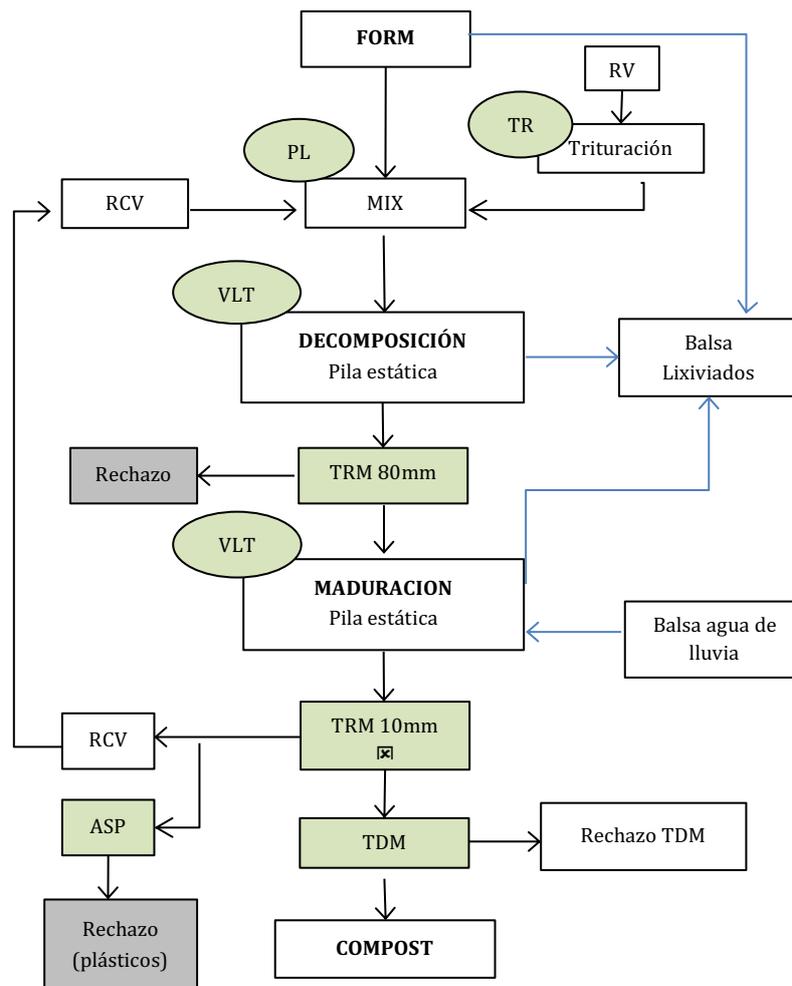
Figura 6.2 Pila de material final (compost) en la planta de compostaje de Manresa

(foto propia)



La Figura 6.3 muestra el diagrama de flujo del proceso de la planta de Manresa.

Figura 6.3 Diagrama de la planta de compostaje



PL: pala cargadora; TRT: trituradora restos vegetales; VLT: volteadora; TRM: Tromel (briba rotativa); ASP: aspiración de plásticos; TDM: mesa densimétrica.

La planta utiliza distinta maquinaria para el conjunto de sus procesos, tal y como se muestra en la Tabla 6.2.

Tabla 6.2. Datos técnicos de la maquinaria en la planta de compostaje de Manresa

Tipología	Función
Trituradora Doppstadt DW2560 E1	Homogenización mezcla Obertura bolsas Trituración y desfibrado de fracción vegetal
Tromel fijo (80 mm)	Separación impropios
Tromel fijo (10 mm)	Refino
Equipo aspiración de plásticos	Limpieza recirculado vegetal
Mesa densimétrica	Extracción impurezas compost
Volteadora Topturn 4000	Volteo de pilas post-maduración compost
Pala cargadora	Transporte material proceso y mezcla de FORM y RV

6.2.2. Toma de muestras

La toma de muestras, en términos generales, se realizó de acuerdo a lo dispuesto en el apartado 3.2.2. En el caso de la planta de Manresa, teniendo en cuenta que se trata de FORM, un material heterogéneo, el muestreo se dificulta por lo que se toman sub muestras a diferentes profundidades, permitiendo obtener una muestra representativa (López et al., 2011). Las particularidades de cada uno de los puntos de muestreo fueron las siguientes:

- Mezcla inicial: mezcla de FORM, RV, RCV en una proporción volumétrica de 3:1:1. La muestra se tomó inmediatamente después de haberse realizado la mezcla con la pala y antes de ser dispuesto el material en las trincheras. Para ello se requirió la colaboración de los operarios.
- Final de descomposición: material correspondiente a las trincheras con 60 días en proceso de descomposición. Para conformar la muestra, se tomaron diversas submuestras a medida que se abría el frente de trinchera para pasar el material a maduración. El material de las submuestras, se introdujo en un big bag para obtener una fracción suficiente que permitiera un proceso de cuarteo para la toma de muestra definitiva.

Al final de descomposición el material se pasó por un tromel de 80 mm, para separar el rechazo del hundido que conformaría las pilas de maduración. La Figura 6.4 y la Figura 6.5 ilustran el equipo de separación y las muestras de cada uno de los materiales separados.

Figura 6.4. Tromel de 80mm en funcionamiento y hundido de tromel para la toma de muestras.



Figura 6.5 Hundido (izquierda) y rechazo (derecha) del tromel de 80 mm.



- Inicio de maduración: muestra tomada del hundido de tromel de 80 mm. La Figura 6.6 muestra el procedimiento de cuarteo del hundido de tromel y la toma de muestras por triplicado.

Figura 6.6 Cuarteo y embolsado del hundido del tromel de 80 mm (material para inicio de maduración).



- Fin de maduración: el procedimiento en este punto fue el mismo que en el final de descomposición: con la pala cargadora se desmontó la pila de maduración al cabo de los 64 días de proceso y la muestra se obtuvo por homogeneización y cuarteo del material.
- Compost y rechazos de afino: El proceso de afino permite obtener el compost, pero a su vez se generan diferentes rechazos. El material de final de maduración se transfirió al sistema de afino consistente en un tromel de 10 mm donde el pasante, compuesto principalmente de restos vegetales no degradados, se dirige hacia un aspirador de plásticos que los retira, y el resto de material va hacia la mesa densimétrica, un sistema que separa por densidad las partículas de rechazo grueso, la gravilla, el polvo (por aspiración en este caso) y el compost. La muestra de compost se tomó de la salida de cribado de mesa densimétrica.

Figura 6.7 Caracterización de materiales del tromel de afino



Las muestras fueron analizadas en los laboratorios de la Escuela Superior de Agricultura de Barcelona (ESAB. UPC).

Para el estudio de la evolución de la densidad aparente y para la caracterización de materiales, se tomaron tres réplicas en cada uno de los principales puntos: mezcla inicial, final de descomposición, inicio de maduración, final de maduración, recirculado vegetal y compost, así como de los materiales de rechazo de afino.

6.2.3. Determinaciones de parámetros físico químicos.

Las muestras de mezcla, final descomposición, inicio maduración y compost se tomaron por triplicado. Los parámetros físico-químicos determinados se sintetizan en Tabla 6.3, cuyas metodologías completas han sido descritas anteriormente en el capítulo de metodología.

Tabla 6.3 Determinación de propiedades químicas y físicas evaluadas.

PARÁMETRO	DESCRIPCIÓN
Densidad aparente (Dap)	Relación de masa respecto a volumen conocido (Huerta-Pujol et al., 2010).
Densidad Real	Relación peso seco respecto volumen conocido (sin contar el espacio poroso)
Densidad Aparente Seco (Dap seca)	Relación del peso seco respecto a volumen aparente
% Humedad (% MS)	Gravimetría indirecta por secado a 105°C hasta peso constante
pH y CE	pH-metría y conductimetría sobre extracto acuoso 1/10 (p/v) (Bustamante et al., 2008), y midiendo en pH-metro (CRISON GLP 21) y un conductímetro (CRISON GLP 31)
Nitrógeno Orgánico	Digestión Kjeldahl de muestra seca y triturada y cuantificación de amoníaco por potenciometría
Materia Orgánica Total (MOT)	Gravimetría indirecta por calcinación a 450 °C por 24 h
Metales Pesados y Fitonutrientes	Disolución ácida de las cenizas (470 °C) en HNO ₃ 3N y cuantificación por espectrometría de absorción atómica, fotometría o espectrofotometría
Grado de Estabilidad (GE)	Doble hidrólisis sulfúrica de la muestra seca y triturada, originado a partir del método Klason (López et al., 2010a) determina la relación entre la materia orgánica resistente (MOR) respecto la MOT.
Nitrógeno amoniacal	Determinado por medio del electrodo selectivo en extracto acuoso.

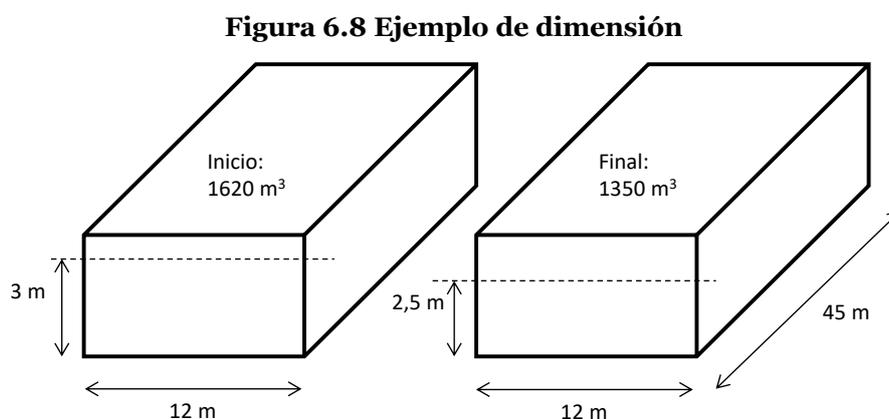
6.2.4. Balance de masas

La determinación del balance de masas de una planta es un factor importante implicado en el rendimiento y funcionamiento de la instalación. Tener registros de la cantidad de material que entra a la instalación, dado que pasa control por báscula, puede resultar sencillo, así como el producto expedido y cualquier otro flujo que se registre por báscula. Sin embargo, la complicación aparece en el momento en que se quieren valorar las variaciones de masa entre fases, donde no hay paso por báscula. Estas variaciones de masa reflejan las pérdidas de materia, tanto de humedad como de materia seca, en forma de gases y vapor de agua.

El balance de masas durante el proceso de compostaje de la planta de Manresa fue calculado en base a la densidad aparente y a las dimensiones de la instalación para cada fase. Pesar todo el material presente en una pila en un momento determinado es una tarea imposible, pero la determinación de la densidad aparente del material y su relación con el volumen de pila sí que puede ayudar a aproximar la masa contenida. De acuerdo a trabajos previos (Huerta-Pujol et al., 2010) utilizando la misma metodología, se determina la densidad aparente en los diferentes puntos donde se quiere realizar el balance y se relaciona con la geometría y dimensión del espacio para estimar la cantidad de masa presente.

Para aproximar la masa de la pila en un momento concreto, el procedimiento consistió en determinar la densidad aparente de los distintos materiales y medir la dimensión de llenado de la instalación. Así por ejemplo, en el caso de una trinchera como las de la planta estudiada, de 12 m de ancho por 45 m de largo, la altura de llenado varía desde el inicio hasta el final de la fase dependiendo de la degradación de materia orgánica.

Así, de acuerdo con la Figura 6.8, al inicio habría 1620 m³ y al final de la descomposición 1350 m³. Si las densidades en esos momentos son de 0,5 t/m³ y 0,4 t/m³, respectivamente, querría decir que en el inicio tenemos 810 t y al final 540 t, por tanto una pérdida de 270 t atribuibles principalmente a materia seca y a agua, donde la caracterización analítica permitiría atribuir las pérdidas a cada fracción.



Un segundo parámetro a determinar a partir de la densidad es la densidad aparente seca, donde en vez de considerar la masa húmeda, se considera la materia seca aplicando el porcentaje de materia seca a la masa o a partir de la densidad real, tal y como se explicó en el apartado 3.2.1.

De esta manera, a partir del volumen de las unidades de trabajo (trincheras, pilas) en el momento de hacer la determinación, y de la densidad aparente, se puede estimar la masa contenida por cada unidad.

Para ello, de cada una de las fases de inicio y final de descomposición e inicio y final de maduración, se determinó la densidad aparente en diversos puntos y el valor se aplicó al volumen en cada uno de los momentos, tal y como se presenta en la Tabla 6.1, de esa manera, se estimó la masa existente en cada uno de los momentos considerados.

Por otra parte, se realizó el balance de masas general, de acuerdo al Capítulo 4, pero considerando los datos específicos para la planta de Manresa, con objeto de estudiar la evolución específica de esta planta y comparar los resultados del balance general con los del estudio a través de la densidad aparente.

6.2.5. Estimación del rendimiento de los procesos de selección

Para poder realizar el balance completo de la instalación es preciso conocer los puntos en los cuales se realizan procesos de selección y los flujos de materiales que se producen. En la instalación de Manresa los puntos de selección son dos: al final de la descomposición y al final de la maduración para obtener el compost.

- Cuantificación y caracterización de la selección de final de descomposición. Para cuantificar el rendimiento se cargó una palada de unos 3-4m³ de material de final de descomposición y se dispuso en el tromel. Se puso en marcha el equipo hasta finalizar el cribado de todo el volumen, que se distribuyó en dos corrientes: hundido y pasante, y se pesaron las totalidades de las dos fracciones. Ambas fracciones se caracterizaron para estimar la cantidad de material biodegradable y de impropios, en el caso del rechazo para valorar la materia orgánica perdida y en el caso del hundido para cuantificar el contenido en impropios que no podrían ser retirados y pasaban a la fase de maduración. Por otra parte, el material de hundido se muestreó para la determinación de parámetros analíticos en el laboratorio y caracterizar el material de inicio de maduración.
- Cuantificación y caracterización de la selección de afino. Para cuantificar las diferentes fracciones generadas durante el afino, se cargó alrededor de 3 m³ de material de final de maduración en el sistema de afino, empezando por el tromel de 10mm. Los rechazos generados, así como el producto, se fueron recogiendo en diferentes contenedores a medida que salían. Una vez acabado el cribado, se pesaron las cantidades de cada fracción: compost, pasante de tromel (o RCV), rodantes, rechazo grueso de mesa densimétrica. El polvo de aspiración directamente se incorporaba en el compost.

6.2.6. Evaluación de indicadores

Algunos indicadores nos permiten conocer más sobre el funcionamiento de la planta, estos índices fueron calculados con la información de los últimos ocho años, datos aportados por la planta y por la ARC. El estudio de los indicadores se aborda desde los datos generales obtenidos de la base de datos del ARC y también se relaciona con su cálculo a partir del estudio específico de la evolución de la masa que se trabaja en este capítulo. En el capítulo V se presenta el estudio específico y publicado en Girón-Rojas et al. (2020).

Los indicadores que se van a utilizar son las pérdidas totales y biológicas, el índice de saturación y el índice de rendimiento, tal y como se detallaron en el apartado 5.2.3.

6.2.7. Consumo de recursos y material tratado.

Para realizar el seguimiento de consumo de recursos se ha realizado el registro de los mismos durante todos los años y se han relacionado con los materiales tratados y los materiales expedidos. Los recursos considerados han sido el agua pluvial y los lixiviados utilizados para el riego del proceso, así como la electricidad y el combustible y los materiales tratados FORM y RV y los expedidos compost y rechazos; al final puede determinarse si el consumo ha variado en los años y las modificaciones que se realizaron presentan mejoría.

6.2.8. Análisis estadístico

La evolución del material al largo del proceso se estudió a partir de los parámetros físicos, físico-químicos y químicos. El análisis estadístico de los datos fue realizado con el programa IBM SPSS Statistic. Las diferencias entre los diferentes materiales del proceso (mezcla, final descomposición, inicio de maduración, final de maduración, recirculado vegetal y compost) para los parámetros estudiados (humedad, pH, CE, N-NH₄⁺, MOT, GE, Norg, NnH) se realizó a través del análisis de la varianza (ANOVA), utilizando el test Tukey para hacer las diferentes comparaciones de medias, con un nivel de significancia del 5%.

Además, se realizó un estudio de la correlación entre los parámetros DAp, DAp seca, humedad, pH, CE, MOT, MOR y GE, sin diferenciar para los diferentes materiales, utilizando la correlación de Pearson con un coeficiente de significancia del 5%.

6.3. Resultados y Discusión

6.3.1. Caracterización de muestras y evolución de los diferentes parámetros a lo largo del proceso

El estudio del proceso se ha abordado tanto desde la caracterización de muestras para determinar la evolución de los parámetros a lo largo del proceso como la evolución de la masa y el volumen. Esta sección contempla las variaciones en los principales parámetros durante el proceso, que posteriormente servirán para complementar el estudio del balance de masas.

Para facilitar la visualización e interpretación de los datos y tener una visión general más amplia, la Tabla 6.4 presenta la caracterización de todos los materiales del proceso con el correspondiente análisis estadístico. Seguidamente, se comentan los resultados detalladamente por parámetros, donde se han incorporado algunas tablas o figuras complementarias.

Tabla 6.4 Caracterización química de los diferentes materiales del proceso de compostaje

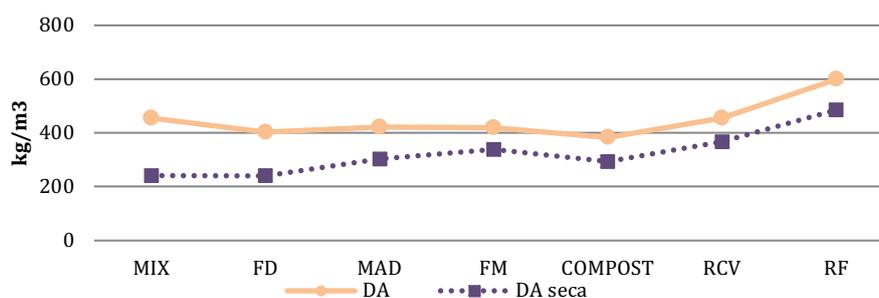
	Mezcla	FD	IM	FM	RCV	COMP
D ap (kg/m³)	454 a	402 b	422 b	419 b	455 b	383 c
D ap seca (kg/m³)	241 c	241 c	303 b	339 a	339 a	294 b
%H	46,90 a	40,20 b	28,36 c	19,23 e	19,51 e	23,31 d
%MS	53,10 e	59,80 d	71,64 c	80,77 a	80,49 a	76,68 b
pH	6,33 c	8,00 b	8,00 b	9,00 a	9,00 a	8,11 b
CE (dS/m)	4,89 c	5,00 c	5,22 c	6,33 b	5,78 bc	11,44 a
N-NH₄ sol.(mg/kg ms)	15,21 c	21,34 b	24,8 a	9,1 d	9,69 d	22,12 b
N-NO₃ (mg/kg MS)	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30	< 30
%MOT sms	73,36 a	67,96 ab	67,8 ab	63,5 b	68,13 b	63,02 b
% MM sms	26,6 c	32,04 b	33,03 b	36,47 a	32,45 b	36,97 a
% MOD sms	50,52 a	44,21 b	44,00 b	39,35 c	43,58 b	37,60 c
% MOR sms	23,39 b	25,05 a	22,91 b	23,32 b	23,97 ab	25,23 a
% GE	31,86 c	36,84 b	32,01 c	37,11 b	35,28 b	39,97 a
%Norg sms	2,38 b	2,54 b	2,66 b	2,51 b	2,32 b	3,18 a
%NnH	0,80 b	0,97 b	0,83 b	1,28 a	1,04 a	1,25 a
Relación C/N	15,2	13,8	12,7	12,11	14,9	9,9

Misma letra en medias de una misma fila indica que no hay diferencias significativas para $p < 0,05$ (Prueba HSD de Tukey) Dap: densidad aparente; Dap seca: densidad aparente seca; H: humedad; MS: materia seca; CE: conductividad eléctrica; MO: materia orgánica total; MM: materia mineral; MOD: materia orgánica degradable; MOR: materia orgánica resistente; GE: grado de estabilidad; Norg: nitrógeno orgánico; NnH: nitrógeno no hidrolizable. pH y CE se determinaron en el extracto acuoso 1/5 m/v.

• Densidad aparente

Los valores obtenidos de la determinación de la densidad aparente en las diferentes fases del proceso de compostaje presentan una variación desde 454 kg/m³ en la mezcla a 383 kg/m³ del compost. Expresada sobre materia seca, los valores son inferiores al inicio y en el compost pero aumentan entre la mezcla y el final de maduración, desde 241 kg/m³ hasta 338 kg/m³. Para una correcta interpretación de los valores hay que tener en cuenta que los procesos de selección alteran la natural evolución de la Dap, que es lo que se observa entre mezcla y final de descomposición. Así, se puede observar que los valores de rechazo de mesa densimétrica y el reciclado vegetal son mayores que el compost (Figura 6.9).

Figura 6.9 Densidad aparente por fases del proceso



MIX: Mezcla, FD: Final descomposición, IM: Inicio maduración, FM: Fin de maduración, RCV: Recirculado vegetal, RF: Rechazos de mesa densimétrica.

La densidad seca entre el final de descomposición y el final de maduración incrementa como consecuencia de una mayor descomposición y una reducción del tamaño de partículas, así como, probablemente, a la eliminación de parte de rechazo en el cribado de 80 mm al final de la descomposición. La disminución entre final maduración y compost se debe a la retirada de materiales más densos en el afino: rechazo de mesa densimétrica (gruesos y gravas; DA seca de 485 kg/m³) y RCV (DA seca de 375 kg/m³). Se observa una reducción de la Dap del final de maduración al compost, a consecuencia de la retirada de material en el afino (tanto sobre muestra húmeda como seca), en vez del esperado aumento de densidad en el compost; sin embargo, al comparar el material inicial en seco con el material al final de maduración, antes de realizarse la separación del rechazo de afino puede observarse claramente un aumento debido al proceso de descomposición y la reducción del tamaño de partículas, que en la expresión en húmedo sufre una disminución.

Claramente, el contenido en humedad ejerce influencia sobre la Dap en dos sentidos, por una parte, a mayor humedad mayor densidad aparente, ya que para un mismo volumen se incrementa la masa, y por otro lado, el bajo contenido en humedad conduce a una menor degradación biológica que se traduce en menor mineralización y menor transformación física entendida como reducción de tamaño de partícula. En este sentido, cabe recordar la mayor densidad aparente de la materia mineral frente a la materia orgánica, lo cual contribuye al mayor aumento de Dap

- **Humedad**

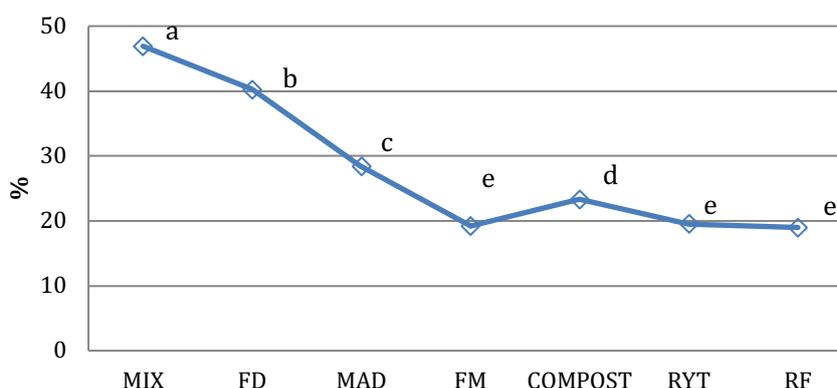
La humedad se mantiene baja durante todo el proceso, inferior al 50-60% recomendado. Ello que puede limitar el desarrollo microbiano y por tanto la eficacia del proceso. En la mezcla, la descomposición, la maduración y el compost su valor es diferente significativamente. A lo largo del proceso de compostaje, la humedad desciende del 46% al 23% en el producto final a causa del calor generado por el mismo proceso. El contenido en humedad durante la fase de descomposición puede contribuir claramente a reducir las posibilidades de estabilización de la materia orgánica ya que se limita la actividad microbiológica.

La humedad parte de un 47 % en la mezcla inicial y disminuye a lo largo del proceso hasta alcanzar un valor del 19%. El contenido en humedad en todas las fases es diferente significativamente como puede observarse en la Figura 6.10. El compost presenta una humedad mayor que al final de maduración lo que puede justificarse porque el agua del final de maduración se ha distribuido de manera desigual entre compost y rechazos, reteniendo más agua el compost. En relación a la normativa, RD506/2013 de productos fertilizantes, cumple al tener un valor inferior al 40%.

Durante la fase de maduración en las pilas se observa un mayor descenso aún de la humedad, esto puede ser debido a la aireación y/o a que los riegos no se han realizado adecuadamente de cara a

la finalización del proceso. Es habitual encontrar bajos valores en esta fase con objeto de facilitar el cribado pero en detrimento del desarrollo del proceso y de la estabilización del material (Beltrame et al., 1999). Niveles de humedad menores del 40-45% (Moreno and Moral, 2011) originan un descenso en la actividad microbiana. En este caso, se estaría viendo afectada dicha actividad en la maduración a causa de un valor en humedad inferiores al 30% alcanzando el 20 % en el rechazo de afino, tanto en el vegetal como en el residual destinado a vertedero.

Figura 6.10 Humedad en diferentes fases del proceso.



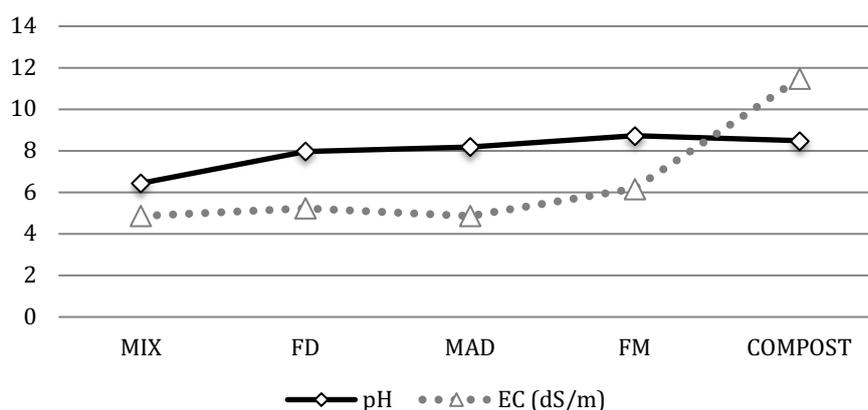
MIX: Mezcla, FD: Final descomposición, MAD: Inicio maduración, FM: Fin de maduración, RCV: Recirculado vegetal, RF: Rechazos de mesa densimétrica.

- **pH y Conductividad eléctrica**

Los valores de pH presentados en las muestras inician con valores más ácidos gracias a la formación de ácidos orgánicos, sin embargo mientras avanza el proceso de compostaje se va presentando un incremento de la actividad microbiana, con esto la mineralización del nitrógeno orgánico, con liberación de amoníaco, reflejado en el aumento del pH (Avnimelech et al., 1996; Eklind and Kirchmann, 2000) hasta llegar a valores de 8, valores esperados en compost estabilizado. Este aumento de pH también es debido al uso de restos vegetales en la mezcla, que ayudan a mejorar las condiciones de descomposición (Sundberg and Jönsson, 2008); valores más bajos indicarían que el compost aún no está maduro (Suler and Finstein, 1977) o que se han producido condiciones de anaerobiosis vehiculadas por un exceso que humedad que, como se ha observado no es el caso.

Estadísticamente, el pH no es un valor significativamente diferente entre los términos del proceso, pero sí lo es si comparamos el material de mezcla con el resto de materiales que forman parte del proceso bio-oxidativo. Posteriormente, los niveles de pH se estabilizan en valores cercanos a la neutralidad en el inicio de maduración y siguen aumentando con el avance del proceso hasta llegar a valores entre 8-9, lo cual resulta esperable en el compostaje.

Figura 6.11 Evolución del pH y Conductividad eléctrica



MIX: Mezcla, FD: Final descomposición, MAD: Inicio maduración, FM: Fin de maduración.

En cuanto a la conductividad eléctrica, durante todo el proceso el valor permanece casi constante, es hasta el producto final que se presenta un aumento hasta llegar a un valor de 11.4 dS/m, valores representativos de composts de fracción orgánica (Huerta et al., 2008; Campos et al., 2020). Los valores de CE tienden a aumentar debido a la concentración de sales minerales por la mineralización la materia orgánica y del nitrógeno (Eklind et al., 1997; Soliva, 2001)(Figura 6.11). El aumento que se observa en el compost puede estar relacionado con la separación de materiales que se produce durante el afino, de manera que las partículas menos salinas se hayan separado con otras corrientes distintas al compost. Así también, hay que tener en cuenta que el compost puede acumular materiales más transformados, más mineralizados y por tanto más concentración de sales. La diferencia que se observa entre el compost y el final de maduración y el reciclado se puede atribuir a esta causa, junto a la pérdida de humedad.

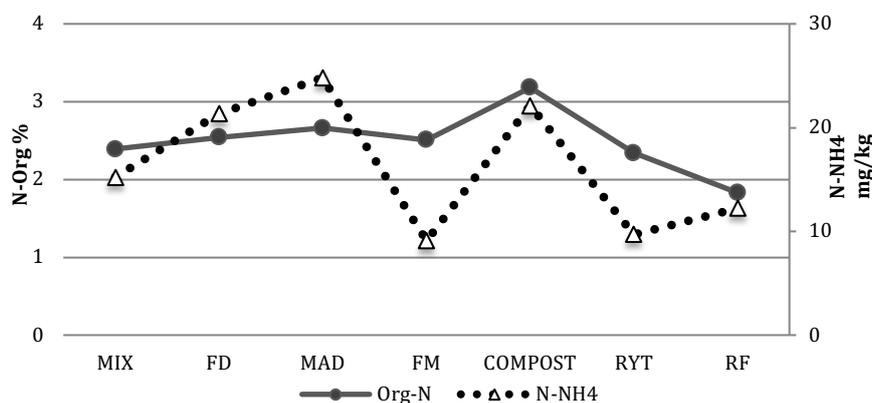
- **Nitrógeno orgánico y amoniacal**

El nitrógeno orgánico tiene una presencia constante hasta la fase de final de maduración, mientras que en el compost, presenta un incremento, una diferencia estadísticamente significativa con el nitrógeno orgánico presentado en la mezcla, comportamiento esperado en un proceso correcto de compostaje (López et al., 2010c).

El nitrógeno amoniacal presenta un comportamiento variable, relacionado con la transformación de nitrógeno orgánico, presentando una reducción al final de la maduración. Sin embargo se esperaría que este disminuyera si las condiciones desde la mezcla fueran favorables, ya que las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal deberían presentarse en las primeras semanas, en las cuales la actividad de degradación es mayor (Sánchez-Monedero et al., 2001); por otro lado el análisis de nitratos fue menor a 30 ppm en todas las muestras, sin embargo se esperaba encontrar incremento de estos debido a la mineralización del nitrógeno orgánico (Nolan et al., 2011) (Figura 6.12).

Durante la fase de descomposición hay una tendencia a disminuir el porcentaje de nitrógeno orgánico, ya que a causa de la baja relación C/N y elevado pH, éste se transforma en amoníaco y se volatiliza (Petric y col., 2012). Sin embargo en el presente estudio, y tal como muestra la Figura 6.12, los valores porcentuales de Norg se mantienen bastante estables a lo largo del proceso y es en el compost donde se presenta un valor más elevado que el resto, lo que contribuye a su valor fertilizante.

Figura 6.12 Nitrógeno Orgánico y Amoniacal en diferentes fases del proceso.



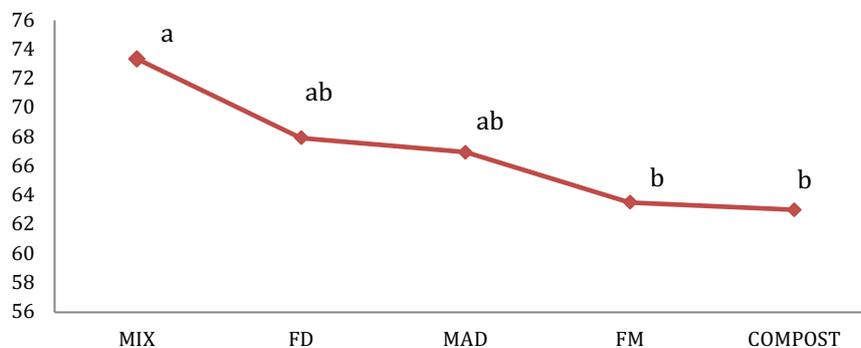
La evolución del nitrógeno amoniacal en el proceso de compostaje es bastante irregular, según el material tratado tiende a ser alto al inicio del proceso e incrementarse de nuevo en la fase termófila. No obstante, si la mezcla inicial y el desarrollo son correctos debería disminuir y, a su vez, e incrementarse el contenido en $N-NO_3^-$ durante la última fase de maduración, si se han mantenido las condiciones aerobias. En cambio, lo que encontramos, es un valor moderado de nitrógeno amoniacal en el compost mientras que los valores encontrados para nitratos fueron inferiores a 30 ppm en el compost (así como en el resto de las muestras), lo que claramente indica que el proceso no ha establecido una fase de maduración suficientemente intensa en la que se haya producido la nitrificación. Se puede observar que los mayores valores de nitrógeno amoniacal se sitúan entre el final de descomposición y el principio de la maduración, que observando la reducción en final de maduración, puede ser debida a la volatilización de éste en forma de amoníaco. Si observamos el análisis estadístico, los valores de nitrógeno amoniacal son significativamente diferentes a diferencia del nitrógeno orgánico, que presenta constancia relativa hasta llegar al producto final, al igual que el nitrógeno resistente o no hidrolizable.

- **Materia orgánica total (MOT)**

La materia orgánica, como era de esperar, presenta un porcentaje mayor en la mezcla, de 73 % (Figura 6.13) que disminuye hasta la etapa final, tomando un valor de 63% en el compost, con diferencia significativa con los valores iniciales. Estos valores indican que los 10 puntos porcentuales de variación de contenido en materia orgánica implican que, en realidad, se ha perdido en un 37% desde la mezcla al final de maduración. Por etapas, la mayor pérdida de MOT

se produce en la descomposición, un 23%, mientras que en la maduración es de un 17%. Así y todo, en cuanto a la calidad del producto respecto la materia orgánica, teniendo en cuenta el valor de la humedad del compost (23%), el contenido en materia orgánica en masa es del 48%, superior al 35% mínimo exigido en el RD 506/2013 para el compost.

Figura 6.13 Evolución de la materia orgánica total



MIX: Mezcla, FD: Final descomposición, MAD: Inicio maduración, FM: Fin de maduración.

Las pérdidas de materia orgánica durante el proceso se pueden considerar bajas, y probablemente es debido a la baja humedad, que no supera en ningún el 50%, lo que reduce la eficiencia de transformación microbiológica y por tanto la pérdida de materia orgánica.

- **Grado de estabilidad y Materia orgánica resistente.**

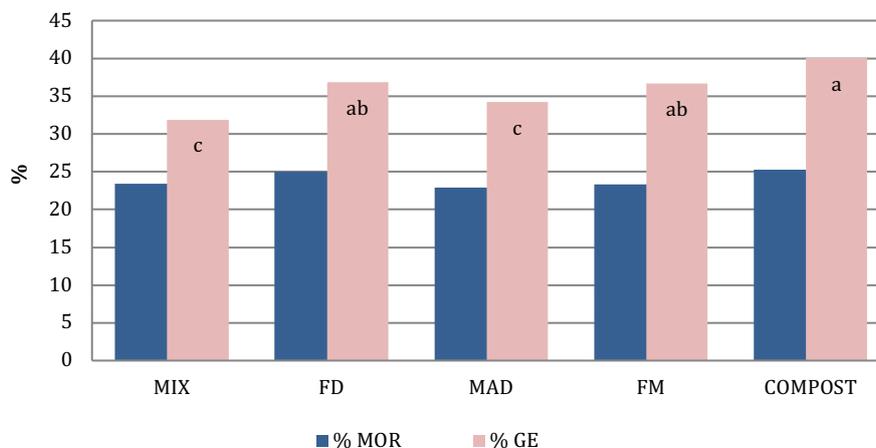
El grado de estabilidad (GE), que se expresa como materia orgánica resistente (MOR) respecto a la materia orgánica total (MOT), da información sobre la estabilidad del compost. Es un parámetro que además de ser importante en la valoración del proceso también contribuye a valorar el producto de cara a la aplicación. Cuanto más estable sea más lenta será la mineralización que sufra una vez aplicado y más elevada se podrá considerar su capacidad de secuestro de carbono, a la vez que se reduce el impacto por la liberación de nutrientes, particularmente el nitrógeno, ya que se produce de manera más lenta.

La disminución de la materia orgánica durante el proceso de compostaje implica la reducción de masa por transformación de ésta en CO₂ y vapor de agua, pero a su vez, también se produce un aumento cuantitativo de la materia orgánica resistente ya que se crean nuevas estructura y, consecuentemente, aumenta de igual forma el grado de estabilidad. El GE presenta valores cercanos al 30% en el inicio del proceso para acabar con un valor de 40% en las muestras de compost (Figura 6.14), relativamente bajos y no suficientemente buenos por el grado de estabilidad menor a 50% (López et al., 2010^a).

La evolución del GE a lo largo del proceso se puede considerar positiva, pero no alcanza los valores adecuados para el producto final, por lo que le faltaría un período de maduración. Nuevamente, la causa se puede encontrar en la falta de humedad; para paliar este defecto, se debería realizar

un proceso de maduración posterior en la instalación, aportando agua suficiente para que esto suceda y con los convenientes volteos en su caso.

Figura 6.14 Evolución de la Materia Orgánica Resistente y Grado de Estabilidad



MIX: Mezcla, FD: Final descomposición, MAD: Inicio maduración, FM: Fin de maduración.

Al llegar al final de maduración y proceder al afino, donde se separan las diferentes corrientes en el tromel y en la mesa densimétrica, se observan diferencias respecto al final de maduración. En este punto del proceso se separan diferentes tipos de materiales: el rechazo de tromel de 10 mm, que constituye el reciclado vegetal, y los plásticos retirados por aspiración, los rechazos de mesa densimétrica (polvo, gravas y gruesos) y el compost. El rechazo grueso con la grava arrastran la parte más mineral y densa, razón por la cual se puede entender un aumento de la concentración en MOT en el compost y el reciclado respecto al final de maduración. Por otra parte, el reciclado vegetal está compuesto de partículas que han sido poco degradadas y que todavía conservan un elevado contenido de materia orgánica y poco degradable, presentando un relativamente elevado valor de grado de estabilidad, alrededor del 35%, como ya observaron López et al. (2010). Por su parte, el compost, aunque debería aunar la parte de material más mineralizado, también acumula un elevado contenido en partículas más orgánicas respecto a las gravas y rechazo grueso, donde puede haber una presencia importante de materiales inertes que contribuirían a presentar un valor mayor de materia mineral.

El %GE a lo largo del proceso ha aumentado hasta llegar a valores de 40% aproximadamente en el compost (tabla 4.2), pese que este incremento está indicando que el proceso avanza perdiendo materia orgánica más degradable e incrementando la resistente, el valor alcanzado en el compost es claramente inferior al que cabría esperar en un compost acabado (López y col., 2010). Esta aumenta gracias a la formación de moléculas estables semejantes a las sustancias húmicas del suelo y la presencia de lignina que se van oxidando parcialmente en las condiciones de tratamiento aeróbico.

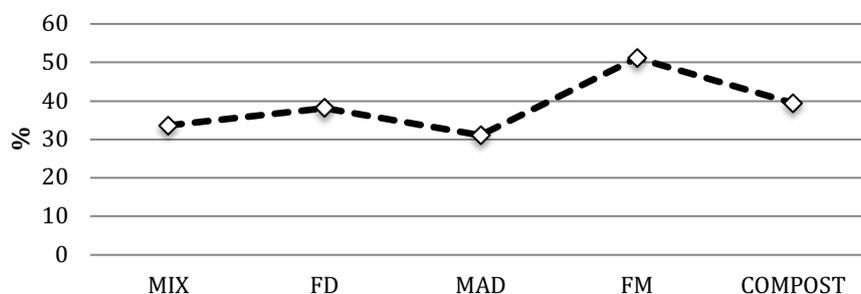
- **Nitrógeno resistente**

Exactamente lo mismo que ocurre la materia orgánica resistente sucede con el nitrógeno resistente (Nr), que indica la estabilidad del nitrógeno. Existe una relación entre este tipo de N y el estado de maduración de las muestras (Inoko et al., 1979). En cualquiera de los dos casos se encuentran aceptables resultados de 50% que indican que por lo menos la mitad de la materia orgánica y del nitrógeno contenidos en el residuo no se mineralizan rápidamente.

Los resultados obtenidos para las muestras analizadas indican que el nitrógeno no hidrolizable tiene tendencia a aumentar a lo largo del proceso (Figura 6.15), aunque con ciertas irregularidades, así como la relación con el nitrógeno orgánico, que encuentra su valor más elevado en el material de final de maduración. El proceso de afino, con separación de componentes, produce un cierto descenso en el compost, que es debido a un mayor contenido en nitrógeno orgánico, como se vio en la Figura 6.12. Aun así, igual que se observó con la materia orgánica, los valores de nitrógeno resistente en el compost no llegan al 50 %, lo que podría indicar, en relación a la aplicación del producto, que éste se pudiera mineralizar con cierta velocidad.

Los resultados que se presentan para el nitrógeno resistente presenta su valor más alto en la etapa de final de maduración, sin embargo en el compost debido a la separación de material este contenido baja a un valor de 39% (Figura 6.15).

Figura 6.15 Evolución del Nitrógeno Resistente



Fase	% Org-N	N-NH ₄ ppm	% r-N
Mezcla	2,39	15,21	33,58
Descomposición	2,54	21,34	38,12
Maduración	2,66	24,80	31,09
Final de Maduración	2,51	9,10	51,16
Compost	3,18	22,12	39,41

- **Nutrientes y Metales pesados**

La calidad del compost se determina por las distintas propiedades y características del compost final, y estos dependerán siempre del material de entrada así como los procesos eficientes de cada fase. El uso del compost como enmienda orgánica radica en su potencial fertilizante, con el

objetivo de cubrir las necesidades en nutrientes vegetales objeto de la fertilización. Este poder fertilizante queda definido principalmente por su contenido en elementos principales (N, P, K), aunque los elementos secundarios (Ca, Mg, y Na) y los micronutrientes (B, Co, Cu, Fe, Mn, Mo y Zn), también juegan un papel importante (Moreno et al., 2014; Ribó et al., 2003).

El análisis de nutrientes y metales pesados fue realizado para las muestras de mezcla y compost final, reflejando en la Tabla 6.5 los elementos principales de P, Na, K., en los que se ve claramente que el porcentaje de concentración es mayor en el compost principalmente por la reducción de la materia orgánica.

Tabla 6.5 Contenido en nutrientes en mezcla y compost

	% P sms	% Na sms	% K sms
Mezcla	0,716	0,722	1,306
Compost	0,916	1,167	1,861

Desde el punto de vista legal a(RD 506/2013, 2013), el limitante principal para la aplicación del compost es el contenido de metales pesados; en la Tabla 6.6 se muestra la concentración de metales tanto en la muestra de mezcla como la del compost final, observándose una concentración significativamente mayor para los valores del compost.

Tabla 6.6 Metales Pesados en mezcla y compost(mg/kg)

ppm	Cu	Fe	Mn	Cr	Ni	Zn	Cd	Pb
MIX	25,61	2841,94	82,76	0,51	4,38	87,83	ND	18,20
COMPOST	76,50	5241,66	167,91	8,30	10,89	172,77	ND	26,42

Sin embargo aun con estos valores, según los requerimientos RD506/2013, el compost pertenecería a la clase “B”, debido a los valores de cobre (76,5 mg/kg) que son superiores al límite de la clase A (70 mg/kg).

La relación C/N, que se ha obtenido por la aproximación del C a la mitad de la materia orgánica, indica que el valor 15 al inicio del proceso es bajo, cuando el ideal debería encontrarse entre 25 y 35. Este valor inicial tan bajo, que se mantiene a lo largo del proceso, tiene como consecuencia la pérdida de nitrógeno y la posible utilización de proteínas como fuente de energía en vez de carbohidratos, con la consiguiente desaminación y por tanto pérdida de nitrógeno. Con cierta seguridad, la causa es atribuible a un bajo contenido de restos vegetales en la mezcla o de características no adecuadas que no permiten complementar las necesidades del compostaje de la FORM.

- **Correlación de parámetros**

Al tener los valores de los diferentes parámetros se realizó un estudio de correlación entre estos Tabla 6.7 ; en los que se puede observar que por medio de la DA seca se puede relacionar el comportamiento de los parámetros químicos del compost final. A medida que aumenta la DA seca se obtiene un menor valor de materia orgánica ya que la correlación es negativa (-.611*), mientras que presenta una correlación positiva con el grado de estabilidad (.499*). Por tanto, un parámetro sencillo de determinar, como es la densidad aparente junto con la humedad, permite prever la degradación que se puede obtener.

Por otra parte, la humedad se relaciona positivamente con la materia orgánica, lo que indicaría que las muestras con mayor humedad son más frescas y a medida que disminuye la humedad se avanza hacia muestras con menor materia orgánica. Sin embargo, esta observación debe ser considerada con cierta atención, ya que, como se ha visto, un cierto grado de humedad es necesario para conseguir la transformación biológica a través de la acción de los microorganismos. Esta misma observación se puede hacer para la relación entre GE y humedad, de manera que las muestras que presentan mayor humedad tienen un GE más bajo; esto es así porque las muestras más húmedas son las más frescas y por tanto menos estables.

Otras correlaciones habituales la constituyen la relación negativa de la humedad y la materia orgánica con la CE. Por una parte, cuando la humedad es baja, la concentración en sales es mayor y por tanto genera un mayor CE y por otra, a medida que aumenta la mineralización y disminuye la MOT, también aumenta la concentración de sales y por tanto también la conductividad. Esto indica que, aunque el proceso no es todo lo eficiente que cabría esperar, se desarrolla con normalidad respecto un proceso modelo.

Tabla 6.7 Correlación de parámetros

	DA	Da Seca	Humedad	MOT	MOR	GE	pH	CE
DA	1	,430	,376	,100	-,486*	-,386	-,348	-,226
Da Seca	,430	1	-,673**	-,611*	-,045	,499*	,531*	,343
Humedad	,376	-,673**	1	,738**	-,472**	-,792**	-,814**	-,530**
MOT	,100	-,611*	,738**	1	-,146	-,673**	-,617*	-,493
MOR	-,486*	-,045	-,472**	-,146	1	,761**	,342	,471**
GE	-,386	,499*	-,792**	-,673**	,761**	1	,631**	,671**
pH	-,348	,531*	-,814**	-,617*	,342	,631**	1	,411**
CE	-,226	,343	-,530**	-,493	,471**	,671**	,411**	1

* La correlación es significativa al nivel 0,05.

** La correlación es significativa al nivel 0,01.

6.3.2. Balance de masas

Para realizar el balance de masas total es preciso establecer claramente el proceso y la cuantificación en los diversos puntos y la caracterización de los materiales generados, donde los puntos de selección juegan un papel especial. En la planta de Manresa la selección se produce en dos momentos: el cribado de medio proceso con el tromel de 80 mm y el afino a final de proceso con tromel de 10mm y mesa densimétrica.

En la Figura 6.3 se estableció el diagrama de proceso de la planta de Manresa, identificando todos los puntos de entrada y salida en cada operación. En este apartado se presenta la aproximación a la cuantificación de material para cada una de las fases y operaciones del proceso.

6.3.2.1. Identificación y estudio de los puntos aportación y de selección de material

El proceso de mezcla y los procesos de selección son los principales puntos en los que se producen variaciones de flujos, aparte de las pérdidas debidas a actividad biológica (gases) y lixiviación. Por ello, se identifican y analizan en particular para determinar los diferentes flujos que se generan y cuantificarlos.

- **Mezcla**

El proceso de mezcla es en el que se incorporan los distintos flujos de materiales, que son la FORM, el resto vegetal triturado y el recirculado vegetal, en proporciones volumétricas, respectivamente, de 3:1:1. El proceso de mezcla se realiza mediante la utilización de la pala cargadora, que toma los volúmenes correspondientes para tratar toda la fracción orgánica que llega a la planta.

La cuantificación de material de mezcla se realiza a partir de la determinación de la densidad aparente y del volumen ocupado.

- **Selección de medio proceso**

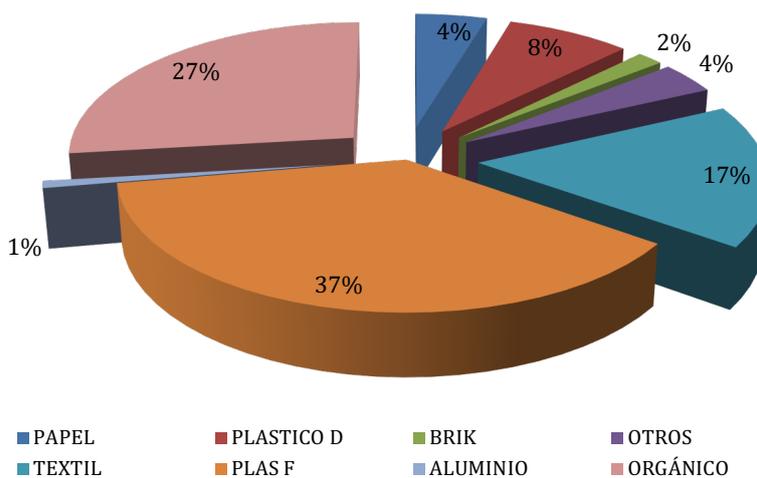
En la primera separación mecánica, que se produce al final de la fase de descomposición en trincheras aireadas, se separa el rechazo superior de 80 mm, que se destina a vertederos, mientras que el hundido de tromel es la fracción que pasa a maduración. Según el procedimiento descrito en el apartado de métodos, se procesó una muestra de 1833 kg de material final de descomposición contenida en una palada, se determinó que 1653 kg (90.2 %) resulta en hundido de tromel y por lo tanto pasa a maduración, mientras que 180kg (9.8%) es el rechazo generado Figura 6.16.

Figura 6.16. Rechazo de tromel en conjunto (izquierda) y material orgánico (derecha).



El rechazo de tromel generado de la muestra (180 kg) se caracterizó completo para determinar las diferentes fracciones de impropios presentes y el material orgánico perdido (Figura 6.17). Se observó que estaba constituido mayormente por materiales plásticos, suponiendo una elevada masa y también volumen. La composición de este rechazo estaba constituida principalmente por plásticos tipo bolsa, alcanzando el 37,4 % del rechazo.

Figura 6.17. Caracterización de rechazo de tromel de medio proceso



El porcentaje esta expresado en peso húmedo de cada fracción.

Figura 6.18 Separación medio proceso (muestra)



Por otro lado, cabe destacar el contenido en masa de material orgánico en este rechazo, compuesto principalmente de restos vegetales de gran tamaño y poco degradables con poca transformación durante la fase de descomposición, que alcanzaron el 26,9 % de la masa de rechazo, pese a que su volumen era escaso. También es importante destacar que la orgánica contenida en el rechazo se desecha y ya no vuelve a formar parte del proceso, por lo que sería interesante en avances futuros poder reinsertar esta materia al proceso por tal de maximizar el rendimiento en planta, así como tenerlo en cuenta a la hora de valorar la eficiencia de la selección y de la dimensión del triturado vegetal.

- **Selección en el proceso de afino**

La parte del afino se compone de una primera etapa de tromel de 10 mm y aspiración de plásticos y una segunda etapa para el hundido de tromel, de mesa densimétrica. Para determinar los flujos producidos por el tromel de 10 mm y la mesa densimétrica, se clasificaron y cuantificaron las distintas corrientes generadas de 1 m³ de material de final de maduración cribado. Una vez se produjo la selección, se cuantificaron las 5 corrientes resultantes: recirculado vegetal, compost, gravas y rechazo grueso, plástico y rodantes. La Figura 6.19 muestra, a la izquierda, el aspecto del rechazo de tromel de 10 mm una vez limpio de plásticos, que conformará el recirculado vegetal que se incluirá en la mezcla inicial, y en la derecha, el aspecto del compost resultante de la mesa densimétrica.

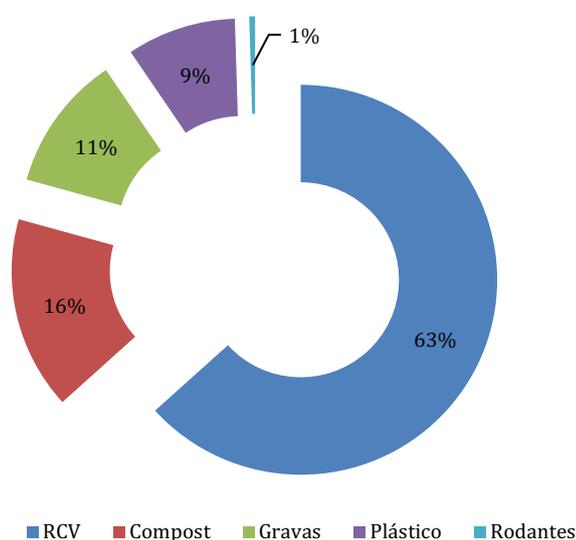
Figura 6.19. Aspecto del recirculado vegetal (izquierda) y del compost (derecha)



La distribución de los distintos flujos en el proceso de afino se presenta en la Figura 6.20, donde se puede observar que el recirculado vegetal constituye la masa principal, con un 63 % de material generado, que posteriormente es reutilizado en la mezcla inicial como parte de material complementario y con el principal objeto de aportar estructura a la mezcla. Este valor tan elevado, junto con las imágenes tomadas, indica que el tamaño del triturado del resto vegetal puede ser demasiado elevada, ocasionando que durante el proceso no pueda ser suficientemente degradado y aprovechado convenientemente.

En este sentido, cabe comentar que esta instalación dispone de un sistema para retirar el exceso de plásticos que se puede encontrar en el conjunto del rechazo de tromel, lo que permite su reutilización como recirculado; sin embargo, existen otras instalaciones en las que no se dispone de equipos semejantes lo que puede provocar mayores pérdidas de materiales con el consiguiente coste de derivar mayor cantidad de material a vertedero.

Figura 6.20. Distribución de componentes en el afino



Por otra parte, cabe recordar la importancia de la eficacia de sistemas de recogida selectiva de la fracción orgánica, donde la participación individual ciudadana tiene un gran peso. En procesos que traten materiales con ausencia de impropios (FORM de recogida puerta a puerta, residuos agroindustriales, etc.), la cantidad de rechazo sería mucho menor y la necesidad de maquinaria para eliminarlo también. Por último, el contenido en impropios puede afectar la eficacia del proceso, limitando por ejemplo la transferencia de aire a través de la masa (Giron-Rojas et al., 2020), y la calidad del producto ya que transfieren componentes contaminantes, como metales pesados, a la matriz de compostaje (López et al., 2010; Campos et al., 2020). Su presencia en el proceso debería ser reducida.

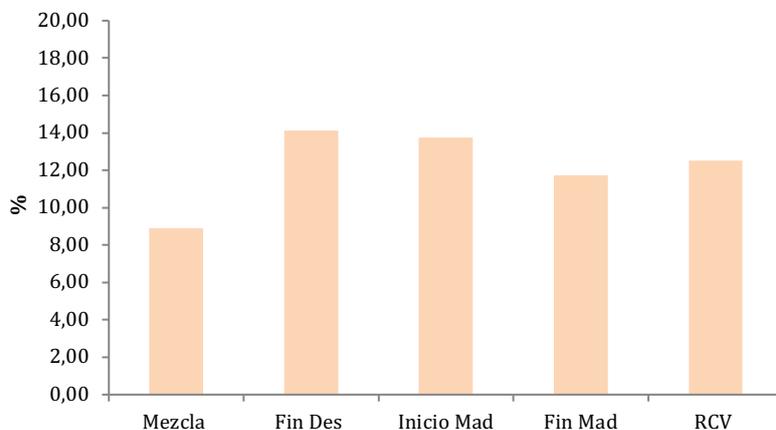
- **Contenido en impropios en los materiales muestreados**

Para evaluar el contenido en impropios durante las diferentes fases y tipos de materiales del proceso, se procedió a separarlos del resto de la muestra, una vez éstas fueron llevadas al laboratorio. La Figura 6.21 presenta el contenido total en impropios de los diferentes materiales, expresado en porcentaje de masa. A partir de la mezcla se observa un incremento respecto la mezcla, más patente al final de descomposición y al inicio de maduración. No es de extrañar que el valor más bajo aparezca en la mezcla, ya que esta presenta todavía mucho contenido orgánico que no ha sido de gradado así como una elevada humedad, de manera que, por masa, los impropios pueden presentar una cierta dilución. Sin embargo, a medida que avanza el proceso, la

humedad se reduce y se pierde masa por la transformación biológica, mientras que los impropios mantienen su masa, pues no son biodegradables.

El compost no está incluido en esta figura, pues en ese caso se considera que los materiales impropios son impurezas, según se recoge en el RD506/2013, sobre productos fertilizantes.

Figura 6.21. Contenido en impropios en las diferentes fases del proceso



6.3.2.2. Balance de materia

Para realizar el balance de masa de la instalación se ha considerado que esta trabaja a pleno rendimiento, de manera que las 4 trincheras de descomposición y las 2 pilas de maduración estaban llenas. Se han determinado los flujos de materiales entrantes y salientes de la planta, definiendo su balance de materia, con el objetivo de establecer el rendimiento del tratamiento o valorización respecto a la entrada de FORM. Los resultados aquí obtenidos pueden ser aprovechados para la planificación de las necesidades futuras en cuanto al tratamiento de FORM.

Respecto las trincheras de descomposición, se ha observado que la altura varía desde el inicio hasta el final, tal y como se exponía en la Figura 6.8. Igualmente, en el caso de las pilas de maduración, el volumen total de la pila varía pues hay una disminución de altura. Por ello, las densidades aparentes determinadas en planta deben ser aplicadas a las características reales de la planta en el momento correspondiente. A partir de los volúmenes de ocupación y de las densidades se determina la masa que existe en cada espacio. Para ello ha sido preciso determinar los volúmenes de ocupación al inicio y al final de cada fase, dando lugar a la Tabla 6.1.

En el apartado 6.3.2.1 se ha presentado los porcentajes de rechazo en las operaciones de selección. La generación de rechazo en la fase de selección posterior a la descomposición equivale a un 9,8 %, mientras que el hundido de tromel es del 90,2 % restante. En el caso del afino, un 63 % es recirculado vegetal, un 11 % son gravas y rechazo grueso de mesa densimétrica, un 9 % es plástico procedente del aspirados y menos de un 1 % corresponde a los rodantes recogidos del tromel de 10mm; un 16 % corresponde al compost.

A partir de la determinación de la densidad aparente y conociendo el volumen ocupado en cada estadio, se puede llegar a aproximar la masa contenida en cada una de las unidades. La Tabla 6.8 presenta los resultados del balance de masas al aplicar la densidad aparente determinada en planta a las fases de descomposición y maduración y los porcentajes de rechazo de las operaciones de selección.

Por ejemplo, para determinar la masa de llenado de cada trinchera al inicio de la descomposición se ha considerado el volumen total de las 4 trincheras ($1620\text{m}^3 \cdot 4 = 6480\text{m}^3$) y la densidad de la mezcla (452 kg/m^3), de manera que se puede estimar que hay 2929 t de material. Además, como el material está caracterizado según se presentó en el apartado 6.3.1, se puede determinar la masa de materia seca, agua o materia orgánica presente en cada momento. Así, aplicando las densidades aparentes de cada fase al volumen presente, permite estimar la masa.

Tabla 6.8. Balance de materia de la planta de compostaje de Manresa

	t	kg/m ³	kg MS/m ³	m ³
Inicio descomposición	2929	452	240	6480
Final descomposición	2170	402	240	5400
SELECCIÓN 80 mm				
Rechazo generado	213	-		-
Inicio maduración	1750	429	307	4080
Final maduración	1505	410	331	3672
SELECCIÓN AFINO				
Plástico	135	-		-
Rodantes	8,6	-		-
Grueso+grava	169	-		-
RCV	953	-		-
Compost	241	-		-

Los datos presentados en la Tabla 6.8 muestran la disminución de masa a lo largo del proceso y por las distintas fases, tal y como cabe esperar. No obstante, la determinación de la masa de inicio de maduración, se puede estimar por dos vías, por una parte, aplicando la proporción de rechazo y hundido de tromel de 80 mm de terminada en el apartado 6.3.2.1, que indicaba que el 9,8% era rechazo y el 90,2% hundido, o bien a través de aplicar la densidad aparente del material de inicio de maduración al volumen existente. Así, hay que tener en cuenta que se observan algunas variaciones al jugar con los datos reales.

Aplicando los porcentajes de selección de tromel de 80 mm al final de descomposición (2170 t), se obtiene que se generan 213 t de rechazo y 1953 t de hundido; sin embargo, al restar el rechazo al material de descomposición se obtiene un valor de 1750 t, generando una diferencia de 203 t (un 10%). En ese caso, el rechazo generado sería de 420 t (un 19,4% en vez del 9,8%). En cualquier

caso, la determinación de rechazo sólo se puede calcular por la aplicación del porcentaje de masa, ya que se considera mucho más inexacto aplicar determinaciones de densidad en un material muy variable como es el rechazo. Lo que sí podría mejorar la medida sería la determinación de proporción rechazo/hundido con mayor frecuencia para tener más valores de manera que se pudiera ajustar de manera más real. Por otro lado, también se debería de reconsiderar la eficacia a la hora de medir las pilas y buscar la metodología más adecuada y fiable así como establecer repeticiones en diferentes procesos.

La densidad aparente presenta valores sobre los 400 kg/m³ sin una tendencia clara a lo largo del proceso. Sin embargo, expresada sobre materia seca, sí que se observa tendencia a aumentar hacia la muestra de final de maduración, aspecto esperable debido a la reducción del tamaño de partícula por la degradación. La pérdida total de masa durante la descomposición es del 26 %, y se debe a pérdidas tanto de agua como de materia seca. Durante la maduración en cambio, la pérdida es del 14 % de la masa inicial de la fase.

Para profundizar en la pérdida de masa, es también importante valorar las pérdidas de materia seca, especialmente como materia orgánica. Si nos centramos en la teoría de conservación de las cenizas (Haug, 1993), según la cual se considera que la masa de materia mineral no varía durante el proceso puesto que no es biodegradable, se debería esperar que esta masa no variase.

En la Tabla 6.9 se presentan las masas de materia seca, materia orgánica y materia mineral durante el proceso, de manera que se observa que la materia mineral presenta escasa variación de masa, mientras que la materia orgánica disminuye un 23 % en la descomposición y un 8 % en la maduración, valores muy bajos para un proceso biológico adecuado.

Según estos datos, se podría concluir que el proceso llevado a cabo puede ser ineficaz para conseguir el objetivo de reducción de masa y de volumen que se persigue con el compostaje (Soliva, 2001). Si se recuerdan los valores de humedad durante el proceso (Tabla 6.4), se verá que éstos son bajos, lo que dificulta el desarrollo de la actividad microbiológica y por tanto de la degradación.

Tabla 6.9 Balance de materia de la planta de compostaje de Manresa

	t	t agua	t MS	t MOT	t MM
Inicio descomposición	2929	1347	1555	1141	414
Final descomposición	2170	872	1298	882	416
Inicio maduración	1750	496	1254	840	414
Final maduración	1505	289	1216	773	443

No obstante cabe destacar que la aproximación a la masa de materia mineral permanece más o menos constante a lo largo del proceso. En este sentido cabe tener en cuenta que, aunque existen distintos flujos de rechazo que retiran material, la materia orgánica perdida es poca y en los

análisis de laboratorio las determinaciones se realizan sobre la parte degradable una vez se han retirado los impropios.

El balance permite determinar también la cantidad de agua perdida, que durante la fase de descomposición es del 37 % y durante la maduración del 42 %. El agua presente en el final de la maduración es un 21 % de la inicial. Las pérdidas se pueden considerar adecuados para el proceso y correspondientes a las necesidades para transformación de la materia orgánica pero la cuestión es que no se ha repuesto el agua perdida

El balance de masa calculado para el año 2015 se presenta a continuación. En la Tabla 6.10 se muestra las toneladas de FORM, calculadas con la densidad aparente de cada material respecto al espacio utilizado para la mezcla e inicio de descomposición en la planta; los valores de RV y RCV fueron estimados por la proporción utilizada en planta para la mezcla.

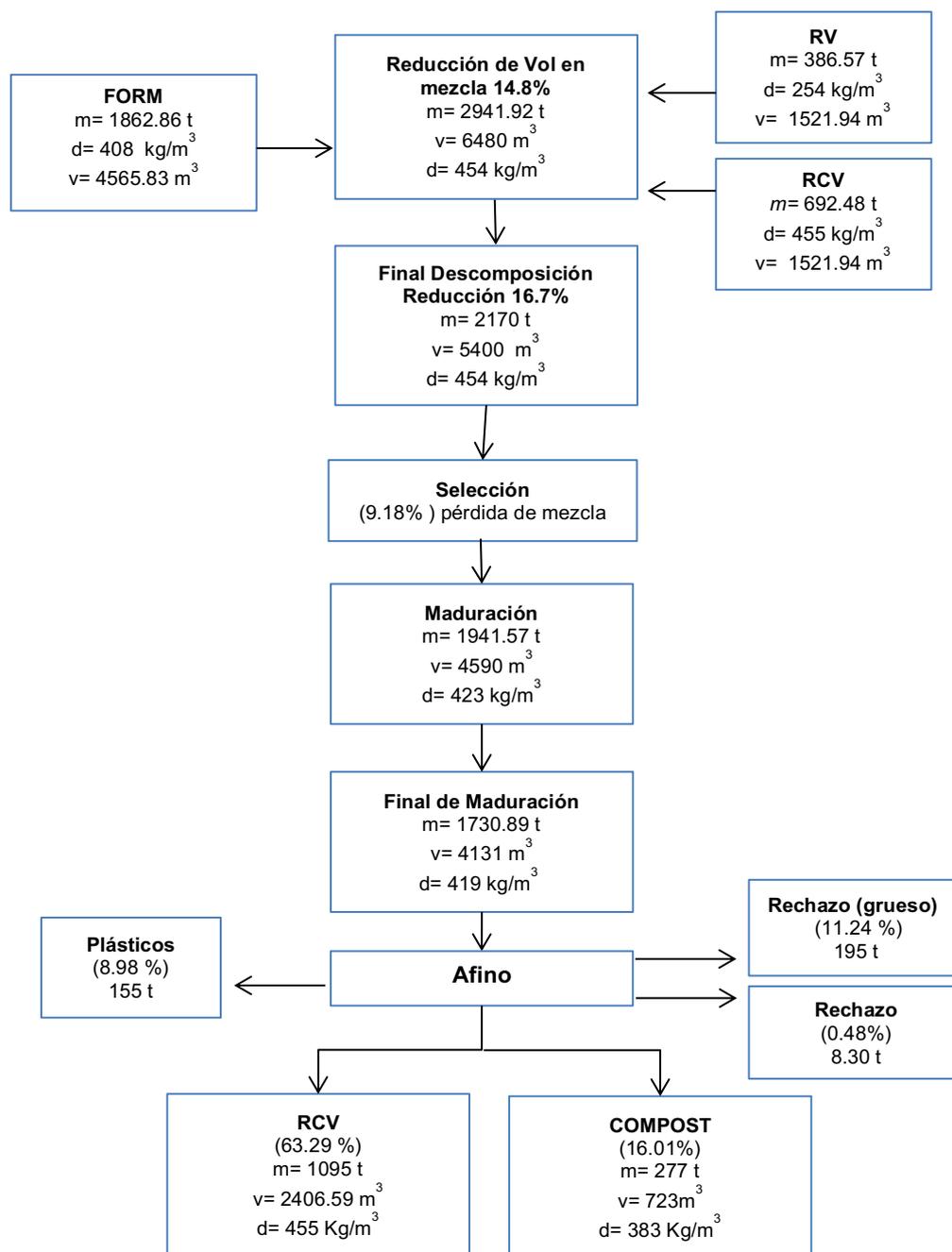
Tabla 6.10 Entradas de material

MANRESA		
FORM	Masa (t)	1.862,86
	Densidad (kg/m ³)	408
	Volumen (m ³)	4.565,83
RV	Masa (t)	386,57
	Densidad (kg/m ³)	254
	Volumen (m ³)	1.521,94
FORM/RV/ RCV	V/V/V	3/1/1
RCV	Masa (t)	692,48
	Densidad (kg/m ³)	455
	Volumen (m ³)	1521,94

En la Figura 6.22 se presenta el diagrama de flujo de la planta, con los valores estimados en cada fase, así como las cantidades de rechazo generado en medio proceso y en afino; las masas fueron estimadas por las densidades obtenidas en cada muestra, así como los espacios utilizados en la fase de descomposición y maduración. Las cantidades están presentadas en toneladas y en materia fresca.

Debido a que esta planta no inicia con material limpio, se realizan dos momentos de selección de impropios, uno al final de la descomposición, en el que se presenta un rechazo del 9.18%, material que es enviado a vertedero; el segundo momento de separación es el afino, que se realiza al final de la maduración y aquí se derivan varias corrientes como son el recirculado vegetal (reincorporado en la mezcla), se cuenta con la aspiración de plásticos que representa un 8.98% aproximadamente y un 11.5% del rechazo de la mesa densimétrica y los rodantes, obteniendo un 16% de compost final.

Figura 6.22 Diagrama de flujo Manresa



La eficiencia y evolución del proceso se determina en base al material limpio, como es de esperarse se presenta una mayor pérdida en la fase de descomposición (78.5%), mientras que en la fase de maduración la pérdida es del 21.46% de las pérdidas biológicas.

Tomando en cuenta los valores iniciales de mezcla que entran al proceso de descomposición se observa que presenta una pérdida de masa del 26.21% (771.12 t) durante esta fase, también se presenta una pérdida en la selección de medio proceso de 9.18%, material restante inicia el proceso de maduración, durante la segunda fase del proceso se presenta una pérdida de masa del 10.85%, y una pérdida en afino de aproximadamente 21% del final de maduración; las pérdidas

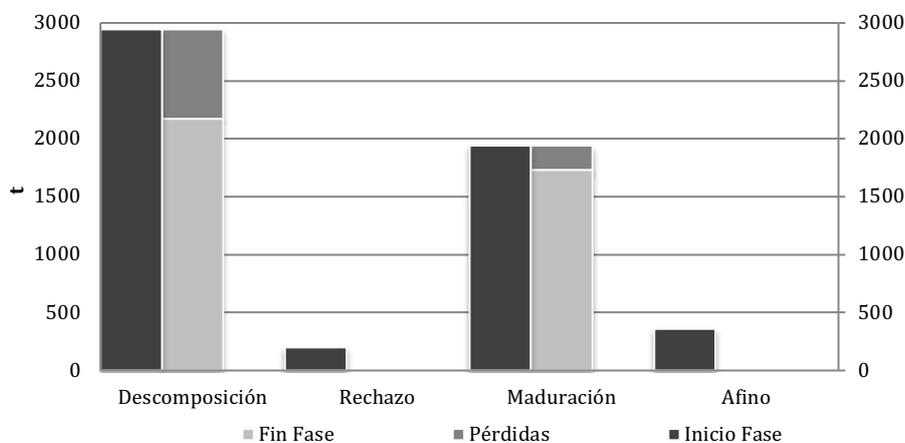
biológicas totales son de un 33.37% y las pérdidas totales tomando en cuenta el rechazo de medio proceso y afino serian de 52.32% (Tabla 6.11).

Tabla 6.11 Balance de Masas

	MASAS (t)
MEZCLA	2.941,92
FINAL DECOMPOSICIÓN	2.170,8
PÉRDIDA EN DECOMPOSICIÓN	771,12
RECHAZO MEDIO PROCESO	199,28
MADURACIÓN	1941,57
FINAL DE MADURACIÓN	1730,89
PÉRDIDA EN MADURACIÓN	210,68
RECHAZO FINAL DE PROCESO	358,29
% RECHAZO DE FORM	%29,93 respecto a FORM
PÉRDIDAS BIOLÓGICAS TOTALES	981,80
PÉRDIDAS EN DESCOMPOSICIÓN	26,21 % /Mezcla y 78,5%/total de pérdidas biológicas.
PÉRDIDAS EN MADURACIÓN	10,85 % material al inicio de la fase and 21,46 % de pérdidas totales
% TOTAL DE PÉRDIDAS BIOLÓGICAS	33,37 % sobre la mezcla
% TOTAL PÉRDIDAS TOTALES	52,32% sobre mezcla

En la Figura 6.23 puede observarse los cambios presentados en cada fase y el rechazo producido.

Figura 6.23 Balance de Masas



6.3.3. Estudio de indicadores

Para estudiar los indicadores específicos de la planta de Manresa, se aplicaron los indicadores identificados en el apartado 5, para pérdidas de masa, eficacia de proceso y rendimiento de producto.

Tomando en cuenta los valores de reducción de pérdidas biológicas y totales experimentados en el balance de masas del año 2015, se realizó el balance de masas tomando en cuenta los datos

históricos de FORM, RV proporcionados por la ARC del año 2010-2017, los valores netos se muestran en la Tabla 6.12.

Tabla 6.12 Balance de masas 2010-2017

Masa (t)	2015	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
FORM	1863	20465	20597	19535	20224	20302	14558	12028	13519
RV	387	2314	2075	3803	4530	4503	4720	4900	5023
RCV	692	11069	11596	7712	6922	7028	2368	164	1052
Mezcla	2942	33849	34268	31050	31675	31833	21646	17093	19594
Final Desc.	2171	24975	25285	22910	23372	23488	15972	12612	14458
Pérdida en Desc.	771	8873	8983	8140	8304	8345	5674	4481	5136
Inicio Mad.	1941	22338	22615	20491	20904	21008	14285	11280	12931
Final de Mad.	1731	19914	20161	18267	18636	18728	12735	10056	11528
Pérdida en Mad.	211	2424	2454	2223	2268	2280	1550	1224	1403
Rechazo total	558	6415	6494	5885	6003	6033	4102	3239	3713
Compost	277	1762	2021	3128	2421	2324	3468	2180	2058
BL	982	11297	11437	10363	10572	10624	7225	5705	6540
% BL	33,37	83,78	81,64	77,46	81,48	82,71	69,05	72,57	77,01
TL	1536	17671	17890	16210	16536	16619	11301	8923	10229
% TL	52,32	88,99	87,53	87,53	89,12	90,01	85,08	85,33	87,51

Desc= Descomposición, Mad= Maduración

El manejo de la fracción orgánica se muestra constante o con ligeras variaciones hasta el año 2015, en el que se presenta una notable caída quizá por los cambios que se realizaron en las instalaciones y las cuales tenían que enviar material a otras plantas, al igual que la reducción del rechazo en el mismo año, el rechazo muestra una disminución para los dos últimos años, lo que podría significar que el material fue recibido mucho más limpio que los años anteriores.

Sin embargo al hacer una comparación más real se tomó en cuenta los valores del compost, el rechazo registrado en la ARC y también se tomó en cuenta la proporción de RCV sacando nuevos porcentajes que pueden observarse en Tabla 6.13; se observa que las pérdidas biológicas superan el 70% en todos los años, los valores de pérdidas totales superan el 80%, mientras que los porcentajes de rechazo presentan en casi todos los casos una disminución del 50% respecto a la calculada en el primer balance. La saturación también presenta una disminución sobre todo para los últimos años, esto debido a los cambios en las instalaciones comentadas anteriormente, la cantidad de compost producido calculado es mucho mayor a los valores de compost expedido, con lo que se confirma la importancia de tener los valores reales del material producido; ya que este valor afecta también en el porcentaje de pérdidas biológicas que se presentan en el cálculo.

Los valores de BL y TL presentan una disminución respecto al calculado con los valores de las muestras, sin embargo esto se debe a que la proporción de RCV no se tiene registrado en la base de datos, por lo que en el primer cálculo de estos índices se tomó en cuenta la proporción utilizada

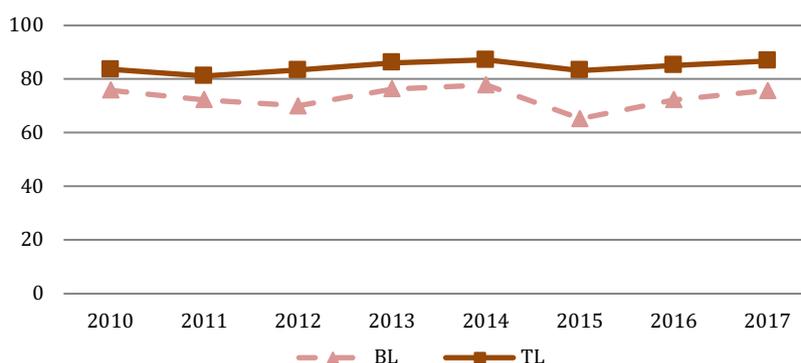
en planta, y estos índices se ven respecto a la mezcla total. Este provoca que las reducciones sean menores a las estimadas, sin embargo podría afirmarse que es necesario conocer las cantidades del recirculado que se maneja en el proceso.

Tabla 6.13 Balance de masas en porcentaje periodo 2010-2017

Masa (t)	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
FORM	20465	20597	19535	20224	20302	14558	12028	13519
RV	2314,48	2075,40	3802,62	4529,72	4502,72	4720,09	4900,42	5023,18
RCV	11069,05	11595,56	7711,92	6921,65	7028,10	2368,13	164,19	1052,31
Mezcla	38358,9	38955,9	34424,7	34823,3	35019,1	23060,1	17676,6	20533,1
Rechazo total	3727,1	4272,6	3871,3	3444,8	3178,9	3230,5	2508,1	2447,1
Compost	1762,4	2020,6	3128,3	2420,7	2324,4	3468,3	2180,3	2057,8
% RV	11,31	10,08	19,47	22,40	22,18	32,42	40,74	37,16
% BL	75,90	72,24	70,01	76,30	77,81	65,25	72,30	75,70
% TL	83,64	81,16	83,41	86,08	87,18	83,24	85,18	86,80
% PI	8,61	9,81	16,01	11,97	11,45	23,82	18,13	15,22
% RF	18,21	20,74	19,82	17,03	15,66	22,19	20,85	18,10
Saturación	102,33	102,99	97,68	101,12	101,51	72,79	60,14	67,59

En cuanto a los porcentajes de pérdidas se observan valores superiores al 60% (Figura 6.24); si el proceso general de compostaje se realiza adecuadamente, tiende a reducirse hasta un 60%, estos datos incluyen la masa total, incluida la humedad y los rechazos, por lo que existe una reducción significativa no necesariamente relacionada con la degradación biológica.

Figura 6.24 % de pérdidas



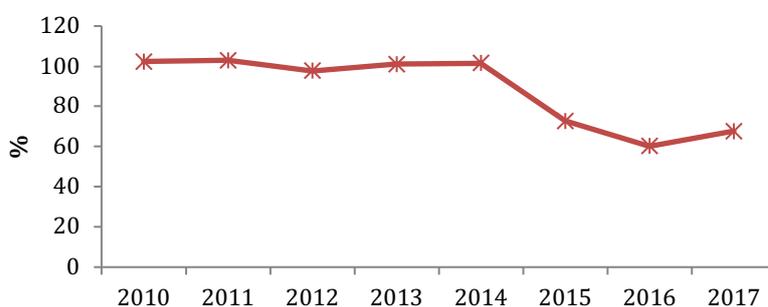
Considerando las pérdidas totales y biológicas calculadas del proceso específico estudiado, resultan del 73% para las biológicas y del 85% para las totales. Ambos valores resultan similares a los calculados de manera general para todo el proceso (Tabla 6.13). Si se considera la pérdida en relación a la materia seca, con objeto de eliminar la distorsión que provoca el agua, las pérdidas totales son del 64% y las pérdidas biológicas de 56%, donde es preciso restar el mismo valor para

los rechazos sin tener en cuenta su contenido en humedad, las pérdidas son del 55%. Esto indica que el contenido en agua afecta las pérdidas biológicas en un factor de 1,23 y las totales de 1,21.

- **Índice de Saturación**

En el estudio realizado por la ESAB-ARC se muestra el índice de saturación para la planta de Manresa en los años 2004-2006, en lo que se observa que no supera el 70% (Huerta et al., 2008), sin embargo el índice de saturación para el periodo de 2010-2017 (Figura 6.25) muestra que permanece con valores superiores o muy cercanos al 100%, excepto para el año 2015 en el cual tuvieron reformas de infraestructura en la planta.

Figura 6.25 Evolución del Índice de Saturación



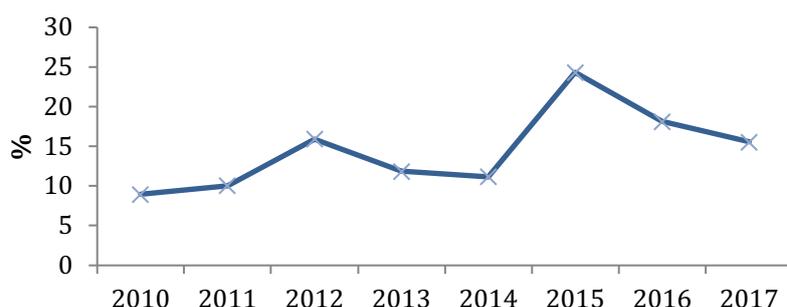
El índice de saturación presenta una correlación con la presencia de MOT en los análisis químicos, comprobando que a mayor saturación mayor materia orgánica total se presentará en el compost final, por lo que la saturación influye en el proceso de degradación y con esto en la estabilización del material final.

- **Rendimiento**

El rendimiento indica aquella cantidad (masa) que queda respecto la inicial. El rendimiento se puede mostrar de diferentes formas, ya que en el proceso de compostaje no es equivalente a otros tipos de producción; aquí se busca la mayor reducción de masa y volumen a través de la transformación biológica (López et al., 2014).

El índice de rendimiento para la planta de Manresa (Figura 6.26) presenta valores menores a 15% hasta el año 2014, sin embargo es importante mencionar que en esta planta se realiza la separación de impropios después de la fase de descomposición, por lo que se retira material, y por lo tanto se pierde material que no llega al final del proceso. Los últimos años se presentan valores superiores del 15% también provocados por las modificaciones que se realizaron en la instalación. Zhang et al. (2010) en su estudio en instalaciones de compostaje en Japón, demuestra que el rendimiento de las instalaciones depende del material de entrada, mientras que Pognani et al. (2012) confirma que con el uso de túneles, la reducción final se encuentra en un 90% de la FORM inicial.

Figura 6.26 Evolución del Índice de Rendimiento



6.3.4. Balance energético y rendimiento 2010-2017

Los indicadores de consumo de electricidad y combustible se han calculado en relación a la FORM tratada, a la mezcla (FORM+FV) y por ultimo a la mezcla total calculada, esto quiere decir que se agrega la cantidad de recirculado que haría falta para la cumplir con la proporción establecida por la planta. En la Tabla 6.14 se observan los indicadores energéticos para el período estudiado de la planta de Manresa.

Tabla 6.14 Consumo energético

Año	Unidades	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Recursos consumidos									
Agua pluvial	m ³ /año					-	-	7864	6996
Electricidad	kWh/año	1031343	792760	867703	780794	877489	783009	655511	642298
Gasoil	L/año	47483	28322	30781	32973	36410	42535	39561	38746
Lixiviados	m ³ /año	1612	1867	1890	1975,1	2229	1029	1562	1155
Agua red	m ³ /año	1357	2464	1620	439	250			
Materiales tratados y producidos									
Entrada FORM	t/año	20465	20597	19535	20224	20302	14558	12028	13519
Entrada FV	t/año	2314	2075	3803	4530	4503	4720	4900	5023
Mezcla		22780	22673	23338	24754	24805	19278	16929	18542
Mezcla + Recirculado		33849	34268	31050	31675	31833	21646	17093	19234
Compost agricultura	t/año	1762	2021	3128	2421	2324	3468	2180	2058
Rechazo	t/año	3727	4273	3871	3445	3179	3231	2508	2447
Indicadores									
Indicador electricidad	kWh/t FORM	50,4	38,5	44,4	38,6	43,2	53,8	54,5	47,5
	kWh/t mezcla	45,3	35,0	37,2	31,5	35,4	40,6	38,7	34,6
	kWh/t mezcla+rev	30,5	23,1	27,9	24,7	27,6	36,2	38,3	33,4
Indicador combustible	L gasoil/t FORM	2,32	1,38	1,58	1,63	1,79	2,92	3,29	2,87
	L gasoil/t mezcla	2,08	1,25	1,32	1,33	1,47	2,21	2,34	2,09
	L gasoil/t mezcla+rev	1,40	0,83	0,99	1,04	1,14	1,97	2,31	2,01

En cuanto al consumo energético y la eficiencia de los recursos se observan algunas variaciones, primero como ya se ha comentado antes, en el año 2015 se realizan algunos cambios en las instalaciones por lo que se compara el promedio del primer periodo (2010-2015) con el segundo periodo (2016-2017), uno de los principales cambios es la reducción de tratamiento de FORM de más de 30%, por lo que se esperaría que los RV también se redujeran sin embargo estos presentan un aumento del 35% debido a un proceso de compostaje previo del material. El compost expedido presenta también una reducción del 16%.

El consumo de electricidad respecto FORM pasa de 45 kWh a 51 kWh por tonelada (+13%) mientras que es casi constante para la relación de mezcla (37 kWh), ya se optimiza el sistema de aireación con variadores de frecuencia, reduciendo la potencia y el número de arranques de los ventiladores en el segundo periodo. En cambio, el consumo de gasoil pasa de 2.0 L a 3.1L por t de FORM (+ 50%) y de 1.6 y 2,2 L por t de mezcla (+35 %), un aumento notable más si se tiene en cuenta el consumo absoluto. En el segundo periodo, aunque se trata menos material, está por más tiempo y se hacen más traslados de material con la pala, lo que conlleva más volteos y movimientos y por tanto mayor consumo de gasoil, mientras que, otras operaciones dependientes del consumo eléctrico, no varían tanto.

6.4. Conclusiones

En conclusión puede decirse que por medio de las densidades aparentes en las diferentes fases puede llevarse a cabo el cálculo del balance de masa y aproximar la evolución del material durante todo el proceso, y con esto poder definir y conocer los valores del material que se trata y la transformación biológica durante el proceso. En este caso pudo observarse como la saturación presenta una ligera correlación positiva en la MOT del compost final.

A pesar de que las plantas traten fracción orgánica separada selectivamente, la cantidad de rechazo e impropios es muy alta y este es un problema ya que tanto la eficiencia del proceso como la calidad del compost se ve afectado por estos, provocando uso mayor de recursos humanos, económicos y tecnológicos para mejorar la preparación del material.

7. APROXIMACIÓN AL PROCESO DE COMPOSTAJE MEDIANTE TÉCNICAS DE BAJO COSTE EN RESIDUOS AGRICOLAS VEGETALES.

7.1. Introducción

Las diversas actividades realizadas en los ámbitos de la sociedad repercuten en la generación de residuos de todo tipo y, por ende, en los de naturaleza orgánica. Los residuos ganaderos y agrícolas, los lodos de depuradora, los residuos agroindustriales y los residuos municipales conforman la variada tipología de residuos orgánicos generados por el conjunto de la sociedad. En la UE, el año 2014 se produjeron aproximadamente 2.500 millones de toneladas de residuos, de las cuales casi el 3,5% corresponden a residuos agrarios, y aunque el porcentaje parece muy pequeño, esto representa más de 80 millones de toneladas. Para el año 2014 en España se estimaban más de 110 millones de toneladas, de estas 8 millones de toneladas corresponden al sector agrícola (Gruneklee, 1997), de las cuales no todas son consideradas como residuos, por su reutilización en la finca.

El aumento de la legislación y las normas ambientales fueron responsables de fomentar el desarrollo de una nueva generación de instalaciones de compostaje por lo menos en Europa, sin embargo a nivel comunitario no se ha desarrollado todavía ninguna norma específica que regule el compostaje más allá del borrador del año 2001 (European Commission, 2001), o la normativa europea (*Reglamento 142/2011*, 2011) que establecen normas sanitarias durante el proceso de compostaje; sin embargo nuevos proyectos en relación con el tratamiento de residuos y productos empiezan a aparecer (Comisión Europea, 2016; Pinasseau et al., 2017).

La mala gestión de los residuos orgánicos genera problemas medioambientales, originando un deterioro continuo del medio y de los recursos. En el caso particular de los residuos agrícolas de origen vegetal, la práctica de la quema de éstos continúa siendo habitual. Esta práctica provoca la emisión de gases y aumenta el riesgo de incendios, el abandono de los restos de cosecha

contribuye a la propagación de plagas, los vertidos con la contaminación de agua y suelo o el abandono de estos con problemas de malos olores o problemas de salud (Ministerio de Agricultura, 2012). El compostaje es una buena alternativa para tratar los residuos orgánicos que permite reintroducirlos en el entorno de manera respetuosa como enmienda orgánica. No obstante, la búsqueda de mejora de las técnicas de manejo, para minimizar el impacto provocado por la mala gestión y el control del compostaje adecuado y sencillo, son imprescindibles para avanzar en la protección del medio ambiente.

Los residuos agrarios tienen diferente naturaleza y por la misma razón diferentes características, algunos podrán aportar con cierta facilidad fitonutrientes por su descomposición relativamente rápida, en cambio otros, al contener MO más estabilizada, actuarán como enmienda orgánica y liberarán a largo plazo los nutrientes (fundamentalmente el nitrógeno (Soliva, 2011)). Deben conocerse bien las características de los materiales así como los efectos que tiene aplicar directamente o después de compostar residuos de cosechas, residuos ganaderos o los procedentes de industrias agroalimentarias, según su composición y degradabilidad. Las diferencias de comportamiento según su origen se ponen de manifiesto tanto al ser aplicados como al ser compostados.

El objetivo general de este capítulo es identificar técnicas de control del proceso de compostaje para desarrollar un protocolo de seguimiento que pueda ser realizado con el uso de instrumental sencillo, tal como el que puede tenerse en una cooperativa, a través de la determinación de parámetros relevantes. La hipótesis propuesta consiste en comprobar que los parámetros de campo, temperatura y densidad aparente en relación a parámetros de laboratorio producen información suficiente para poder ser utilizados como indicadores de control del proceso. La parte experimental de este capítulo se llevó a cabo en la planta piloto de compostaje del Campus Desamparados, de la Universidad Miguel Hernández, de Elche, bajo la supervisión del Grupo de Agroquímica y Medio Ambiente (GIAMA).

7.2. Metodología

7.2.1. Materiales

El material a compostar fueron restos de poda triturada, procedentes del Campus Desamparados de la Universidad de Elche, en Orihuela (Alicante). El origen de los árboles era diverso (morera, hoja y tronco de palmera) y constaba principalmente de ramas y hojas, en menor medida Figura 7.1 y en proporciones variables.

Figura 7.1 Pila de Compostaje Inicial



7.2.2. Proceso de compostaje

Los restos vegetales triturados se dispusieron en una pila de sección triangular de 30 m de largo, por 2,20 m de ancho y 1,50 m de alto, que constituye aproximadamente 33 m³. La pila se volteaba y regaba cada semana. El riego se realizaba con una manguera utilizando agua pluvial y el volteo era realizado con una volteadora Backhus 4:28 (figura 7.2). La pila de proceso estaba asentada sobre un suelo compactado y no disponía de cubierta, quedando expuesta a los elementos. Al final del proceso se tamizó el material a 20 mm para obtener el compost. La duración total del proceso fue 205 días.

Figura 7.2 Volteadora Backhus



7.2.3. Muestreo

Se realizaron muestreos periódicos a lo largo de todo el proceso de compostaje realizado de medida de la temperatura, determinación in situ de la densidad aparente y toma de material de muestra para determinar parámetros físico-químicos y químicos en el laboratorio. A diferencia

de la determinación de parámetros realizada en la planta compostaje de FORM de Manresa (Capítulo VI), donde se analizaron materiales de todo el proceso en un momento puntual, en este caso las muestras se tomaron a lo largo de todo el proceso para obtener una evolución real del mismo material.

7.2.4. Parámetros de campo: medida de la temperatura, determinación del volumen, de la densidad aparente y evolución de la masa

La temperatura fue medida cada día con dos sondas, en diferentes puntos y a diferente profundidad, aproximadamente separadas a 10 metros de distancia y a una profundidad de 25 cm aproximadamente. Las sondas marcaban la temperatura cada 6 horas, y se tuvo registro durante todo el proceso. Se utilizó un sonda termopar de temperatura, de 0,1 °C de resolución.

La densidad aparente se determinó en 6 puntos diferentes de la pila a diferentes profundidades, utilizando la metodología propuesta por Huerta et al. (2011), de determinación de la masa en un volumen conocido. Se siguió una frecuencia semanal. A partir de la determinación de la humedad se determinó también la densidad aparente seca (Dap seca) que expresa la masa de materia seca por unidad de volumen. Este parámetro permite realizar el seguimiento de la densidad independiente de la humedad o contenido en agua, que varía a merced de condicionantes externos (riego, lluvia) y que modula la cantidad de masa en cada momento.

El seguimiento de la evolución del volumen se realizó a través de la medida de las tres dimensiones de la pila (anchura, altura y longitud) en diferentes puntos para evitar el error de medida y en diferentes momentos.

La combinación de la determinación del volumen, coincidente con la determinación de la densidad aparente permitió calcular la masa existente en cada momento para seguir su evolución.

7.2.5. Parámetros de laboratorio

El muestreo para el análisis de los parámetros químicos se realizó semanalmente, consistiendo en una toma de muestra por triplicado de diferentes puntos de la pila de proceso. Estas muestras fueron analizadas en los laboratorios de Edafología de la Universidad Miguel Hernández campus Desamparados (UMH).

Los parámetros de laboratorio realizados para el seguimiento del proceso se realizando tres repeticiones para cada muestra y están sintetizados en la Tabla 7.1. El detalle de la metodología se ha expuesto en el capítulo III, de metodología general.

Tabla 7.1 Determinación de propiedades químicas y físicas evaluadas.

DETERMINACIÓN	DESCRIPCIÓN
Parámetros de laboratorio	
% Humedad (% MS) pH y CE	Gravimetría indirecta por secado a 105°C hasta peso constante pH-metría y conductimetría sobre extracto acuoso 1/10 (p/v) (Bustamante et al., 2008), y midiendo en pH-metro (CRISON GLP 21) y un conductímetro (CRISON GLP 31)
Nitrógeno Orgánico	Digestión Kjeldahl de muestra seca y triturada y cuantificación de amoníaco por potenciometría, con electrodo selectivo de amoníaco.
Materia Orgánica Total	Gravimetría indirecta por calcinación a 450 °C por 24 h
Metales Pesados y Fitonutrientes	Disolución ácida de las cenizas (470 °C) en HNO ₃ 3N y cuantificación por espectrometría de absorción atómica, fometría o espectrofotometría
Grado de Estabilidad	Doble hidrólisis sulfúrica de la muestra seca y triturada, originado a partir del método Klason (López et al., 2010a) determina la relación entre la materia orgánica resistente (MOR) respecto la MOT.
Nitrógeno amoniacal	Cuantificación en el extracto acuoso por potenciometría con electrodo selectivo de amoníaco.

7.2.6. Evaluación de indicadores

Al igual que en el capítulo anterior, se hizo uso de algunos indicadores detallados en el apartado 5.2.3, y publicados en Girón-Rojas et al. (2020), que incluyen las pérdidas biológicas, las pérdidas totales, el rendimiento y los rechazos generados.

7.2.7. Análisis estadístico

Los análisis fueron realizados por triplicado, se realizó una correlación entre parámetros para el total de las muestras, esperando ver que parámetros pueden influir o ser más representativos durante todo el proceso, y determinar cuál puede ser de mayor importancia para determinar que el compost final sea de calidad. También se realizó el análisis de varianza para conocer si la diferencia en las diferentes fases de los resultados era significativa. El análisis estadístico de los datos fue realizado con el programa IBM SPSS Statistic, con significancia de 0.05.

7.3. Resultados y Discusión

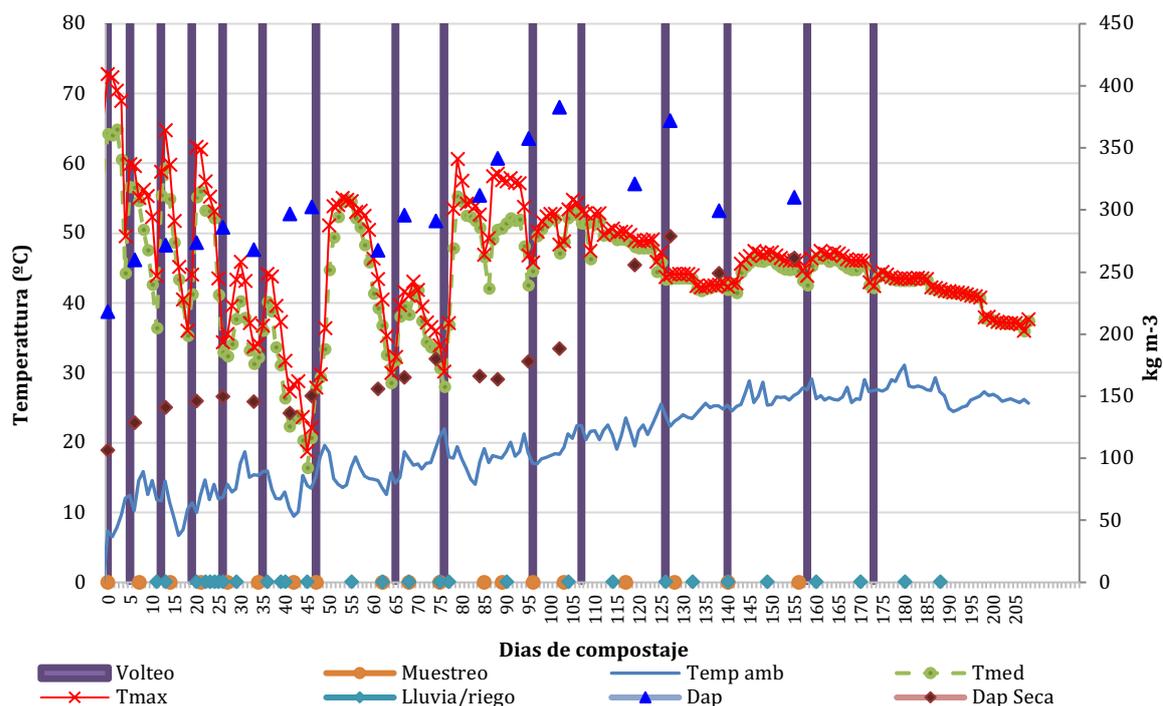
7.3.1. Parámetros de campo

Los parámetros de campo se monitorizaron hasta los 205 días.

- **Temperatura**

La Figura 7.3 muestra la evolución de la temperatura y se identifican algunas operaciones como el volteo y la toma de muestra, así como también la medida de la temperatura ambiente.

Figura 7.3 Evolución de temperatura y densidad aparente en el proceso de compostaje de RV



Durante el proceso de compostaje se presentan variaciones de temperatura, y se observan dos etapas, una primera que dura hasta el día 45, con marcada tendencia de la temperatura a disminuir, y una segunda, a partir de esta fecha, con una reactivación del proceso y un posterior descenso paulatino de la temperatura que bien puede corresponder con la estabilización del material.

Se considera que la fase bio-oxidativa tiene una duración de 206 días, es decir, de todo el proceso monitorizado, de las cuales 9 días superan los 60°C, particularmente situadas al inicio del proceso y hasta los 20 días, lo que podría coincidir con la fase de descomposición teórica del compostaje. Posteriormente, en el día 80 y después de la reactivación del proceso, se detecta un nuevo pico superior a los 60°C. La temperatura máxima alcanzada durante el proceso fue de 7,8 °C en el día 1, mientras que la mínima fue de 18,8 °C, en el día 46.

Los aumentos de temperatura van precedidos del momento del volteo, que si bien en un primer instante implican un descenso de temperatura, gracias a la oxigenación aportada la actividad microbiana volvía a retomarse y consecuentemente aumentaba la temperatura. Las temperaturas de 18°C se debieron a que el material presentaba mucha humedad a causa de las lluvias continuas presentadas durante una semana anterior, acompañadas de un descenso de la temperatura ambiente desde el día 32 al 43. Este suceso sería también el responsable del descenso de la temperatura, que debido al exceso de humedad dificulta la actividad microbiana aerobia que comportaría el aumento de temperatura y la disminución de la humedad por evaporación. Posteriormente, se observa como el proceso retoma su actividad, con una temperatura ambiente

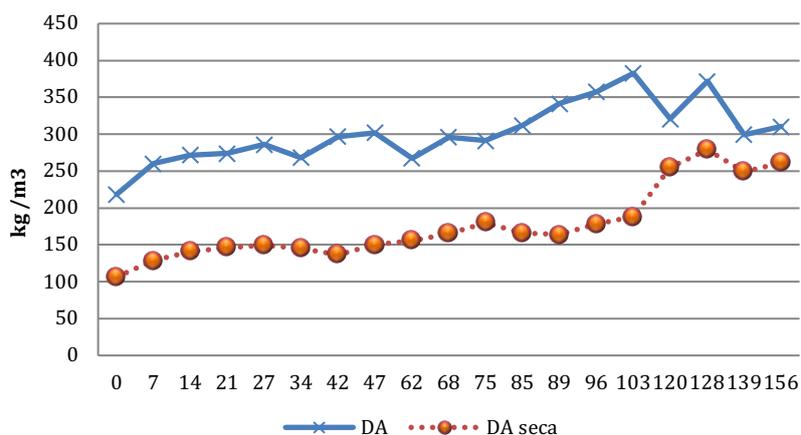
creciente que favorece la evaporación del exceso de agua para recuperar las condiciones aeróbicas y por tanto mejorar la actividad microbiana.

Finalmente, se tomó en cuenta el final de la fase bio-oxidativa después de que la pila presenta una temperatura menor a 40°C por más de diez días después de un volteo y acercándose a la temperatura ambiente, suponiendo que la actividad de microorganismos ha terminado.

7.3.2. Densidad aparente

La densidad aparente inicial correspondiente al material que se dispuso en la pila fue de 218 kg m⁻³ que aplicados al volumen de la pila, proporciona una masa de 7.204 kg. La densidad aparente aumentó hasta 310 kg m⁻³ a los 156 días de proceso. La Dap seca presenta valores inferiores pero con mayor diferencia entre el inicio y el final del proceso, pasando de 107 kg m⁻³ a 261 kg m⁻³, respectivamente (Figura 7.4). El aumento de la densidad aparente seca es continuo y suave hasta el día 103 donde aumenta más intensamente desde 188 kg/m³ a 279 kg/m³ en el día 129 y 7.203,90 kg de masa, la masa fue determinada tomando en cuenta la densidad aparente al inicio del proceso con un valor de 218 kg m⁻³

Figura 7.4 Evolución de la Densidad Aparente

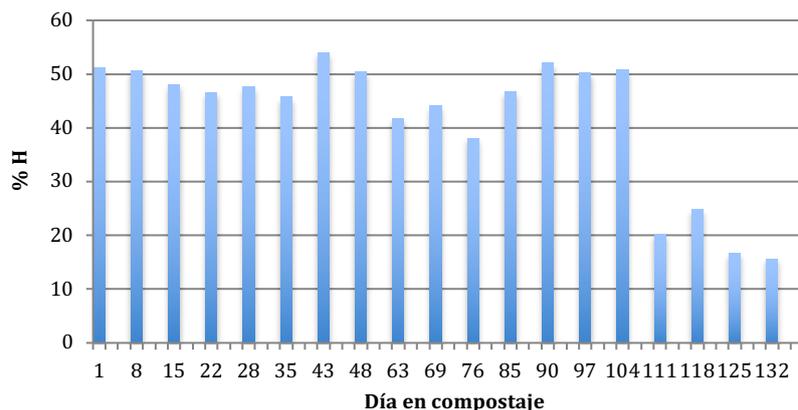


7.3.3. Parámetros de laboratorio

- **Humedad, pH y CE**

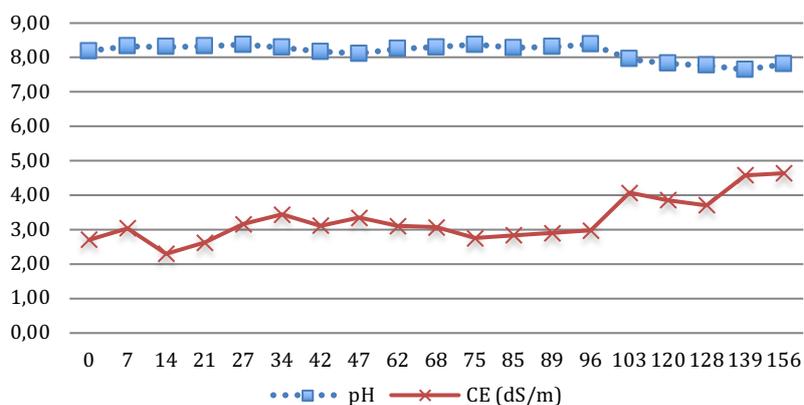
El rango de humedad durante el proceso se mantuvo por encima del 40% durante la mayor parte del tiempo y con intervalos alrededor del 50%, adecuados para mantener la actividad microbiológica aeróbica de la pila y consecuentes con las características meteorológicas. Sin embargo, hacia el final del proceso, y de acuerdo con la reducción del riego, a partir del día 103 disminuyó hasta valores inferiores al 20 %, lo que limita el proceso biológico pero facilita la operación de tamizado. El descenso final de la humedad puede ser la razón por la cual también desciende la temperatura, como se vio anteriormente.

Figura 7.5 Evolución de la humedad.



El pH se mantiene alrededor de 8 durante todo el proceso, coherente con valores de compost de restos vegetales y sugeridos en la agricultura que son entre 6,5-8,5 dS/m (Hogg et al., 2002) y un leve descenso a partir de los 100 días. En cuanto a la CE, se observa un aumento constante del valor, en relación con el descenso de humedad y con la mineralización que se produce a lo largo del proceso, ambos factores causantes del incremento de la salinidad. Los valores sugeridos en compost vegetal por la bibliografía son de 4,0 a 7,2 dS/m (Sangamithirai et al., 2015), aunque se presentan valores límite de 3,5 dS/m (Lemaire et al., 1985) establecido para el crecimiento vigoroso de plántulas. Los valores obtenidos de CE durante el proceso son de 4,6 dS/m de la muestra final, se aprecia el incremento con el proceso, atribuible a la mineralización de la materia orgánica (Bueno et al., 2008).

Figura 7.6 Evolución pH y CE

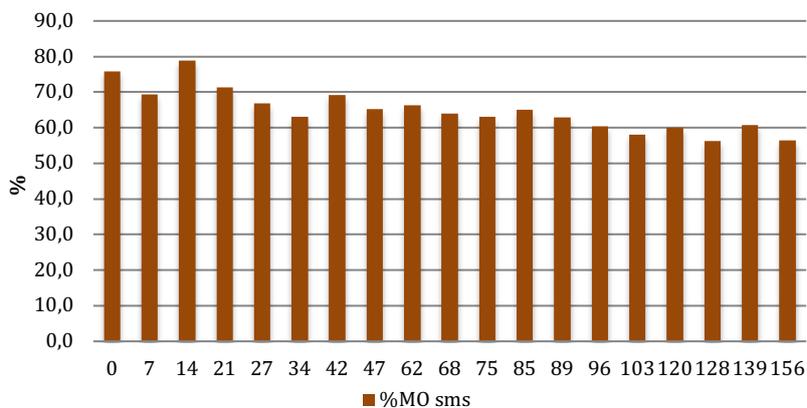


- **MOT, Corg, Norg y GE**

El contenido en MOT sobre muestra seca evoluciona desde valores próximos al 80% al inicio del proceso hasta el 56 % al final, suponiendo una pérdida total superior al 60% del contenido inicial. Al cabo de 34 días se acumuló el 75% de la pérdida total. Se estima que un valor para la materia orgánica total superior al 35% en masa debería ser adecuado para los medios de cultivo (Hogg et

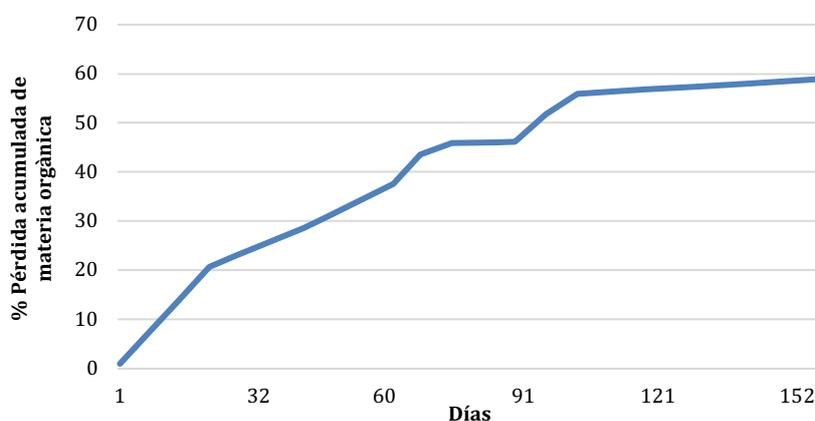
al., 2002), y la legislación española permite una materia orgánica mínima de 40% en masa en enmiendas de compost vegetal (RD 506/2013, 2013).

Figura 7.7 Evolución de MOT



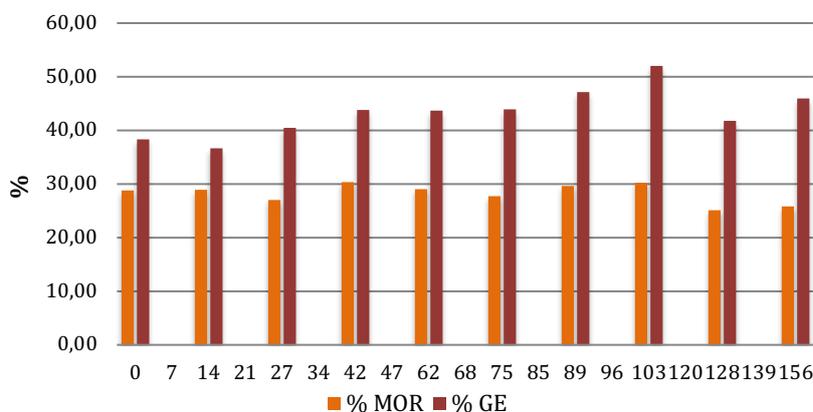
De igual forma se presenta la pérdida de la materia orgánica durante todo el proceso respecto a la materia inicial, presentando la diferencia más grande de pérdida de materia orgánica pasados los 120 días (Figura 7.8), la pérdida de la muestra final respecto a la inicial es de 58.76%. Este valor de pérdida de materia orgánica para el total del proceso se puede considerar bajo respecto a un proceso modelo donde las pérdidas de materia orgánica son más próximas al 80% (Haug, 1993). En la Figura 7.8 se muestra la evolución de la pérdida de materia orgánica, donde se puede observar que la pérdida es más o menos constante hasta el día 100, momento a partir del cual se reduce. Esta parada en la degradación, se puede atribuir a dos causas: por un lado, a que se haya alcanzado la estabilización y por la otra a que las condiciones de proceso no sean suficientemente adecuadas (falta de aire y/o agua) para continuar con la degradación. El valor final alcanzado sobre materia seca (56%) indica que, en principio, se puede considerar que ha habido suficiente degradación. No obstante, en relación a la evolución de la temperatura, reflejo de la actividad microbológica e indicador de estabilización (Figura 7.3), se puede observar que en ese período la temperatura era superior a 40°C y a su vez superior a la temperatura ambiente, lo que indicaría que todavía faltaría estabilización.

Figura 7.8 Pérdida de la Materia Orgánica



Por su parte, el Corg evoluciona del 39,6 % al 29,7 %, proporcional a la pérdida de MOT. El Norg experimenta un aumento del 1,5 % al 1,8 %, que concuerda con la conservación de este nutriente por una relación C/N inicial de 27, pero llegando a una relación C/N de 15,5 cumpliendo con la legislación. El GE aumenta del 38,3 % al 45,7%, lo que supone un incremento muy discreto y no alcanzar el 50 % considerado como mínimo de una muestra estable (López et al., 2010)), y por tanto indica que el proceso no aún no ha terminado, lo que también sería acorde con una temperatura superior a la ambiental (Figura 7.3). Por su parte, la MOR, parámetro necesario para calcular el GE, sufre una variación leve, disminuyendo del 29% al 25%, mientras que el grado de estabilidad presenta un valor final superior al 45% Figura 7.9.

Figura 7.9 Evolución Grado de estabilidad



- **Metales pesados**

En cuanto a los metales pesados se analizaron tres muestras, inicial, intermedia y final; como es de esperarse los valores en la muestra final presentan un aumento en la concentración de metales, sin embargo con los valores del compost obtenido puede clasificarse como clase A y es permitido para su uso hasta en agricultura ecológica.

Tabla 7.2 Valores de Metales pesados

METALES	VALOR INICIAL	VALOR FINAL	% Dif..
Fe (ppm)	1219,46	4725,92	387,5
Cu (ppm)	12,60	21,76	172,7
Mn (ppm)	50,20	85,59	170,5
Cr (ppm)	2,26	4,27	188,9
Zn (ppm)	38,35	63,36	165,2
Ni (ppm)	5,11	8,04	157,3
Pb (ppm)	4,22	8,16	193,4
Cd (ppm)	n.d.	n.d.	

7.3.4. Correlaciones entre parámetros

En la Tabla 7.3 se muestra la correlación de los diversos parámetros. Se puede observar que la densidad correlaciona significativamente con todos los parámetros, principalmente con la MOT, de manera que una mayor densidad aparente supondría un menor porcentaje de materia orgánica. En esta observación, se toma en cuenta una humedad no mayor a 30%, ya que si el producto está muy húmedo puede tener mayor densidad pero esto no determina que la materia orgánica haya pasado el proceso correctamente. La relación del C con la MOT hace que el sentido de la correlación sea el mismo.

Respecto a la estabilidad, una mayor densidad indicaría un mayor grado de estabilidad, lo que es esperable con un proceso bien llevado. Sin embargo, la mayor densidad también se correlaciona con una menor materia orgánica resistente, lo que puede generar un contrasentido. La explicación se puede encontrar en que la variación de MOT (20 puntos porcentuales) es mucho mayor a la que sufre la MOR (4 puntos porcentuales) a lo largo del proceso, produciendo un incremento del GE y una variación de MOR poco significativa a lo largo del proceso.

Así, a mayores valores de Dap seca mayor GE y menor MOT, lo que indica que el aumento de la densidad estaría relacionado con materiales más estables. Cabría esperar que la relación de la densidad con la H fuera positiva, de manera que cuanto más húmedo esté el material, mayor Dap. Sin embargo, el resultado hallado podría indicar que en este caso el aumento de la Dap está más relacionado con la disminución de partícula (no determinado) que se produce de forma normal en un proceso de compostaje, que no por la humedad, que se mantuvo alrededor del 50 %.

La correlación positiva de la CE con la densidad también estaría en la línea de que el material más mineralizado, y por tanto con mayor conductividad, es coincidente con una mayor densidad aparente.

Tabla 7.3 Correlación de parámetros

	DA Seca	Humedad	MOT	MOR	GE	pH	CE	C	N
Densidad	,719**	-,285*	-,628**	-,509*	,438*	-,439**	,353**	-,553**	,679**
DA Seca		-,862**	-,681**	-,691**	,428*	-,709**	,713**	-,603**	,665**
Humedad			,556**	,679**	-,341	,666**	-,774**	,179	-,077
MOT				,815**	-,800**	,529**	-,726**	,791**	-,478*
MOR					-,321	,380	-,623**	,744**	-,417
GE						-,627**	,648**	-,686**	,454
pH							-,834**	-,282	,067
CE								-,440*	,006
C									-,635**

* La correlación es significativa al nivel 0,05.

** La correlación es significativa al nivel 0,01.

Del mismo modo, la densidad aparente presenta una correlación positiva significativa con todos los metales pesados principalmente por la concentración de estos en la reducción de la masa y

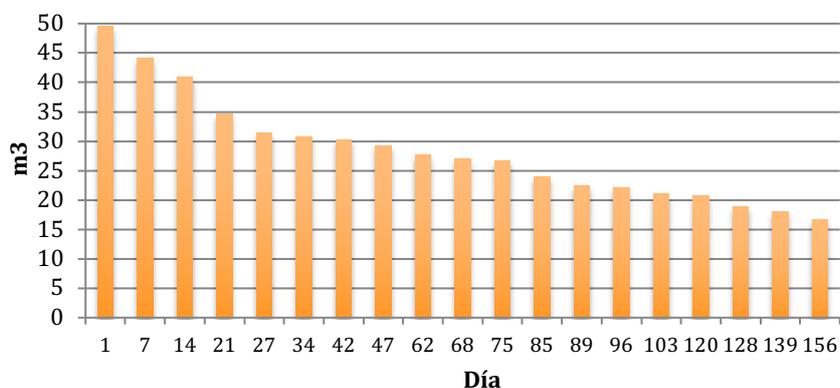
partículas. Otras correlaciones destacables son entre MOT y H (0,556**), que probablemente indicaría que las muestras más jóvenes tienen mayor humedad, justificando también la relación de la MOT y la MOR con la CE (-0,726** y -0,623**, respectivamente), donde la CE aumenta con el tiempo por mineralización de la MOT.

7.3.5. Evolución de la masa y del volumen

La eficiencia del proceso de compostaje puede determinarse por el grado de reducción de masa y/o volumen, sin embargo no hay un valor establecido para el final del proceso de compostaje, algunos autores hablan de una reducción en compostaje en restos vegetales de un mínimo de 30% en masa y un promedio de 40.7% en volumen del material inicial (Breitenbeck and Schellinger, 2004), sin embargo dependerá del material inicial así como la tecnología utilizada durante el proceso y muy específicamente del manejo.

El volumen de la pila disminuye de los 49.5 m³ hasta los 16.6 m³, que representa un 66 %, la mayor parte de la pérdida de volumen sucede hasta el día 85, donde se alcanza el 77 % de la pérdida total (el 51.5 %), que representa poco más de la mitad la duración del proceso total (Figura 7.10). La pérdida de volumen está íntimamente relacionada con la pérdida de masa y la reducción de la medida de partícula, lo que en su conjunto conduce a la compactación de las partículas, con una reducción del espacio poroso y por tanto aumento de la densidad aparente, como se ha observado anteriormente.

Figura 7.10 Evolución del volumen

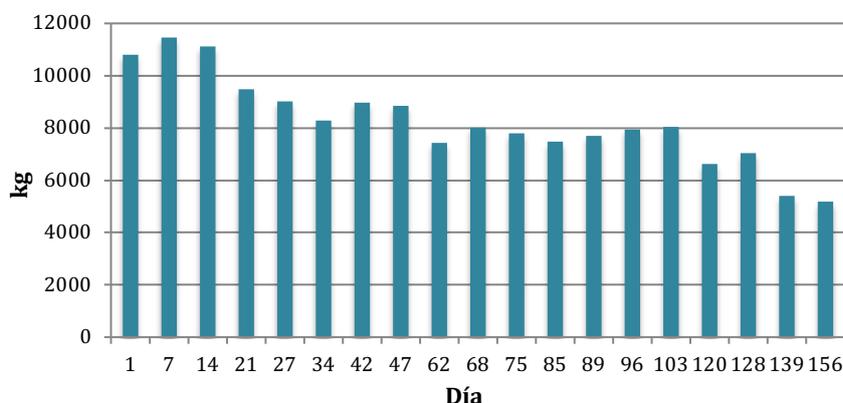


La pérdida de volumen se distribuye en tres etapas, una primera que se produce durante los primeros 27 días y de manera intensa, una segunda más plana, entre el día 27 y el 75, y una tercera que vuelve a presentar una cierta pendiente que ya dura hasta el final del seguimiento.

La evolución de la masa (Figura 7.11) sufre un descenso más o menos intenso durante los primeros 27 días, y a partir de aquí la variación es más moderada hasta el día 103, y al final se produce un descenso intenso. Así, se puede establecer que la pérdida total de masa es del 52 % (de 10,805 kg

a 5,170 kg). Como se ha comentado en relación a la pérdida de materia orgánica, el proceso podría haber sido más eficiente durante el periodo monitorizado.

Figura 7.11 Evolución de la masa total.



Si se considera la variación de temperatura y materia orgánica, durante los primeros 27 días se produce la pérdida del 22% de la materia orgánica, que representa casi la mitad de la pérdida total (56%) y que a su vez es coincidente con temperaturas elevadas; todo ello resulta en una disminución importante del volumen y de la masa total en ese primer período. Curiosamente, se observa que el contenido en humedad de la pila (Figura 7.5) es más elevado durante el periodo intermedio en el que se produce menor degradación y menor disminución de masa y de volumen, lo que podría indicar que para este proceso, la humedades elevadas y aconsejada en otros tipos de materiales pueda ser excesiva para buen desarrollo del mismo, siendo más favorables porcentajes de humedad más cercanos al 40% que al 50%.

Tomando en cuenta las reducciones presentadas en el compostaje de la pila de restos vegetales, en la Tabla 7.4 se presentan los valores de los indicadores que se estudiaron en el apartado V.

Tabla 7.4 Indicadores compostaje de RV

Indicador	%
Pérdidas Biológicas (BL)	52.15
Pérdidas totales (TL)	52.66
Rendimiento (PI)	47.34
Rechazo (RF)	0.51

Las pérdidas biológicas y las pérdidas totales son muy similares, y esto es debido al tipo de material tratado. En el caso de los materiales analizados en el apartado V se trataba de residuo municipal, donde el porcentaje de impropios en el material de entrada, además de condicionar el proceso, conlleva la generación de pérdidas físicas mucho mayores a la de un proceso como el presente, donde estas responden únicamente a las pérdidas por tamizado en el afino. Por ello, el porcentaje de rechazo o material no compostable presenta valores mínimos (0.51%) que en su

mayoría son parte de los restos vegetales con tamaños superiores que no pasaron por el afino final. En cambio, las pérdidas biológicas que aquí se constatan son inferiores de media a las de los procesos de compostaje de FORM vistas en el apartado V, básicamente debido a que el material tratado aquí, los restos vegetales, de partida ya son menos degradables.

7.4. Conclusiones

La evolución de los parámetros de fácil medida durante el proceso de compostaje como son temperatura, volumen y densidad aparente permiten correlacionar la variación de estos con el avance del proceso. Además, reflejan la evolución de la materia orgánica y por tanto la estabilización del proceso. Una mayor densidad presenta una mayor degradación de la MOT y por lo tanto un mayor GE para el producto final. El seguimiento de la temperatura es un garante de la calidad higiénica del producto, por lo que la adquisición de una sonda de temperatura o sistemas más sencillos tipo termómetro, pueden aportar una gran información para el manejo de la pila. La humedad es también un parámetro de fácil seguimiento y que requiere poco utillaje con el que muchas instalaciones cuentan en un pequeño laboratorio; es preciso tenerlo controlado, para garantizar que el proceso se desarrolla adecuadamente.

Es importante monitorizar el seguimiento de estos parámetros para el propio proceso que se controla, esto es, para un material/mezcla determinado y un manejo constante. La densidad aparente depende, además de la transformación que sufra el material durante el proceso, de la naturaleza del material utilizado, atendiendo al tamaño de partícula inicial y a la distribución entre materia orgánica y mineral inicial. Respecto a la humedad, para el tipo de material tratado, un valor de humedad elevado puede ser negativo para el desarrollo del proceso.

La gestión de residuos orgánicos de explotaciones puede tener un fácil manejo y control mediante esta metodología. Otros aspectos, como el tiempo de descomposición, pueden variar por las características del material inicial; sin embargo, teniendo controlados la humedad y aireación y siguiendo la evolución de la densidad aparente y de la temperatura, puede llevarse un proceso de compostaje efectivo en el que puede garantizarse su madurez y estabilidad.

CAPÍTULO VIII

8. DISCUSIÓN

Como se ha observado, las plantas de compostaje de FORM tienen una capacidad superior a la cantidad de fracción orgánica actualmente recogida, sin embargo es importante aclarar que de la fracción resto aproximadamente el 33% es materia orgánica que no se separa adecuadamente (ARC, 2014), por lo que si toda la fracción fuera recogida separadamente, en el año 2017 se tendrían 762 mil toneladas más de fracción orgánica para tratar en plantas de compostaje y de digestión anaerobia de residuos municipales en Catalunya. Sin embargo aun así la capacidad de las plantas destinadas a la fracción resto siguen cubriendo las cantidades a tratar. Aquí se puede observar nuevamente la importancia de una recogida selectiva adecuada, ya que la generación de la fracción resto debería ser mínima en beneficio de la fracción orgánica.

En cuanto a cumplir con los niveles de reducción descritas en los objetivos de la UE, Cataluña presenta un 37.5% en el reciclado y 62% a vertedero, incineración y tratamiento biológico (Agència de Residus de Catalunya, 2019). Para obtener valores superiores a los esperados por los objetivos, hace falta mucho más trabajo para poder cumplirlos, implementación de sistemas de recogida eficientes, participación ciudadana y el uso de herramientas diversas (comunicación, fiscales, sancionadoras,...) para la consecución de los objetivos. Sin embargo esto es parte del consumo individual y el reciclado. Conocer los balances de masa de las plantas es una herramienta útil que permite maximizar la eficiencia del proceso y ayuda reducir costos (Cesaro et al., 2015), así como para estimar la estabilidad del compost por su alta correlación (Zhang and Matsuto, 2010). Existen estudios sobre balances de nutrientes durante el proceso de compostaje, como son del nitrógeno o carbón (Chai et al., 2014; Keener and Zhao, 2008), así como los balances de solidos volátiles (Ahn et al., 2007), o como balances de energía en plantas de digestión (Li et al., 2015; Rafiee et al., 2017), pero el uso de balances de masa y parámetros asociados para la monitorización del proceso no está tan extendido.

La capacidad de las plantas de compostaje se toma en cuenta en base a la cantidad de FORM que puede tratarse, sin embargo los RV que son utilizados como material estructurante y que aportan características para el proceso también ocupan espacio, lo que hace que la capacidad se reduzca o que en algunas ocasiones debido a esto los RV utilizados sean menor a la que debería.

La proporción de RV utilizados en el compostaje dependerá en gran parte del tipo de material a compostar, en el caso de la fracción orgánica se desea tener las condiciones físico-químicas para que el proceso sea efectivo, las proporciones pueden variar por ejemplo $\frac{1}{2}$ en volumen (RV/FORM) (Madrid et al., 2000), mientras que en pequeñas escalas también lo hacen por peso $\frac{1}{1}$ (Hanníbal et al., 2016). Algunos otros estudios sobre compostajes de lodos hacen mezclas en masa $\frac{2}{4}$, $\frac{1}{2}$, $\frac{1}{4}$ lodos/restos vegetales, para evitar la pérdida de nitrógeno (Doublet et al., 2010; Sánchez-Monedero et al., 2001). Las proporciones utilizadas en volumen en las plantas de compostaje de FORM catalanas esta normalmente en $\frac{1}{2}$, $\frac{1}{3}$, FV/FO; sin embargo también se presentan proporciones calculadas según los datos de material de valores de $\frac{1}{6}$ como en el caso de Olot y $\frac{1}{9}$ en el caso de Terrasa. La importancia de los restos vegetales que se incorporan en el proceso de compostaje viene por la relación C/N, por la temperatura que puede llegar a alcanzar y el nivel de oxígeno que podrían delimitar o mejorar el proceso (López et al., 2014), también es importante la calidad con la que llegan, evitando la entrada de impropios en este material de entrada.

En cuanto a la cantidad de impropios en las plantas en promedio es de 10.79%, la eficiencia del proceso en plantas puede verse afectado por los impropios y mientras más limpio sea el material mayores resultados se obtienen (Cesaro et al., 2015). En plantas digestión anaerobia de fracción orgánica, el uso de hidrociclones permite separar hasta un 80% de las impurezas del material y recirculando el material separado para su tratamiento (Jank et al., 2017); sin embargo, la implementación de tecnología para la separación de impropios también aumenta los costos y no es tan efectivo como si se realizara una separación adecuada desde casa (Abad et al., 2019; Gomes et al., 2008). La densidad urbana del municipio y los sistemas de recolección que se establecen son principales impulsores de los niveles de impurezas en los residuos biológicos (Puig-Ventosa et al., 2013); en España el mejor sistema de recolección separada es el puerta a puerta, dependiendo del tiempo y frecuencia de recolección (Gallardo et al., 2012), y en el caso de Catalunya, se ha observado que además permite captar mucha más materia orgánica que con el sistema de contenedores.

Un parámetro o indicador que nos permite conocer el avance del proceso es la densidad aparente. La evolución de esta presenta un aumento mientras avanza el proceso tanto para Manresa como para las muestras del compostaje de restos vegetales en Orihuela, confirmando la correlación negativa con la materia orgánica total (Huerta-Pujol et al., 2010; Kato and Miura, 2008; Van Ginkel et al., 1999), y la correlación positiva con el grado de estabilidad. Las temperaturas deben exceder los 55°C por más de dos semanas para la reducción de patógenos (Gavilanes-Terán et al.,

2016) y las reducciones de la MOT en pilas superar el 39.9% (Bhatia et al., 2012), valores similares a los obtenidos en el presente documento.

La capacidad de la planta determina la cantidad de material que puede ser tratado y sobre todo el ser estabilizado de manera correcta, por lo que el índice de saturación permite prever que el proceso funcione correctamente y se obtenga un producto de mejor calidad (López et al., 2014; Giron-Rojas et al., 2020).

En cuanto a los costes en el tratamiento de residuos orgánicos el compostaje presenta un 27% del total de los diferentes tratamientos y dependen de la tecnología utilizada (Tan et al., 2014); diferentes investigaciones señalan la importancia de los costes del proceso de compostaje, ya que en algunos casos este tipo de tratamiento declaran que el coste puede llegar a ser muy alto en algunas localidades (Renkow and Rubin, 1998), mientras que otros señalan que el coste de compostaje puede ser insignificante comparado con otros tratamientos (Couth and Trois, 2012; Lombrano, 2009; Ruggieri et al., 2009). La inversión en maquinaria es la más importante en los costes en compostaje y debe ser analizada con mucho cuidado en la selección de la capacidad de producción para el manejo adecuado, la obtención de ganancias y de procesos eficientes (Chen, 2016; Y. S. Wei et al., 2000). Por otro lado también existe la preocupación por el coste ambiental como la emisión de gases efecto invernadero (Couth and Trois, 2010; Mu et al., 2017; Oliveira et al., 2017), en lo que se ha comprobado que los túneles presentan mayor impacto y mayor coste comparada con otras tecnologías de compostaje (Mu et al., 2017). En cuanto a los recursos utilizados por tonelada tratada al año, en el estudio de la planta de Manresa (Capítulo VI) presenta valores de electricidad de 36 kWh/t y de 2.2 litros/t, algunos estudios muestran un promedio de electricidad y combustible de 26kWh/t y 0.93 l/t (Bastianoni et al., 2002) respectivamente mientras que otros obtienen un promedio de 11.58 kWh/t y 9L/t (Liu et al., 2017).

En cuanto a los índices calculados en Manresa respecto a los generales se observan mejorías realizados en una sola planta que en el promedio general, sobre todo porque valores como el porcentaje de rechazos en los valores generales son de 44% mientras que Manresa presenta un promedio de 28% en todo el periodo; por lo que los índices aplicados de manera particular presentan información más concreta y más fiable.

Si se comparan los índices como las BL y RF entre Manresa y Orihuela se puede observar que Orihuela presenta mucho mejores resultados en BL, principalmente por la ausencia de impropios, ya que en esta planta el material está limpio o en rechazo obtenido era material que sería vuelto a entrar a proceso ya que eran RV de tamaños superiores, con lo que se comprueba nuevamente que los impropios en los residuos no solo provocan costos en el manejo, sino que también impide que el proceso pueda ser realizado de manera correcta y que se pierda material biodegradable en la separación de estos (Colazo et al., 2015).

En general al hablar de la eficiencia en las plantas de compostaje, no se puede determinar que una tecnología sea mejor que otra, todas tienden a obtener compost con similares características de calidad (Ruggieri et al., 2008). Sin embargo, como se observa en las plantas con AD, que son las que manejan mayores cantidades de FORM, presentan menores emisiones gas efecto invernadero, gracias a la producción de biogás mientras que la tecnología de solo aireación en compostaje aún no cuenta con un esquema efectivo en la reducción de los GEI al mismo tiempo que se composta (Lin et al., 2019). En Brasil se realizó un estudio de indicadores para rendimiento o eficiencia de plantas de compostaje (Vimieiro and Lange, 2015), en las que se calificaban por medio de entrevistas a los responsables la localización, la infraestructura y las condiciones de operación de la planta y se valoraban con “adecuado”, “inadecuado” y “regular”; sin embargo el contar con indicadores como los que se proponen en el presente documento, y contando con una información confiable, se puede determinar un nivel de eficiencia que ayuda a valorar o planificar las acciones siguientes en las plantas, conociendo los niveles de reducción del material como los que presenta (Tiquia et al., 2002), modelos matemáticos de reacciones en el proceso de compostaje (Bhatia et al., 2018; Mason, 2006; Petric et al., 2015; Proietti et al., 2016; Vázquez and Soto, 2017) o el pronóstico de pérdida de humedad o materia orgánica (Petric et al., 2015; Wang et al., 2012), y no solo por una calificación subjetiva.

La eficiencia de las plantas y calidad del compost no solo depende de la gestión de las plantas si no de la participación de los ciudadanos al realizar una separación adecuada (Shekdar, 2009). Conociendo un poco el proceso de compostaje a grandes escalas y las formas en que pueden determinarse la eficiencia, los compostajes domésticos también presentan una solución para el tratamiento de residuos orgánicos o agrícolas de manera descentralizada en diferentes locaciones, sin importar el nivel de tecnología (Körner et al., 2008), así como para la implementación en países en desarrollo.

9. CONCLUSIONES GENERALES

En esta tesis se han estudiado algunos aspectos generales sobre la generación de residuos y la importancia por su gestión, y se ha podido observar específicamente la evolución de tratamiento en las plantas de la fracción orgánica de residuos municipales en Cataluña.

Nuestra investigación proporciona información técnica sobre las plantas; se ha realizado una revisión de bibliografía y se constata que actualmente no se utilizan de manera regular herramientas sencillas que puedan pronosticar el resultado del proceso, por lo que poder establecer ciertos indicadores y parámetros que puedan determinarse fácilmente podrían aportar mayor información y poder tener una mejor comprensión del conjunto de datos.

Características generales

Las plantas de compostaje de fracción orgánica de residuo municipal de Catalunya están distribuidas por todo el territorio, siendo las más grandes y numerosas aquellas que se sitúan cerca de la zona metropolitana (Ecoparcs). En general, la capacidad de las plantas es muy variable (de 100 t / año a 90,000 t / año) y cubre las necesidades para el tratamiento de la FO recogida.

La clasificación por tamaño y tecnología de las plantas, así como el balance de masas de manera general, mostró que las plantas XL o AD (en este caso mismas plantas en clasificaciones diferentes), pueden afectar el balance general en la cantidad de entrada, ya que las cantidades de FORM tratadas son muy altas; sin embargo no pasa lo mismo con los RV ya que estas plantas utilizan mucho recirculado para cubrir las necesidades del material estructurante; la cantidad de rechazo que se produce es similar en las plantas VS, S y M a pesar que la FORM tratada si es significativamente diferente.

En cuanto a la clasificación de tecnología, las AD son las que presentan mayor FORM, rechazo y compost, mientras que las otras tecnologías mayor compost y FORM presentan diferencias primero ATW, seguidas por las V y ACH y al final por las TW.

En cuanto a la proporción de RV que es utilizado en cada planta aún queda mucho por aclarar, ya que se maneja el valor de RV tratados o entrados para tratamiento, pero en cuanto al RCV no se cuenta con una base clara de la cantidad que es manejada ni de las veces que este se recircula el material; esto puede influir en las cantidades de rechazo cada determinado tiempo.

Identificación de indicadores

Los índices propuestos en el capítulo V, intentan reducir la información en términos que puedan ser manejados de manera sencilla y compararse los resultados para medir la eficiencia entre plantas. Se observaron grandes diferencias en las clasificaciones, y grandes correlaciones entre los índices, principalmente del SI con la mayoría de parámetros en todos los tamaños, sin embargo es necesario tomar en cuenta los valores reales del compost expedido, ya que con este valor el índice de rendimiento (IP) podría proporcionar mayor información, y los análisis serían más confiables. Valores de SI y IMP entre 90% y 7% respectivamente producen un mejor rendimiento en la planta así como la calidad del producto.

En el capítulo VI y VII se realizó el análisis particular en la planta de Manresa y en una pila de compostaje de RV, se pudo observar la evolución del proceso, comprobamos que gracias a la densidad aparente propuesto por (Huerta-Pujol et al., 2010) herramienta de fácil medida, permite estimar el balance de masas en cada una de las fases del proceso; en Manresa se observó pérdidas biológicas superiores al 30% el año 2015; tomando en cuenta las densidades del proceso se realizó el balance para todos los años estudiados, obteniendo pérdidas biológicas superiores al 70%, también se observaron cambios en los indicadores de consumo respecto a la mezcla tratada, estos aumentos fueron principalmente por las renovaciones o cambios del proceso. Sin embargo, estos cambios también presentan una mejoría en la calidad del compost. También se observó la correlación positiva de la saturación respecto a la MOT presentada en el compost obtenido, por lo que como es de esperar, si el material no cuenta con las condiciones necesarias como aireación el proceso no se lleva a cabo de manera adecuada. Para el proceso de compostaje de RV también se pudo correlacionar la densidad aparente con parámetros de calidad como la MOT y GE. Así, se establecen herramientas de fácil medida para poder predecir los cambios que se presentan durante el proceso de compostaje de restos vegetales.

En general se observa que el proceso de compostaje de FORM, no sigue exactamente un camino fijo, al ser un material tan heterogéneo existen variaciones durante el proceso; sin embargo en procesos generales el aumento de la densidad se presentará gracias a la reducción de las partículas, la disminución de la MOT y con esto el aumento del GE.

Base de datos

Es evidente lo importante que es tener una base de datos con información confiable, lo más completa, precisa y clara posible. La recolección de los datos deben reflejar las cantidades reales del material tratado y generado, que permitan realizar el balance de masas. En un ámbito más extendido, esto podría ser una herramienta para el monitoreo de las plantas a lo largo del tiempo y la comparación entre ellas.

Las limitaciones principales que se han encontrado es que la base de datos a proporcionada por la ARC, no está completa en su totalidad para lo que sería conveniente para el análisis completo, donde el ejemplo mayor es el no conocer la cantidad de compost que se produce por el material entrado, se cuenta con el valor del compost expedido, pero como se ha comentado antes este valor puede ser un valor del producido o del producto en stock, así como el uso de restos vegetales en el proceso. Por otra parte, la frecuencia en la realización de análisis químicos en el compost también es mucho menor que la de los datos sobre el balance de masa de materiales entrados y producidos, lo que complica y dificulta que el análisis y cálculo de los indicadores, cuando estos podría ser mucho más representativos. El valor del RCV tampoco se maneja en la base de datos y con esto podría hacer variar los valores finales.

La investigación o aplicación de los indicadores a futuro, podría considerar una evaluación más profunda y más detallada sobre el proceso de las plantas. Además, nuevos análisis podrían permitir más comparaciones y conocer las variaciones sobre los procesos. Por lo tanto el análisis del balance de masas, así como de los indicadores de las plantas de compostaje podría mejorar la evaluación de las mismas y detectar atributos del proceso que pueden ayudar a pronosticar posibles resultados en todas las clasificaciones.

10. Bibliografia.

- Abad, V., Avila, R., Vicent, T., Font, X., 2019. Promoting circular economy in the surroundings of an organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion treatment plant: Biogas production impact and economic factors. *Bioresour. Technol.* 283, 10–17. doi:10.1016/j.biortech.2019.03.064
- Adani, F., Genevini, P.L., Gasperi, G., 1997. Organic Matter Evolution Index (OMEI) as a Measure Of Composting Efficiency. *Compost Sci. Util.* 5:2, 53–62. doi:10.1080/1065657X.1997.10701874
- Adani, F., Tambone, F., Gotti, A., 2004. Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Manag.* 24, 775–783. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2004.03.007
- Agència de Residus de Catalunya, 2019. Estadístiques de residus municipals [WWW Document]. Estadistiques.arc.cat/. URL <http://estadistiques.arc.cat/ARC/#> (accessed 2.15.19).
- Ahn, H.K., Richard, T.L., Choi, H.L., 2007. Mass and thermal balance during composting of a poultry manure-Wood shavings mixture at different aeration rates. *Process Biochem.* 42, 215–223. doi:10.1016/j.procbio.2006.08.005
- Alonso, R.M., Solans, X., Carrera, E., 2003. NTP 597 : Plantas de compostaje para el tratamiento de residuos : riesgos higiénicos.
- Alvarez, M.D., Sans, R., Garrido, N., Torres, A., 2008. Factors that affect the quality of the bio-waste fraction of selectively collected solid waste in Catalonia. *Waste Manag.* 28, 359–366. doi:10.1016/j.wasman.2007.01.005
- AMB, 2019. Área Metropolitana de Barcelona [WWW Document]. Población Área Metrop. Barcelona. URL www.amb.cat/en/web/area-metropolitana/coneixer-l-area-metropolitana/poblacio
- Andersen, J.K., Boldrin, A., Christensen, T.H., Scheutz, C., 2011. Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. *Waste Manag.* 31, 1934–1942. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.004
- ARC, 2018. Recogida Selectiva [WWW Document]. Agencia Residuos Cataluña Recogida Sel. URL http://residus.gencat.cat/es/ambits_dactuacio/recollida_selectiva/ (accessed 10.3.18).
- ARC, 2017a. Memòria de l'Agència de Residus de Catalunya.
- ARC, 2017b. Estadístiques De Residus Municipals De L ' Any 2016.
- ARC, 2016a. Agència de Residus de Catalunya. [WWW Document]. Balanc. datos estadísticos residuos Munic. Cataluña 2016. URL <http://estadistiques.arc.cat/ARC/#> (accessed 7.14.17).

- ARC, 2016b. Guía Práctica para el Diseño y la Explotación de Plantas de Compostaje.
- ARC, 2016c. Memòria de l'Agència de Residus de Catalunya 2016.
- ARC, 2014. Estudi de la Composició dels Residus Municipals de Catalunya [WWW Document]. URL http://residus.gencat.cat/web/.content/home/actualitat/2014/12-11_composicio_brossa/Estudi-de-la-composicio-dels-Residus-Municipals-de-Catalunya.pdf (accessed 3.15.15).
- ARC, 2009. Planta de digestió anaeròbica [WWW Document]. URL http://residus.gencat.cat/es/ambits_dactuacio/valoritzacio_reciclatge/instal_lacions_de_gestio/tractament_biologic/digestio_anaerobia/
- ARC, 2004. Estadístiques 2004 [WWW Document]. Agencia de Residuos de Cataluña. URL <http://estadistiques.arc.cat/ARC/> (accessed 10.14.15).
- Avnimelech, Y., Bruner, M., Ezrony, I., Sela, R., Kochba, M., 1996. Stability indexes for municipal solid waste compost. *Compost Sci. Util.* 4, 13–20. doi:10.1080/1065657X.1996.10701825
- Banco de España, 2011. Informe Anual del Banco de España 2011. Capítulo 6.
- Bartl, A., 2014. Ways and entanglements of the waste hierarchy, in: *Waste Management*.
- Bartone, C.R., Bernstein, J.D., 1993. Improving municipal solid waste management in third world countries. *Resour. Conserv. Recycl.* 8, 43–54. doi:10.1016/0921-3449(93)90018-B
- Bastianoni, S., Porcelli, M., Pulselli, F.M., 2002. Emergy evaluation of composting municipal solid waste, in: *Waste Management and the Environment*. WIT Press, pp. 243–252.
- Bel, G., 2006. Gasto municipal por el servicio de residuos sólidos urbanos. *Rev. Econ. Apl.* 14, 5–32.
- Beltrame, K., Aloisi, R., Vitti, G., Boluda, R., 1999. Compostaje de un lodo biológico de la industria cervecera con aireación forzada y virutas de eucalipto 6, 85–93.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A., Cegarra, J., 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63, 91–99. doi:10.1016/S0960-8524(97)00084-9
- Bernstad, A., Malmquist, L., Truedsson, C., La Cour Jansen, J., 2013. Need for improvements in physical pretreatment of source-separated household food waste. *Waste Manag.* 33, 746–754. doi:10.1016/j.wasman.2012.06.012
- Bhatia, A., Ali, M., Sahoo, J., Madan, S., Pathania, R., Ahmed, N., Kazmi, A.A., 2012. Microbial diversity during Rotary Drum and Windrow Pile composting. *J. Basic Microbiol.* 52, 5–15. doi:10.1002/jobm.201100077
- Bhatia, S.K., Joo, H.S., Yang, Y.H., 2018. Biowaste-to-bioenergy using biological methods – A

- mini-review. *Energy Convers. Manag.* 177, 640–660. doi:10.1016/j.enconman.2018.09.090
- Biasioli, F., Aprea, E., Gasperi, F., Märk, T.D., 2009. Measuring odour emission and biofilter efficiency in composting plants by proton transfer reaction-mass spectrometry. *Water Sci. Technol.* 59, 1263–1269. doi:10.2166/wst.2009.107
- Border, D., 2002. Processes and Plant for Waste Composting and other Aerobic Treatment.
- Breitenbeck, G. a., Schellinger, D., 2004. Calculating the Reduction in Material Mass And Volume during Composting. *Compost Sci. Util.* 12, 365–371. doi:10.1080/1065657X.2004.10702206
- Breitenmoser, L., Gross, T., Huesch, R., Rau, J., Dhar, H., Kumar, S., Hugli, C., Wintgens, T., 2019. Anaerobic digestion of biowastes in India: Opportunities, challenges and research needs. *J. Environ. Manage.* 236, 396–412. doi:10.1016/j.jenvman.2018.12.014
- Brinton, W.F., Evans, E., Droffner, M.L., Brinton, R.B., 1995. Standardized test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle* 36, 1–16.
- Bueno, P., Díaz, M., Cabrera, F., 2008. Factores que afectan al proceso de Compostaje, in: *Compostaje*. Sevilla, pp. 93–109.
- Bustamante, M.A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F.C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M.P., 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. doi:10.1016/j.chemosphere.2008.03.030
- Campos-Rodrigues, L., Puig-Ventosa, I., López, M., Martínez, F.X., Ruiz, A.G., Bertrán, T.G., 2020. The impact of improper materials in biowaste on the quality of compost. *J. Clean. Prod.* 251. doi:10.1016/j.jclepro.2019.119601
- Campos, L., Puig, I., García, A., Guerrero, T., López, M., Martínez, F., 2017. Incidencia de los materiales improprios sobre la calidad del tratamiento biológico de Cataluña. *Rev. Técnica Medio Ambient.* 46–52.
- Campos, L.M., Puig, I., López, M., Martinez, F.X., 2016. Anàlisi de la incidència dels impropis de la FORM sobre la qualitat del compos de les plantes de compostatge de Catalunya.
- Cekmecelioglu, D., Demirci, A., Graves, R.E., Davitt, N.H., 2005. Applicability of optimised in-vessel food waste composting for windrow systems. *Biosyst. Eng.* 91, 479–486. doi:10.1016/j.biosystemseng.2005.04.013
- Cesaro, A., Russo, L., Belgiorno, V., 2015. Combined anaerobic/aerobic treatment of OFMSW: Performance evaluation using mass balances. *Chem. Eng. J.* 267, 16–24. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2014.12.110
- Chai, L., Kröbel, R., Janzen, H.H., Beauchemin, K.A., McGinn, S.M., Bittman, S., Atia, A., Edeogu, I., MacDonald, D., Dong, R., 2014. A regional mass balance model based on total ammoniacal

- nitrogen for estimating ammonia emissions from beef cattle in Alberta Canada. *Atmos. Environ.* 92, 292–302. doi:10.1016/j.atmosenv.2014.04.037
- Chen, Y.T., 2016. A cost analysis of food waste composting in Taiwan. *Sustain.* 8. doi:10.3390/su8111210
- Ciavatta, C., Govi, M., Pasotti, L., Sequi, P., 1993. Changes in organic matter during stabilization of compost from municipal solid wastes. *Bioresour. Technol.* 43, 141–145. doi:10.1016/0960-8524(93)90173-9
- Čičková, H., Newton, G.L., Lacy, R.C., Kozánek, M., 2015. The use of fly larvae for organic waste treatment. *Waste Manag.* 35, 68–80. doi:10.1016/j.wasman.2014.09.026
- Colazo, A.B., Sánchez, A., Font, X., Colón, J., 2015. Environmental impact of rejected materials generated in organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion plants: Comparison of wet and dry process layout. *Waste Manag.* 43, 84–97. doi:10.1016/j.wasman.2015.06.028
- Comisión Europea, 2016. COD 2016/084, Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo por el que se establecen disposiciones relativas a la comercialización de los productos fertilizantes con el mercado CE.
- Comisión Europea, 2012. Aplicación de la Estrategia Temática para la Protección del Suelo y actividades en curso, Informe de la Comisión al Parlamento Europeo.
- Comisión Europea - Dirección General de Medio ambiente, 2000. La UE apuesta por la gestión de residuos. La UE apuesta por la gestión residuos 20.
- Comunidad Europea, 2018. Directiva (UE) 2018/850, Directiva (UE) 2018/850 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos.
- Conti, F., Urbini, G., Zorzi, G., 1996. *The Science of Composting*, Springer-S. ed.
- Couth, R., Trois, C., 2012. Cost effective waste management through composting in Africa. *Waste Manag.* 32, 2518–2525. doi:10.1016/j.wasman.2012.05.042
- Couth, R., Trois, C., 2010. Carbon emissions reduction strategies in Africa from improved waste management: A review. *Waste Manag.* 30, 2336–2346. doi:10.1016/j.wasman.2010.04.013
- de Araújo Morais, J., Ducom, G., Achour, F., Rouez, M., Bayard, R., 2008. Mass balance to assess the efficiency of a mechanical–biological treatment. *Waste Manag.* 28, 1791–1800. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2007.09.002
- de Araújo Morais, J., Ducom, G., Achour, F., Rouez, M., Bayard, R., 2008. Mass balance to assess the efficiency of a mechanical-biological treatment. *Waste Manag.* 28, 1791–1800. doi:10.1016/j.wasman.2007.09.002

- De Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A., 1985. Technological aspects of composting including modelling and microbiology. *Compost. Agric. other wastes*.
- Debnath, S., Bose, S.K., 2014. Exploring full cost accounting approach to evaluate cost of {MSW} services in India. *Resour. Conserv. Recycl.* 83, 87–95. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.12.007>
- Decisión 2018/1147, 2018. , Diario Oficial de la Unión Europea, Decisión 2018/1147, de 10 de agosto de 2018, por la que se establecen las conclusiones sobre las mejores técnicas disponibles (MTD) en tratamiento de residuos.
- Decisión 94/3/CE, del 20 de diciembre, 1993. , Diario Oficial de las Comunidades Europeas, Decisión de la Comisión, de 20 de diciembre de 1993, por la que se establece una lista de residuos.
- Decreto 152/2017, 2017. , Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya. DECRETO 152/2017, de 17 de octubre, sobre la clasificación, la codificación y las vías de gestión de los residuos en Cataluña.
- Decreto Legislativo 1/2009, 2009a. . Boletín Of. del Estado. Decreto Legis. 1/2009, 21 julio, por el que se aprueba el Texto Refund. la Ley reguladora los residuos. Comunidad Auton. Cataluña 90534 a 90574.
- Decreto Legislativo 1/2009, 2009b. , Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya. Decreto Legislativo 1/2009, de 21 de julio, por el que se aprueba el Texto refundido de la Ley reguladora de los residuos. Comunidad Autónoma de Cataluña.
- Decreto Legislativo 1/2009, 2009c. , Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya. Decreto Legislativo 1/2009, de 21 de julio, por el que se aprueba el Texto refundido de la Ley reguladora de los residuos. Comunidad Autónoma de Cataluña.
- Díaz Villavicencio, G.J., Didonet, S.R., 2008. Eco-eficiencia en la gestión de residuos municipales en Catalunya. *Rev. Adm. da Univ. Fed. St. Maria* 1, 193–208.
- Diener, S., Studt Solano, N.M., Roa Gutiérrez, F., Zurbrügg, C., Tockner, K., 2011. Biological treatment of municipal organic waste using black soldier fly larvae. *Waste and Biomass Valorization* 2, 357–363. doi:[10.1007/s12649-011-9079-1](https://doi.org/10.1007/s12649-011-9079-1)
- Directiva 2008/98/EC, 2008. , Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.
- Directiva 2018/851, 2018. , Diario Oficial de la unión Europea. Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos.
- Dong, S., Tong, K., Wu, Y., 2002. Municipal solid waste management in China: using commercial

- \nmanagement to solve a growing problem. *Util. Policy* 10, 7–11. doi:10.1016/S0957-1787(02)00011-5
- Doublet, J., Francou, C., Poitrenaud, M., Houot, S., 2010. Sewage sludge composting: Influence of initial mixtures on organic matter evolution and N availability in the final composts. *Waste Manag.* 30, 1922–1930. doi:10.1016/j.wasman.2010.04.032
- Eklind, Y., Beck-Friis, B., Bengtsson, S., Ejlertsson, J., Kirchmann, H., Mathisen, B., Nordkvist, E., Sonesson, U., Svensson, B.H., Torstensson, L., 1997. Chemical characterization of source-separated organic household wastes. *Swedish J. Agric. Res.* 27, 167–178.
- Eklind, Y., Kirchmann, H., 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II: Nitrogen turnover and losses. *Bioresour. Technol.* 74, 125–133. doi:10.1016/S0960-8524(00)00005-5
- Ellen MacArthur Foundation, 2017. Circular economy [WWW Document]. URL www.ellenmacarthurfoundation.org
- European Commission, 2001. Biological treatment of biowaste, Working document: Biological treatment of biowaste, 2nd draft.
- European Commission, 2018. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste Treatment, European Commission. doi:10.2791/13138
- European Commission, 2014. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. doi:10.2791/6295
- Eurostat, 2018. Tratamiento de residuos [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics/es
- Eurostat, 2017a. Generation of waste by economic activity [WWW Document]. URL <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/refreshTableAction.do?tab=table&plugin=1&pcode=ten00106&language=en> (accessed 10.12.18).
- Eurostat, 2017b. Estadística sobre Residuos [WWW Document]. Generación de Residuos. URL <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do> (accessed 6.23.18).
- Eurostat [WWW Document], 2019. . Munic. Waste. URL <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>
- Gallardo, A., 2014. Estudio de la situación actual de las plantas de tratamiento mecánico biológico en España.
- Gallardo, A., Bovea, M.D., Colomer, F.J., Prades, M., 2012. Analysis of collection systems for sorted household waste in Spain. *Waste Manag.* 32, 1623–1633. doi:10.1016/j.wasman.2012.04.006

- Gallardo, A., Carlos, M., Bovea, M.D., Colomer, F.J., Albarrán, F., 2014. Analysis of refuse-derived fuel from the municipal solid waste reject fraction and its compliance with quality standards. *J. Clean. Prod.* 83, 118–125. doi:10.1016/j.jclepro.2014.07.085
- Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C., 2016. Windrow composting as horticultural waste management strategy - A case study in Ecuador. *Waste Manag.* 48, 127–134. doi:10.1016/j.wasman.2015.11.026
- Generalitat de Catalunya, 2018. PINFRECAT20, PLA TERRITORIAL SECTORIAL D'INFRAESTRUCTURES DE GESTIÓ DE RESIDUS MUNICIPALS DE CATALUNYA 2020 PINFRECAT20.
- Generalitat de Catalunya, 2009. Decreto Legislativo 1/2009, Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya. Decreto Legislativo 1/2009, de 21 de julio, por el que se aprueba el Texto refundido de la Ley reguladora de los residuos. Comunidad Autónoma de Cataluña. España.
- Generalitat de Catalunya, 1996. Decreto 152/2017, de 17 de octubre, Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya.
- Global Footprint Network [WWW Document], 2019. URL www.footprintnetwork.org
- Gomes, A.P., Matos, M.A., Carvalho, I.C., 2008. Separate collection of the biodegradable fraction of MSW: An economic assessment. *Waste Manag.* 28, 1711–1719. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2007.08.017
- Groenestein, C.M., Van Faassen, H.G., 1996. Volatilization of Ammonia, Nitrous Oxide and Nitric Oxide in Deep-litter Systems for Fattening Pigs. *J. Agric. Eng. Res.* 65, 269–274. doi:10.1006/jaer.1996.0100
- Gruneklee, C.E., 1997. Development of composting in Germany. *Organic Recovery and Biological Treatment into the Next Millennium.* 313–316.
- Hanníbal, B., Rafaela, V., Luis, G., Mario, V., Janeth, J., Silvio, J., Paola, M., Carina, P., 2016. “Obtención De Compost A Partir De Residuos Sólidos Orgánicos Generados En El Mercado Mayorista Del Cantón Riobamba.” *Eur. Sci. Journal, ESJ* 12, 76. doi:10.19044/esj.2016.v12n29p76
- Hansen, T.L., Jansen, J.L.C., Davidsson, Å., Christensen, T.H., 2007. Effects of pre-treatment technologies on quantity and quality of source-sorted municipal organic waste for biogas recovery. *Waste Manag.* 27, 398–405. doi:10.1016/j.wasman.2006.02.014
- Haug, R.T., 1993. *The practical handbook of compost engineering.* Lewis Publishers, Boca Raton, USA.
- Himmelblau, D., 1997. *Principios básicos y cálculos en ingeniería química.* Prentice-Hall Inc., México.

- Hogg, D., Barth, J., Favoino, E., Centemero, M., Caimi, V., Amlinger, F., Devliegher, W., Brinton, W., Antler, S., 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australasia, Banbury: The Waste
- Hontoria, E., Zamorano, M., 2001. Fundamentos del manejo de los residuos urbanos. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, 2000.
- Hoorweg, D., Bhada-tata, P., 2012. A Global Review of Solid Waste Management.
- Hoorweg, D., Bhada-Tata, P., 2012. What a waste: a global review of solid waste management. World Bank, Washingt. DC.
- Hougen, O.A., 1980. Principios de los procesos químicos. 1, balances de materia y energía. Barcelona.
- Huerta-Pujol, O., Gallart, M., Soliva, M., Martínez, F.X., López, M., 2011. Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 1095–1099. doi:10.1016/j.resconrec.2011.06.008
- Huerta-Pujol, O., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., Valero, J., López, M., 2010. Bulk density determination as a simple and complementary tool in composting process control. *Bioresour. Technol.* 101, 995–1001. doi:10.1016/j.biortech.2009.08.096
- Huerta, O., López, M., Soliva, M., Zaloña, M., 2008. Compostaje de residuos municipales: Control del proceso, rendimiento y calidad del producto.
- IDESCAT, 2019. Instituto de Estadística de Cataluña [WWW Document]. URL <http://www.idescat.cat/pub/?id=aec&n=245&lang=es&t=2017>
- Inoko, A., Sugahara, K., Inoko, A., Harada, Y., 1979. On some organic constituents of city refuse composts produced in japan. *Soil Sci. Plant Nutr.* 25, 225–234. doi:10.1080/00380768.1979.10433163
- Jank, A., Müller, W., Waldhuber, S., Gerke, F., Ebner, C., Bockreis, A., 2017. Hydrocyclones for the separation of impurities in pretreated biowaste. *Waste Manag.* 64, 12–19. doi:10.1016/j.wasman.2017.03.001
- Kanat, G., Demir, A., Ozkaya, B., Bilgili, M.S., 2006. Addressing the operational problems in a composting and recycling plant. *Waste Manag.* 26, 1384–1391. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2005.12.010
- Kato, K., Miura, N., 2008. Effect of matured compost as a bulking and inoculating agent on the microbial community and maturity of cattle manure compost. *Bioresour. Technol.* 99, 3372–3380. doi:10.1016/j.biortech.2007.08.019
- Keener, H.M., Zhao, L., 2008. A modified mass balance method for predicting NH₃ emissions from manure N for livestock and storage facilities. *Biosyst. Eng.* 99, 81–87.

doi:10.1016/j.biosystemseng.2007.09.006

- Kim, J.D., Park, J.S., In, B.H., Kim, D., Namkoong, W., 2008. Evaluation of pilot-scale in-vessel composting for food waste treatment. *J. Hazard. Mater.* 154, 272–277. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.10.023
- Körner, I., Saborit-Sánchez, I., Aguilera-Corrales, Y., 2008. Proposal for the integration of decentralised composting of the organic fraction of municipal solid waste into the waste management system of Cuba. *Waste Manag.* 28, 64–72. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.009
- Koyama, M., Nagao, N., Syukri, F., Rahim, A.A., Kamarudin, M.S., Toda, T., Mitsuhashi, T., Nakasaki, K., 2018. Effect of temperature on thermophilic composting of aquaculture sludge: NH₃ recovery, nitrogen mass balance, and microbial community dynamics. *Bioresour. Technol.* 265, 207–213. doi:10.1016/j.biortech.2018.05.109
- Lemaire, F., Dartigues, A., Riviere, L.M., 1985. Properties of substrate made with spent mushroom compost., in: *Acta Horticulture*. pp. 13–29.
- Ley 11/2011, 2011. , Boletín Oficial del Estado. Ley 11/2011, de 29 de diciembre, de reestructuración del sector público para agilizar la actividad administrativa.
- Ley 22/2011, 2011. , Boletín Oficial del Estado. Directiva (91/156/CEE), del 18 de marzo de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. España.
- Li, J., Kong, C., Duan, Q., Luo, T., Mei, Z., Lei, Y., 2015. Mass flow and energy balance plus economic analysis of a full-scale biogas plant in the rice-wine-pig system. *Bioresour. Technol.* 193, 62–67. doi:10.1016/j.biortech.2015.06.016
- Lin, L., Xu, F., Ge, X., Li, Y., 2019. Biological treatment of organic materials for energy and nutrients production—Anaerobic digestion and composting. pp. 121–181. doi:10.1016/bs.aibe.2019.04.002
- Liu, G., Hao, Y., Dong, L., Yang, Z., Zhang, Y., Ulgiati, S., 2017. An emergy-LCA analysis of municipal solid waste management. *Resour. Conserv. Recycl.* 120, 131–143. doi:10.1016/j.resconrec.2016.12.003
- Lombrano, A., 2009. Cost efficiency in the management of solid urban waste. *Resour. Conserv. Recycl.* 53, 601–611. doi:10.1016/j.resconrec.2009.04.017
- López-López, N., López-Fabal, A., 2016. Compost based ecological growing media according EU eco-label requirements. *Sci. Hortic. (Amsterdam)*. 212, 1–10. doi:10.1016/j.scienta.2016.09.029
- López, M., Canet, R., Huerta, O., Gea, M.T., María, P., Martínez Farre, X., 2014. De residuo a recurso, el camino hacia la sostenibilidad. Valorización de la fracción orgánica de residuos

- municipales: Materia prima, proceso y producto., Mundi Pren. ed. España.
- López, M., Huerta-Pujol, O., Martínez-Farré, F.X., Soliva, M., 2010a. Approaching compost stability from Klason lignin modified method: Chemical stability degree for OM and N quality assessment. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 171–181. doi:10.1016/j.resconrec.2010.09.005
- López, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., Bonmatí, A., Huerta-Pujol, O., 2010b. An assessment of the characteristics of yard trimmings and recirculated yard trimmings used in biowaste composting. *Bioresour. Technol.* 101, 1399–1405. doi:10.1016/j.biortech.2009.09.031
- López, M., Soliva, M., Martínez-Farré, F.X., Fernández, M., Huerta-Pujol, O., 2010c. Evaluation of MSW organic fraction for composting: Separate collection or mechanical sorting. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 222–228. doi:10.1016/j.resconrec.2009.08.003
- López Martínez, M., Huerta Pujol, O., Soliva, M., 2011. Proceso de compostaje: caracterización de muestras. Diputació Barcelona, Àrea de Medi Ambient.
- Lou, X.F., Nair, J., 2009. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions - A review. *Bioresour. Technol.* 100, 3792–3798. doi:10.1016/j.biortech.2008.12.006
- Madejón, E., Jesús Díaz, M., López, R., Cabrera, F., 2002. New approaches to establish optimum moisture content for compostable materials. *Bioresour. Technol.* 85, 73–78. doi:10.1016/S0960-8524(02)00030-5
- Madrid, C., Quevedo, V., Andrade, E., 2000. Estudio de la biotransformación aeróbica de los desechos lignocelulósicos pergamino de café (*Coffea arabica* L.) y tallos de pasto guinea (*Panicum maximum*). *Rev. Fac. Agron* 505–517, 505–517.
- Márquez-Benavides, L., 2016. Residuos Sólidos: Un enfoque multidisciplinario. Vol. I, Libros en ed.
- Mason, I.G., 2006. Mathematical modelling of the composting process: A review. *Waste Manag.* 26, 3–21. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2005.01.021
- Meena, M.D., Yadav, R.K., Narjary, B., Yadav, G., Jat, H.S., Sheoran, P., Meena, M.K., Antil, R.S., Meena, B.L., Singh, H. V., Singh Meena, V., Rai, P.K., Ghosh, A., Moharana, P.C., 2019. Municipal solid waste (MSW): Strategies to improve salt affected soil sustainability: A review. *Waste Manag.* 84, 38–53. doi:10.1016/j.wasman.2018.11.020
- Ministerio de Agricultura, A.Y.M.A.S., 2012. Producción y consumo sostenibles y residuos agrarios 92. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2
- Ministerio de Agricultura y Pesca Alimentación y Medio Ambiente., 2013. Guía para la implantación de la recogida separada y tratamiento de la fracción orgánica. Madrid.
- Ministerio para la Transición Ecológica, 2018. Sistemas de tratamiento [WWW Document]. URL

- <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-tratamiento/Deposito-en-vertedero.aspx> (accessed 4.21.19).
- Mohee, R., Mudhoo, A., 2005. Analysis of the physical properties of an in-vessel composting matrix. *Powder Technol.* 155, 92–99. doi:10.1016/j.powtec.2005.05.051
- Moreno, J., Moral, R., 2011. *Compostaje*, Mundi-Pr. ed. Madrid.
- Moreno, J., Moral, R., García-Morales, J.L., Pascual, J.A., Bernal, M.P., 2014. De residuo a recurso. El camino hacia la sostenibilidad. III Recursos orgánicos: Aspectos agronómicos y medioambientales. Valorización de la fracción orgánica de residuos municipales: Materia prima, proceso y producto,.
- Mu, D., Horowitz, N., Casey, M., Jones, K., 2017. Environmental and economic analysis of an in-vessel food waste composting system at Kean University in the U.S. *Waste Manag.* 59, 476–486. doi:10.1016/j.wasman.2016.10.026
- Mugabi, J., 2014. Banco Mundial [WWW Document]. URL <http://www.bancomundial.org/es/news/feature/2014/10/30/how-to-finance-solid-waste-management>
- Navarro, A.F., Cegarra, J., Roig, A., Bernal, M.P., 1991. An automatic microanalysis method for the determination of organic carbon in wastes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22, 2137–2144. doi:10.1080/00103629109368563
- Nolan, T., Troy, S.M., Healy, M.G., Kwapinski, W., Leahy, J.J., Lawlor, P.G., 2011. Characterization of compost produced from separated pig manure and a variety of bulking agents at low initial C/N ratios. *Bioresour. Technol.* 102, 7131–7138. doi:10.1016/j.biortech.2011.04.066
- Noticias Parlamento Europeo, 2017. Economía circular: nuevos objetivos de reciclaje de la UE [WWW Document]. URL <http://www.europarl.europa.eu/news/es/headlines/society/20170120STO59356/economia-circular-nuevos-objetivos-de-reciclaje-de-la-ue>
- Oliveira, L.S.B.L., Oliveira, D.S.B.L., Bezerra, B.S., Silva Pereira, B., Battistelle, R.A.G., 2017. Environmental analysis of organic waste treatment focusing on composting scenarios. *J. Clean. Prod.* 155, 229–237. doi:10.1016/j.jclepro.2016.08.093
- Petric, I., Avdihodžić, E., Ibrić, N., 2015. Numerical simulation of composting process for mixture of organic fraction of municipal solid waste and poultry manure. *Ecol. Eng.* 75, 242–249. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.12.003
- Pinasseau, A., Zerger, B., Roth, J., Canova, M., Roudier, S., 2017. Best Available Techniques (BAT)

Reference Document for Waste Treatment.

Plan Integral de Gestión de los Residuos Municipales de Vitoria-Gasteiz (2008-2016), n.d.

Pognani, M., Barrena, R., Font, X., Sánchez, A., 2012. A complete mass balance of a complex combined anaerobic/aerobic municipal source-separated waste treatment plant. *Waste Manag.* 32, 799–805. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.018>

Proietti, P., Calisti, R., Gigliotti, G., Nasini, L., Regni, L., Marchini, A., 2016. Composting optimization: Integrating cost analysis with the physical-chemical properties of materials to be composted. *J. Clean. Prod.* 137, 1086–1099. doi:10.1016/j.jclepro.2016.07.158

Puig-Ventosa, I., Freire-González, J., Jofra-Sora, M., 2013. Determining factors for the presence of impurities in selectively collected biowaste. *Waste Manag. Res.* 31, 510–517. doi:10.1177/0734242X13482030

Rafiee, R., Obersky, L., Xie, S., Clarke, W.P., 2017. A mass balance model to estimate the rate of composting, methane oxidation and anaerobic digestion in soil covers and shallow waste layers. *Waste Manag.* 63, 196–202. doi:10.1016/j.wasman.2016.12.025

RD 506/2013, 2013. , Boletín Oficial del Estado. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes.

Reglamento 142/2011, 2011. , Diario Oficial de la Union Europea. Reglamento (UE) nº 142/2011 de la Comisión, de 25 de febrero de 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 establec.

Renkow, M., Rubin, A.R., 1998. Does municipal solid waste composting make economic sense? *J. Environ. Manage.* 53, 339–347. doi:<http://dx.doi.org/10.1006/jema.1998.0214>

Ribó, M., Pomares, F., Canet, R., 2003. Balance de macronutrientes y materia orgánica en el suelo de agrosistemas hortícolas con manejo integrado y ecológico. Universidad de Valencia.

Rodríguez-Pardo, C., Segur, A., Zamorano-León, J., Martínez-Santos, C., Martínez, D., Collado-Yurrita, L., Ginere, M., García-García, J., Rodríguez-Pardo, J., López-Farre, A., 2019. Decision tree learning to predict overweight/obesity based on body mass index and gene polymorphisms. *Gene* 699, 88–93. doi:<https://doi.org/10.1016/j.gene.2019.03.011>

Ruggieri, L., Cadena, E., Martínez-Blanco, J., Gasol, C.M., Rieradevall, J., Gabarrell, X., Gea, T., Sort, X., Sánchez, A., 2009. Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the composting process. *J. Clean. Prod.* 17, 830–838. doi:10.1016/j.jclepro.2008.12.005

Ruggieri, L., Gea, T., Mompeó, M., Sayara, T., Sánchez, A., 2008. Performance of different systems for the composting of the source-selected organic fraction of municipal solid waste.

- Biosyst. Eng. 101, 78–86. doi:10.1016/j.biosystemseng.2008.05.014
- Saha, J.K., Panwar, N., Singh, M. V., 2010. An assessment of municipal solid waste compost quality produced in different cities of India in the perspective of developing quality control indices. *Waste Manag.* 30, 192–201. doi:10.1016/j.wasman.2009.09.041
- Sakai, S., Sawell, S.E., Chandler, A.J., Eighmy, T.T., Kosson, D.S., Vehlox, J., van der Sloot, H. a., Hartlén, J., Hjelmar, O., 1997. World Trends in Municipal Solid Waste Management. *Waste Manag.* 16, 341–350. doi:10.1016/S0956-053X(96)00106-7
- Saladié, Ò., 2011. Los residuos domésticos y asimilables en cataluña: la generación y la recogida selectiva como indicadores de la sostenibilidad del desarrollo territorial. *Bol. la Asoc. Geogr. Esp.* 321–348.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., 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. *Bioresour. Technol.* 78, 301–308. doi:10.1016/S0960-8524(01)00031-1
- Sangamithirai, K.M., Jayapriya, J., Hema, J., Manoj, R., 2015. Evaluation of in-vessel co-composting of yard waste and development of kinetic models for co-composting. *Int. J. Recycl. Org. Waste Agric.* 4, 157–165. doi:10.1007/s40093-015-0095-1
- Schaub, S.M., Leonard, J.J., 1996. Composting: An alternative waste management option for food processing industries. *Trends Food Sci. Technol.* 7, 263–268. doi:10.1016/0924-2244(96)10029-7
- SEMARNAT, 2008. Programa Nacional para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos 2009-2012.
- Sharholy, M., Ahmad, K., Mahmood, G., Trivedi, R.C., 2008. Municipal solid waste management in Indian cities – A review. *Waste Manag.* 28, 459–467. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.008
- Shekdar, A. V., 2009. Sustainable solid waste management: An integrated approach for Asian countries. *Waste Manag.* 29, 1438–1448. doi:10.1016/j.wasman.2008.08.025
- Sim, E.Y.S., Wu, T.Y., 2010. The potential reuse of biodegradable municipal solid wastes (MSW) as feedstocks in vermicomposting. *J. Sci. Food Agric.* 90, 2153–2162. doi:10.1002/jsfa.4127
- Sistema Documental de Residus [WWW Document], 2018. URL <https://sdr.arc.cat/sdr/ListGrupsResidus.do>
- Slater, R.A., Frederickson, J., 2001. Composting municipal waste in the UK: some lessons from Europe. *Resour. Conserv. Recycl.* 32, 359–374. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449(01)00071-4

- Soliva, M., 2001. Compostatge i gestió de residus orgànics. Diput. Barcelona.
- Soliva, M., López, M., Huerta, O., 2006. Influencia de los materiales de entrada y de la tipología de las plantas en la calidad y el rendimiento del compost., in: Aspectos Normativos, Tecnológicos y Mediambientales Del Compostaje. Red Española de Compostaje. pp. 107–121.
- Soobhany, N., Gunasee, S., Rago, Y.P., Joyram, H., Raghoo, P., Mohee, R., Garg, V.K., 2017. Spectroscopic, thermogravimetric and structural characterization analyses for comparing Municipal Solid Waste composts and vermicomposts stability and maturity. *Bioresour. Technol.* 236, 11–19. doi:10.1016/j.biortech.2017.03.161
- Stentiford, E., 1996. Composting control: principals and practice. *Sci. Compost.*
- Suler, D.J., Finstein, M.S., 1977. Effect of Temperature , Aeration , and Moisture on CO Continuously Thermophilic Composting of Solid Waste Effect of Temperature , Aeration , and Moisture on CO₂ Formation in Bench-Scale , Continuously Thermophilic Composting of Solid Waste¹. *Appl. Environmental Microbiol.* 33, 345–350.
- Sundberg, C., Jönsson, H., 2008. Higher pH and faster decomposition in biowaste composting by increased aeration. *Waste Manag.* 28, 518–526. doi:10.1016/j.wasman.2007.01.011
- Swan, J.R.M., Crook, B., Gilbert, E.J., 2002a. Microbial emissions from composting sites, environmental and health impact of solid waste management activities.
- Swan, J.R.M., Crook, B., Gilbert, E.J., 2002b. Microbial emissions from composting sites. *Issues Sci. Technol.*
- Tan, S.T., Lee, C.T., Hashim, H., Ho, W.S., Lim, J.S., 2014. Optimal process network for municipal solid waste management in Iskandar Malaysia, in: *Journal of Cleaner Production*. Elsevier Ltd, pp. 48–58. doi:10.1016/j.jclepro.2013.12.005
- Tiquia, S.M., Richard, T.L., Honeyman, M.S., 2002. Carbon, nutrient, and mass loss during composting. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 62, 15–24. doi:10.1023/A:1015137922816
- Van Ginkel, J.T., Raats, P. a. C., van Haneghem, I. a., 1999. Bulk density and porosity distributions in a compost pile. *Netherlands J. Agric. Sci.* 47, 105–121.
- Vázquez, M.A., Soto, M., 2017. The efficiency of home composting programmes and compost quality. *Waste Manag.* 64, 39–50. doi:10.1016/j.wasman.2017.03.022
- Viel, M., Sayag, D., Peyre, A., André, L., 1987. Optimization of In-vessel Co-composting through heat recovery. *Biol. Wastes* 20, 167–185. doi:10.1016/0269-7483(87)90152-2
- Vimieiro, G.V., Lange, L.C., 2015. Proposal for an operational performance indicator to evaluate sorting and composting plants for municipal solid waste. *Int. J. Environ. Waste Manag.* 15, 114. doi:10.1504/IJEWM.2015.068933

- Wang, Y., Huang, G., Han, L., 2012. Modeling of moisture balance during pig slurry reactor composting. *Nongye Jixie Xuebao/Transactions Chinese Soc. Agric. Mach.* 43, 102–106. doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2012.06.019
- Watson, J., Zhang, Y., Si, B., Chen, W.T., de Souza, R., 2018. Gasification of biowaste: A critical review and outlooks. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 83, 1–17. doi:10.1016/j.rser.2017.10.003
- Wei, Y.-S., Fan, Y.-B., Wang, M.-J., Wang, J.-S., 2000. Composting and compost application in China. *Resour. Conserv. Recycl.* 30, 277–300. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0921-3449(00)00066-5
- Wei, Y., Li, J., Shi, D., Liu, G., Zhao, Y., Shimaoka, T., 2017. Environmental challenges impeding the composting of biodegradable municipal solid waste: A critical review. *Resources, Conserv. Recycl.* 122, 51–65. doi:10.1016/j.resconrec.2017.01.024
- Wei, Y.S., Fan, Y.B., Wang, M.J., Wang, J.S., 2000. Composting and compost application in China. *Resour. Conserv. Recycl.* 30, 277–300. doi:10.1016/S0921-3449(00)00066-5
- World Bank Group, 2018. *What a Waste 2.0. A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050.*
- Zacharias, I., Koussouris, T., 2000. Sustainable water management in the European Islands. *Phys. Chem. Earth, Part B Hydrol. Ocean. Atmos.* 25, 233–236. doi:10.1016/S1464-1909(00)00009-5
- Zennaro, M., Cristofori, F., Formigoni, D., Frignani, F., Pavoni, B., 2005. Heavy metal contamination in compost. A possible solution. *Ann. Chim.* 95, 247–256. doi:10.1002/adic.200590027
- Zhang, H., Matsuto, T., 2011. Comparison of mass balance, energy consumption and cost of composting facilities for different types of organic waste. *Waste Manag.* 31, 416–422. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.010
- Zhang, H., Matsuto, T., 2010. Mass and element balance in food waste composting facilities. *Waste Manag.* 30, 1477–1485. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.029