



Universidad de Valladolid



ESCUELA DE INGENIERÍAS  
INDUSTRIALES

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID

ESCUELA DE INGENIERIAS INDUSTRIALES

Grado en Ingeniería Química

**Dimensionado de una instalación de  
recuperación de nutrientes de interés  
agrónómico a partir de material  
bioestabilizado**

**Autor:**

**Benito Martín, Cristina**

**Tutoras:**

**Coca Sanz, Mónica**

**Lucas Yagüe, Susana**

**Dpto. Ingeniería Química y TMA**

**Valladolid, julio de 2018**



# ÍNDICE

RESUMEN .....	1
---------------	---

## CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN .....	3
--------------------	---

1.1. GESTIÓN DE RESIDUOS DOMESTICOS.....	5
--	---

1.1.1. Recogida selectiva .....	6
---------------------------------	---

1.1.2. Recogida no selectiva .....	7
------------------------------------	---

1.1.3. Datos de producción de residuos domésticos.....	7
--	---

1.1.4. Modelos de gestión de residuos .....	9
---	---

1.1.5. Situación de la gestión de residuos domésticos en España.....	10
--	----

1.2. BIORRESIDUO .....	12
------------------------	----

1.3. TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA.....	14
---	----

1.3.1. Compostaje.....	14
------------------------	----

1.3.2. Digestión anaerobia.....	18
---------------------------------	----

1.4. ALTERNATIVAS DE VALORIZACIÓN PARA EL MATERIAL BIOESTABILIZADO.....	20
--	----

1.4.1. Enmienda de suelos .....	20
---------------------------------	----

1.4.2. Recuperación de nutrientes para fertilizantes.....	22
---	----

1.4.3. Material de construcción .....	23
---------------------------------------	----

1.5. LEGISLACIÓN .....	24
------------------------	----

## CAPÍTULO 2

OBJETIVOS .....	31
-----------------	----

## CAPÍTULO 3

SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS.....	35
--------------------------------	----

3.1. ETAPA DE EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES.....	37
---	----

3.1.1. Extracción con agua.....	37
---------------------------------	----

3.1.2. Extracción con KOH.....	38
--------------------------------	----

3.1.3. Extracción con NaOH .....	40
----------------------------------	----

3.2.	ETAPA DE CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES .....	40
3.2.1.	Precipitación química .....	40
3.2.2.	Membranas .....	42
3.2.3.	Stripping .....	43
3.2.4.	Evaporación .....	44
3.3.	SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE EXTRACCIÓN .....	45

## **CAPÍTULO 4**

### **ESTUDIO EXPERIMENTAL: EXTRACCIÓN DE MACRONUTRIENTES A PARTIR DE MATERIAL BIOESTABILIZADO .....**

4.1.	PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL .....	49
4.4.1.	Dispositivo experimental .....	49
4.4.2.	Modo de operación .....	49
4.2.	MÉTODOS DE ANÁLISIS .....	50
4.2.1.	Caracterización de la materia prima .....	50
4.2.2.	Caracterización del extracto .....	52
4.3.	PLANIFICACIÓN EXPERIMENTAL .....	54
4.4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	55
4.4.1.	Caracterización del material bioestabilizado .....	55
4.4.2.	Influencia de los parámetros de operación en la composición de los extractos .....	57
4.4.3.	Condiciones de extracción .....	63

## **CAPÍTULO 5**

### **DIMENSIONADO DE LA INSTALACIÓN .....**

5.1.	DESCRIPCIÓN DEL PROCESO. DIAGRAMA DE BLOQUES Y DIAGRAMA DE FLUJO. ....	67
5.1.1.	Diagrama de bloques .....	67
5.1.2.	Diagrama de flujo .....	67
5.2.	BALANCES DE MATERIA .....	68
5.2.1.	Estimación de propiedades físicas .....	68
5.2.2.	Datos del balance de materia .....	70
5.2.3.	Ecuaciones del balance de materia .....	72

5.3.	DIMENSIONADO DEL TANQUE DE EXTRACCIÓN.....	74
5.3.1.	Cálculo de las dimensiones del extractor.....	74
5.3.2.	Cálculo de la potencia de agitación.....	75
5.3.3.	Diseño mecánico del extractor.....	80
5.4.	BALANCES DE ENERGÍA.....	84
5.4.1.	Etapa de extracción.....	84
5.4.2.	Etapa de concentración a vacío.....	86
5.5.	ANÁLISIS DE COSTES.....	88
5.5.1.	Coste total de la planta.....	88
5.5.2.	Estudio de viabilidad económica.....	90
5.5.3.	Análisis de sensibilidad.....	92
 <b>CAPÍTULO 6</b>		
	<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>93</b>
 <b>BIBLIOGRAFÍA.....</b>		<b>97</b>
 <b>ANEXO I: DIAGRAMAS.....</b>		<b>103</b>
<b>ANEXO II: CÁLCULOS.....</b>		<b>105</b>



## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Composición promedio de los residuos de competencia municipal. Adaptación: PEMAR, 2015 .....	6
Tabla 2. Cantidad de residuos de competencia municipal recogidos en España en 2015. Fuente: MAPAMA, 2015.....	8
Tabla 3. Modelos de separación de residuos municipales. Fuente: PEMAR, 2015 .....	9
Tabla 4. Sistemas de tratamiento según fracciones. Fuente: PEMAR, 2015.	10
Tabla 5. Residuos de competencia municipal tratados según tipo de instalación en 2015. Fuente: MAPAMA, 2015 .....	11
Tabla 6. Características de la FORS y la FV-Poda. Fuente: MAPAMA, 2018a..	13
Tabla 7. Características del compost para su uso como enmienda orgánica. Fuente: Real Decreto 506/2013.....	17
Tabla 8. Requisitos del material bioestabilizado para su aplicación en suelos. Fuente: Magrama, 2013b .....	21
Tabla 9. Valores límite de metales pesados en los suelos agrícolas receptores. Fuente: Magrama, 2013b .....	22
Tabla 10. Contenidos mínimos de los abonos órgano-minerales líquidos. Fuente: Real Decreto 506/2013.....	28
Tabla 11. Límites de concentración de metales pesados en fertilizantes. Fuente: Real Decreto 506/2013.....	28
Tabla 12. Variables de operación utilizadas en las diferentes experiencias...	55
Tabla 13. Contenido en sólidos, humedad y cenizas del material bioestabilizado .....	55
Tabla 14. Contenido en nutrientes del material bioestabilizado.....	56
Tabla 15. Contenido en metales del material bioestabilizado .....	57
Tabla 16. Distribución de tamaños en las muestras de material bioestabilizado .....	57
Tabla 17. Efecto de la temperatura, tiempo de extracción y velocidad de agitación en la recuperación de nutrientes .....	58
Tabla 18. Comparación de las concentraciones finales de nitrógeno y carbono orgánico con los valores de la normativa.....	62
Tabla 19. Resultados de las experiencias en las condiciones de extracción..	63
Tabla 20. Contenido en metales de los extractos a las condiciones de extracción .....	63
Tabla 21. Densidad y porcentaje de cada componente en la mezcla .....	69
Tabla 22. Capacidad calorífica y porcentaje de cada componente en la mezcla .....	70
Tabla 23. Nomenclatura utilizada en los balances .....	71
Tabla 24. Datos conocidos en el balance de materia .....	72
Tabla 25. Resultados de los balances de materia .....	74
Tabla 26. Valores típicos de potencia. Fuente: Coulson et al., 1999 .....	78

Tabla 27. Parámetros seleccionados para el diseño del tanque de extracción .....	79
Tabla 28. Valores típicos de la tensión de diseño para diferentes materiales. Fuente: Sinnott, 2005 .....	81
Tabla 29. Mínimo espesor de pared en función del diámetro del tanque. Fuente: Sinnott, 2005 .....	81
Tabla 30. Valores del factor de diseño en función del ángulo. Fuente: Sinnott, 2005.....	83
Tabla 31. Parámetros del diseño mecánico del extractor .....	83
Tabla 32. Parámetros conocidos en la etapa de extracción .....	85
Tabla 33. Parámetros del servicio auxiliar del extractor .....	86
Tabla 34. Parámetros conocidos en la etapa de evaporación.....	87
Tabla 35. Parámetros del servicio auxiliar del extractor .....	88
Tabla 36. Precio de los principales equipos del proceso .....	90
Tabla 37. Resumen de las partidas de costes .....	90
Tabla 38. Flujos y costes de las materias primas y productos .....	90



## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Evolución en la generación de residuos de competencia municipal desde el año 2008 hasta 2015. Adaptación: INE, 2013, 2017. ....	8
Figura 2. Cantidades de residuos destinados a cada sistema de gestión en España en 2015. Adaptación MAPAMA, 2015. ....	11
Figura 3. Clasificación de los residuos orgánicos en función de su gestión. Fuente: MAPAMA, 2018a. ....	12
Figura 4. Etapas del compostaje de la fracción orgánica de recogida no selectiva. Adaptación: Magrama. 2013b. ....	15
Figura 5. Diagrama de funcionamiento del proceso de biogás. Fuente: Agrowaste, 2018. ....	18
Figura 6. Esquema de reacciones de digestión anaerobia. Adaptación: Agrowaste, 2018. ....	19
Figura 7. Contenido en materia orgánica de los suelos españoles. Fuente: Magrama, 2013b. ....	20
Figura 8. Esquema del proceso de recuperación de nutrientes. ....	37
Figura 9. Esquema de fraccionamiento de sustancias húmicas. Adaptación: Tortosa, 2007. ....	39
Figura 10. Reacción de formación de estruvita. Fuente: Munir et al., 2017. .	41
Figura 11. Reacción de equilibrio ácido-base de amoníaco y agua. Fuente: Garcia-González y Vanotti, 2015. ....	42
Figura 12. Balances de masa y nitrógeno para el proceso de evaporación a vacío en dos etapas con ajuste de pH. Fuente: Chiumenti et al., 2013. ....	44
Figura 13. Diagrama del volumen de control en la etapa de extracción. ....	72
Figura 14. Diagrama del volumen de control en la etapa de evaporación. ....	73
Figura 15. Gráfica para la selección del agitador en función del volumen y la viscosidad. Fuente: Coulson et al., 1999. ....	76
Figura 16. Gráfica del número de potencia en función del número de Reynolds. Fuente: Coulson et al., 1999. ....	77
Figura 17. Dimensiones del tanque de extracción expresadas en metros. ....	79
Figura 18. Cierre superior de tipo elíptico. Fuente: Sinnott, 2005. ....	82
Figura 19. Flujos de caja en función del tiempo de amortización. ....	91
Figura 20. Estudio de sensibilidad económica en función de la variación del precio del material bioestabilizado (MB) y el biofertilizante. ....	92



## RESUMEN

Este trabajo presenta un estudio experimental y teórico del proceso de obtención de biofertilizantes líquidos a partir de material bioestabilizado. La parte experimental a escala laboratorio aborda el análisis de la influencia de la temperatura de extracción (30/45/60°C), el tiempo de operación (24/48/72 h) y la velocidad de agitación (100/200/300 rpm) en la recuperación de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en la etapa de extracción. Los mayores rendimientos de extracción se obtienen a 60°C, 24 horas y 300 rpm empleando KOH como disolvente. En la parte teórica se ha dimensionado una planta industrial que trata 2500 t/año de material bioestabilizado para obtener 1246 t/año de biofertilizante. El proceso consta de una etapa de extracción con dos tanques agitados en paralelo y una concentración posterior en un evaporador a vacío. El coste total de la planta asciende a 246.000 € con un TIR del 54% recuperándose la inversión en 3 años.

**Palabras clave:** material bioestabilizado, nutrientes, biofertilizante líquido, extracción, planta industrial.

## ABSTRACT

This work presents an experimental and theoretical study of the recovery of nutrients from mixed municipal waste compost to obtain liquid biofertilizers. The experimental part deals with the analysis of extraction temperature (30/45/60 °C), operation time (24/48/72 h) and rotation speed (100/200/300 rpm) influence on the organic carbon, nitrogen and phosphorous recovery. The highest extraction yields are reached at 60°C, 24 hours and 300 rpm, using KOH as solvent. In the theoretical part, an industrial plant with 2500 t/year of mixed municipal waste compost capacity, in order to obtain 1246 t/year of biofertilizer has been designed. The process includes an extraction stage with two concurrent stirred tanks and a later concentration stage undertaken in a vacuum evaporator. The total plant cost amounts to 246.000 € with a return of 54%, recovering the investment after 3 years of operation.

**Keywords:** compost, nutrients, liquid biofertilizer, extraction, industrial plant.



# **Capítulo 1**

## **INTRODUCCIÓN**



El presente TFG tiene por objeto el dimensionado de una instalación de recuperación de nutrientes a partir de material bioestabilizado. Para ello en este apartado de introducción se presenta la situación de los residuos domésticos en España, las alternativas de valorización del material bioestabilizado y el marco legislativo en materia de residuos.

## 1.1. GESTIÓN DE RESIDUOS DOMESTICOS

En la actualidad se generan una gran cantidad de residuos que tienen efectos negativos sobre el medio ambiente. La economía actual se basa en el uso intensivo de los recursos, en la que predomina la tendencia de producir, consumir y tirar. Cada año se producen en Europa más de 2500 millones de toneladas de residuos, unas cinco por habitante, y la mayor parte terminan su existencia en vertederos o incineradoras. Para evitar esta situación surge a nivel europeo la **Directiva Marco de Residuos**, que plantea un nuevo modelo de crecimiento basado en el uso eficiente de los recursos. Para ello, se presentan objetivos de reciclaje más ambiciosos, así como objetivos para la prevención y la reutilización. En el centro del plan se sitúa conseguir que para el 2020 el 50% de los residuos municipales sean reciclados o reutilizados, aumentando esta cantidad un 5% cada cinco años, de tal forma que en 2035 se reciclen el 65% de los residuos. Además, en 2035 los países miembros no podrán depositar en vertederos más del 10% de los residuos municipales generados, frente al actual 47% (DIRECTIVA 2008/98/CE).

Lo que se busca es conseguir una **economía circular**, en la que se reutilicen una y otra vez los materiales que contienen los residuos para la producción de nuevos productos o materias primas. Para ello es necesario que haya un cambio importante en el comportamiento tanto de los productores, como de los consumidores, siendo de vital importancia el reciclaje y la valorización material de los residuos. En España se dispone de instalaciones de tratamiento suficientes para gestionar los residuos generados, sin embargo en algunos casos son necesarias nuevas instalaciones de tratamiento con el objetivo de disminuir el vertido e incrementar el reciclado (PEMAR, 2015).

Se conoce como **residuo doméstico**, según la Ley de Residuos 22/2011, a todos aquellos residuos generados en los hogares como consecuencia de las actividades domésticas. Se consideran también residuos domésticos los similares a los anteriores generados en los servicios e industrias. La gestión de estos residuos domésticos corresponde a las Entidades Locales y, en mayor o menor medida, es orientada por las Comunidades Autónomas.

En la Tabla 1 se muestra la composición promedio por materiales de los residuos domésticos. Los biorresiduos representan el 42% y son la fracción mayoritaria, seguidos del papel con un 15%, mientras que plástico y vidrio representan un 9% y 8% respectivamente. Entre las fracciones minoritarias se encuentran textil, metales y madera.

Tabla 1. Composición promedio de los residuos de competencia municipal. Adaptación: PEMAR, 2015

TIPO DE FRACCIÓN	PORCENTAJE (%)
Materia orgánica	42
Papel y cartón	15
Plásticos	9
Vidrio	8
Otros	8
Humedad y restos de alimentos	7
Textil	5
Metales	3
Madera	2
Bricks	1

### 1.1.1. Recogida selectiva

La recogida selectiva consiste en el proceso de separación de los residuos en diferentes contenedores, para su posterior reciclado. En función de las características de los residuos, estos se clasifican en varias fracciones (MAPAMA, 2018a).

- **Biorresiduos**: son los residuos orgánicos biodegradables de origen vegetal y/o animal, susceptibles de degradarse biológicamente. Se depositan en el contenedor marrón.
- **Envases ligeros**: son aquellos envases que como característica común tienen una baja relación peso-volumen. Está fundamentalmente constituida por botellas y botes de plástico, latas y bricks, plástico film, cartón para bebidas u otros envases mixtos. Se depositan en el contenedor amarillo.
- **Papel y cartón**: están fabricados principalmente a partir de fibra de celulosa obtenida de especies vegetales o recuperada a partir de papel y cartón usados. Se depositan en el contenedor azul.
- **Vidrio**: se refiere normalmente a los vidrios de silicatos. Se utiliza para hacer ventanas, lunas, lentes, botellas y envases, entre otros productos. Se depositan en el contenedor verde.



Cada fracción tiene un porcentaje de impropios asociados a la propia recogida selectiva. Según sea la cantidad de impropios en cada fracción se obtendrán unos rendimientos u otros en los procesos de tratamiento y recuperación de material posteriores. Dentro del territorio español, la composición de los residuos puede variar significativamente según la Comunidad Autónoma o territorio en el que nos encontramos. Hay varios factores que pueden hacer cambiar el porcentaje de cada fracción. Entre ellos se encuentran (IDAE, 2011):

- Las características de la población, según se trate de zonas rurales, núcleos urbanos, zonas residenciales o de servicios.
- La estacionalidad de su generación.
- El nivel de vida de la población.

### **1.1.2. Recogida no selectiva**

La recogida no selectiva se corresponde con la fracción resto, formada por los residuos de origen doméstico que no disponen de un contenedor específico. Puede contener materiales valorizables en diferentes cantidades en función de los niveles de recogida separada que se consiguen para las otras fracciones. Suele ser la fracción que requiere de una mayor frecuencia de recogida, especialmente si los niveles de recogida separada no son muy elevados. Además, puede contener proporciones importantes de materia orgánica. Esta fracción se destina a instalaciones de tratamiento de resto, con procesos de tratamiento mecánico-biológico, a instalaciones de incineración para su valorización energética, o bien, se deposita en vertedero (MAPAMA, 2018a).

### **1.1.3. Datos de producción de residuos domésticos**

En España, de la misma forma que en otros países europeos, la generación de residuos ha estado estrechamente relacionada con el crecimiento económico. En los últimos años la producción de residuos ha disminuido, debido a la situación económica y a las medidas de prevención implantadas. En el año 2008 la cantidad total de residuos generados superaba los 26 millones de toneladas (Mt), mientras que en el año 2015 se redujeron a cerca de 21 Mt. Sin embargo, solo el 20% de los residuos se recogen de forma separada, estando muy por debajo del objetivo del 50% para el año 2020 que establece la Unión Europea. En la Figura 1 se muestra la evolución en la generación de residuos domésticos desde el año 2008 hasta el año 2015.

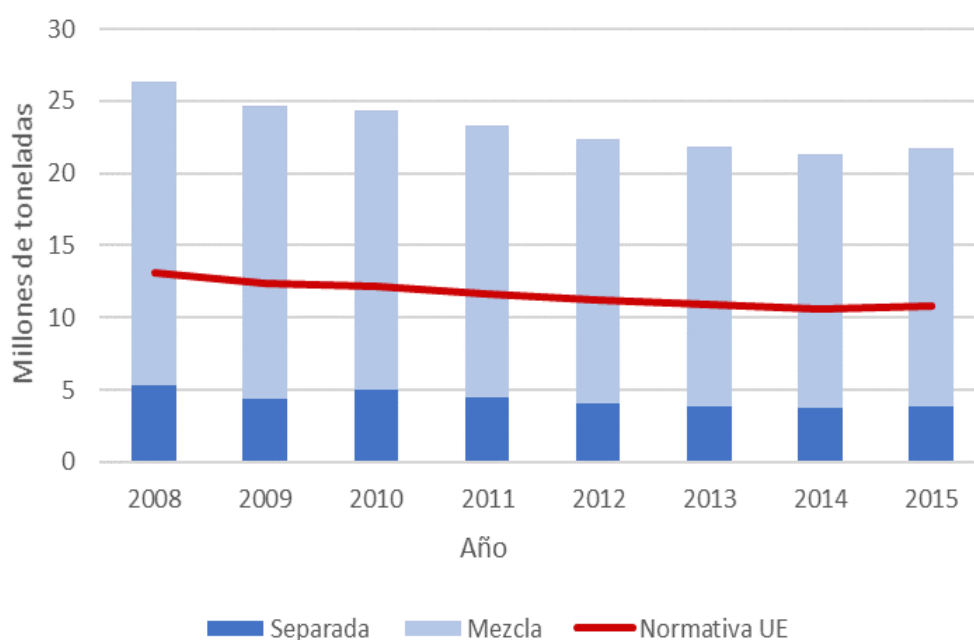


Figura 1. Evolución en la generación de residuos de competencia municipal desde el año 2008 hasta 2015. Adaptación: INE, 2013, 2017.

En el año 2015 la cantidad de residuos de competencia municipal recogidos en España fue de 21,2 Mt, tal y como se muestra en la Tabla 2. De esta cantidad 17,1 Mt se corresponden con la recogida de residuos mezclados, que representa un 81%, mientras que los residuos de recogida separada se sitúan en 4,1 Mt, que se corresponde con un 19%. Dentro de la recogida separada, la fracción con mayor cantidad de residuos es la de papel y cartón de la que se recogieron más de 1 Mt. Le siguen los residuos biodegradables con una cantidad de 0,8 Mt, el vidrio con 0,75 Mt y por último los envases mezclados con 0,6 Mt.

Tabla 2. Cantidad de residuos de competencia municipal recogidos en España en 2015. Fuente: MAPAMA, 2015.

TIPO DE RECOGIDA	RESIDUO	TONELADAS	%
Residuos mezclados	Mezclas de residuos	17.106.176	80,9
Residuos recogidos selectivamente	Papel y cartón	1.008.959	4,8
	Vidrio	755.608	3,6
	Residuos biodegradables	789.919	3,7
	Envases mezclados	592.353	2,8
	Otros	904.812	4,3

### 1.1.4. Modelos de gestión de residuos

Los modelos de gestión se conforman a partir de la combinación de los sistemas de recogida y de los tratamientos posteriores, que han de ser acordes a cada una de las fracciones garantizando la aplicación del principio de jerarquía. Previamente se deben priorizar, las actividades de prevención que también formarán parte del ciclo de gestión del producto-residuo (MAPAMA, 2018a). En cuanto a la recogida, en España se han configurado seis modelos de separación de residuos de competencia municipal atendiendo a las distintas fracciones que se recogen de forma separada. Estos modelos se presentan de forma resumida en la Tabla 3.

Tabla 3. Modelos de separación de residuos municipales. Fuente: PEMAR, 2015

TIPO 1	TIPO 2	TIPO 3	TIPO 4	TIPO 5	TIPO 6
5 fracciones	Húmedo-seco	Multiproducto	4 fracciones + poda	4 fracciones	3 fracciones
Vidrio	Vidrio	Vidrio	Vidrio	Vidrio	Vidrio
Papel-cartón	Papel-cartón	Papel-cartón +	Papel-cartón	Papel-cartón	Papel-cartón
Envases ligeros	Envases ligeros +	Envases ligeros	Envases ligeros	Envases ligeros	Resto + fracción orgánica
Resto	Resto	Resto	Resto + fracción orgánica	Resto + fracción orgánica	+ envases ligeros
Fracción orgánica	Fracción orgánica	Fracción orgánica	Residuos jardinería		

Los modelos más habituales son el Tipo 1, el Tipo 4 y el Tipo 5. El modelo húmedo-seco, Tipo 2, que realiza la separación fundamentalmente de la fracción orgánica e inorgánica solamente se aplica en algunas ciudades. El Tipo 6 es un modelo residual en España, que no integra la separación de residuos de envases ligeros. Finalmente, el Tipo 3 existe sólo en algunas zonas y recoge conjuntamente el residuo de papel-cartón con los residuos de envases ligeros. Las distintas fracciones se pueden recoger mediante contenedores de superficie y soterrados, mediante recogida puerta a puerta o mediante recogida neumática. Además, estas formas de recogida principales se complementan con otros sistemas de recogida específicos de residuos voluminosos, pilas, madera, textiles, aceites de cocina y con los residuos depositados en los puntos limpios (PEMAR, 2015).

En función del número de fracciones recogidas de forma separada y de su eficiencia (cantidad y calidad), las necesidades y tipos de tratamiento varían de forma considerable. Los tratamientos de cada fracción dependen del modelo de separación en origen. En la Tabla 4 se indican los tratamientos más habituales según las fracciones recogidas.

Tabla 4. Sistemas de tratamiento según fracciones. Fuente: PEMAR, 2015.

FRACCIÓN	TRATAMIENTOS
Fracción orgánica	Instalación de compostaje
	Instalación de biometanización
Resto	Instalación de tratamiento mecánico
	Instalación de tratamiento mecánico-biológico - Triage + compostaje - Triage + biometanización + compostaje
	Incineradora
	Depósito controlado
Envases ligeros	Instalación de clasificación de envases
Vidrio	Instalación de preparación de vidrio
Papel y cartón	Instalación de preparación de papel y cartón

En lo que se refiere a la materia orgánica de los residuos municipales cabe distinguir dos tipos de tratamiento:

- **Tratamiento biológico** de la fracción orgánica de los residuos municipales recogida separadamente, que puede realizarse mediante compostaje o mediante digestión anaerobia.
- **Tratamiento mecánico-biológico** de la fracción resto, donde la fracción resto se somete a una separación mecánica para obtener la materia orgánica, que posteriormente es sometida a un proceso de bioestabilización.

### 1.1.5. Situación de la gestión de residuos domésticos en España

El principal sistema de gestión de los residuos domésticos sigue siendo su eliminación directa en vertederos, donde se envía más de la mitad de los residuos domésticos generados. Como segundo sistema de gestión se encuentra el reciclaje, en el cual la mayor parte de los residuos provienen de recogida separada. Le sigue la incineración, compuesta principalmente por residuos de mezcla. Como último sistema de gestión se encuentra el compostaje, donde la mayor parte de los residuos tratados provienen de la fracción mezcla.

En la Figura 2 se muestran las cantidades de residuos destinadas a cada sistema de gestión, diferenciando entre recogida separada y recogida de la fracción mezcla.

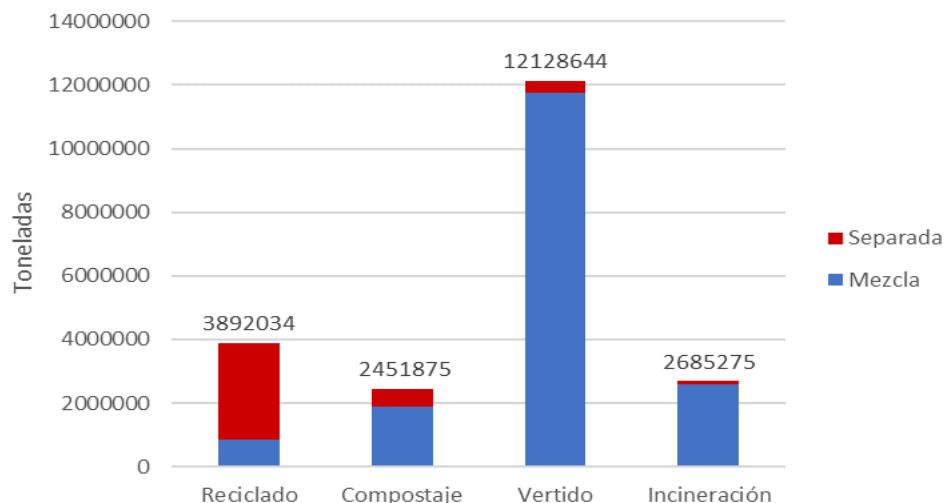


Figura 2. Cantidades de residuos destinados a cada sistema de gestión en España en 2015. Adaptación MAPAMA, 2015.

En la Tabla 5 se indica el número de instalaciones de cada tipo existentes en España en 2015, y las cantidades de residuos que se trataron en ellas.

Tabla 5. Residuos de competencia municipal tratados según tipo de instalación en 2015. Fuente: MAPAMA, 2015

Instalaciones de tratamiento de residuos	Número de instalaciones	Entrada (toneladas/año)	Porcentaje (%)
Clasificación de envases	92	592.353	2,1
Triaje	5	1.046.861	3,8
Compostaje FORS	42	437.141	1,6
Triaje y compostaje	68	7.857.097	28,3
Triaje, biometanización y compostaje FORS	8	255.831	0,9
Triaje, biometanización y compostaje	22	3.063.228	11,0
Incineración	10	2.487.174	8,9
Vertederos	126	12.072.498	43,4

En cuanto a la fracción orgánica de recogida separada (FORS), se trataron 0,43 Mt en las instalaciones de compostaje y se comercializaron 0,10 Mt de compost procedente de estas instalaciones. En las instalaciones de biometanización y compostaje se trataron 0,26 Mt y se comercializaron 0,03 Mt de compost.

De los residuos mezclados, se recibieron 7,8 Mt en las instalaciones de triaje y compostaje. Se destinaron a reciclado 0,45 Mt procedentes de los distintos materiales recuperados en el triaje, se comercializaron 0,50 Mt de material bioestabilizado, y el rechazo se situó en 5,67 Mt, que se destinaron a vertedero o a incineración. En el caso de las instalaciones de triaje, biometanización y compostaje entraron 3,06 Mt, de los cuales se comercializaron 0,19 Mt como material bioestabilizado, se reciclaron 0,15 Mt y se produjo un rechazo de 2,41 Mt destinado a vertedero o incineración.

Entre todas las instalaciones, se trataron 10,86 Mt de residuos recogidos de forma no selectiva, que constituyen un 39,3% del total. De esta cantidad, un 6,4% se comercializó como material bioestabilizado. Sin embargo, en los próximos años este material va a tener un uso cada vez más restringido, lo que justifica la necesidad de buscar métodos de valorización alternativos del material bioestabilizado.

## 1.2. BIORRESIDUO

El concepto de biorresiduo se corresponde con aquellos residuos compuestos por elementos biodegradables de origen orgánico. En función de su gestión, se diferencia entre fracción orgánica de recogida separada (FORS) que estará formada por restos de comida y restos vegetales de pequeño tamaño, y fracción vegetal (FV) en la que se incluye restos de poda, así como vegetales de pequeño tamaño. En la Figura 3 se muestra un diagrama de clasificación de los residuos orgánicos en función de su gestión.

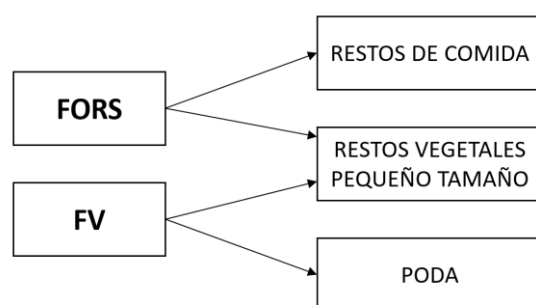


Figura 3. Clasificación de los residuos orgánicos en función de su gestión. Fuente: MAPAMA, 2018a.

La mayoría de los **residuos orgánicos** proceden de los restos de comida. Se producen en la cocina por la manipulación de los alimentos durante la preparación de las comidas. También se originan residuos por los excedentes no consumidos, por los restos de los alimentos no consumibles, como peladuras, huesos o cáscaras, así como la comida en mal estado y caducada.

Los pequeños **restos vegetales** se generan en los trabajos de jardinería y mantenimiento de plantas y vegetación en el balcón, la terraza o el jardín. También se pueden producir en actividades de cultivo particular de alimentos como huertos privados. Se generan en cantidades destacadas en entornos rurales y urbanos donde la configuración urbanística está formada principalmente por viviendas unifamiliares con patios y jardines.

La **poda** está constituida por restos vegetales de jardinería de mayor tamaño y de tipo leñoso. Debido a sus características requiere una gestión específica por cuestiones relacionadas con logística de recogida, el tratamiento y la temporalidad de generación.

La fracción orgánica de recogida separada tiene unas características muy singulares que condicionan en gran medida el diseño de su separación en origen, su recogida y su posterior tratamiento (MAPAMA, 2018a).

- No es una fracción uniforme, por su naturaleza y origen, ni en tipología ni en composición, y está sujeta a los hábitos alimentarios y a los cambios estacionales.
- Es el más inestable de los residuos de competencia municipal, debido a su elevado contenido en agua (alrededor del 80% en peso) y en materia orgánica (hidratos de carbono, proteínas y grasas). Es fácilmente degradable por los microorganismos, por lo que se generan lixiviados y malos olores durante su gestión.
- Su densidad y su grado de humedad pueden presentar variaciones relacionadas con cambios producidos en la composición de los materiales que la forman.
- Tiene una densidad bastante elevada, entre 0,6-0,8 t/m<sup>3</sup>, lo cual hace que pese mucho y ocupe poco espacio.

En la Tabla 6 se muestran las diferencias en las características de la fracción orgánica de recogida separada y la fracción vegetal.

*Tabla 6. Características de la FORS y la FV-Poda. Fuente: MAPAMA, 2018a.*

PROPIEDADES	FORS	FV-PODA
Humedad	Alta (75 a 85%)	Baja (20 a 40%)
Materia orgánica	75 a 85%	80%
Nitrógeno orgánico	5,50%	1,20%
Relación C/N	17	32
Densidad	0,6 a 0,8 t/m <sup>3</sup>	0,3 a 0,4 t/m <sup>3</sup>
Mal olor/lixiviados	Sí	No
Generación	Constante	Estacional

### 1.3. TRATAMIENTO DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA

La fracción orgánica procedente de la recogida de residuos debe tratarse mediante procesos biológicos para garantizar la higiene y estabilizar su materia orgánica con el objetivo de aprovechar al máximo su potencial. Los tratamientos biológicos consisten en operaciones de biodegradación de la materia orgánica utilizando una población de microorganismos. Durante este proceso los microorganismos se alimentan de la materia orgánica de los residuos para llevar a cabo sus procesos metabólicos. Estos tratamientos pueden realizarse de forma aerobia, lo que se conoce como **compostaje**, o anaerobia, que se conoce como **metanización o digestión anaerobia**. En las plantas de estabilización se aplican además unas operaciones de pretratamiento para acondicionar la materia al proceso biológico y asegurar un buen funcionamiento, así como operaciones de postratamiento para mejorar la calidad del producto resultante (MAPAMA, 2018b).

#### 1.3.1. Compostaje

El compostaje es un método de tratamiento de los residuos biodegradables que se realiza de forma aerobia, es decir en presencia de oxígeno. Este proceso permite homogeneizar los materiales, reduciendo la masa y el volumen, lo que facilita su transporte, almacenamiento y aplicación. Además, el producto que se obtiene está higienizado. Es un método que imita la transformación de la materia orgánica en el suelo, por lo que se basa en la descomposición a partir de microorganismos. Durante el proceso se requieren condiciones controladas de humedad, aire y temperatura, y se desarrolla en dos fases que son la descomposición y la maduración (Magrama, 2013b).

En la primera fase predomina la actividad biológica de **descomposición**. Para ello se utilizan microorganismos como hongos y bacterias. Desaparecen las moléculas más fácilmente degradables, liberando energía, agua, dióxido de carbono y amoníaco. La duración de esta primera fase suele ser de 4 a 6 semanas, aunque si se lleva a cabo de forma intensiva en recintos cerrados y con aireación forzada puede reducirse a 2 o 4 semanas.

Después se pasa a la etapa de **maduración**, donde el residuo se estabiliza y madura, para lo que se requiere de 6 a 10 semanas. Finalmente se obtiene un producto que tendrá distinta estabilidad según la duración de esta fase. Se considera que el producto obtenido es compost cuando la materia orgánica proviene de recogida separada, ya que en el caso de materia procedente de la fracción resto se considera que el producto es material bioestabilizado.



Las instalaciones dirigidas al tratamiento de la fracción orgánica de recogida separada se diferencian de las que tratan la fracción resto principalmente en el pretratamiento, ya que las bases del proceso biológico son las mismas (MAPAMA, 2018b).

- La fracción orgánica de recogida separada tiene un alto contenido en humedad, materia orgánica fermentable y nitrógeno. Para complementar sus características y favorecer el proceso, es necesario mezclarla con otro tipo de residuos como restos vegetales.
- En el caso de la fracción resto se deben extraer por métodos mecánicos los materiales impropios, con el objetivo de preparar y acondicionar los residuos para el tratamiento biológico posterior.

En la Figura 4 se muestra un diagrama del proceso de compostaje de la fracción orgánica procedente de recogida no selectiva.

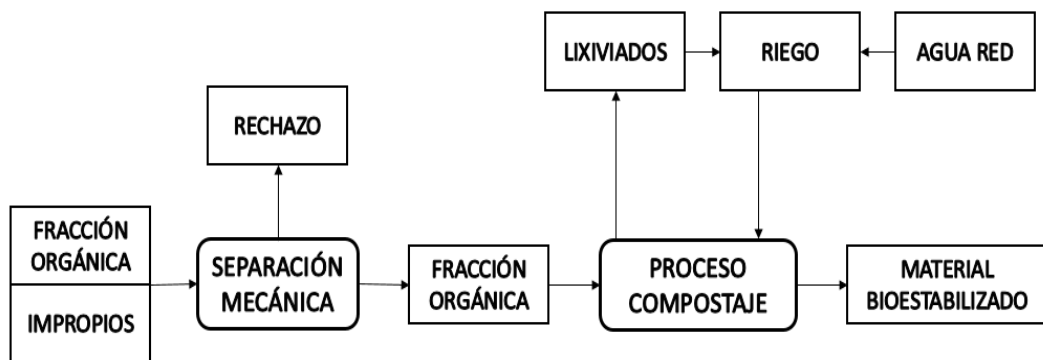


Figura 4. Etapas del compostaje de la fracción orgánica de recogida no selectiva. Adaptación: Magrama. 2013b.

El elemento más manipulable y que permite un control del compostaje es la aireación, por lo que los diferentes sistemas de compostaje se basan en las diferencias de este parámetro (Compostando ciencia, 2015). Se dividen en dos grupos, que son los sistemas abiertos y los sistemas cerrados.

#### a) Sistemas abiertos

Son los más utilizados por su sencillez y viabilidad económica. Consisten en agrupar los residuos en hileras, generalmente de forma triangular y con una altura recomendada menor de 2,7 metros. Es necesario apilar los materiales sin que se compriman excesivamente para permitir que el aire quede retenido (MAPAMA, 2018b). Dentro de este grupo se distinguen dos sistemas fundamentales, los de pila móvil y los de pila estática.

En los sistemas de **pila móvil** el material de compostaje se mueve mediante un volteo mecánico. En este caso no se mantiene una oxigenación constante por lo que el proceso evoluciona más lentamente. Además, no permiten un control efectivo de la temperatura, y se limita la eliminación de patógenos en las zonas que no quedan sometidas a altas temperaturas. Sin embargo, con el volteo se mejora la mezcla de los componentes ya que se redistribuyen los microorganismos, el agua y los nutrientes, homogeneizando el material y aumentando la porosidad.

En los de **pila estática** el material no se mueve durante el proceso y la aireación se realiza mediante ventilación forzada suministrando aire a presión. En estos sistemas suelen producirse temperaturas más elevadas, lo que causaría una destrucción de la población de microorganismos y la disminución de la descomposición del material. Para evitarlo se controla la temperatura con el sistema de ventilación, de tal forma que cuando esta sobrepasa un límite se inyecta en aire. Como inconveniente el material es más compacto y menos homogéneo.

#### *b) Sistemas cerrados*

Permiten un mayor control de las condiciones del proceso, pero requieren la utilización de un reactor o digester, por lo que los costes de inversión y mantenimiento son más elevados. La primera fase del proceso se lleva a cabo en el interior del reactor, y posteriormente se deja madurar en el exterior (Compostando ciencia, 2015).

El material resultante del compostaje puede ser compost o material bioestabilizado, según el residuo de partida.

El **compost** es el material resultante de la descomposición aerobia de la materia orgánica procedente de la recogida selectiva. Las características físicas, químicas y biológicas del compost permiten que este material se pueda utilizar en distintos ámbitos y actividades (MAPAMA, 2018a). La descomposición de los residuos transmite al suelo sus nutrientes y actúa sobre este como un abono orgánico, mejorando su fertilidad. Los principales usos que se dan al compost en la actualidad son (CONAMA, 2016):

- Sustratos o soportes de cultivo: Materiales distintos de los suelos, que permiten el crecimiento del sistema radicular de las plantas. Normalmente, los sustratos se emplean para el cultivo de plantas en macetas, jardineras o cualquier otro tipo de recipiente.

- Abonos orgánicos: Productos cuya función principal es aportar nutrientes para las plantas, los cuales proceden de materiales carbonados de origen animal o vegetal.
- Enmiendas orgánicas: Materia orgánica procedente de materiales carbonados de origen vegetal o animal, utilizada fundamentalmente para mantener o aumentar el contenido en materia orgánica del suelo, mejorar sus propiedades físicas y mejorar también sus propiedades o actividad química o biológica. Su uso está regulado por el Real Decreto 506/2013, sobre productos fertilizantes y deberá cumplir con una serie de características, recogidas en la Tabla 7, para poder ser utilizado como enmienda orgánica.

Tabla 7. Características del compost para su uso como enmienda orgánica. Fuente: Real Decreto 506/2013

Denominación del tipo	Contenido mínimo en nutrientes (% en masa)	Contenido en nutrientes que debe declararse y garantizarse
Enmienda orgánica compost	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Materia orgánica total: 35%</li> <li>- Humedad máxima: 40%</li> <li>- C/N &lt; 20</li> </ul> <p>No podrá contener impurezas ni inertes de ningún tipo como piedras, gravas, metales, vidrios o plásticos.</p> <p>El 90% de las partículas pasarán por la malla de 25 mm.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Materia orgánica total</li> <li>C orgánico</li> <li>N total (si supera 1%)</li> <li>N orgánico (si supera 1%)</li> <li>N amoniacal (si supera 1%)</li> <li>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> total (si supera 1%)</li> <li>K<sub>2</sub>O total (si supera 1%)</li> <li>Ácidos húmicos</li> <li>Granulometría</li> </ul>

El **material bioestabilizado** es el material orgánico obtenido como resultado de los tratamientos mecánico-biológicos de la fracción resto. Con el marco normativo vigente, el material bioestabilizado no puede emplearse en usos agrícolas para fertilizar el suelo. Esto es debido a que la legislación solo permite el uso de compost para fines agrícolas, y veta el uso del material bioestabilizado por su origen (materia orgánica de recogida no separada) en vez de por su calidad final. Actualmente, al excluirse la opción de utilizar el material bioestabilizado en suelo agrícola, el uso principal que se le da es el de restauración de suelos degradados, aunque siguiendo los objetivos que se incluyen en el PEMAR (2015), su uso como enmienda orgánica debe disminuir en los próximos años.

### 1.3.2. Digestión anaerobia

La biometanización o digestión anaerobia consiste en la descomposición de material biodegradable en ausencia de oxígeno a lo largo de varias etapas en las que interviene una población de microorganismos. Se obtienen dos productos principales, biogás y digestato. El **biogás** es una mezcla de gases compuesto principalmente por metano, y menores cantidades de CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, entre otros. El **digestato** es un lodo estabilizado formado por una mezcla de productos minerales y compuestos de difícil degradación. Las plantas de tratamiento están formadas principalmente por las siguientes etapas: (Agrowaste, 2018)

- **Alimentación:** es necesario que tenga las características necesarias para el correcto funcionamiento de la planta, por lo que se somete a un pretratamiento adecuando el tamaño de partícula y suministrando otro material productor de biogás.
- **Proceso biológico:** es un proceso muy complejo, tanto por el número de reacciones bioquímicas que tienen lugar como por la cantidad de bacterias involucradas en ellas. Se divide en cuatro etapas que son hidrólisis, etapa fermentativa o acidogénica, etapa acetogénica y etapa metanogénica.
- **Recogida del biogás:** tras ser refinado previamente puede utilizarse para la producción de calor y energía eléctrica, en la red de gas natural o como combustible de vehículos.
- **Recogida del digerido:** está formado por la mezcla del residuo orgánico degradado y la biomasa microbiana producida, y se puede utilizar para fabricar fertilizantes.

En la Figura 5 se muestra un diagrama de las etapas presentes en una planta de biogás.

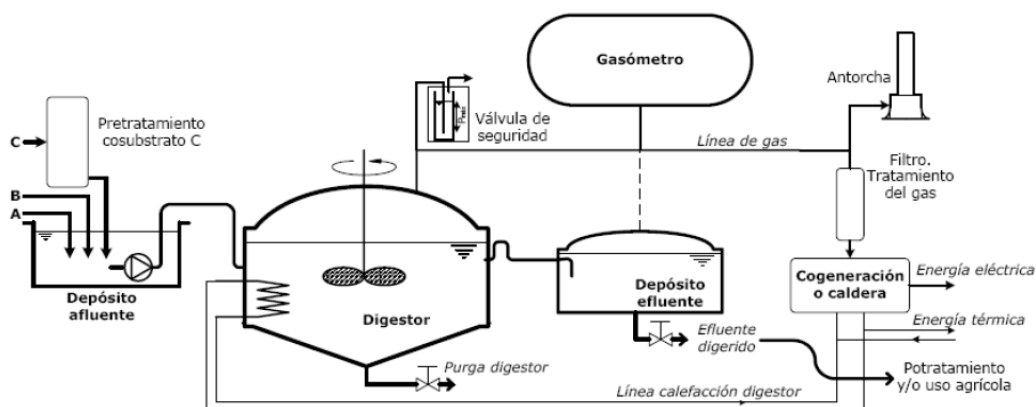


Figura 5. Diagrama de funcionamiento del proceso de biogás. Fuente: Agrowaste, 2018

Las tecnologías de biometanización se clasifican en dos grandes grupos atendiendo al contenido en sólidos del proceso (Mendoza, 2015):

- **Vía húmeda:** se prepara una suspensión añadiendo una cantidad de agua a la materia de entrada, hasta lograr una concentración de 10-15% de sólidos totales.
- **Vía seca:** en este caso la materia empleada contiene entre 20-40% de sólidos totales. Este sistema tiene la capacidad de trabajar con altas concentraciones de sólidos y requiere menos cantidad de agua de proceso, lo que supone una disminución en gastos de calor y volumen del reactor, además de proporcionar mayores rendimientos de biogás.

El proceso de digestión se inicia con la **hidrólisis** bacteriana de los materiales presentes en la alimentación, para romper los polímeros orgánicos insolubles, y transformarlos en compuestos adecuados para otras bacterias. Las bacterias **acidogénicas** convierten los azúcares y amino ácidos en dióxido de carbono, hidrógeno, amonio y ácidos orgánicos. Las bacterias **acetogénicas** convierten estos ácidos resultantes en ácido acético, con la producción adicional de amonio, hidrógeno y dióxido de carbono. Finalmente, en la fase **metanogénica** se convierten estos productos en metano y dióxido de carbono, obteniendo un producto de alto poder calorífico conocido como biogás (AD3Energy, 2018). En la Figura 6 se muestran los principales productos obtenidos en las reacciones de digestión anaerobia.

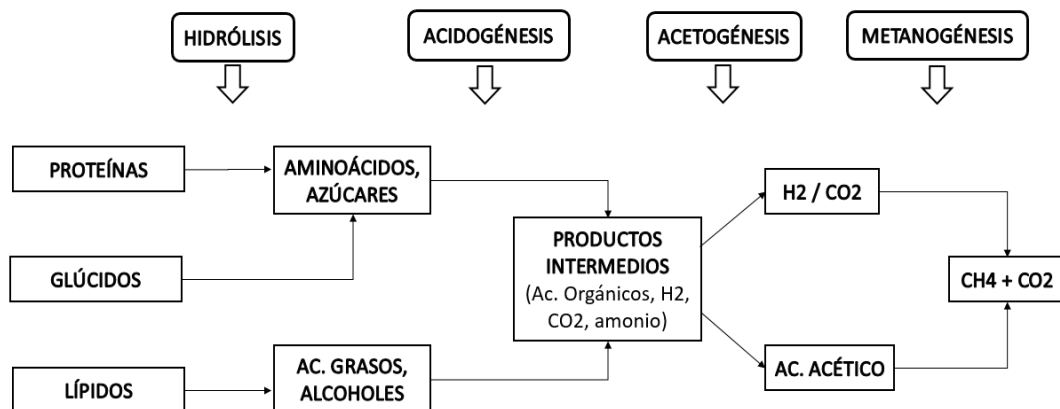


Figura 6. Esquema de reacciones de digestión anaerobia. Adaptación: Agrowaste, 2018

El tipo de sustrato a digerir influye en gran medida en el rendimiento y en la composición del biogás obtenido. Por ello, es aconsejable que se trate la materia orgánica procedente de recogida separada para evitar muchos de los problemas producidos por la acumulación de impropios, y obtener productos de mayor calidad (Magrama, 2013b).

## 1.4. ALTERNATIVAS DE VALORIZACIÓN PARA EL MATERIAL BIOESTABILIZADO

### 1.4.1. Enmienda de suelos

La materia orgánica es un importante constituyente del suelo, siendo la principal fuente de nutrientes y energía para los organismos vivos que contiene, por lo que es imprescindible para el mantenimiento de la actividad biológica. Un descenso en el contenido de materia orgánica siempre es indicativo de un descenso en la calidad de cualquier tipo de suelo. Existen diversas causas que conducen al agotamiento de la materia orgánica de un suelo, pero las más importantes son la deforestación, los incendios, la desertificación, el exceso de pastoreo, la erosión acelerada del suelo y una mala gestión y manejo del mismo.

En general, los suelos agrícolas se caracterizan por contener menores cantidades de materia orgánica que los suelos forestales. La presencia de materia orgánica en los suelos de algunas zonas de España es realmente muy escasa, no superando en muchos casos, valores del 2%. Por otro lado, la naturaleza caliza de muchos suelos españoles favorece en gran medida la degradación y pérdida de materia orgánica. Todo esto se traduce en la necesidad de reponer de forma periódica la materia orgánica del suelo con objeto de mantener la fertilidad del mismo (Magrama, 2013b). En la Figura 7 se representa la distribución de la cantidad de materia orgánica en los suelos españoles.

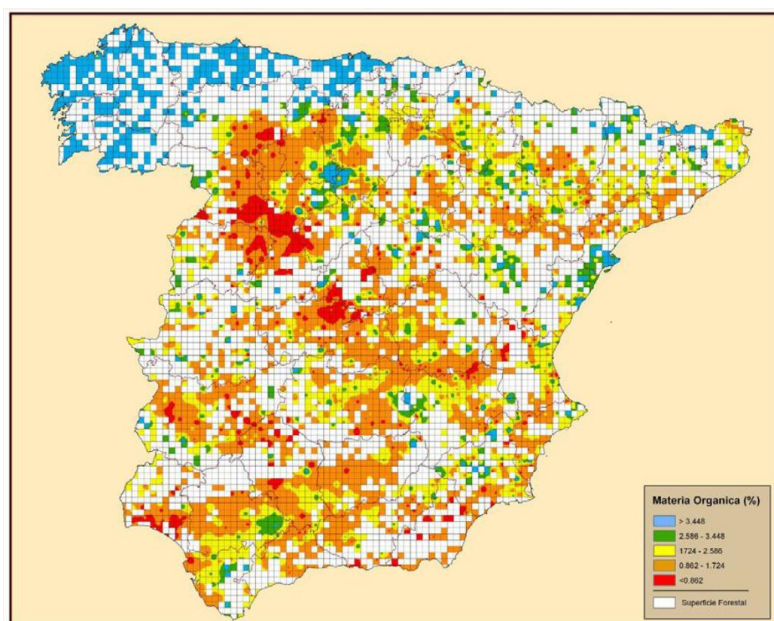


Figura 7. Contenido en materia orgánica de los suelos españoles. Fuente: Magrama, 2013b.

El **material bioestabilizado** constituye un tipo de enmienda orgánica, que actúa positivamente sobre el sistema suelo-planta. Su aporte, contribuye directamente a la mejora de la fertilidad del suelo mediante el aporte de nutrientes tales como el nitrógeno, fósforo o potasio (en mayores o menores proporciones) y contribuye a reducir los riesgos de erosión y pérdida de fertilidad a medio y largo plazo del suelo. La mejora de las propiedades físicas del suelo provocadas por la adición de material bioestabilizado, favorece el desarrollo de la cubierta vegetal, que es la principal precursora de la materia orgánica del suelo reactivando la actividad microbiana y los procesos biogeoquímicos del suelo (CONAMA, 2016).

La utilización del material bioestabilizado en el suelo tendría la consideración de operación R10 (Tratamiento de los suelos que produzca un beneficio a la agricultura o una mejora ecológica de los mismos), según se recoge en el Anexo II de la Ley de residuos. La utilización del material bioestabilizado debe estar justificada y solo podrá ser utilizado como material sustitutivo de otras enmiendas orgánicas aplicadas en los suelos receptores. Para su aplicación en los suelos el material bioestabilizado deberá cumplir con los requisitos que se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Requisitos del material bioestabilizado para su aplicación en suelos. Fuente: Magrama, 2013b

<b>Parámetros agronómicos</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidades</b>
Materia orgánica total	> 25	%
Humedad	20-40	%
$C_{\text{orgánico}}/N_{\text{orgánico}}$	< 20	-
Partículas que pasan por la malla de 25 mm	> 90	%
<b>Impurezas</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidades</b>
Piedras y gravas eventualmente presentes de diámetro > 5 mm	< 5	%
Las impurezas eventualmente presentes de diámetro > 2 mm	< 3	%
<b>Higienización</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidades</b>
Salmonella	Ausente en 25g de material bioestabilizado	-
Escherichia coli	< 1000	NMp/g
<b>Metales pesados</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidades</b>
Cadmio	< 3	mg/Kg de materia seca
Cobre	< 400	
Níquel	< 100	
Plomo	< 200	
Zinc	< 1000	
Mercurio	< 2,5	
Cromo (total)	< 300	

Para asegurar un beneficio a la agricultura o una mejora ecológica de los suelos, es necesario conocer determinadas características agronómicas de los suelos, la concentración de nutrientes disponibles en los suelos para los cultivos y la concentración de metales pesados. Por ello, los análisis de los suelos permiten dosificar adecuadamente y prevenir la contaminación. El material bioestabilizado no podrá aplicarse en suelos agrícolas cuya concentración en metales pesado sea igual o superior a los valores mostrados en la Tabla 9. Otros usos del material bioestabilizado para su aplicación en suelos recogidos dentro de la operación R10 son la revegetación de taludes, cobertura de vertederos clausurados, restauración de canteras y minas, y jardinería pública (Magrama, 2013a).

*Tabla 9. Valores límite de metales pesados en los suelos agrícolas receptores. Fuente: Magrama, 2013b*

METALES PESADOS	VALORES LÍMITE (mg/kg ms)	
	Suelos con pH<7	Suelos con pH>7
Cadmio (Cd)	1	3
Cobre (Cu)	50	210
Níquel (Ni)	30	112
Plomo (Pb)	50	300
Zinc (Zn)	150	450
Mercurio (Hg)	1	1,5
Cromo (Cr)	100	150

#### 1.4.2. Recuperación de nutrientes para fertilizantes

Tradicionalmente la agricultura se ha caracterizado por el uso de una elevada cantidad de fertilizantes sintéticos y pesticidas, lo que ha resultado en una disminución de la biodiversidad, degradación del suelo, la presencia de residuos químicos en alimentos, así como riesgos en la salud de los agricultores que trabajan con pesticidas (Islam et al., 2016). Por ello se buscan nuevas alternativas en cuanto a la obtención de fertilizantes orgánicos para su uso en una agricultura sostenible.

Las **sustancias húmicas** constituyen el mayor componente de la materia orgánica del suelo y son producidas por la degradación química y biológica de los residuos de plantas y animales, debido a la actividad de microorganismos. Estas sustancias son macromoléculas heterogéneas que tienen un papel fundamental en la fertilidad del suelo. Según su solubilidad las sustancias húmicas se pueden dividir en tres grupos:



- Ácidos fúlvicos, que son solubles en agua.
- Ácidos húmicos, que son solubles únicamente en condiciones ácidas.
- Huminas, que representan la fracción insoluble.

Las sustancias húmicas están presentes en varios tipos de residuos orgánicos, como el compost, debido a la degradación de la materia orgánica por medio de microorganismos (Zingaretti et al., 2018).

La calidad de un compost depende de varias características físicas, químicas y biológicas. Parámetros como la conductividad eléctrica o la presencia de metales pesados están entre los factores que pueden reducir su calidad y limitar sus aplicaciones en el suelo. Los valores límite de estos parámetros son regulados por normativas nacionales e internacionales, en un intento de evitar impactos negativos debido a la utilización de compost de baja calidad. Los compost que no cumplen con las normativas, especialmente en cuanto al contenido de metales pesados, pueden ser utilizados como fuente de sustancias húmicas para su uso como fertilizantes.

El método más común de extraer las sustancias húmicas de estos recursos naturales implica extracción alcalina. Tras una agitación mecánica y su posterior filtración, se obtiene un extracto que contiene dichas sustancias y se puede utilizar como abono orgánico líquido. Si se quiere aislar los ácidos húmicos habría que precipitarlos con un ácido (Compostando ciencia, 2014). Los bajos niveles de metales presentes en las sustancias húmicas extraídas indican que los compost de baja calidad pueden ser utilizados como fertilizantes orgánicos en forma líquida, sustituyendo aquellos producidos a partir de recursos naturales (Silva et al., 2013).

El material bioestabilizado es un residuo rico en nutrientes cuya aplicación como enmienda orgánica y abono en agricultura se verá reducida en los próximos años, con el riesgo de que termine depositándose en vertedero. Por ello la extracción de nutrientes, basándose en los métodos de diferentes estudios, es una buena alternativa para la obtención de fertilizantes en forma de concentrados líquidos o sólidos ricos en nutrientes.

### **1.4.3. Material de construcción**

Los ladrillos constituyen uno de los materiales de construcción más utilizados en todo el mundo. Generalmente, las propiedades de los ladrillos dependen de la composición de las materias primas, la temperatura de cocción y el método de producción. El uso excesivo de arcilla para la fabricación de ladrillos tiene como resultado la escasez de los recursos de arcilla naturales.

Actualmente, la utilización de residuos como materiales de construcción está ganando importancia. La utilización de residuos como aditivos en la fabricación de ladrillos no solo mejora sus propiedades, si no que supone una solución a la escasez de recursos naturales y los problemas medioambientales. Por ello se han realizado varias investigaciones en cuanto a la producción de ladrillos a partir de residuos.

Kazmi et al. (2018) estudiaron la conductividad térmica que presentan los ladrillos fabricados a partir de residuos procedentes de agricultura. Es una de las propiedades más importantes, ya que está directamente relacionada con las pérdidas de calor en los edificios. Se concluyó que este tipo de residuos aportan eficiencia térmica al material siendo una alternativa sostenible. Eliche-Quesada et al. (2012), utilizaron residuos como serrín, compost y mármol para producir ladrillos de bajo peso. Los resultados mostraron que la temperatura óptima de fabricación es de 1050°C, y las cantidades óptimas de residuos son un 5% en peso de serrín, 10% de compost, y 15% de mármol. Se obtuvieron ladrillos con unas propiedades mecánicas muy similares a los ladrillos tradicionales, pero más ligeros en cuanto al peso. El uso de estos residuos puede tener aplicaciones prácticas en cuanto al reciclaje y la reducción de costes en el proceso, a la vez que se requieren menos materias primas.

El material bioestabilizado es un residuo orgánico, que por sus similitudes con los residuos en los que se basan los diferentes estudios, podría ser utilizado en la fabricación de materiales de construcción como aditivo para ladrillos, en el caso de que tras su estudio sea una alternativa viable.

## 1.5. LEGISLACIÓN

La gestión de los residuos está sometida a un marco normativo que viene fundamentalmente determinado por las disposiciones europeas, transpuestas a la legislación española. A continuación, se recogen las principales normativas en el ámbito de los residuos y fertilizantes, desde el nivel europeo hasta el nivel autonómico.

La **Directiva 2008/98/CE Marco de Residuos** del Parlamento Europeo, establece medidas destinadas a proteger el medio ambiente y la salud humana mediante la prevención o la reducción de los impactos adversos de la generación y gestión de los residuos, la reducción de los impactos globales del uso de los recursos y la mejora de la eficacia de dicho uso. Se presenta una jerarquía que establece un orden de prioridad de lo que constituye la mejor opción global para el medio ambiente, en cuanto a la legislación y las

políticas de residuos. Esta jerarquía será la prevención, preparación para la reutilización, reciclado, otro tipo de valorización (por ejemplo la valorización energética), y por último la eliminación. En cuanto a la reutilización y el reciclado, los Estados miembros deberán tomar medidas para fomentar la reutilización de los productos y un reciclado de alta calidad, cumpliendo una serie de objetivos entre los que se destacan:

- Antes de 2015, deberá efectuarse una recogida separada para, al menos, papel, metales, plástico y vidrio.
- Antes de 2020, deberá aumentarse como mínimo hasta un 50% global de su peso la preparación para la reutilización y el reciclado de residuos domésticos y posiblemente de otros orígenes en la medida en que estos flujos de residuos sean similares a los residuos domésticos
- Antes de 2020, deberá aumentarse hasta un mínimo del 70% de su peso la preparación para la reutilización, el reciclado y otra valorización de materiales, de los residuos no peligrosos procedentes de la construcción y de las demoliciones.

Para asegurar que se cumplen estos objetivos, los Estados miembros deberán garantizar que sus autoridades competentes establezcan planes de gestión de residuos. Estos planes presentarán un análisis actualizado de la situación de la gestión de residuos, así como las medidas que deban tomarse para mejorar la preparación para la reutilización, el reciclado, la valorización y la eliminación de los residuos de forma respetuosa con el medio ambiente.

La **Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados**, transpone dicha Directiva europea al territorio español. Tiene por objeto regular la gestión de los residuos impulsando medidas que prevengan su generación. Se recogen como instrumentos de planificación los planes y programas de gestión de residuos, que deben ser elaborados por el Estado y las Comunidades Autónomas. Establece los siguientes objetivos destacables, además de los ya mencionados en la Directiva europea, en materia de prevención, reutilización y reciclado:

- Las administraciones públicas, en sus respectivos ámbitos competenciales, aprobarán antes del 12 de diciembre de 2013, programas de prevención de residuos.
- Las medidas de los Programas de prevención de residuos se encaminarán a lograr la reducción del peso de los residuos producidos en 2020 en un 10% respecto a los generados en 2010.

Entre sus definiciones destaca la diferencia que se hace entre compost y material bioestabilizado. De esta forma se denomina compost a la enmienda orgánica obtenida a partir de residuos biodegradables recogidos separadamente, mientras que el material bioestabilizado se corresponde con la materia orgánica obtenida a partir de residuos mezclados. Incluye un artículo específico para los biorresiduos, según el cual las autoridades ambientales promoverán medidas para impulsar:

- La recogida separada de biorresiduos para destinarlos al compostaje o a la digestión anaerobia.
- El compostaje doméstico y comunitario.
- El uso del compost producido a partir de biorresiduos en el sector agrícola, la jardinería o la regeneración de áreas degradadas, en sustitución de otras enmiendas orgánicas y fertilizantes minerales.

El Anexo II recoge una clasificación de las diferentes operaciones de valorización, de forma que se define como operación R10 el tratamiento de los suelos que produzca un beneficio a la agricultura o una mejora ecológica de los mismos.

El **Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos, PEMAR 2016-2022**, elaborado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, es el instrumento para orientar la política de residuos en España. Tiene como objetivo impulsar las medidas necesarias y promover las actuaciones que proporcionen un mejor resultado ambiental y que aseguren la consecución de los objetivos legales mencionados anteriormente. Contiene las políticas de residuos a las que deberán ajustarse los planes autonómicos, así como los objetivos mínimos a cumplir de prevención, preparación para la reutilización, reciclado, valorización y eliminación. Incluye un capítulo relativo a los residuos domésticos y comerciales, en el que se incluye la estrategia de reducción de vertidos biodegradables.

El **Plan Integral de Residuos de Castilla y León**, ha sido elaborado por la Consejería de Fomento y Medio Ambiente, como resultado del nuevo marco normativo aplicable a los residuos y la necesidad de dotar al territorio de Castilla y León de un instrumento de ordenación en el ámbito regional. Establece un marco estratégico y operativo de actuación en materia de prevención y gestión de residuos, para cumplir con el marco legal vigente, de acuerdo con la Ley 22/2011, y alcanzar los objetivos ecológicos establecidos en el campo de los residuos.

El Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes tiene por objeto establecer la normativa básica en materia de productos fertilizantes y las normas necesarias de coordinación con las comunidades autónomas. Entre sus objetivos principales se encuentran:

- Definir y tipificar los productos fertilizantes, distintos de los abonos CE, que puedan utilizarse en la agricultura y la jardinería.
- Garantizar que las riquezas nutritivas y otras características de los productos fertilizantes se ajustan a las exigencias de este real decreto.
- Prevenir los riesgos para la salud y el medio ambiente por el uso de determinados productos.
- Regular el Registro de productos fertilizantes para la inscripción de determinados productos.

Se presta especial atención a determinados fertilizantes, particularmente a los que utilizan materias primas de origen orgánico, que están sometidas a reglamentaciones competentes en materia de vigilancia y control, y se establece la obligatoriedad de su inscripción en el Registro de productos fertilizantes. Los productos fertilizantes que pueden usarse como abonos o enmiendas en agricultura y jardinería deben pertenecer a alguno de los tipos incluidos en el Anexo I de este real decreto integrados en los siguientes grupos: abonos inorgánicos nacionales, abonos orgánicos, abonos órgano-minerales, otros abonos y productos especiales, enmiendas calizas, enmiendas orgánicas, otras enmiendas. En el Anexo I se especifican además, para cada uno de los grupos de productos fertilizantes, las siguientes características:

- La denominación del tipo de producto.
- Su forma de obtención y sus componentes esenciales.
- Los contenidos mínimos o máximos en nutrientes.
- La forma, solubilidades y requisitos que deben cumplir los productos.
- La riqueza nutritiva que debe declararse y garantizarse al consumidor.
- Las instrucciones relativas al uso, almacenaje y manipulación.

Dentro del Grupo 3 se incluyen los abonos órgano-minerales líquidos. Se definen como aquel producto en solución o en suspensión procedente de una mezcla o combinación de materias o abonos orgánicos y abonos minerales. En la Tabla 10 se muestra su clasificación en función de los nutrientes principales que presenten.

Tabla 10. Contenidos mínimos de los abonos órgano-minerales líquidos. Fuente: Real Decreto 506/2013

Tipo	Contenido mínimo (% masa)
NPK	N + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 8% N total: 2% N orgánico: 1% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 2% K <sub>2</sub> O: 2% C orgánico: 4%
NP	N + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 6% N total: 2% N orgánico: 1% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 2% C orgánico: 4%
NK	N + K <sub>2</sub> O: 6% N total: 2% N orgánico: 1% K <sub>2</sub> O: 2% C orgánico: 4%
PK	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> + K <sub>2</sub> O: 6% P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : 2% K <sub>2</sub> O: 2% C orgánico: 4%

En cuanto al límite máximo de metales pesados, los productos fertilizantes elaborados con materias primas de origen animal o vegetal no podrán superar el contenido indicado en la Tabla 11 según sea su clase A, B o C.

Tabla 11. Límites de concentración de metales pesados en fertilizantes. Fuente: Real Decreto 506/2013

METAL PESADO	LÍMITES DE CONCENTRACIÓN		
	Sólidos: mg/Kg de materia seca; Líquidos: mg/Kg		
	Clase A	Clase B	Clase C
Cadmio	0,7	2	3
Cobre	70	300	400
Níquel	25	90	100
Plomo	45	150	200
Zinc	200	500	1000
Mercurio	0,4	1,5	2,5
Cromo (total)	70	250	300
Cromo (VI)	No detectable según método oficial		

La **Propuesta del Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo** establece disposiciones relativas a la comercialización de los productos fertilizantes con el marcado CE. Se encuentra dentro del paquete de la economía circular y el principal objetivo de este futuro Reglamento es eliminar las barreras comerciales entre los estados miembros. Un abono o fertilizante será un producto fertilizante con el marcado CE cuya finalidad sea proporcionar nutrientes a los vegetales. Un abono orgánico deberá contener carbono y nutrientes exclusivamente de origen biológico, excluido el material fosilizado o embutido en formaciones geológicas. En el producto fertilizante con el marcado CE no estarán presentes contaminantes en cantidades que superen los siguientes valores:

- cadmio (Cd) 1,5 mg/kg de materia seca
- cromo hexavalente (Cr VI) 2 mg/kg de materia seca
- mercurio (Hg) 1 mg/kg de materia seca
- níquel (Ni) 50 mg/kg de materia seca
- plomo (Pb) 120 mg/kg de materia seca
- biuret ( $C_2H_5N_3O_2$ ) 12 g/kg de materia seca

Un **abono orgánico sólido** deberá contener un 40% o más de materia seca en masa. El carbono orgánico estará presente en el producto fertilizante con el marcado CE al menos en un 15% en masa. El producto fertilizante contendrá al menos uno de los siguientes nutrientes declarados en las cantidades mínimas indicadas:

- 2,5% en masa de nitrógeno (N) total
- 2% en masa de pentóxido de fósforo ( $P_2O_5$ ) total
- 2% en masa de óxido de potasio ( $K_2O$ ) total

Un **abono orgánico líquido** contendrá menos del 40% de materia seca. El carbono orgánico estará presente en el producto fertilizante con el marcado CE al menos en un 5% en masa. El producto fertilizante contendrá al menos uno de los siguientes nutrientes declarados en las cantidades mínimas indicadas:

- 2% en masa de nitrógeno (N) total
- 1% en masa de pentóxido de fósforo ( $P_2O_5$ ) total
- 2% en masa de óxido de potasio ( $K_2O$ ) total





## **Capítulo 2**

### **OBJETIVOS**



El presente Trabajo Fin de Grado se enmarca dentro del proyecto de investigación "Valorización de compost y otros desechos procedentes de la fracción orgánica de los residuos municipales", (0119\_VALORCOMP\_2\_P) concedido al Grupo de Investigación Reconocido de Tecnología de Procesos Químicos y Bioquímicos (GIR 30) de la Universidad de Valladolid.

El objetivo global del proyecto es **dimensionar una planta de extracción de nutrientes de interés agronómico a partir de material bioestabilizado** para la obtención de biofertilizantes orgánicos líquidos. La capacidad de tratamiento de la planta será de 2500 t/año de material bioestabilizado.

Los objetivos parciales del proyecto son los que se enumeran a continuación:

1. **Revisar la bibliografía disponible** para realizar una propuesta del proceso de extracción de nutrientes de la materia prima.
2. **Analizar las condiciones de extracción** sobre la recuperación de carbono, nitrógeno y fósforo a escala de laboratorio. Se han seleccionado como variables de operación la temperatura, el tiempo de extracción y la velocidad de agitación.
3. **Dimensionar y seleccionar los equipos básicos** de la planta. Realizar los balances de materia y energía correspondientes, así como los diagramas de bloques y de flujo. Diseñar mecánicamente el equipo de extracción.
4. Realizar un **estudio económico** de la planta y un análisis de sensibilidad del proyecto.



## **Capítulo 3**

# **SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS**



En este capítulo se recogen las diferentes alternativas que se pueden encontrar en cuanto a las **tecnologías de extracción de nutrientes**. El proceso de recuperación de nutrientes a partir de material bioestabilizado, así como a partir de otros tipos de materia orgánica, se divide fundamentalmente en dos etapas. En primer lugar, se realiza una extracción sólido-líquido, con lo que se consigue obtener un lixiviado rico en nutrientes. Posteriormente se somete a una etapa de concentración y purificación, obteniendo un concentrado rico en macronutrientes que podrá ser utilizado como biofertilizante. En la Figura 8 se muestra un esquema de las etapas de este proceso.

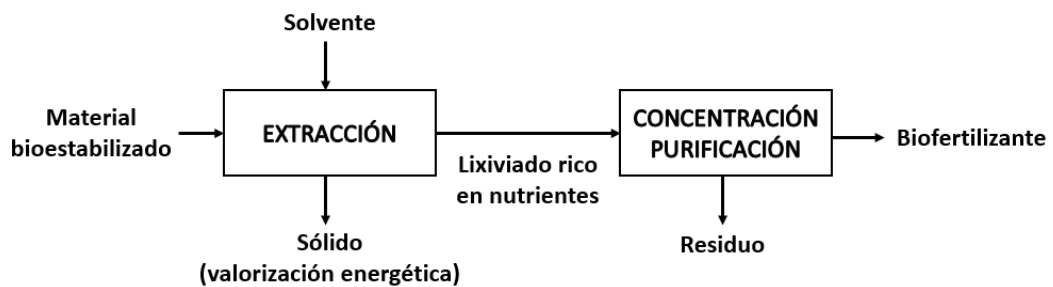


Figura 8. Esquema del proceso de recuperación de nutrientes

### 3.1. ETAPA DE EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES

En esta primera etapa se lleva a cabo una extracción sólido-líquido, en la que la materia orgánica se pone en contacto con un disolvente, bajo determinadas condiciones, con el objetivo de extraer los nutrientes contenidos en el sólido. Existen diferentes métodos utilizados para producir o preparar fertilizantes orgánicos líquidos, que van desde aquellos adecuados para un nivel doméstico, hasta los que se adaptan a escala industrial. Todos estos métodos se ven afectados por diferentes factores que son la composición inicial del material, la relación sólido-líquido, el tiempo de extracción, la temperatura y la agitación. Los métodos de extracción de diferencian fundamentalmente en el tipo de disolvente utilizado, entre los que se encuentran el agua, KOH y NaOH.

#### 3.1.1. Extracción con agua

Uno de los procedimientos más habituales de extracción con agua es la obtención del té de compost, que es el extracto líquido del compost y se suele utilizar para corregir la falta de nutrientes en los cultivos.

Islam et al. (2016) estudiaron la influencia de los parámetros de extracción en el té de compost. Para ello se llevaron a cabo diferentes experiencias con tres niveles de relación compost-agua (1:2,5, 1:5 y 1:10) y tres niveles en el tiempo de extracción (2 días, 4 días y 6 días). Los resultados mostraron que la mayor recuperación tanto de nitrógeno total, como de carbono orgánico se obtiene con la relación de extracción 1:2,5 y un tiempo de extracción de 2 días. Generalmente se observa una disminución de carbono orgánico total a partir de los 2 días de extracción. Esto se debe a que la cantidad de carbono orgánico que se puede extraer con agua se disuelve completamente en un período de 2 días. Los tiempos de extracción óptimos se encuentran entre 18 y 24 horas, coincidiendo con la máxima actividad de la biomasa bacteriana.

Monda et al. (2017) compararon las características moleculares de la materia orgánica soluble en agua de varios tipos de compost procedentes de diferentes materiales, entre los que se encontraban residuos municipales. El proceso de extracción se realizó con 100 g de compost suspendidos en 1000 mL de agua destilada (relación p/v de 1:10) y con agitación mecánica durante 24 horas. La disolución resultante fue centrifugada a 1000 g durante 15 minutos, y posteriormente filtrada a través de un filtro de 0,45  $\mu\text{m}$ . Los resultados mostraron que los extractos obtenidos a partir de los residuos urbanos presentaban un mayor contenido en nitrógeno y carbono, además de una alta conductividad eléctrica debida a la presencia de sales solubles.

### 3.1.2. Extracción con KOH

Las sustancias húmicas tienen propiedades interesantes en cuanto a su uso como fertilizantes, ya que mejoran la estructura física y química del suelo y proporcionan una fuente de carbono orgánico que puede ser directamente absorbido por las plantas. El procedimiento tradicional para recuperar las sustancias húmicas de la materia orgánica consiste en una extracción alcalina de los ácidos húmicos y fúlvicos, dejando un sólido residual formado por huminas y materia inorgánica. La acidificación del extracto alcalino permite la precipitación de los ácidos húmicos, dejando los ácidos fúlvicos en la disolución. Con este procedimiento se consigue la separación de la materia orgánica en fracciones que son mezclas de componentes con características químicas similares (Saito y Seckler, 2014). El sustrato tradicionalmente utilizado para el aislamiento y caracterización de sustancias húmicas ha sido el suelo. No obstante, hay gran cantidad de materiales que también pueden ser usados como materia prima para la extracción de sustancias húmicas, como carbones fósiles, turbas, estiércoles y composts (Tortosa, 2007). En la Figura 9 se muestra un esquema de las distintas fracciones separadas en el proceso de extracción de sustancias húmicas.



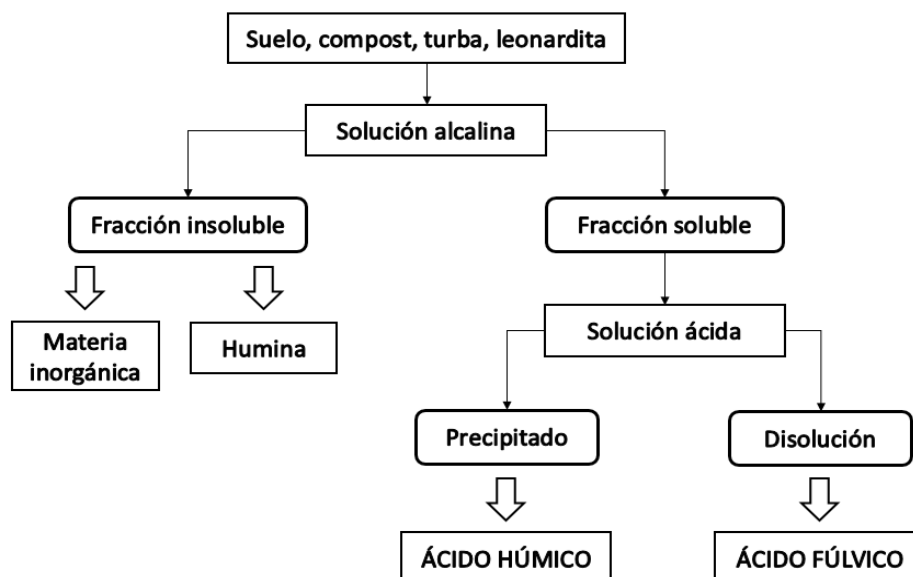


Figura 9. Esquema de fraccionamiento de sustancias húmicas. Adaptación: Tortosa, 2007.

Saito y Seckler (2014) estudiaron la extracción de sustancias húmicas a partir de turba. Los experimentos se llevaron a cabo mezclando 20 g de turba seca con 100 mL de disolución de KOH con concentraciones de 0,5, 1, 1,5 y 2M durante 12 y 24 horas, con una velocidad de agitación de 300 rpm. Después de la extracción, la disolución que contenía las sustancias húmicas fue separada de la fracción insoluble en la que se encontraban las huminas, mediante centrifugación a 2500 rpm durante 10 minutos. Los resultados mostraron que la eficiencia de extracción se encontraba entre el 65 y 98%, obteniendo el mayor valor cuando menos cantidad de turba se añadía. Además, la cantidad de carbono orgánico extraído fue mayor para la concentración de KOH más baja. Se necesitan tiempos de extracción de varias horas para romper los enlaces entre los componentes inorgánicos y la materia orgánica de la turba, así como para despolimerizar los compuestos de alto peso molecular. Sin embargo, se obtuvo un mayor contenido orgánico para un tiempo de 12 horas que en 24 horas, debido a que en periodos más largos de tiempo la aireación de la agitación provoca la oxidación de la materia orgánica.

García et al. (1992) compararon las características de los ácidos húmicos obtenidos a partir de carbones fósiles y de compost de residuos municipales. Se observó que los extractos procedentes de residuos municipales presentaban mayores porcentajes de hidrógeno y nitrógeno. En ellos los compuestos predominantes fueron los carbohidratos y compuestos de nitrógeno, mientras que las estructuras predominantes en los ácidos húmicos de los carbones fósiles eran las que contienen grupos aromáticos.

### 3.1.3. Extracción con NaOH

García et al. (1996) estudiaron la extracción alcalina de ácidos húmicos a partir de lignito y leonardita, dos tipos de carbones de baja calidad. Se utilizaron varios disolventes como NaOH y KOH de concentración 0,1M, y KOH de concentración 0,25M. Las experiencias se llevaron a cabo con una relación 1:20 p/v, con agitación constante durante 12 horas. Los resultados mostraron que el porcentaje de carbono en los ácidos húmicos extraídos era muy similar en las experiencias realizadas con NaOH 0,1M y KOH 0,1M. Sin embargo, en el caso de la extracción con KOH 0,25M se obtuvo un porcentaje de carbono mayor, debido a que al utilizar un disolvente con una concentración alcalina más alta se consigue una mayor solubilización. Además, para todos los disolventes la recuperación de carbono fue mayor en las muestras de leonardita que en las de lignito.

Aunque el NaOH se utiliza habitualmente para extraer las sustancias húmicas, unas altas concentraciones de sodio son perjudiciales para el suelo y el crecimiento de las plantas. Por esta razón se utiliza KOH en la extracción de las sustancias húmicas para fertilizantes, ya que además el potasio es un nutriente esencial para los cultivos (García, 1993).

## 3.2. ETAPA DE CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES

La segunda etapa consiste en un proceso de concentración, con el objetivo de obtener concentrados de macronutrientes con valor comercial para su posterior uso como productos fertilizantes. También se busca reducir el contenido en metales pesados, de forma que el líquido o sólido concentrado cumpla con la normativa. Para ello, se pueden utilizar diferentes tecnologías en función del tipo de nutriente que se pretenda separar y concentrar.

### 3.2.1. Precipitación química

La precipitación química es un proceso de separación en el que se obtiene una fase sólida en el seno de un líquido, bien por adición de un reactivo que forma un producto insoluble con algunos de los iones de la disolución, o bien por concentración del líquido de la disolución hasta sobrepasar la saturación. El sólido así obtenido se denomina precipitado.

Uno de los métodos de concentración por precipitación más utilizados es el que se realiza tras la extracción alcalina de sustancias húmicas, para obtener de esta forma los ácidos húmicos. Estas sustancias están formadas por moléculas orgánicas complejas, de forma que los nutrientes que se recuperan por este método son principalmente carbono, hidrógeno y nitrógeno. Este procedimiento consiste en ajustar el extracto a un pH 2, de forma que después de 24 horas a una temperatura de 4°C, se produce la precipitación de los ácidos húmicos. Estos son separados de los ácidos fúlvicos disueltos mediante centrifugación, y después son purificados y almacenados (García et al., 1993).

Por otra parte, el fosfato es uno de los componentes más importantes en la mayoría de los fertilizantes. Aunque existen diferentes métodos para recuperar fosfatos, la precipitación química es el más utilizado. Este proceso se basa en la obtención del compuesto complejo **estruvita** ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ), el cual es un sólido cristalino de baja solubilidad que puede ser utilizado directamente como fertilizante. Los nutrientes que se recuperan con este proceso son nitrógeno y fósforo.

Munir et al. (2017) proponen la recuperación de nitrógeno y fósforo de lodos procedentes de un proceso de tratamiento biológico de aguas residuales mediante cristalización de estruvita. La recuperación de fosfato se realizó añadiendo una disolución de 1000 ppm de  $MgCl_2$  para facilitar la precipitación de estruvita, a través del ion magnesio. Se realizaron varios experimentos, cambiando los valores de pH y las cantidades de la disolución de  $MgCl_2$  añadida. El precipitado formado durante la reacción fue recuperado mediante filtración y posteriormente secado durante 12 horas a 35°C. Se observó que los factores que influyen en la cantidad de fosfato recuperado son el pH y la cantidad de ion magnesio añadida. Con el aumento de pH, la solubilidad de la estruvita disminuye, por lo que se favorece la precipitación. Al añadir mayores cantidades de magnesio, el equilibrio en la reacción de formación de estruvita se desplaza hacia la derecha como se muestra en la Figura 10, obteniendo así una mayor recuperación de nutrientes.

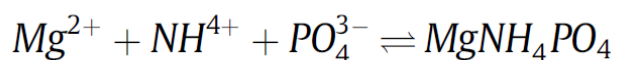


Figura 10. Reacción de formación de estruvita. Fuente: Munir et al., 2017.

Sin embargo, se observó que la interacción entre estos dos factores implica que el aumento en el valor de uno de ellos disminuye el efecto del otro en la recuperación de fosfato. Este hecho tiene especial importancia en cuanto a sus aplicaciones industriales, puesto que únicamente sería necesario controlar uno de los dos parámetros.

### 3.2.2. Membranas

Los procesos de separación con membranas engloban técnicas muy diferentes, que dependerán de las características del proceso y de las propiedades de la membrana utilizada. En todos ellos, la membrana funciona como una pared de separación selectiva, donde ciertas sustancias pueden atravesarla, mientras que otras quedan retenidas en la alimentación inicial.

Garcia-González y Vanotti (2015) estudiaron la recuperación de nitrógeno a partir de purines de cerdo utilizando **membranas permeables de gas**. El proceso consiste en el paso de  $\text{NH}_3$  en forma de gas, a través de los poros de una membrana hidrofóbica, para después ser retenido en una solución ácida que se encuentra al otro lado de la membrana. La membrana se sumerge en el líquido y de esta forma se elimina el amoníaco presente en el purín antes de que se transfiera al aire. Una vez que se encuentra en la disolución, el amoníaco se combina con los protones libres para formar iones no volátiles de  $\text{NH}_4^+$ , mediante el equilibrio ácido-base que se muestra en la Figura 11. Posteriormente, los iones de  $\text{NH}_4^+$  se transforman en sales para su uso como fertilizantes.

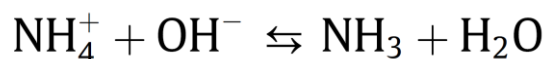


Figura 11. Reacción de equilibrio ácido-base de amoníaco y agua. Fuente: Garcia-González y Vanotti, 2015.

Se realizaron varios experimentos sin ajustar el pH de la materia orgánica inicial, y después ajustando el pH hasta valores entre 8,5-9 durante todo el proceso. Además, se utilizaron purines con diferentes concentraciones de amoníaco. Los resultados mostraron que el factor relacionado con la mayor recuperación de nitrógeno era la concentración de  $\text{NH}_3$  en el purín, además del ajuste de pH a valores más altos que favorece la formación de  $\text{NH}_4^+$  por el equilibrio ácido-base. Sin el ajuste de pH se recuperó un 57% de  $\text{NH}_4^+$ , mientras que cuando el pH del purín se ajustó a 9 la eficiencia de recuperación aumentó hasta un 88-94%.

Xue et al. (2015) estudiaron la recuperación de fósforo y nitrógeno presentes en las aguas residuales utilizando un sistema de **membranas con ósmosis forzada**. En este sistema las moléculas pasan a través de una membrana semipermeable desde la alimentación, que tiene una baja presión osmótica, a una disolución con elevada presión osmótica, que se conoce como agente osmótico. Para los diferentes experimentos se utilizó una disolución con composiciones similares al agua de mar como agente osmótico, en contracorriente con la alimentación de agua residual, ambas a una velocidad de 8,3 cm/s y con una temperatura de 25°C. La duración la operación fue de

2,5 horas para evitar el impacto de la disolución del agente osmótico. Se realizaron varias experiencias con diferentes valores de pH en la alimentación, ya que es uno de los factores que puede afectar a la recuperación de amoníaco. Los resultados mostraron que utilizando una relación 2:1 entre el agente osmótico y la alimentación, con un pH inicial de 7, es posible obtener nitrógeno y fósforo diez veces más concentrados que en la alimentación inicial.

### 3.2.3. Stripping

El proceso de stripping, o desorción, es una operación unitaria de separación donde un compuesto presente en una corriente líquida se transfiere a una corriente gaseosa inerte, siendo eliminado del líquido. Según la bibliografía, el proceso de stripping de amoníaco se ha utilizado para separar nitrógeno en forma de  $\text{NH}_4^+$  de diferentes residuos líquidos, como purines de cerdo, lixiviados de vertederos y aguas residuales procedentes de la producción de fertilizantes minerales. El producto principal obtenido en este proceso es una sal de amonio o amonio disuelto en solución. La eficiencia del proceso depende de cuatro factores principales: pH, temperatura, relación aire-líquido, y características del líquido de entrada (Provoló et al., 2017).

Bonmatí y Flotats (2013) utilizaron este método para separar y recuperar nitrógeno de los purines de cerdo. Para ello, el amoníaco se transfiere desde la corriente del residuo hacia el aire, y posteriormente es absorbido en una disolución ácida (generalmente ácido sulfúrico) formando una sal de amonio que puede ser cristalizada. La cantidad de amoníaco que puede ser desorbida de un residuo líquido, o absorbida en la disolución ácida, depende en gran medida de dos equilibrios termodinámicos: el equilibrio del amoníaco entre la fase gas y la fase líquida, y el equilibrio de disociación en el líquido. Se llevaron a cabo varias experiencias con dos tipos de purines, y tres valores de pH inicial. El amoníaco se recuperó completamente en todos los casos, sin embargo al incrementar el pH inicial de 7,5 a 11,5 el tiempo necesario para recuperar todo el amoníaco disminuyó desde 5 a 3 horas. Con los resultados obtenidos, se observó que la desorción con aire es un proceso muy eficiente para recuperar amoníaco. Las condiciones del proceso varían en función de la materia empleada, pero en todos los casos cuanto mayor sea el pH inicial, mayor será la cantidad recuperada.

### 3.2.4. Evaporación

El proceso de evaporación consiste en concentrar una disolución mediante la eliminación del disolvente por ebullición. En el caso de los sistemas de evaporación a vacío el líquido ebulle a una temperatura más baja que la típica de ebullición en condiciones atmosféricas.

En la bibliografía consultada se han encontrado diferentes estudios sobre este sistema y su aplicación en el tratamiento del digestato de las plantas de biogás. La evaporación a vacío es un método eficiente para reducir el volumen de digestato líquido procedente de las plantas de biogás. El digestato es un subproducto de la digestión anaerobia que mantiene los minerales presentes en las materias originales, siendo estos principalmente nitrógeno, potasio, fósforo, sulfuro, calcio y magnesio. El método básico para procesar el digestato consiste en una separación mecánica, con la que se obtienen una fracción sólida y una fracción líquida. La mayoría de los nutrientes permanecen en la fracción líquida, de forma que cuando se somete a este proceso de evaporación se obtiene un líquido concentrado y un condensado (Vondra et al., 2018).

Chiumenti et al. (2013) estudiaron el sistema de evaporación en una etapa y en dos etapas, y comprobaron la influencia del pH en el porcentaje de nutrientes recuperados. Las condiciones de operación fueron una temperatura de 35°C y una presión absoluta de 5,3 kPa. En la Figura 12 se muestra un esquema de los resultados obtenidos en el proceso de evaporación en dos etapas con ajuste de pH.

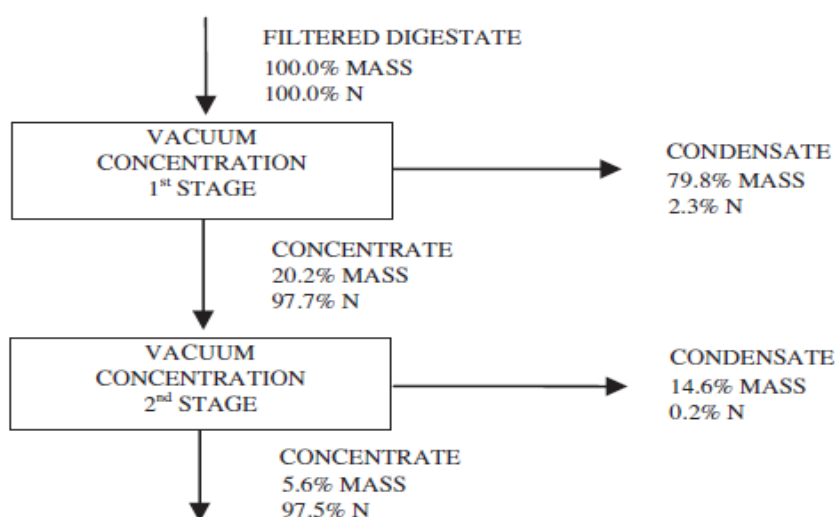


Figura 12. Balances de masa y nitrógeno para el proceso de evaporación a vacío en dos etapas con ajuste de pH. Fuente: Chiumenti et al., 2013

Con la evaporación en una etapa, se obtuvo un concentrado en fase líquida del cual un 20,2% en masa de la entrada se corresponde con el concentrado, mientras que el 79,8% restante se encontraba en el condensado. Con la segunda etapa se obtuvo un sólido concentrado, que representa un 5,6% de la masa de concentrado líquido obtenido en la etapa anterior, y una cantidad de condensado de 14,6%. El nitrógeno recuperado se ve afectado por el pH del producto de entrada, ya que valores altos de pH favorecen que el amoníaco sea retirado del digestato por stripping en la corriente de condensado. En la primera etapa se ajustó el pH a 3,5 obteniendo un 99,2% de nitrógeno en el líquido concentrado, y en la segunda etapa ajustando el pH a 5 se obtuvo una recuperación de nitrógeno del 97,5% en masa. El estudio muestra la gran eficacia del proceso de evaporación a vacío en cuanto a la concentración de nutrientes. Sin embargo, se ha estimado que su consumo en términos de energía en una planta real sería de 5-8 kW/m<sup>3</sup> para el digestato y 350 kW/m<sup>3</sup> para el agua evaporada. Esta tecnología implica un alto consumo energético, que en el caso de las plantas de digestión anaerobia se puede obtener de la energía producida por cogeneración a partir del biogás.

### 3.3. SELECCIÓN DE LA TECNOLOGÍA DE EXTRACCIÓN

La etapa de extracción se puede realizar con varios disolventes como agua, NaOH y KOH. Para la extracción de nutrientes de material bioestabilizado, se ha elegido utilizar **KOH como disolvente**, debido a que se obtienen mayores rendimientos de extracción, además de aportar potasio que es uno de los principales macronutrientes presentes en los fertilizantes.

La etapa de concentración se puede llevar a cabo mediante precipitación química de estruvita o con diferentes procesos con membranas obteniendo principalmente nitrógeno y fósforo, mediante stripping recuperando nitrógeno, o a través de una evaporación obteniendo carbono, nitrógeno, fósforo y potasio. Para esta segunda etapa se ha seleccionado el proceso de **evaporación a vacío**, ya que se mantienen todos los nutrientes iniciales presentes en el líquido de la etapa de extracción. Además, este sistema permite llegar a los porcentajes de concentración que establece la legislación para el uso de estos nutrientes como fertilizantes. Para evitar los elevados costes asociados a este proceso, es posible realizar una recuperación energética del residuo sólido procedente de la primera etapa de extracción, obteniendo de esta forma parte de la energía necesaria para el proceso de evaporación.





## Capítulo 4

# ESTUDIO EXPERIMENTAL: EXTRACCIÓN DE MACRONUTRIENTES A PARTIR DE MATERIAL BIOESTABILIZADO



## 4.1. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

### 4.4.1. Dispositivo experimental

El equipo que se ha utilizado para realizar la extracción es un incubador orbital (Comecta Optic Iyemen system) que permite controlar los parámetros de temperatura y velocidad de agitación.

La separación de la fase líquida y los sólidos se ha realizado en un equipo de centrifugación (Centrifuge thermo scientific sorvall legend RT+) estableciendo el tiempo y la velocidad de centrifugación. Posteriormente, los sólidos presentes en el lixiviado se han separado mediante un filtro a vacío.

### 4.4.2. Modo de operación

En el proceso de extracción se han utilizado dos tipos de disolvente: agua Tipo II y KOH con una concentración de 0,5M. Las experiencias se han llevado a cabo con una relación sólido-disolvente de 1:2,5 en matraces de 250 mL. Para ello se ha pesado sobre el matraz una cantidad de compost de 50 g, y posteriormente se han añadido 150 mL del disolvente. Para cada una de las muestras se ha medido el pH a tiempo cero, obteniendo unos valores de pH en torno a 13 en el caso de las extracciones con KOH, y un pH de 6 en las experiencias con agua. Para realizar el proceso de extracción se han colocado los matraces en el interior del incubador cerrados con un tapón de silicona. Una vez concluido el tiempo de extracción establecido, se ha vuelto a medir el pH obteniendo unos valores entre 11-12 para las muestras con KOH, y un pH de 6 para las extracciones con agua.

A continuación, se ha separado el líquido concentrado de los sólidos mediante centrifugación durante 10 minutos a una velocidad de 12500 g. El líquido recuperado de esta forma todavía contiene pequeñas partículas en suspensión. Se ha filtrado a vacío, obteniendo un líquido rico en nutrientes, separado del residuo sólido. El extracto se ha conservado a 4°C antes de la determinación de las variables de respuesta, que han sido la concentración de carbono orgánico total, fósforo y nitrógeno. Todos los experimentos se han realizado por duplicado.

## 4.2. MÉTODOS DE ANÁLISIS

### 4.2.1. Caracterización de la materia prima

Como materia prima se ha utilizado material bioestabilizado donado por la empresa Resíduos do Nordeste (Portugal). Este material se ha almacenado hasta su uso a una temperatura de  $-18^{\circ}\text{C}$ , y antes de los experimentos ha sido secado en estufa a  $70^{\circ}\text{C}$ . Para su análisis, las muestras fueron tamizadas a un tamaño menor de 25 mm.

#### a) Determinación de humedad, sólidos totales y cenizas

El método de gravimetría permite la determinación de los sólidos totales después de un secado a  $105^{\circ}\text{C}$  de la muestra de biomasa sólida. En primer lugar, se pesa un crisol en una balanza, después se pesan de 1 a 4 gramos de muestra en el crisol y se introducen las muestras en una estufa a  $105^{\circ}\text{C}$  durante un tiempo mínimo de 4 horas, hasta obtener una pesada constante. Cuando se sacan las muestras de la estufa, se introducen en un desecador y se pesan una vez que se han enfriado. El porcentaje de sólidos totales (ST) en base al peso seco a  $105^{\circ}\text{C}$  se calcula a partir de la ecuación 4.1, y una vez que se conocen los sólidos totales, la humedad se obtiene a partir de la ecuación 4.2.

$$\% ST = \frac{\text{Peso crisol+muestra} - \text{Peso crisol}}{\text{Peso muestra}} \cdot 100 \quad (4.1)$$

$$\% \text{ humedad} = 100 - \% ST \quad (4.2)$$

A continuación, con las mismas muestras tratadas en la estufa, se realiza la determinación de materia orgánica. Para ello se introduce un crisol en la mufla a  $550 \pm 25^{\circ}\text{C}$  durante un mínimo de 4 horas. Se saca el crisol de la mufla y se introduce en la estufa a  $105^{\circ}\text{C}$  durante 1 hora. Después se lleva el crisol al desecador, y se pesa una vez enfriado. A continuación, se pesan entre 0,5 y 2 gramos de muestra seca (sin humedad) en el crisol (si la muestra a analizar ha sido secada a  $105 \pm 3^{\circ}\text{C}$ , debería estar en un desecador hasta que sea pesada). Se introduce el crisol con la muestra en la mufla a  $550 \pm 25^{\circ}\text{C}$  durante 24 horas o hasta que todo el carbón sea eliminado. Se saca la muestra de la mufla y se introduce en la estufa a  $105^{\circ}\text{C}$  durante 1 hora. Por último, se lleva la muestra al desecador y se pesa una vez enfriada. A partir de la ecuación 4.3 se obtiene el peso de muestra seca a  $105^{\circ}\text{C}$ , y el porcentaje de cenizas en la muestra se calcula a partir de la ecuación 4.4.

$$P_{muestra\ seca\ 105^{\circ}C} = \frac{P_{muestra\ seca\ aire} \cdot \%ST}{100} \quad (4.3)$$

$$\% cenizas = \frac{P_{crisol+cenizas} - P_{crisol}}{P_{muestra\ seca\ 105^{\circ}C}} \cdot 100 \quad (4.4)$$

Una vez que se conoce el porcentaje de sólidos totales y de cenizas, se puede calcular el porcentaje de sólidos volátiles (SV) a partir de la ecuación 4.5.

$$\% SV = \% ST - \% cenizas \quad (4.5)$$

#### b) Análisis elemental de C, H y N

El análisis elemental del carbono, hidrógeno y nitrógeno se desarrolló en la Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia (Universidad de Valladolid). Se ha realizado mediante calcinación en el analizador LECO CHN-2000, empleando para ello un peso de 0,06 g de muestra previamente molida hasta que sea homogénea.

#### c) Análisis de metales

Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Técnicas Instrumentales (LTI) de la Universidad de Valladolid. En el caso de las muestras sólidas es necesario secarlas y molerlas previamente. La muestra se ha preparado mediante digestión ácida con horno microondas, empleando el equipo Ultrawave de Milestone, con las siguientes condiciones de operación: 25 minutos a 250°C, 10 min a 250°C, 3 + 2 mL HNO<sub>3</sub>. Posteriormente las técnicas de medida empleadas fueron:

- Análisis cuantitativo multielemental por Espectroscopía de Emisión Óptica. El equipo empleado fue Espectrofotómetro de emisión atómica ICP-OES Radial Simultáneo Agilent 725-ES.
- Análisis cuantitativo de Cadmio, Arsénico y Cobre por Espectrometría de Masas. El equipo fue Espectrómetro de Masas con fuente de Plasma de Acoplamiento Inductivo ICP-MS con Sistema de Reacción Octopolar HP 7500c de Agilent.
- Análisis cuantitativo monoelemental de Mercurio por Espectroscopía de absorción atómica. El equipo que se utilizó fue el Analizador directo de Mercurio DMA-80 de Milestone.

d) Distribución de tamaños de partícula

Para el estudio de la distribución de tamaños se utilizaron tamices del modelo CISA ISO-3310.1 y .2, con tamaños de malla de 1, 5, 10 y 20 mm mediante agitación durante 5 minutos. Posteriormente, se pesó la cantidad de rechazo presente en cada tamiz.

## 4.2.2. Caracterización del extracto

a) Determinación de carbono orgánico en extractos

El análisis de carbono se ha realizado mediante el equipo TOC-Vcsh Shimadzu, que permite la medida del Carbono Total (TC), Carbono Inorgánico (IC) y Carbono Orgánico Total (TOC). El intervalo de cuantificación de TOC se sitúa entre 0,03 y 1000 mg C/L. Para el análisis se ha preparado una dilución de 0,35 mL de muestra en 30 mL totales. El método para determinar el TOC se basa en una oxidación catalítica a 680°C. Como producto de la combustión se genera agua que se vaporiza y se elimina mediante una posterior condensación. Otro producto de la combustión es el CO<sub>2</sub>, procedente del carbono orgánico e inorgánico presente en la muestra. Este dióxido de carbono se transporta empleando una corriente de aire y se mide mediante un detector de infrarrojos no dispersivo (NIDR). De esta forma se calcula el TC. El IC, que procede básicamente de dióxido de carbono disuelto, carbonatos y bicarbonatos, se obtiene mediante la acidificación de la muestra con ácido fosfórico, proceso en el que se forma CO<sub>2</sub> y el cual es analizado por NDIR. El TOC se establece por diferencia de las dos medidas anteriores.

b) Determinación de nitrógeno Kjeldahl

El nitrógeno orgánico se define como nitrógeno ligado orgánicamente en el estado de oxidación trinegativo. El nitrógeno orgánico y el amoniacal se determinan juntos, mediante la medida del nitrógeno Kjeldahl. Si se determinan el nitrógeno Kjeldahl y el nitrógeno amoniacal, se puede obtener el nitrógeno orgánico por diferencia. En presencia de sulfúrico y catalizador a una temperatura controlada de 370°C el nitrógeno se transforma en sulfato de amonio. El amoniaco se destila en medio alcalino y se absorbe en ácido bórico, y posteriormente se determina por titulación con ácido sulfúrico de concentración normalizada frente a patrón. Este método de análisis de nitrógeno se divide en varias etapas.

1. *Tratamiento de las muestras:* Para muestras líquidas se selecciona el volumen de muestra, sin exceder un volumen total de 50 mL. Se debe preparar dilución en caso necesario para que el parámetro a determinar esté dentro del rango. En este caso se ha realizado una dilución 1:100 de las muestras de extracción.

2. *Digestión:* Se ha llevado a cabo en la unidad de digestión Bloc-digest kjeldah. Para ello, se colocan en el soporte los tubos de digestión limpios y secos, se incorpora el volumen de muestra, se dosifican 3 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 98% y se añade una pastilla de catalizador. Se colocan los tubos en el bloque de digestión con el colector de humos, se conecta la trompa de vacío, se abre el agua de refrigeración y se programa 370°C durante 60 minutos. Una vez finalizado el proceso de digestión se dejan enfriar los tubos y se procede a destilar el digerido.

3. *Destilación:* Se ha utilizado el equipo de destilación Buchi kjelflex k-360. En el caso de muestras sólidas se enlazan 2 programas. En primer lugar, se realiza un predestilado con 25 mL de agua, 15 mL NaOH, 100 mL de bórico-indicador y un tiempo de 5 segundos de espera. Después se lleva a cabo el programa de destilación con 5 mL agua, 15 mL de NaOH, en este caso no dosifica el bórico, un tiempo de 5 segundos de espera y se destila con corriente de vapor durante 10 minutos.

4. *Valoración:* Una vez que ha terminado la destilación, se valora el destilado añadiendo ácido sulfúrico de concentración conocida como indicador, hasta que se produce un cambio de color de verde a morado brillante, y se anota el volumen consumido. La concentración de nitrógeno Kjeldahl, expresada en miligramos por litro, viene dada por la ecuación 4.6.

$$C_N = \frac{(N \cdot V) \cdot 14000}{V_m} \quad (4.6)$$

$C_N$  = concentración de nitrógeno Kjeldahl (mg/L)

$N$  = normalidad del sulfúrico de la valoración

$V$  = volumen de sulfúrico consumido en la valoración (mL)

$V_m$  = volumen de muestra que se ha digerido (mL)

#### c) Determinación de fósforo soluble

El análisis de fósforo soluble se ha realizado mediante el método azul de molibdeno. En primer lugar, se prepara la muestra mediante digestión ácida. Se añaden 0,5 g de muestra triturada, 10 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y 2 mL de HNO<sub>3</sub>. Se calienta a reflujo a 200°C durante 3 horas. La disolución resultante se

transfiere a unos matraces de 50 mL y se enrasan con agua desionizada. Se homogeniza y se deja en reposo para que decanten las partículas insolubles.

Para la calibración se prepara un patrón de 100 mg/L de P elemental disolviendo 0,14 g de  $K_2HPO_4$  en 250 mL de agua destilada. En matraces de 50 mL, se preparan patrones de 1, 2, 3, 4, 5, 6 y 8 mg/L de P a partir de un patrón de 100 mg/L P elemental. Se diluye con agua hasta 25 mL y se añaden 2,5 mL de molibdato amónico 5%, 2,5 mL de disolución de hidroquinona 0,5%, 2,5 mL de sulfito sódico 10% y 5 gotas de  $H_2SO_4$ . Se esperan 120 minutos para que se produzcan las reacciones y se forme un color azul. Después se lee la absorbancia a 720 nm en espectrofotómetro HITACHI U-2000. Se ha utilizado como blanco agua mili-Q.

Para la medida de las muestras, en matraces de 50 mL, se pipetea entre 2,5 y 5 mL de extracto de la digestión (o el volumen necesario para que la absorbancia leída esté dentro del rango de calibración), 2,5 mL de molibdato amónico 5%, 2,5 mL de disolución de hidroquinona 0,5%, 2,5 mL de sulfito sódico 10% y 5 gotas de  $H_2SO_4$ . Se espera 120 min y se lee la absorbancia a 720 nm.

#### d) Determinación de K y metales

Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Técnicas Instrumentales (LTI) de la Universidad de Valladolid, siguiendo el mismo procedimiento que se ha detallado en la caracterización de la materia prima.

### 4.3. PLANIFICACIÓN EXPERIMENTAL

En los experimentos planteados se han utilizado como parámetros de operación el tiempo de extracción, la velocidad de agitación, la relación sólido-disolvente, el tipo de disolvente y la temperatura. Se ha mantenido un valor constante en la relación sólido-disolvente de 1:2,5 ya que en experiencias anteriores se ha concluido que es la relación óptima de extracción (EWLP, 2018). En este TFG se ha estudiado el efecto de la temperatura, tiempo de extracción y velocidad de agitación. En la Tabla 12 se muestran las diferentes experiencias realizadas, junto con el intervalo de variables de operación utilizadas en cada caso.



Tabla 12. Variables de operación utilizadas en las diferentes experiencias

Estudio	Relación sólido-disolvente	Disolvente	T (°C)	Tiempo (h)	w (rpm)
Efecto de la temperatura	1:2,5	Agua Tipo II	30	24	200
			45		
			60		
		KOH 0,5M	30	24	200
			45		
			60		
Efecto del tiempo de extracción	1:2,5	KOH 0,5M	60	24	200
				48	
				72	
Efecto de la velocidad de agitación	1:2,5	Agua Tipo II	60	24	100
					200
					300
		KOH 0,5M	60	24	100
					200
					300

## 4.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.4.1. Caracterización del material bioestabilizado

#### a) Sólidos totales, humedad, cenizas

En la Tabla 13 se muestran las características del material bioestabilizado en cuanto a su contenido en sólidos, humedad y cenizas.

Tabla 13. Contenido en sólidos, humedad y cenizas del material bioestabilizado

PARÁMETRO	UNIDADES	VALORES
Sólidos totales (ST)	% (s.m. fresca)	76,55
Humedad	% (s.m. fresca)	23,45
Sólidos volátiles (SV)	% (s.m. seca)	41,58
Cenizas	% (s.m. seca)	58,42

Según la propuesta del Parlamento Europeo y del Consejo, un abono orgánico sólido deberá contener un 40% o más de materia seca en masa. En este caso el contenido en sólidos totales es de un 76,5% por lo que cumple con el requisito para ser utilizado como abono orgánico sólido.

b) Macro y micronutrientes

Los resultados de los análisis de macro y micronutrientes de la materia prima se muestran en la Tabla 14.

Tabla 14. Contenido en nutrientes del material bioestabilizado

COMPONENTES	UNIDADES	VALORES
N <sub>total</sub>	% (s.m. seca)	2,10
C <sub>total</sub>	% (s.m. seca)	28,72
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	% (s.m. seca)	1,15
K <sub>2</sub> O	% (s.m. seca)	1,87
CaO	% (s.m. seca)	9,69
MgO	% (s.m. seca)	1,17
Na <sub>2</sub> O	% (s.m. seca)	0,78

El porcentaje de los macronutrientes N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> y K<sub>2</sub>O no superan en ningún caso el 2,5% en peso. Esto implica que el material bioestabilizado no pueda ser considerado como abono orgánico sólido, ya que según la propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo el producto fertilizante debe contener al menos uno de esos nutrientes en las siguientes cantidades mínimas:

- 2,5% en masa de N
- 2% en masa de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>
- 2% en masa de K<sub>2</sub>O

El carbono orgánico es el nutriente que se encuentra en mayor proporción con un 24% en masa, estando muy por encima del valor mínimo que indica la normativa europea (15% en masa). Además, el material bioestabilizado procede de recogida no selectiva, lo que limita su aplicación como fertilizante.

c) Contenido en metales

En la Tabla 15 se indican los resultados obtenidos en cuanto a la concentración de metales presentes en las muestras de material bioestabilizado. Analizando estos datos se puede concluir que este tipo de material no puede ser utilizado como abono orgánico sólido, debido a que se superan los valores máximos permitidos según la propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo, en el caso de la concentración de cadmio (1,5 mg/kg m.s.) y níquel (50 mg/kg m.s.).

Tabla 15. Contenido en metales del material bioestabilizado

COMPONENTES	UNIDADES (s.m. seca)	VALORES
Mg	g/kg	7,05
Fe	g/kg	17,93
Zn	mg/kg	463
As	mg/kg	10,13
Cu	mg/kg	202
Cd	mg/kg	1,95
Cr	mg/kg	264
Mn	mg/kg	337
Ni	mg/kg	54,1
Pb	mg/kg	108
Hg	mg/kg	0,43

d) Distribución tamaños

En la Tabla 16 se muestran los resultados obtenidos para la distribución de tamaños de partículas del material bioestabilizado, donde se puede comprobar que casi el 100% del material tiene un tamaño menor a 20 mm.

Tabla 16. Distribución de tamaños en las muestras de material bioestabilizado

Tamaño (mm)	> 20	20-10	10-5	5-1	< 1
Porcentaje (%)	0,05	1,39	2,46	48,85	46,56

#### 4.4.2. Influencia de los parámetros de operación en la composición de los extractos

Los resultados obtenidos en las diferentes experiencias para el estudio de la influencia de la temperatura, el tiempo de extracción y la velocidad de agitación se muestran en la Tabla 17. Se ha calculado como variables de respuesta la concentración de nutrientes en el extracto (carbono orgánico, nitrógeno total y fósforo soluble) y el rendimiento de extracción de cada nutriente, calculado como el cociente entre la concentración en el extracto y la concentración inicial en el material bioestabilizado.

Tabla 17. Efecto de la temperatura, tiempo de extracción y velocidad de agitación en la recuperación de nutrientes

Disolvente	Temperatura (°C)	Tiempo (h)	w (rpm)	Concentraciones			Rendimiento de extracción		
				N (g/L)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (g/L)	C <sub>org</sub> (g/L)	N (%)	P (%)	C <sub>org</sub> (%)
<b>EFFECTO DE LA TEMPERATURA</b>									
Agua Tipo II	30	24	200	1,80	0,05	15,38	21,38	0,51	15,95
	45			2,31	0,05	16,80	27,46	0,52	17,37
	60			2,32	0,05	16,97	27,55	0,58	17,59
KOH 0,5M	30	24	200	3,30	-	30,62	39,10	-	31,64
	45			4,23	-	45,13	50,36	-	46,76
	60			4,43	-	53,97	52,74	-	55,93
<b>EFFECTO DEL TIEMPO DE EXTRACCIÓN</b>									
KOH 0,5M	60	24	200	4,58	-	52,94	54,87	-	55,24
		48		5,22	-	56,35	62,16	-	58,41
		72		5,46	-	59,09	65,01	-	61,30
<b>EFFECTO DE LA VELOCIDAD DE AGITACIÓN</b>									
Agua Tipo II	60	24	100	2,07	0,05	16,45	24,64	0,56	17,09
			200	2,32	0,05	16,97	27,55	0,58	17,59
			300	2,38	0,06	17,16	28,33	0,76	17,80
KOH 0,5M	60	24	100	4,47	-	45,48	53,20	-	47,18
			200	4,58	-	52,94	54,87	-	55,24
			300	5,21	-	67,84	61,99	-	70,34

a) Influencia de la temperatura

Se ha analizado en primer lugar el efecto de la temperatura de extracción (30, 45 y 60°C) sobre la recuperación de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico, empleando como disolvente agua y KOH 0,5M. Los restantes parámetros de operación se han mantenido constantes (S:L=1:2,5, t=24 h, w=200 rpm).

Los resultados recogidos en la Tabla 17 muestran que tanto en las extracciones con agua, como con KOH, el rendimiento de recuperación y la concentración de nutrientes en el extracto aumenta con la temperatura. Este efecto es más significativo cuando se emplea KOH, ya que se obtienen mayores concentraciones que en las extracciones con agua. En el caso del nitrógeno a 60°C, el rendimiento de recuperación aumenta desde un 28% cuando se usa agua como disolvente, hasta un 53% cuando se usa KOH. Las mayores diferencias se aprecian cuando la temperatura aumenta de 30°C hasta 60°C. Para el nitrógeno, la concentración en la extracción con agua aumenta desde 1,80 g/L hasta 2,31 g/L, mientras que con KOH la concentración aumenta desde 3,30 g/L hasta 4,43 g/L. Con agua se alcanza una máxima recuperación a 60°C de un 28% y con KOH un 53%. En el caso del carbono orgánico, la concentración final en la extracción con agua a 30°C es de 15,38 g/L y aumenta hasta 16,97 g/L cuando la temperatura es de 60°C, mientras que con KOH aumenta desde 30,62 g/L hasta 53,97 g/L. La máxima recuperación que se alcanza a 60°C es de un 18% en el caso del agua, y 56% en la extracción con KOH. En cuanto a las concentraciones de fósforo, no se ha detectado su presencia en los extractos obtenidos con KOH y para las extracciones con agua se obtienen unos porcentajes muy bajos que no son significativos.

Con los resultados de estos ensayos se puede concluir que la temperatura a la que se obtiene una mayor eficacia de extracción es de 60°C. Tortosa et al. (2014) estudiaron la influencia de varios parámetros de extracción, utilizando como materia prima compost de alperujo, para la obtención de fertilizantes orgánicos líquidos. En este caso el disolvente empleado fue KOH 1M, y las temperaturas de extracción 25 y 70°C. Para el carbono orgánico obtuvieron un rendimiento de extracción del 35% a 25°C, y de 59% a 70°C. En el caso del nitrógeno, el rendimiento de extracción aumentó del 56% al 94%. Este aumento en los valores de extracción se debe a una mejora de la solubilidad con la temperatura, lo que permite que una mayor cantidad de nutrientes presentes en el material bioestabilizado se transfieran a la fase líquida. El hecho de trabajar con temperaturas elevadas supone un mayor gasto energético, haciendo que el coste de operación sea más alto. Sin embargo, las mejoras en los rendimientos de extracción son significativas por lo que justifican este gasto económico.

b) Influencia del tiempo de extracción

En estos ensayos, se ha estudiado el efecto del tiempo de extracción (24, 48 y 72 horas) sobre la recuperación de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico, utilizando como disolvente KOH 0,5M. Los restantes parámetros de operación se han mantenido constantes (S:L=1:2,5, T=60°C, w=200 rpm).

Analizando los resultados recogidos en la Tabla 17, se puede ver que con mayores tiempos de extracción los porcentajes de recuperación son más altos. Sin embargo, la mayor cantidad de nutrientes recuperados se obtiene durante las primeras 24 horas (algo superior al 50%), mientras que en las siguientes 48 y 72 horas este porcentaje de recuperación se mantiene en valores muy próximos (en torno al 60%). Respecto al nitrógeno, la concentración aumenta desde 4,58 g/L en 24 horas hasta 5,22 g/L en 48 horas. El tiempo de extracción de 72 horas únicamente supone un aumento del 4% respecto a las 48 horas. En este caso, el rendimiento de recuperación que se alcanza a las 24 horas es del 55%. En cuanto al carbono orgánico la concentración aumenta desde 52,94 g/L hasta 56,36 g/L de 24 a 48 horas, y solamente se produce un aumento del 5% desde las 48 hasta las 72 horas. El rendimiento de recuperación que se obtiene con un tiempo de extracción de 24 horas es del 55%. En el caso del fósforo, no se ha detectado la presencia de este nutriente en el extracto para estas condiciones de operación.

A partir de los resultados de estas experiencias se puede concluir que el tiempo óptimo de extracción es de 24 horas. En el estudio de Tortosa et al. (2014) sobre la obtención de fertilizantes líquidos a partir de compost de alperujo, los tiempos de extracción analizados fueron de 2, 4, 8, 16, 24, 36 y 48 horas, utilizando como disolvente KOH 1M. El rendimiento de extracción del carbono orgánico total aumentó desde un 25% después de 8 horas, hasta un 37% a las 16 horas y 45% a las 24 horas de extracción, a partir del cual el rendimiento se mantuvo constante. Durante las primeras 24 horas de extracción se produce un aumento lineal en la concentración de nutrientes recuperados, mientras que posteriormente se mantiene prácticamente estable debido a la saturación de la capacidad de extracción del disolvente. Desde un punto de vista técnico y económico no parece aconsejable aumentar el tiempo de extracción por encima de las 24 horas debido a la poca mejora que se obtiene en los rendimientos de extracción, además de que un mayor tiempo de operación supone un aumento en el volumen de los equipos.

c) Influencia de la velocidad de agitación

Se ha estudiado el efecto de la velocidad de agitación (100, 200 y 300 rpm) sobre la recuperación de nitrógeno, fósforo y carbono orgánico, empleando como disolvente agua y KOH 0,5M. Los restantes parámetros de operación se han mantenido constantes (S:L=1:2,5, t=24 h, T=60°C).

Los resultados de la Tabla 17 muestran que tanto en las extracciones con agua como con KOH, se produce una mejora en los rendimientos de extracción con el aumento de la velocidad de agitación. Sin embargo, este efecto es más significativo en el caso de las extracciones con KOH, ya que este solvente es más eficaz y se obtiene una mayor recuperación que en las extracciones con agua. El rendimiento de recuperación de carbono orgánico aumentó desde un 18% en la extracción con agua, hasta un 70% en la extracción con KOH a 300 rpm. Respecto al nitrógeno, la concentración en las extracciones con agua aumenta desde 2,1 g/L a 100 rpm hasta 2,4 g/L a 300 rpm, y con el KOH la concentración aumenta desde 4,47 g/L hasta 5,2 g/L. El máximo rendimiento de recuperación que se alcanza a 300 rpm es del 28% usando agua, y 62% usando KOH. En el caso del carbono orgánico, la concentración en las extracciones a 100 y 300 rpm aumenta desde 16,4 g/L hasta 17,2 g/L para el agua, y desde 45,5 g/L hasta 67,8 g/L para el KOH. El rendimiento de recuperación que se obtiene a 300 rpm es de un 18% en la extracción con agua, y 70% en el caso del KOH. En cuanto a las concentraciones de fósforo, en las extracciones con agua se obtienen unos rendimientos muy bajos que no son representativos, y para las extracciones con KOH no se ha detectado la presencia de fósforo.

Los resultados de las experiencias muestran que la velocidad de agitación que conduce a mayores concentraciones de nutrientes en los extractos es de 300 rpm. En el estudio de Chanioti et al. (2018) se puede ver el efecto de varios parámetros, entre ellos la velocidad de agitación, en la extracción de aceite de orujo de oliva. Utilizaron como disolvente n-hexano, con una relación sólido-líquido de 1:4 y una temperatura de operación de 50°C. Los rendimientos de extracción de aceite aumentaron desde un 5,6% hasta un 6,02% al modificar la velocidad de agitación desde 100 rpm hasta 800 rpm. Estos mayores rendimientos de recuperación se deben a que las velocidades altas de agitación favorecen la transferencia de materia desde el soluto al disolvente, mejorando el contacto entre las fases y evitando la sedimentación de forma que la mezcla sea homogénea. Sin embargo, trabajar con velocidades de agitación altas supone un mayor gasto energético, por lo que será necesario un estudio económico para mantener un compromiso con los costes de operación.

d) Comparación con los valores de la legislación

La propuesta del Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo establece que los abonos orgánicos líquidos deben contener un 5% en masa de carbono orgánico, y al menos uno de los siguientes nutrientes:

- 2% en masa de nitrógeno total
- 1% en masa de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>
- 2% en masa de K<sub>2</sub>O

En el caso del fósforo los rendimientos de extracción son muy bajos, y en ninguna de las experiencias se llega al valor mínimo. En la Tabla 18 se muestran las concentraciones finales (% masa) de nitrógeno y carbono orgánico para cada una de las experiencias, indicando los que cumplen con la normativa (SI) o los que no llegan a los valores mínimos establecidos (NO).

Tabla 18. Comparación de las concentraciones finales de nitrógeno y carbono orgánico con los valores de la normativa

Disolvente	T (°C)	tiempo (h)	w (rpm)	N		C <sub>org</sub>	
				Valor mínimo: 2%		Valor mínimo: 5%	
				%	SI/NO	%	SI/NO
<b>Efecto de la temperatura</b>							
Agua Tipo II	30	24	200	0,45	NO	3,85	NO
	45			0,58	NO	4,19	NO
	60			0,58	NO	4,24	NO
KOH 0,5M	30	24	200	0,82	NO	7,63	SI
	45			1,06	NO	11,28	SI
	60			1,11	NO	13,49	SI
<b>Efecto del tiempo de extracción</b>							
KOH 0,5M	60	24	200	1,15	NO	13,32	SI
		48		1,31	NO	14,09	SI
		72		1,37	NO	14,78	SI
<b>Efecto de la velocidad de agitación</b>							
Agua Tipo II	60	24	100	0,52	NO	4,12	NO
			200	0,58	NO	4,24	NO
			300	0,60	NO	4,29	NO
KOH 0,5M	60	24	100	1,12	NO	11,38	SI
			200	1,15	NO	13,32	SI
			300	1,30	NO	16,96	SI

En el caso de las concentraciones de nitrógeno se puede ver que en ninguna de las experiencias el porcentaje está por encima del 2% mínimo. Las



concentraciones de carbono orgánico en las extracciones con agua están muy cerca del valor mínimo de 5% pero no cumplen con la normativa. En cambio, en las extracciones con KOH las concentraciones finales se encuentran por encima del 5% de carbono orgánico y cumplen con la normativa. Se puede concluir que en las extracciones con agua no se cumplen las condiciones de la normativa, mientras que en las extracciones con KOH se obtiene un biofertilizante del tipo CK que puede ser comercializado como abono orgánico líquido, ya que cumple con el contenido mínimo en carbono orgánico y potasio.

#### 4.4.3. Condiciones de extracción

Tras analizar los resultados de cada una de las experiencias se puede concluir que las condiciones que conducen a las mayores concentraciones de nutrientes en la etapa de extracción son: temperatura de **60°C**, tiempo de extracción de **24 horas** y velocidad de agitación de **300 rpm**. En la Tabla 19 se muestra un resumen de los resultados obtenidos en estas condiciones tanto para la extracción con agua, como con KOH.

Tabla 19. Resultados de las experiencias en las condiciones de extracción

	Concentraciones (g/L)			Rendimiento extracción (%)		
	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	C <sub>org</sub>	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	C <sub>org</sub>
Agua	2,4	0,1	17,2	28,3	0,8	17,8
KOH	5,2	-	67,8	62,0	-	70,3

Se ha analizado el contenido en metales de los extractos obtenidos en estas condiciones. Los resultados se muestran en la Tabla 20, donde se puede comprobar que a diferencia del contenido en metales presente en el material bioestabilizado, en este caso sí que se encuentran por debajo de los valores máximos que indica la normativa europea tanto en las extracciones con agua como en las de KOH.

Tabla 20. Contenido en metales de los extractos a las condiciones de extracción

Metales	AGUA		KOH		NORMATIVA	
	Valor	Unidades	Valor	Unidades	Valor	Unidades
Cd	0,0275	mg/kg	0,219	mg/kg	1,5	mg/kg
Hg	0,0021	mg/kg	0,0013	mg/kg	1	mg/kg
Ni	1,55	mg/kg	12,9	mg/kg	50	mg/kg
Pb	0,299	mg/kg	0,285	mg/kg	120	mg/kg



## Capítulo 5

# DIMENSIONADO DE LA INSTALACIÓN



## 5.1. DESCRIPCIÓN DEL PROCESO. DIAGRAMA DE BLOQUES Y DIAGRAMA DE FLUJO.

### 5.1.1. Diagrama de bloques

El diagrama de bloques completo puede consultarse en el apartado *ANEXO I. DIAGRAMAS*. El proceso consta de una etapa de **extracción** en la que los nutrientes se transfieren del material bioestabilizado al disolvente, una etapa de **separación sólido-líquido** en la que se obtiene el extracto y un sólido residual, y una etapa de **concentración** en el caso de que sea necesario aumentar la concentración de nutrientes en el biofertilizante.

### 5.1.2. Diagrama de flujo

El diagrama de flujo del proceso puede consultarse en formato A3 en el apartado *ANEXO I. DIAGRAMAS*. A continuación se muestra una descripción detallada del diagrama de flujo.

La materia prima de la cual se van a extraer los nutrientes es un material bioestabilizado, procedente de una etapa de compostaje de la fracción orgánica presente en los residuos de recogida no selectiva. Este material ha sido previamente acondicionado, de forma que no contiene impurezas, presenta un aspecto homogéneo, tiene un tamaño de partícula inferior a 20 mm y un contenido en humedad del 23% en peso. Este material bioestabilizado se encuentra almacenado en un **depósito de sólidos (D-101)**, y se alimentará al proceso a través de una **cinta transportadora (CT-101)**. La otra corriente de alimentación está formada por el disolvente, que en este caso será KOH de concentración 0,5M.

La primera etapa del proceso será la **extracción** de los nutrientes (C, N y P) contenidos en el material biestabilizado. Para ello se utilizarán **dos tanques agitados (TA-101 A/B)** con un volumen de 16 m<sup>3</sup> cada uno. La extracción se llevará a cabo con una relación sólido-líquido de 1:2,5 de forma que en cada tanque se alimentan 156,3 kg/h de material bioestabilizado y 390,6 kg/h de disolvente. La temperatura de extracción es de 60°C, por lo que el tanque cuenta con un sistema de calefacción mediante un encamisado exterior por el que circula agua caliente como fluido de calefacción. La velocidad de agitación del tanque es de 100 rpm y el tiempo de extracción es de 24 horas.

Una vez que se ha llevado a cabo la extracción, los restos sólidos del material bioestabilizado tienen que ser retirados. La mezcla que sale del extractor se impulsa a través de una **bomba de desplazamiento positivo (B-101)** hasta la siguiente etapa, correspondiente a la **separación sólido-líquido**. Esta separación se lleva a cabo en un **filtro prensa (F-101)**, del cual salen dos corrientes. Una de sólido agotado y extracto con un contenido en sólido del 40%, que podrá ser utilizado en una posterior valorización energética, y la otra corriente que estará formada únicamente por extracto.

En el caso de que sea necesario aumentar la concentración de nutrientes en el extracto, la corriente de líquido que sale de la filtración se lleva a una etapa de **concentración**, donde se retirará parte del agua contenido en el extracto. Esta etapa se lleva a cabo en un **evaporador a vacío (E-101)**, que opera a una presión de 0,3 atm y una temperatura de 69,4°C. Tras la evaporación se obtienen dos corrientes: una formada por el extracto concentrado, y otra que se corresponde con el vapor residual eliminado. La corriente de extracto concentrado se lleva a un **intercambiador de calor (IC-101)** para reducir su temperatura hasta 25°C, de forma que el producto final se encuentre en las condiciones adecuadas para su almacenamiento.

## 5.2. BALANCES DE MATERIA

### 5.2.1. Estimación de propiedades físicas

Para la resolución de los balances será necesario conocer el valor de propiedades físicas como la densidad ( $\rho$ ), viscosidad ( $\mu$ ) y capacidad calorífica ( $C_p$ ) de la mezcla de sólido y disolvente. Debido a que no se dispone de datos exactos para este sistema, se han estimado las propiedades a partir de su composición media y de valores presentes en bibliografía.

#### a) Densidad

El disolvente es una disolución de KOH con una concentración de 0,5M, por lo que la densidad de esta disolución se puede aproximar a la del agua. El material bioestabilizado aportado por la empresa Resíduos do Nordeste tiene una densidad que varía entre 0,5-0,6 t/m<sup>3</sup>, por lo que en este caso se ha tomado un valor de 600 kg/m<sup>3</sup>. La mezcla tiene una relación sólido-líquido de 1:2,5 de forma que el sólido se corresponde con un 29% y el disolvente con un 71%. En la Tabla 21 se muestra un resumen de estos datos.

Tabla 21. Densidad y porcentaje de cada componente en la mezcla

Componente	Densidad (kg/m <sup>3</sup> )	Composición (%)
Sólido	600	29
Disolvente	1000	71

Con las densidades de los componentes y los porcentajes de cada uno en la mezcla, se ha calculado la densidad de la mezcla a partir de la ecuación 5.1.

$$\rho_{mezcla} = \frac{\sum x_i \cdot m_T}{\sum V_i} = \frac{\sum x_i \cdot m_T}{\sum \frac{x_i \cdot m_T}{\rho_i}} = \frac{1}{\sum \frac{x_i}{\rho_i}} \quad (5.1)$$

$\rho_{mezcla}$  = densidad estimada de la sustancia

$x_i$  = fracción másica de cada componente

$m_T$  = masa total de la mezcla

$V_i$  = volumen de cada componente

$\rho_i$  = densidad de cada componente

El valor que se obtiene para la densidad de la mezcla es:

$$\rho_{mezcla} = 838 \text{ kg/m}^3$$

#### b) Viscosidad

En la bibliografía consultada se han encontrado valores de viscosidad de lodos procedentes de purines con diferente contenido en sólidos, para su simulación en tanques de digestión anaerobia mediante mecánica de fluidos computacional (CFD). En el caso de lodos con un contenido en sólidos de 12,1%, la viscosidad se encuentra entre 0,25 – 2,93 Pas (Meister et al., 2018). En este caso, la mezcla de material bioestabilizado y disolvente tiene un 29% de sólidos, por lo que se ha tomado el valor más alto.

$$\mu_{mezcla} = 2,93 \text{ Pa} \cdot \text{s}$$

#### c) Capacidad calorífica

Dupont et al. (2014), proponen una variación lineal de la capacidad calorífica de la biomasa con la temperatura (ecuación 5.2) obtenida a partir de datos de diferentes tipos de biomasa.

$$Cp = 5,340 \cdot T - 299 \quad (5.2)$$

Para calcular la capacidad calorífica del material bioestabilizado, se ha utilizado esta ecuación considerando una temperatura de 25°C. La concentración del disolvente es de 0,5M por lo que se ha utilizado como valor la capacidad calorífica del agua. En la Tabla 22 se muestran los valores de capacidad calorífica considerados para cada componente.

Tabla 22. Capacidad calorífica y porcentaje de cada componente en la mezcla

Componente	Cp (J/kg·K)	Composición (%)
Sólido	1292	29
Disolvente	4181	71

Conociendo las capacidades caloríficas de cada uno de los componentes y su fracción másica, se ha calculado la capacidad calorífica de la mezcla a partir de la ecuación 5.3.

$$Cp_{mezcla} = \sum x_i \cdot Cp_i \quad (5.3)$$

$Cp_{mezcla}$  = capacidad calorífica estimada de la mezcla

$Cp_i$  = capacidad calorífica de cada componente

$x_i$  = fracción másica de cada componente

$$Cp_{mezcla} = 3343,2 \text{ J/kg} \cdot K$$

### 5.2.2. Datos del balance de materia

La capacidad de tratamiento de la planta será de 2500 t/año de material bioestabilizado. Teniendo en cuenta que se han considerado 8000 horas de trabajo totales al año, el flujo de alimentación del sólido será de 312,5 kg/h. La relación sólido-disolvente es de 1:2,5 por lo que el flujo de alimentación de disolvente será de 781,3 kg/h.

De los resultados de caracterización del material bioestabilizado se han obtenido las composiciones iniciales de alimentación. El sólido tiene un 23,45% de humedad, y las concentraciones de los nutrientes en base seca son de un 2,1% de nitrógeno, 0,5% de fósforo y 24,12% de carbono orgánico. Se ha considerado que el potasio presente en la alimentación es el que se introduce con el disolvente, debido a que esta cantidad es mucho mayor que el porcentaje que contiene el sólido. El disolvente es KOH con una concentración de 0,5M, del cual un 97,2% se corresponde con el agua y un 1,95% con KOH. Con todos estos datos estaría definida la alimentación.



En el extractor se produce la mezcla del sólido y el disolvente, por lo que la corriente de salida será la suma de ambos. De los resultados de los análisis del líquido de extracción se obtiene que el rendimiento de recuperación del nitrógeno es de un 62% y el del carbono orgánico de un 73%, mientras que no se obtiene fósforo. A partir de los flujos de la alimentación y estos porcentajes, se pueden obtener los flujos de cada nutriente a la salida de la etapa de separación.

Se ha considerado que todo el potasio que entra en la alimentación se mantiene en el extracto, por lo que el flujo será el mismo que en la corriente de disolvente. De la misma forma, el resto de componentes que no se corresponden con los nutrientes o el agua no se transfieren de una fase a otra, por lo que el flujo en el residuo sólido será el mismo que el de alimentación de material bioestabilizado, y el flujo de otros componentes en el extracto se corresponderán con el del disolvente. Además, se ha establecido la eficacia de separación en el filtro, considerando que el sólido residual tendrá un contenido en agua del 60%.

En cuanto a la etapa de concentración a vacío, se considera que la corriente evaporada estará formada únicamente por agua, y en la corriente de líquido concentrado se ha establecido una concentración de nitrógeno del 2%, ya que es el mínimo valor que establece la normativa europea.

En la Tabla 23 se indica la nomenclatura utilizada en la resolución de los balances para cada uno de los componentes y de las corrientes.

Tabla 23. Nomenclatura utilizada en los balances

$(X_i)_j$	Fracción másica componente i en la corriente j	
<b>Componentes (i)</b>	C	Carbono
	N	Nitrógeno
	P	Fósforo
	K	Potasio
	A	Agua
	O	Otros
<b>Corrientes (j)</b>	F	Alimentación de materia prima
	D	Alimentación de disolvente
	L	Extracto
	S	Sólido residual
	P	Producto
	E	Vapor residual

En la Tabla 24 se muestra un resumen de los valores de todos los datos conocidos indicados previamente.

Tabla 24. Datos conocidos en el balance de materia

Fracciones másicas	$(X_A)_F$	0,23
	$(X_N)_F$	0,016
	$(X_P)_F$	0,004
	$(X_C)_F$	0,18
	$(X_A)_D$	0,97
	$(X_K)_D$	0,019
	$(X_A)_S$	0,6
	$(X_A)_E$	1
	$(X_C)_P$	0,02
Flujos (kg/h)	D	781,25
	F	312,5
Rendimiento recuperación (%)	N	62
	C	70

### 5.2.3. Ecuaciones del balance de materia

#### a) Etapa de extracción

Para los balances de materia en la etapa de extracción se han tomado como corrientes de entrada la alimentación al extractor de material bioestabilizado (corriente F) y la alimentación de disolvente (corriente D), y como corrientes de salida la fase sólida (corriente S) y la fase líquida (corriente L) separadas en el equipo de filtración. En la Figura 13 se muestra un diagrama del volumen de control para la etapa de extracción.

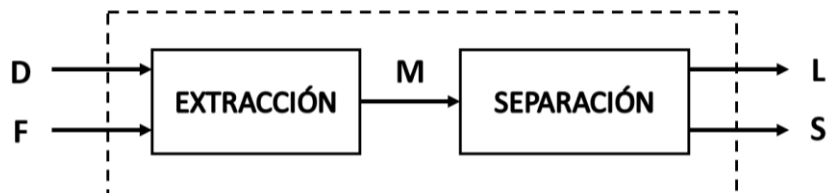


Figura 13. Diagrama del volumen de control en la etapa de extracción

Se ha planteado el balance global (ecuación 5.4), los balances de materia a cada componente (ecuación 5.5 y ecuación 5.6) y la suma de las fracciones

másicas en la corriente L (ecuación 5.7) y en la corriente S (ecuación 5.8), siendo el subíndice i cada uno de los nutrientes a los que se aplica el balance. Resolviendo estas ecuaciones a partir de los datos conocidos, se obtienen los flujos másicos de L y S, y las composiciones de cada uno de los componentes en esas corrientes.

$$F + D = L + S \quad (5.4)$$

$$F_i + D_i = L_i + S_i \quad (5.5)$$

$$F \cdot (X_i)_F + D \cdot (X_i)_D = L \cdot (X_i)_L + S \cdot (X_i)_S \quad (5.6)$$

$$\sum (X_i)_L = 1 \quad (5.7)$$

$$\sum (X_i)_S = 1 \quad (5.8)$$

b) Etapa de concentración a vacío

En la Figura 14 se muestra el diagrama del volumen de control para la etapa de concentración. La corriente de entrada será el extracto procedente de la etapa anterior (corriente L), y las corrientes de salida serán el producto concentrado (corriente P) y el líquido evaporado (corriente E).



Figura 14. Diagrama del volumen de control en la etapa de evaporación

El balance global en el evaporador viene dado por la ecuación 5.9, y los balances de materia a cada componente se corresponden con las ecuaciones 5.10 y 5.11, siendo el subíndice i cada uno de los nutrientes a los que se aplica el balance. Sustituyendo los datos conocidos en el balance de materia al nitrógeno, se obtiene el flujo másico de la corriente P. Con el balance global se obtiene el flujo másico en la corriente E. Una vez conocidos estos datos, la composición del resto de componentes se obtienen a partir de los balances individuales.

$$L = E + P \quad (5.9)$$

$$L_i = E_i + P_i \quad (5.10)$$

$$L \cdot (X_i)_L = E \cdot (X_i)_E + P \cdot (X_i)_P \quad (5.11)$$

Los resultados de los flujos másicos y composiciones obtenidos en cada corriente se muestran en la Tabla 25.

Tabla 25. Resultados de los balances de materia

	F	D	M	L	S	E	P
<b>Flujo (kg/h)</b>							
N	5,02	0,00	5,02	3,11	1,91	0,00	3,11
P	1,20	0,00	1,20	0,00	1,20	0,00	0,00
C <sub>org</sub>	57,69	0,00	57,69	40,58	17,11	0,00	40,58
K	0,00	15,23	15,23	15,23	0,00	0,00	15,23
Agua	73,28	759,38	832,66	539,37	293,29	449,20	90,17
Otros	175,30	6,64	181,94	6,64	175,30	0,00	6,64
<b>TOTAL</b>	<b>312,50</b>	<b>781,25</b>	<b>1093,75</b>	<b>604,94</b>	<b>488,81</b>	<b>449,20</b>	<b>155,74</b>
<b>Composición (% peso)</b>							
N	1,61	0,00	0,46	0,51	0,39	0,00	2,00
P	0,38	0,00	0,11	0,00	0,25	0,00	0,00
C <sub>org</sub>	18,46	0,00	5,27	6,71	3,50	0,00	26,06
K	0,00	1,95	1,39	2,52	0,00	0,00	9,78
Agua	23,45	97,20	76,13	89,16	60,00	100,00	57,90
Otros	56,10	0,85	16,63	1,10	35,86	0,00	4,26
<b>TOTAL</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>	<b>100,00</b>

## 5.3. DIMENSIONADO DEL TANQUE DE EXTRACCIÓN

### 5.3.1. Cálculo de las dimensiones del extractor

El volumen necesario en el extractor se ha calculado a partir del caudal de alimentación y el tiempo de residencia, según la ecuación 5.12

$$t = \frac{V}{Q} \quad (5.12)$$

$t$  = tiempo de residencia

$V$  = volumen del extractor

$Q$  = caudal de alimentación

Del balance de materia, se conoce que el flujo másico total que entra al extractor es de 1094 kg/h y la densidad de la mezcla tiene un valor de 838 kg/m<sup>3</sup>. Dividiendo el flujo másico entre la densidad se obtiene que el caudal que entra al extractor es de **1,3 m<sup>3</sup>/h**.

El **tiempo de residencia** se ha fijado en **24 horas**. Sustituyendo estos valores, el volumen que se obtiene para el extractor es:

$$V = 31,3 \text{ m}^3$$

Como se trata de un volumen bastante grande, se va a trabajar con dos equipos de extracción en paralelo de forma que en cada uno de ellos entre la mitad de la alimentación total. Por lo tanto, el volumen de cada extractor será:

$$V = 16 \text{ m}^3$$

El extractor es un tanque cilíndrico agitado, por lo que las dimensiones a calcular serán su altura y su diámetro. Coulson et al. (1999) establece una relación típica altura/diámetro entre 1,5 y 2, de forma que el tanque será más alto que ancho. En este caso se ha establecido una relación **L/D de 1,5**. El volumen del tanque se puede expresar según la ecuación 5.13.

$$V = \frac{\pi}{4} \cdot D^2 \cdot L \quad (5.13)$$

$V = \text{volumen del tanque}$

$D = \text{diámetro del tanque}$

$L = \text{altura del tanque}$

A partir de la ecuación del volumen y la relación L/D, se obtienen los valores de altura y diámetro del tanque. La altura se ha **sobredimensionado un 20%**, teniendo en cuenta el espacio necesario para colocar el agitador.

$$D = 2,4 \text{ m}$$

$$L = 3,6 \text{ m} \rightarrow H = L \cdot 1,2 \rightarrow H = 4,3 \text{ m}$$

### 5.3.2. Cálculo de la potencia de agitación

La agitación mecánica del tanque es necesaria para suspender el sólido en el líquido, asegurando un adecuado contacto sólido-líquido y facilitando los fenómenos de transferencia de materia. El agitador más adecuado dependerá del tipo de mezcla requerido, la capacidad del tanque y las propiedades del fluido, principalmente la viscosidad. En la Figura 15 se muestran varias curvas para diferentes tipos de agitadores en función de la viscosidad de la disolución y el tamaño del tanque. En este caso el volumen del tanque es de  $16 \text{ m}^3$  y la viscosidad  $2,93 \text{ Pa}\cdot\text{s}$ , por lo que el agitador más adecuado será el de **tipo turbina**.

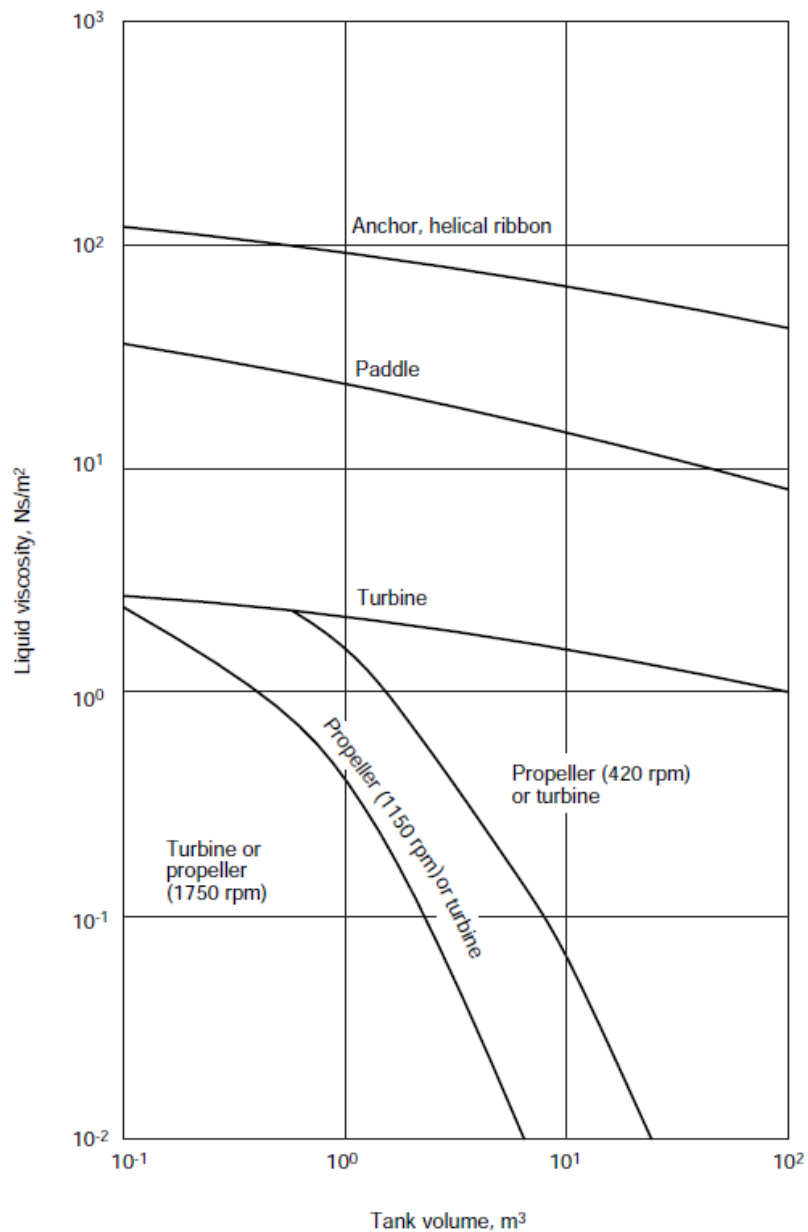


Figura 15. Gráfica para la selección del agitador en función del volumen y la viscosidad.  
Fuente: Coulson et al., 1999

Para evitar la formación de remolinos y mejorar la agitación, es frecuente colocar placas deflectoras en la pared del tanque. Tienen forma de láminas y una anchura que suele ser la décima parte del diámetro del tanque. En este caso se colocarán **cuatro placas deflectoras** en cada extremo del tanque, y tendrán una anchura de 0,25 m.

Para calcular la potencia de agitación, en primer lugar es necesario conocer el número de Reynolds (ecuación 5.14), para obtener el número de potencia de forma gráfica, y a partir de ese valor calcular la potencia de agitación mediante la ecuación 5.15.

$$Re = \frac{\rho \cdot N \cdot D_a^2}{\mu} \quad (5.14)$$

$$Np = \frac{P}{\rho \cdot N^3 \cdot D_a^5} \quad (5.15)$$

$\rho$  = densidad de la mezcla

$N$  = velocidad de rotación del agitador

$D_a$  = diametro del agitador

$\mu$  = viscosidad de la mezcla

$Np$  = numero de potencia

$P$  = potencia de agitación

Para calcular el número de Reynolds es necesario conocer la densidad y viscosidad de la mezcla, así como la velocidad de agitación y el diámetro del agitador. Las propiedades físicas de la mezcla se han calculado previamente, obteniendo una densidad de 838 kg/m<sup>3</sup> y una viscosidad de 2,93 Pas. La **velocidad de agitación** del tanque se ha establecido en **100 rpm**. Para el diámetro del agitador se ha utilizado una relación de 1/3 entre el diámetro del agitador y el diámetro del tanque, según el criterio establecido por Coulson et al. (1999), de forma que el **diámetro del agitador** será de **0,8 m**. Una vez establecidos estos parámetros se calcula el número de Reynolds.

$$Re = 301,27$$

La gráfica que relaciona el número de Reynolds con la potencia de agitación se muestra en la Figura 16.

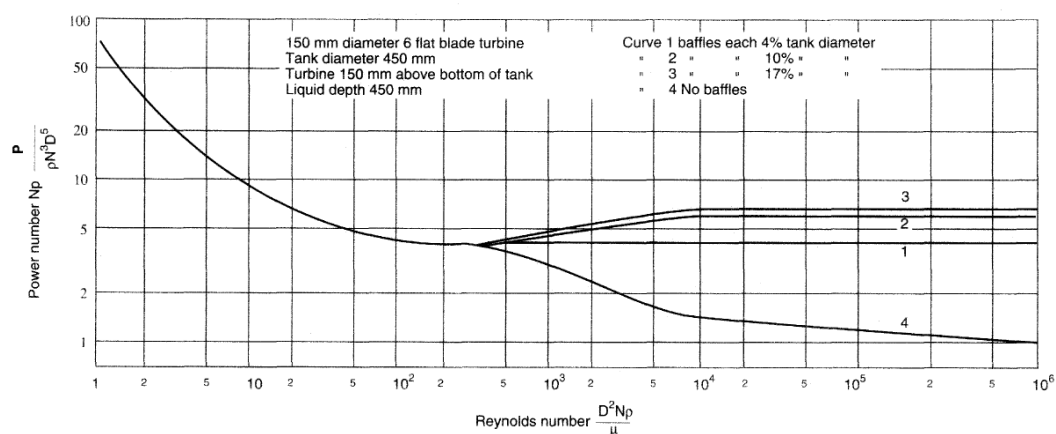


Figura 16. Gráfica del número de potencia en función del número de Reynolds. Fuente: Coulson et al., 1999

Entrando por el eje de abscisas con el valor del número de Reynolds calculado anteriormente, se lee en el eje de ordenadas un valor aproximado para el **número de potencia** de 4. Despejando la potencia de la ecuación 5.16 y sustituyendo todos los valores se obtiene que la potencia de agitación, para cada tanque de extracción, es:

$$P = 4,93 \text{ kW}$$

En la Tabla 26 se muestran los valores típicos de potencia específica para diferentes fluidos. En este caso el volumen del extractor es de 16 m<sup>3</sup>, por lo que la **potencia específica** del agitador sería de **0,31 kW/m<sup>3</sup>**. Este valor se encuentra en torno al valor típico de potencia para suspensiones con bajo contenido en sólidos (0,2 kW/m<sup>3</sup>).

Tabla 26. Valores típicos de potencia. Fuente: Coulson et al., 1999

DUTY	POWER (kW/m <sup>3</sup> )
<b>Low power</b> Suspending light solids, blending of low viscosity liquids	0,2
<b>Moderate power</b> Gas dispersion, liquid-liquid contacting, some heat transfer, etc.	0,6
<b>High power</b> Suspending heavy solids, emulsification, gas dispersion, etc.	2
<b>Very high power</b> Blending pastes, doughs	4

Para alcanzar una mezcla efectiva en tanques de grandes dimensiones es necesario colocar más de un agitador, de forma que la distancia entre los agitadores sea 1 o 1,5 veces su diámetro. Si los agitadores se colocan demasiado separados se formarán zonas sin agitación entre ellos, mientras que si se colocan demasiado juntos se producirán corrientes de flujo que interferirán unas con otras e interrumpirán la circulación (Doran, 1998). En este caso el diámetro del agitador es de 0,8 m y la altura total del tanque es de 4,3 m, por lo que se colocarán **cuatro agitadores** separados una distancia igual al diámetro del agitador. En sistemas sin aireación, la potencia disipada por cada agitador puede expresarse de forma aproximada a partir de la ecuación 5.16.

$$P_{total} = n \cdot P_i \tag{5.16}$$

$P_{total}$  = potencia total consumida por los n agitadores

n = número de agitadores

$P_i$  = potencia consumida por un agitador



Sustituyendo el valor de la potencia de agitación calculado previamente, para el caso de cuatro agitadores, se obtiene la potencia de cada agitador.

$$P_i = 1,23 \text{ kW}$$

En la Tabla 27 se recogen los diferentes parámetros y relaciones típicas que se han considerado para el diseño del extractor a lo largo de este apartado.

Tabla 27. Parámetros seleccionados para el diseño del tanque de extracción

PARÁMETRO	VALOR
L/D	1,5
Sobredimensionado en altura	20%
$D_{\text{agitador}}/D$	1/3
Agitador	Tipo turbina
Número agitadores	4
Número placas deflectoras	4

En la Figura 17 se muestra una representación esquemática de las dimensiones del tanque de extracción expresadas en metros.

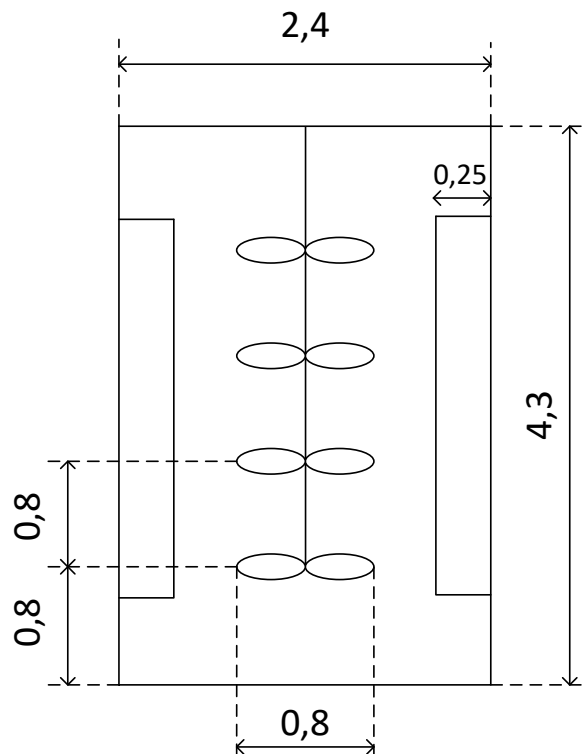


Figura 17. Dimensiones del tanque de extracción expresadas en metros

### 5.3.3. Diseño mecánico del extractor

Para el diseño mecánico del extractor se ha seguido la normativa British Standard PD5500, a partir de las ecuaciones y los parámetros recogidos por Sinnott (2005). El diseño mecánico consistirá en dar los espesores de pared que deben tener tanto el cuerpo cilíndrico del recipiente a presión, como sus cierres superior e inferior. En primer lugar, es necesario conocer tanto la presión como la temperatura de diseño. La presión de operación del extractor es de 1 atm, y la temperatura de operación de 60°C. Como la presión de operación es inferior a 2 barg, se utilizará como presión de diseño un valor de 3,5 barg. Para la temperatura de diseño se tomará un factor de seguridad de 20°C, de forma que la temperatura de diseño será de 80°C.

$$P_{diseño} = 3,5 \text{ barg} = 0,35 \text{ N/mm}^2$$

$$T_{diseño} = 80 \text{ }^{\circ}\text{C}$$

#### a) Cálculo espesor parte cilíndrica del extractor

El espesor de la parte cilíndrica viene dado por la ecuación 5.17. Al resultado de este espesor habrá que sumarle un sobreespesor por corrosión, que toma el valor típico de 3 mm para sistemas en los que no se espera mucha corrosión.

$$e = \frac{P_i \cdot D_i}{2 \cdot f - P_i} \quad (5.17)$$

$e$  = espesor de la pared (mm)

$P_i$  = presión de diseño ( $\text{N/mm}^2$ )

$D_i$  = diametro interno del extractor (mm)

$f$  = tensión de diseño a la temperatura de operación ( $\text{N/mm}^2$ )

Se conocen todos los valores excepto el de la tensión de diseño ( $f$ ). Este parámetro se ha obtenido de la Tabla 28, donde se indican los valores que toma  $f$  en función del tipo de material y la temperatura a la que está diseñado. En este caso se ha seleccionado **acero inoxidable 18Cr/8Ni** sin estabilizar como material de construcción del extractor, y se ha tomado el valor a 100°C ya que es la temperatura de la tabla inmediatamente superior a la de operación. El **valor de  $f$**  en estas condiciones es **145  $\text{N/mm}^2$** .

Tabla 28. Valores típicos de la tensión de diseño para diferentes materiales. Fuente: Sinnott, 2005

Material	Tensile strength (N/mm <sup>2</sup> )	Design stress at temperature °C (N/mm <sup>2</sup> )									
		0 to 50	100	150	200	250	300	350	400	450	500
Carbon steel (semi-killed or silicon killed)	360	135	125	115	105	95	85	80	70		
Carbon-manganese steel (semi-killed or silicon killed)	460	180	170	150	140	130	115	105	100		
Carbon-molybdenum steel, 0.5 per cent Mo	450	180	170	145	140	130	120	110	110		
Low alloy steel (Ni, Cr, Mo, V)	550	240	240	240	240	240	235	230	220	190	170
Stainless steel 18Cr/8Ni unstabilised (304)	510	165	145	130	115	110	105	100	100	95	90
Stainless steel 18Cr/8Ni Ti stabilised (321)	540	165	150	140	135	130	130	125	120	120	115
Stainless steel 18Cr/8Ni Mo 2½ per cent (316)	520	175	150	135	120	115	110	105	105	100	95

Sustituyendo todos los valores en la ecuación 5.17, y añadiendo el sobreespesor por corrosión, se obtiene el espesor en la parte cilíndrica:

$$e = 5,9 \text{ mm}$$

La normativa aconseja unos espesores de pared mínimos para tanques de diferentes diámetros, que se muestran en la Tabla 29.

Tabla 29. Mínimo espesor de pared en función del diámetro del tanque. Fuente: Sinnott, 2005

Diámetro del tanque (m)	Mínimo espesor (mm)
1	5
1 - 2	7
2 - 2,5	9
2,5 - 3,0	10
3,0 - 3,5	12

En este caso el diámetro del tanque es de 2,4 m por lo que el mínimo espesor deberá ser de 9 mm. Como el valor calculado es menor a este, se tomará como espesor el mínimo aconsejado.

$$e = 9 \text{ mm}$$

b) Cálculo espesor del cierre superior del extractor

Para el cierre superior del extractor se ha seleccionado un cierre tipo elíptico (Figura 18) puesto que este tipo de cierre es adecuado para tanques con diámetros grandes.

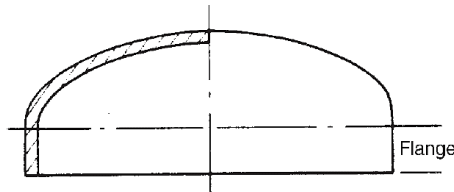


Figura 18. Cierre superior de tipo elíptico. Fuente: Sinnott, 2005

La fórmula general para el cálculo del espesor de un cierre tipo elíptico viene dado por la ecuación 5.18.

$$e = \frac{P_i \cdot D_i}{2 \cdot J \cdot f - 0,2 \cdot P_i} \quad (5.18)$$

$e$  = espesor del cierre superior (mm)

$P_i$  = presión de diseño ( $N/mm^2$ )

$D_i$  = diametro interno del extractor (mm)

$J$  = factor de junta

$f$  = tensión de diseño a la temperatura de operación ( $N/mm^2$ )

Se ha considerado que el diseño del cierre se hará por presión no existiendo juntas, por lo que el valor del factor de junta es  $J=1$ . Sustituyendo todos los datos, y añadiendo los 3 mm de sobreespesor por corrosión, se obtiene:

$$e = 5,9 \text{ mm}$$

Como este valor calculado es inferior al espesor mínimo, igual que en el caso anterior se toma el valor del espesor mínimo:

$$e = 9 \text{ mm}$$

c) Cálculo espesor del cierre inferior del extractor

Para el cierre inferior se ha escogido un cierre con forma troncocónica, ya que al tener sólidos dentro del extractor, este tipo de cierre inferior facilitará el vaciado. El espesor se ha calculado a partir de la ecuación 5.19.

$$e = \frac{C_c \cdot P_i \cdot D_c}{2 \cdot J \cdot f - P_i} \quad (5.19)$$

$e$  = espesor del cierre superior (mm)

$C_c$  = factor de diseño

$P_i$  = presión de diseño ( $N/mm^2$ )

$D_c$  = diametro inferior de la parte cónica del extractor (mm)

$J$  = factor de junta

$f$  = tensión de diseño a la temperatura de operación ( $N/mm^2$ )

El factor de diseño viene determinado por el ángulo de la parte cónica, según los valores que se muestran en la Tabla 30.

Tabla 30. Valores del factor de diseño en función del ángulo. Fuente: Sinnott, 2005

$\alpha$	20°	30°	45°	60°
$C_c$	1,00	1,35	2,05	3,20

Para el caso de un **ángulo de 45°** el valor del **factor de diseño** será de **2,05**. El diámetro inferior de la parte cónica se ha considerado que es el mismo que el del agitador, siendo este una tercera parte del diámetro total del extractor, por lo que el **diámetro inferior** será de **0,8 m**. Igual que en el caso anterior, el **factor de junta** tendrá un valor de **1**. Sustituyendo estos datos y teniendo en cuenta el sobreespesor por corrosión, el espesor de la parte inferior será:

$$e = 4,9 \text{ mm}$$

Por tanto, se toma el valor del espesor mínimo:

$$e = 9 \text{ mm}$$

En la Tabla 31 se muestran los parámetros calculados en el diseño mecánico del tanque de extracción.

Tabla 31. Parámetros del diseño mecánico del extractor

PARÁMETRO	VALOR	UNIDADES
$P_{\text{operación}}$	0	barg
$P_{\text{diseño}}$	3,5	barg
$T_{\text{operación}}$	60	°C
$T_{\text{diseño}}$	80	°C
$e_{\text{parte cilíndrica}}$	9	mm
$e_{\text{cierre superior}}$	9	mm
$e_{\text{cierre inferior}}$	9	mm

## 5.4. BALANCES DE ENERGÍA

En este apartado se han calculado las necesidades de calor y los servicios auxiliares del tanque de extracción y del evaporador a vacío. La alimentación se encuentra inicialmente a 25°C, por lo que es necesario aumentar su temperatura hasta los 60°C a los que se produce la extracción. En la etapa de concentración será necesario evaporar una determinada cantidad de agua del extracto, aumentando su temperatura hasta la de ebullición.

### 5.4.1. Etapa de extracción

El extractor opera a una temperatura de 60°C, por lo que tanto la materia prima como el disolvente deberán ser calentados hasta esa temperatura. Para ello el tanque de extracción cuenta con un encamisado exterior por donde circulará agua de calefacción. El balance de energía al extractor viene dado por la ecuación 5.20.

$$H_e + Q_{ag} + Q_r = H_s + Q_{int} \quad (5.20)$$

$H_e$  = entalpía en la corriente de entrada

$Q_{ag}$  = calor de agitación

$Q_r$  = calor de reacción

$H_s$  = entalpía en la corriente de salida

$Q_{int}$  = calor intercambiado

El calor de reacción se considera despreciable, y el calor de agitación se corresponde con la potencia de agitación estableciendo unas pérdidas por fricción del 30% (ecuación 5.21). Expresando las entalpías en función de la capacidad calorífica y la temperatura, el calor intercambiado en el extractor se puede calcular a partir de la ecuación 5.22.

$$Q_{ag} = \text{pérdidas} \cdot P_{ag} \quad (5.21)$$

$$Q_{int} = \dot{m}_M \cdot C_{pM} \cdot (T_{2m} - T_{1m}) - Q_{ag} \quad (5.22)$$

$Q_{int}$  = calor intercambiado  
 $\dot{m}_M$  = flujo másico de la mezcla en el extractor  
 $Cp_M$  = capacidad calorífica de la mezcla  
 $T_{1m}$  = temperatura de la mezcla a la entrada  
 $T_{2m}$  = temperatura de la mezcla en el extractor  
 $Q_{ag}$  = calor de agitación

El calor necesario para calentar la mezcla deberá ser el mismo, que el calor aportado por el agua de calefacción al enfriarse, según se expresa en la ecuación 5.23.

$$Q_{intercambiado} = Q_{agua} \quad (5.23)$$

Para el encamisado del tanque, se va a utilizar agua de calefacción estableciendo una temperatura de entrada de 85°C. La mezcla del interior del extractor se debe calentar hasta 60°C, por lo que fijando una diferencia de temperatura mínima de 10°C, la temperatura de salida del agua de calefacción será de 70°C. El calor aportado por el agua se expresa según la ecuación 5.24.

$$Q_{agua} = \dot{m}_{ag} \cdot Cp_{ag} \cdot (T_{1ag} - T_{2ag}) \quad (5.24)$$

$Q_{agua}$  = calor aportado por el agua  
 $\dot{m}_{ag}$  = flujo másico de agua  
 $Cp_{ag}$  = capacidad calorífica del agua  
 $T_{1ag}$  = temperatura del agua a la entrada  
 $T_{2ag}$  = temperatura del agua a la salida

Los valores de los parámetros conocidos se muestran en la Tabla 32.

Tabla 32. Parámetros conocidos en la etapa de extracción

PARÁMETRO	VALOR	UNIDADES
$\dot{m}_M$	547	kg/h
$Cp_M$	3343,2	kJ/kg °C
$T_{1m}$	60	°C
$T_{2m}$	25	°C
$P_{ag}$	4,93	kW
$Cp_{ag}$	4,185	kJ/kg °C
$T_{1ag}$	85	°C
$T_{2ag}$	70	°C

Resolviendo la ecuación 5.22 se obtiene la cantidad de calor que es necesario intercambiar en cada extractor:

$$Q_{int} = 14,33 \text{ kW}$$

A partir de la ecuación 5.23 y despejando el flujo másico de agua en la ecuación 5.24, se obtiene:

$$\dot{m}_{agua} = 0,23 \text{ kg/s}$$

En la Tabla 33 se muestra un resumen de los parámetros que definen el servicio auxiliar del encamisado del tanque.

Tabla 33. Parámetros del servicio auxiliar del extractor

PARÁMETRO	VALOR	UNIDADES
<i>Presión</i>	1	atm
<i>T<sub>entrada</sub></i>	85	°C
<i>T<sub>salida</sub></i>	70	°C
<i>m<sub>agua</sub></i>	0,23	kg/s
<i>Q<sub>intercambiado</sub></i>	14,33	kW

#### 5.4.2. Etapa de concentración a vacío

El evaporador trabaja a vacío, de forma que la temperatura de ebullición tenga un valor más bajo y no se dañe el producto. Se ha establecido una presión de operación de 0,3 atm, y la temperatura de saturación del agua a esa presión es de 69,4°C. El calor necesario para la evaporación se obtiene a partir de la ecuación 5.25.

$$Q_{evap} = \dot{m}_L \cdot Cp_{ag} \cdot (T_{2e} - T_{1e}) + \dot{m}_E \cdot H_{VAP} \quad (5.25)$$

*Q<sub>evap</sub>* = calor de evaporación

*m<sub>L</sub>* = flujo másico corriente L

*Cp<sub>ag</sub>* = capacidad calorífica del agua

*T<sub>1e</sub>* = temperatura del extracto en la entrada

*T<sub>2e</sub>* = temperatura del extracto en la salida

*m<sub>E</sub>* = flujo másico corriente E

*H<sub>VAP</sub>* = entalpía de vaporización



Este calor de evaporación deberá ser igual que el calor aportado por el proceso de condensación, según se muestra en la ecuación 5.26.

$$Q_{evap} = Q_{cond} \quad (5.26)$$

Para ello se utilizará vapor a una presión de 4 atm y una temperatura de entrada de 200°C, de forma que la temperatura de condensación del vapor a 4 atm es 144°C. El calor de condensación viene dado por la ecuación 5.27 y se corresponde con el aportado por el vapor en su condensación y enfriamiento.

$$Q_{cond} = \dot{m}_{vap} \cdot (Cp_{vap} \cdot (T_1 - T_{cond}) + H_{cond} + Cp_{ag} \cdot (T_{cond} - T_2)) \quad (5.27)$$

$Q_{cond}$  = calor de condensación

$\dot{m}_{vap}$  = flujo másico del vapor

$Cp_{vap}$  = capacidad calorífica del vapor

$T_1$  = temperatura del vapor en la entrada

$T_{cond}$  = temperatura de condensación

$T_2$  = temperatura del agua en la salida

$H_{cond}$  = entalpía de condensación

$Cp_{ag}$  = capacidad calorífica del agua

Los valores de los parámetros conocidos se muestran en la Tabla 34.

Tabla 34. Parámetros conocidos en la etapa de evaporación

PARÁMETRO	VALOR	UNIDADES
$\dot{m}_L$	265	kg/h
$\dot{m}_E$	657	kg/h
$Cp_{ag}$	4,185	kJ/kg °C
$T_{2e}$	69,4	°C
$T_{1e}$	60	°C
$H_{VAP}$	2651,1	kW
$Cp_{vap}$	2,2	kJ/kg °C
$T_1$	200	°C
$T_{cond}$	144	°C
$T_2$	100	°C
$H_{cond}$	606,7	kW

Sustituyendo los datos en la ecuación 5.25 se obtiene el calor necesario para la evaporación del extracto:

$$Q = 480,5 \text{ kW}$$

A partir de la ecuación 5.26 y despejando el flujo másico de vapor en la ecuación 5.27, se obtiene:

$$\dot{m}_{vapor} = 0,53 \text{ kg/s}$$

En la Tabla 35 se muestra un resumen de los parámetros que definen el servicio auxiliar utilizado en el evaporador.

Tabla 35. Parámetros del servicio auxiliar del extractor

PARÁMETRO	VALOR	UNIDADES
<i>Presión</i>	4	atm
<i>T<sub>entrada</sub></i>	200	°C
<i>T<sub>salida</sub></i>	144	°C
<i>m<sub>vapor</sub></i>	0,53	kg/s
<i>Q<sub>intercambiado</sub></i>	480,5	kW

## 5.5. ANÁLISIS DE COSTES

En este apartado se realizará una evaluación económica simplificada del coste total de la planta y se comprobará a partir del precio de venta del producto si es rentable la instalación. El estudio se completará con un análisis de sensibilidad de la inversión respecto del precio de venta del producto.

### 5.5.1. Coste total de la planta

Para calcular el coste total de la planta se va a utilizar el método factorial de estimación de costes propuesto inicialmente por Lang. Las estimaciones de costes de capital para las plantas de procesos químicos a menudo se basan en una estimación del coste de compra de los principales equipos requeridos para el proceso, de forma que los restantes costes se estiman como factores del coste del equipo. A continuación, se explica cómo se han calculado las diferentes partidas propuestas por este método.

El capital total invertido (CTI) se expresa como la suma del capital fijo invertido (CFI), los costes de operación (CO) y el coste de puesta en marcha (CPM).

$$CTI = CFI + CO + CPM$$

Los dos últimos se expresarán como un porcentaje del capital fijo invertido, siendo un 15% en el caso de los costes de operación, y un 10% para el coste de la puesta en marcha. Por otra parte, el capital fijo invertido se calcula como la suma de los costes directos (CD) e indirectos (CI).

$$CO = 0,15 \cdot CFI$$

$$CPM = 0,1 \cdot CFI$$

$$**CFI = CD + CI**$$

Los costes indirectos (IC) se calculan a su vez como la suma de las contingencias (CT) y los costes de propiedad (OCW), que van a ser expresados como un 20% y 5% del coste directo, respectivamente. Los costes directos se calculan como la suma de los límites dentro de batería (ISBL) y los límites fuera de batería (OSBL).

$$CI = CT + OCW = 0,25 CD$$

$$CT = 0,2 \cdot CD$$

$$OCW = 0,05 \cdot CD$$

$$**CD = ISBL + OSBL**$$

Los límites fuera de batería se calculan como un porcentaje de los límites dentro de batería, en este caso un 45%.

$$**OSBL = 0,45 \cdot ISBL**$$

Los límites dentro de batería (ISBL) serán la suma del precio de compra de equipos (PE), la instalación de los equipos (PEI), la instrumentación y control (IC), las tuberías (P) y el equipamiento eléctrico y material (E). El coste de equipos será el coste de la compra de los equipos principales del proceso, mientras que el resto de costes se van a calcular como un porcentaje del coste de los equipos principales.

$$**ISBL = PE + PEI + IC + P + E = 1,67 \cdot PE**$$

$$PEI = 0,35 \cdot PE$$

$$IC = 0,1 \cdot PE$$

$$P = 0,12 \cdot PE$$

$$E = 0,1 \cdot PE$$

El coste de compra de los equipos (PE) se ha calculado como la suma de los equipos principales, cuyo precio se ha obtenido a través de la consulta a diferentes casas comerciales. En la Tabla 36 se muestra el precio aproximado de cada equipo y el coste total de todos ellos.

Tabla 36. Precio de los principales equipos del proceso

EQUIPO	PRECIO (€)
Cinta transportadora	2.500
Extractor	24.000
Filtro prensa	10.000
Evaporador	15.000
Intercambiador	4.500
<b>TOTAL</b>	<b>56.000</b>

En la Tabla 37 se muestra un resumen de las partidas obtenidas con este método, y el coste total de la inversión.

Tabla 37. Resumen de las partidas de costes

TIPO DE COSTE	VALOR (€)
Costes directos (CD)	135.604
ISBL	93.520
OSBL	42.084
Costes indirectos (CI)	61.022
Costes fijos inversión (CFI)	196.626
Costes de operación (CW)	29.494
Costes puesta en marcha (CPM)	19.663
<b>Capital total invertido (CTI)</b>	<b>245.782</b>

### 5.5.2. Estudio de viabilidad económica

Lo primero que se va a detallar es el precio de compra de las materias primas, así como los precios de venta de los productos con la finalidad de poder realizar a continuación un balance de costes y el flujo de caja. En la Tabla 38 se muestran los costes de las materias primas y el producto.

Tabla 38. Flujos y costes de las materias primas y productos

		Flujo (kg/h)	Precio (€/kg)	Total (Miles €/año)
<b>Materias primas</b>	KOH	21,87	0,8	140
	Material bioestabilizado	312,5	0,011	28
	Agua	759,38	0,5	3038
<b>Producto</b>	Biofertilizante	155,74	3	3738

El precio del material bioestabilizado establecido por la empresa Resíduos do Nordeste es de 11 €/t. Este precio es muy bajo debido a que es un producto que tiene limitadas sus aplicaciones, pudiendo incluso llegar a tener un coste nulo. El precio de venta de biofertilizantes líquidos se encuentra entre 2,5 €/L y 5 €/L según los precios consultados en diversas casas comerciales. El precio de venta del producto se ha establecido en 3 €/L tras realizar el análisis económico, de forma que la inversión resulte rentable.

Considerando que la planta opera unas 8000 horas al año, fijando una amortización de los equipos y la propia planta a 10 años desde su inicio y aplicando un impuesto típico del 30%, se puede determinar los flujos de caja, los cuales están recogidos en el ANEXO II: CÁLCULOS. Con estos flujos de caja se puede calcular el valor neto (VAN) y la tasa interna de retorno (TIR), que son dos indicadores económicos que permiten valorar si la inversión va a ser rentable o no. Los valores del VAN y el TIR calculados son:

$$VAN = 459 \text{ Miles } \text{€}$$

$$TIR = 54\%$$

El VAN tiene un valor positivo, lo que indica que la inversión es viable económicamente. El TIR tiene un valor superior a la tasa mínima de rentabilidad exigida a la inversión (un 5%) por lo que el proyecto sí resulta rentable. En la Figura 19 se muestra el gráfico del flujo de caja a 10 años, donde se puede ver que el proyecto es económicamente viable, amortizando la inversión inicial a partir del tercer año desde el inicio de la planta.

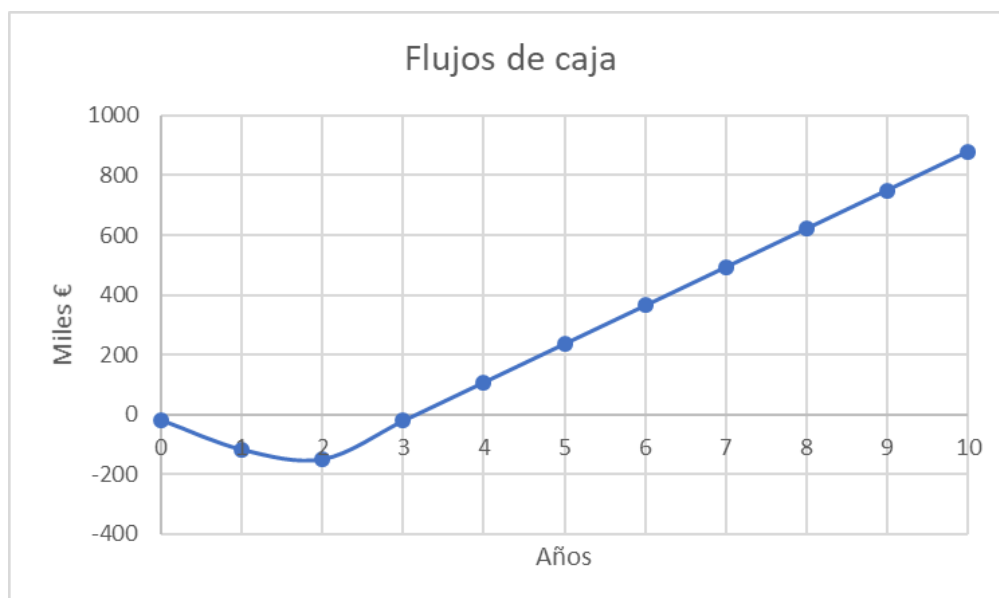


Figura 19. Flujos de caja en función del tiempo de amortización

### 5.5.3. Análisis de sensibilidad

Para complementar el estudio económico se ha realizado un análisis de sensibilidad para comprobar la influencia del precio de adquisición del material bioestabilizado como materia prima y del precio de venta del biofertilizante líquido obtenido como producto. Estos resultados se muestran en la Figura 20.

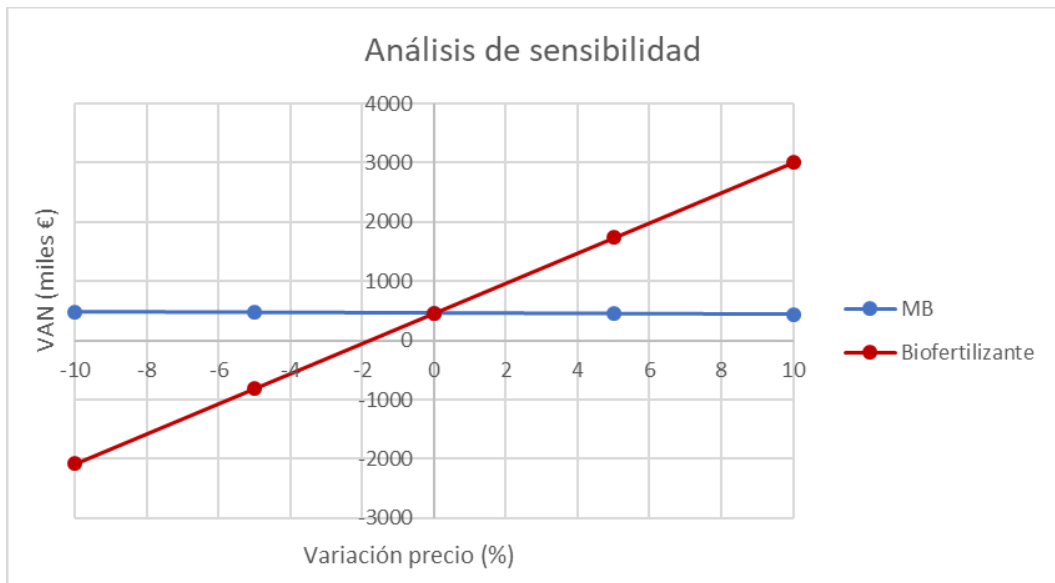


Figura 20. Estudio de sensibilidad económica en función de la variación del precio del material bioestabilizado (MB) y el biofertilizante

Como es de esperar, el precio de compra del material bioestabilizado como materia prima no afecta de manera significativa a los beneficios obtenidos debido a que su valor monetario es bajo. Por el contrario, la rentabilidad de la planta es muy sensible al precio del producto final. Si el precio aumenta, las ganancias aumentan de forma significativa, mientras que si el precio del biofertilizante disminuye la planta dejaría de ser viable económicamente. Así, una subida de un 10% en el precio del biofertilizante mejora la forma significativa la inversión con un VAN de 3.004 miles de euros. Mientras que un descenso de un 2% en el precio del biofertilizante llegaría a comprometer la inversión.

# Capítulo 6

## CONCLUSIONES





En este trabajo se ha **dimensionado una planta de recuperación de nutrientes a partir de material bioestabilizado para la obtención de biofertilizantes líquidos**. La capacidad de tratamiento de la planta es de 2500 t/año de material bioestabilizado, obteniéndose como producto 1246 t/año de biofertilizante. De acuerdo con los objetivos previamente establecidos se procede a señalar las conclusiones más relevantes.

- El material bioestabilizado es un producto procedente de la fracción orgánica de recogida no selectiva, que debido al marco normativo actual cada vez tiene más limitado su uso como abono orgánico. Por ello es necesario buscar nuevas **alternativas de valorización** como la **recuperación de nutrientes para fertilizantes**.
- La **información bibliográfica** disponible respecto a la extracción de nutrientes procedente del material bioestabilizado es escasa. La mayoría de los estudios se centran en otras fuentes de materia orgánica y cada autor propone diferentes métodos de extracción y condiciones de operación. Entre las diferentes tecnologías disponibles se ha seleccionado realizar la **etapa de extracción utilizando KOH como disolvente**, y la **etapa de concentración en un evaporador a vacío**.
- Las **experiencias a escala de laboratorio** han permitido analizar la influencia de la temperatura, el tiempo de extracción y la velocidad de agitación sobre la recuperación de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo. El KOH ha demostrado ser un disolvente más eficaz que el agua en todas las experiencias realizadas proporcionando mayores recuperaciones de nutrientes. En ninguna de las experiencias se han obtenido rendimientos significativos de recuperación de fósforo. Las **condiciones** que conducen a las **mayores concentraciones de nutrientes** en la etapa de extracción son **60°C, 24 horas y 300 rpm**, obteniendo **5,2 g/L de nitrógeno y 67,8 g/L de carbono orgánico** en el caso de las extracciones **con KOH**. En estas condiciones se obtiene un **biofertilizante de tipo CK** que **cumple** con los valores mínimos de la **normativa europea**.
- En cuanto a los **equipos de la planta**, se va a trabajar con dos tanques agitados en paralelo para la etapa de extracción, un filtro prensa para la etapa de separación sólido-líquido y un evaporador a vacío para la etapa de concentración, de forma que el producto no esté sometido a una temperatura demasiado alta.

- Cada **tanque de extracción** tiene un volumen de **16 m<sup>3</sup>**, está dotado de un sistema de **agitación tipo turbina** y un **encamisado con agua caliente**. Su **temperatura de operación es de 60°C** y su **presión de operación 1 atm**. La potencia de agitación necesaria es de 4,9 kW y el calor intercambiado 14,3 kW. En cuanto a su diseño mecánico, el extractor está compuesto por una carcasa cilíndrica, un cerramiento superior de tipo elíptico y un cerramiento inferior cónico, todo ello de 9 mm de espesor y construido en acero inoxidable.
- El **evaporador a vacío** opera a una **presión de 0,3 atm** y una **temperatura de 69,4°C**, de forma que el calor necesario aportar es de 480,5 kW. En el caso de realizar una valorización energética del residuo sólido procedente de la etapa de extracción, se podría obtener parte de la energía necesaria para el proceso de evaporación.
- De la evaluación económica se concluye que la instalación tendrá un **coste total aproximado de 246.000 €**. El biofertilizante líquido tendría que tener un precio de 3 €/kg para asegurar la rentabilidad de la planta. En estas condiciones se obtiene un **VAN de aproximadamente 459.000 €** y un **TIR del 54%** con un tiempo de **recuperación de la inversión de 3 años**. El análisis de sensibilidad pone de manifiesto que una bajada del 2% en el precio de venta del biofertilizante podría comprometer la inversión.

## BIBLIOGRAFÍA

- AD3Energy (2018). *Digestión anaerobia*. Consultado el 14 de abril de 2018, de Biogas AD3Energy: <http://www.ad3energy.com/biogas/digestion-anaerobia/>
- Agrowaste (2018). *Digestión anaerobia*. Consultado el 8 de Abril de 2018, de Agrowaste: <http://www.agrowaste.eu/wp-content/uploads/2013/02/DIGESTION-ANAEROBIA.pdf>
- Bonmatí, A., & Flotats, X. (2003). *Air stripping of ammonia from pig slurry: Characterisation and feasibility as a pre- or post-treatment to mesophilic anaerobic digestion*. *Waste Management*, 23(3), 261–272.
- Chanioti, Sofia & Tzia, Constantina. (2018). *Processing Parameters on the Extraction of Olive Pomace Oil and Its Bioactive Compounds: A Kinetic and Thermodynamic Study*. *Journal of the American Oil Chemists' Society*. 95. 371-382.
- Chiumenti, A., da Borso, F., Chiumenti, R., Teri, F., & Segantin, P. (2013). *Treatment of digestate from a co-digestion biogas plant by means of vacuum evaporation: Tests for process optimization and environmental sustainability*. *Waste Management*, 33(6), 1339–1344.
- Compostando ciencia (2014). *Materia orgánica soluble de compost (II): Efecto de la relación de extracción P/V (peso de compost y volumen del extractante)*. Consultado el 9 de Abril de 2018, de Compostando ciencia: <http://www.compostandociencia.com/2014/07/materia-organica-soluble-de-compost-ii-efecto-de-la-relacion-de-extraccion-pv-peso-de-compost-y-volumen-del-extractante/>
- Compostando ciencia (2015). *Sistemas de compostaje*. Consultado el 8 de Abril de 2018, de Compostando ciencia: <http://www.compostandociencia.com/2015/02/sistemas-de-compostaje/>
- CONAMA (2016). *El desafío de la gestión de la materia orgánica*. Madrid: Congreso Nacional del Medio Ambiente.
- Coulson, J. M., Richardson, J. F., Backhurst, J. R., Harker, J. H. (1999). *Coulson & Richardson's chemical engineering: Vol. 1. Fluid Flow, Heat Transfer and Mass Transfer*. Sixth edition. Elsevier Butterworth-Heinemann. ISBN 0 7506 4444 3.

- DIRECTIVA 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008. Diario oficial de la Unión Europea, 22 de noviembre de 2008.*
- Doran, P.M., (1998). *Principios de ingeniería de los bioprocesos*. Acribia (Zaragoza). ISBN 8420008532.
- Dupont, C., Chiriac, R., Gauthier, G., & Toche, F. (2014). *Heat capacity measurements of various biomass types and pyrolysis residues*. *Fuel*, 115, 644–651.
- Eliche-Quesada, D., Corpas-Iglesias, F. A., Pérez-Villarejo, L., & Iglesias-Godino, F. J. (2012). *Recycling of sawdust, spent earth from oil filtration, compost and marble residues for brick manufacturing*. *Construction and Building Materials*, 34, 275–284.
- EWLP (2018), *Valorisation of organic rejects from mechanical and biological plants processing non-separated municipal solid waste*. European Workshop on Lignocellulosics and Pulp. Aveiro, Portugal.
- García, C., Hernández, T., Costa, F., Ceccanti, B., & Polo, A. (1992). *A comparative chemical-structural study of fossil humic acids and those extracted from urban wastes*. *Resources, Conservation and Recycling*, 6(3), 231–241.
- García, D., Cegarra, J., Abad, M., & Fornes, F. (1993). *Effects of the extractants on the characteristics of a humic fertilizer obtained from lignite*. *Bioresource Technology*, 43, 221-225.
- García, D., Cegarra, J., & Abad, M. (1996). *A comparison between alkaline and decomplexing reagents to extract humic acids from low rank coals*. *Fuel Processing Technology*, 48(1), 51–60.
- García-González, M. C., & Vanotti, M. B. (2015). *Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: Effect of waste strength and pH*. *Waste Management*, 38(1), 455–461.
- IDAE (2011). *Situación y potencial de la valorización energética de residuos. Estudio Técnico PER 2011-2020*. Madrid: Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía.
- INE (2013). *Encuesta sobre la recogida y tratamiento de residuos. Encuesta sobre generación de residuos en servicios y construcción. Año 2011*. Consultado el 17 de Abril de 2018, de Instituto Nacional de Estadística: <http://www.ine.es/prensa/np801.pdf>

- INE (2017). *Estadísticas sobre la recogida y tratamiento de residuos. Encuesta sobre generación de residuos en la industria. Año 2015.* Consultado el 17 de Abril de 2018, de Instituto Nacional de Estadística: [http://www.ine.es/prensa/residuos\\_2015.pdf](http://www.ine.es/prensa/residuos_2015.pdf)
- Islam, M. K., Yaseen, T., Traversa, A., Ben Kheder, M., Brunetti, G., & Coccozza, C. (2016). *Effects of the main extraction parameters on chemical and microbial characteristics of compost tea.* Waste Management, 52, 62–68.
- Kazmi, S. M. S., Munir, M. J., Patnaikuni, I., Wu, Y. F., & Fawad, U. (2018). *Thermal performance enhancement of eco-friendly bricks incorporating agro-wastes.* Energy and Buildings, 158, 1117–1129.
- Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. BOE, 30 de julio del 2011.
- Magrama (2013a). *Decálogo para la utilización del material bioestabilizado y del compost no inscrito en el registro de productos fertilizantes mediante la operación R10.* Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Magrama (2013b). *Gestión de biorresiduos de competencia municipal. Guía para la implantación de la recogida separada y tratamiento de la fracción orgánica.* Consultado el 6 de Abril de 2018, de Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente: [http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/GUIA\\_MO\\_DEF\\_tcm30-185554.pdf](http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/GUIA_MO_DEF_tcm30-185554.pdf)
- MAPAMA (2015). *Memoria anual de generación y gestión de residuos. Residuos de competencia municipal 2015.* Consultado el 6 de Abril de 2018, de Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente: [http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/memoriaanualdegeneracionygestionderesiduosresiduosdecompetenciamunicipal2015\\_tcm30-438175.pdf](http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/memoriaanualdegeneracionygestionderesiduosresiduosdecompetenciamunicipal2015_tcm30-438175.pdf)
- MAPAMA (2018a). *Biorresiduos.* Consultado el 6 de Abril de 2018, de Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente: <http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/fracciones/biorresiduos/Default.aspx>

- MAPAMA (2018b). *Sistemas de tratamiento. Tratamientos biológicos: compostaje*. Consultado el 8 de Abril de 2018, de Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente: <http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/domesticos/gestion/sistema-tratamiento/Tratamientos-biologicos-compostaje.aspx>
- Meister, M., Rezavand, M., Ebner, C., Pümpel, T., & Rauch, W. (2018). *Mixing non-Newtonian flows in anaerobic digesters by impellers and pumped recirculation*. *Advances in Engineering Software*, 115, 194–203.
- Mendoza, C.A., (2015). *Digestión anaerobia en vía seca – diseño de tratamiento de fangos generados en estación depuradora de aguas residuales*. Universidad de Valladolid, Julio de 2015.
- Monda, H., Cozzolino, V., Vinci, G., Spaccini, R., & Piccolo, A. (2017). *Molecular characteristics of water-extractable organic matter from different composted biomasses and their effects on seed germination and early growth of maize*. *Science of the Total Environment*, 590–591, 40–49
- Munir, M. T., Li, B., Boiarkina, I., Baroutian, S., Yu, W., & Young, B. R. (2017). *Phosphate recovery from hydrothermally treated sewage sludge using struvite precipitation*. *Bioresource Technology*, 239, 171–179.
- Pastor-Poquet, V., Papirio, S., Steyer, J.-P., Trably, E., Escudié, R., Esposito, G., *High-solids anaerobic digestion model for homogenized reactors*, *Water Research* (2018)
- PEMAR (2015). *Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos 2016-2022*. BOE, 22 de octubre de 2015.
- Propuesta de 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 y se modifican los Reglamentos (CE) n.º 1069/2009 y (CE) n.º 1107/2009*. Bruselas, 17 de marzo del 2016.
- Provolo, G., Perazzolo, F., Mattachini, G., Finzi, A., Naldi, E., & Riva, E. (2017). *Nitrogen removal from digested slurries using a simplified ammonia stripping technique*. *Waste Management*, 69, 154–161.
- Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes*. BOE, 10 de julio de 2013.

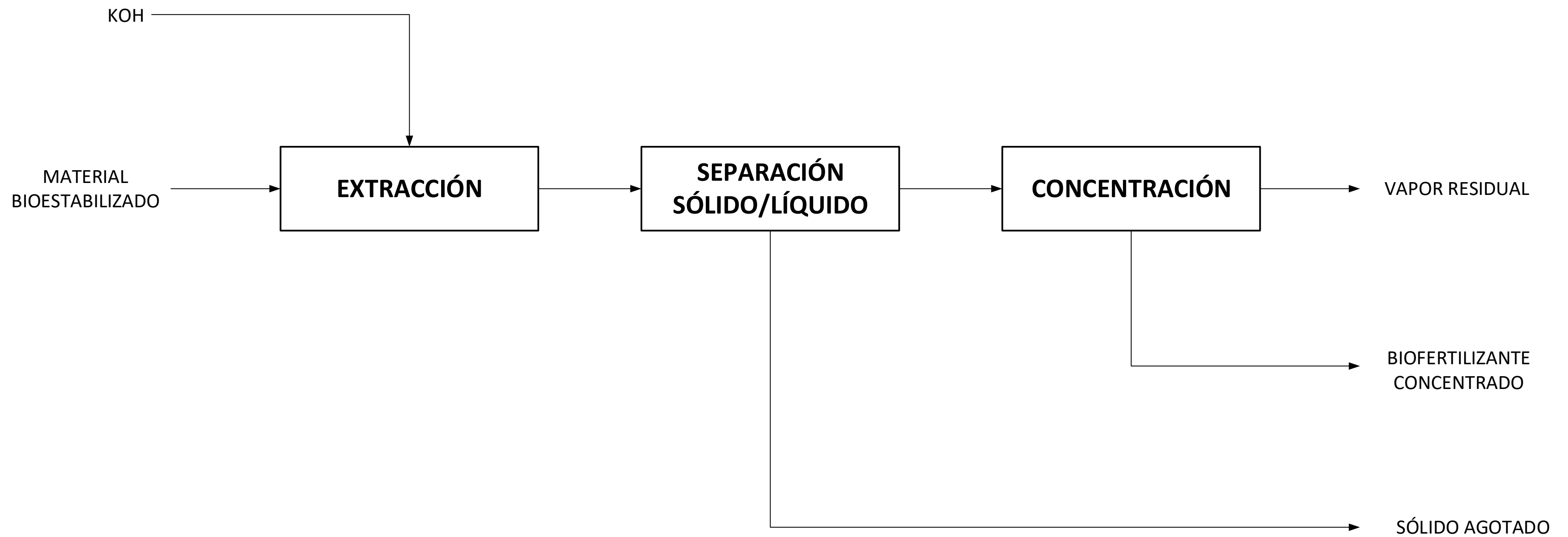
- Saito, B., & Seckler, M. M. (2014). *Alkaline extraction of humic substances from peat applied to organic-mineral fertilizer production*. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 31(3), 675–682.
- Silva, M. E. F., Lemos, L. T., Bastos, M. M. S. M., Nunes, O. C., & Cunha-Queda, A. C. (2013). *Recovery of humic-like substances from low quality composts*. *Bioresource Technology*, 128, 624–632.
- Sinnott, R. K., (2005). *Coulson & Richardson's chemical engineering: Vol. 6. Chemical Engineering Design*. Fourth edition. Elsevier Butterworth-Heinemann. ISBN 0 7506 6538 6.
- Sortino, O., Montoneri, E., Patanè, C., Rosato, R., Tabasso, S., & Ginepro, M. (2014). *Benefits for Agriculture and the Environment from Urban Waste*. *The Science of the Total Environment*, 487, 443–451.
- Tortosa, G. (2007), *Extracción de materia orgánica soluble de un compost de orujo de oliva de dos fases*, Universidad de Murcia, Septiembre de 2007.
- Tortosa, G., Albuquerque, J. A., Bedmar, E. J., Ait-Baddi, G., & Cegarra, J. (2014). *Strategies to produce commercial liquid organic fertilisers from “alperujo” composts*. *Journal of Cleaner Production*, 82, 37–44.
- Vondra, M., Máša, V., & Bobák, P. (2018). *The energy performance of vacuum evaporators for liquid digestate treatment in biogas plants*. *Energy*, 146, 141–155.
- Xue, W., Tobino, T., Nakajima, F., & Yamamoto, K. (2015). *Seawater-driven forward osmosis for enriching nitrogen and phosphorous in treated municipal wastewater: Effect of membrane properties and feed solution chemistry*. *Water Research*, 69, 120–130.
- Zingaretti, D., Lombardi, F., & Baciocchi, R. (2018). *Soluble organic substances extracted from compost as amendments for Fenton-like oxidation of contaminated sites*. *Science of the Total Environment*, 619–620, 1366–1374.





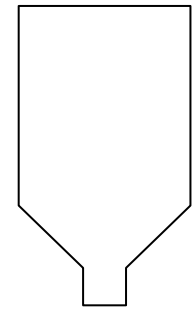
## **ANEXO I: DIAGRAMAS**



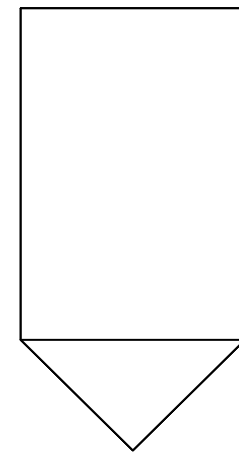


<b>PLANTA DE EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES DE MATERIAL BIOESTABILIZADO</b>	
PLANO	DIAGRAMA DE BLOQUES
NOMBRE	BD-101
AUTOR	CRISTINA BENITO MARTÍN
FECHA	29/06/2018
TAMAÑO	A3

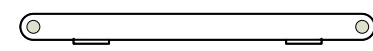
## EQUIPOS



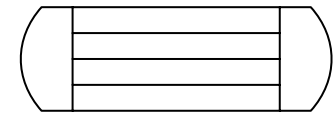
DEPÓSITO  
ALMACENAMIENTO



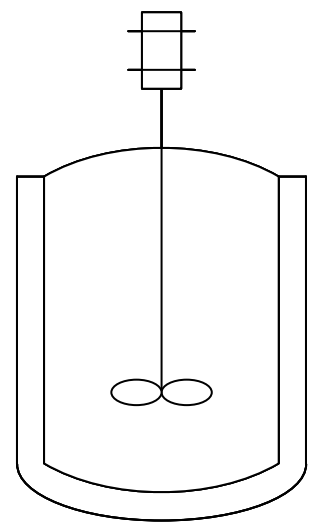
EVAPORADOR  
A VACÍO



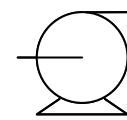
CINTA  
TRANSPORTADORA



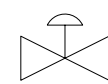
INTERCAMBIADOR  
CALOR



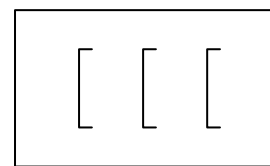
TANQUE  
AGITADO



BOMBA



VÁLVULA



FILTRO PRENSA

## SERVICIOS AUXILIARES

HWS

AGUA CALEFACCIÓN ENTRADA

HWR

AGUA CALEFACCIÓN RESIDUAL

LPS

VAPOR BAJA PRESIÓN

CWS

AGUA REFRIGERACIÓN ENTRADA

CWR

AGUA REFRIGERACIÓN RESIDUAL

## INSTRUMENTACIÓN

TT

TRANSMISOR TEMPERATURA

TC

CONTROLADOR TEMPERATURA

LT

TRANSMISOR NIVEL

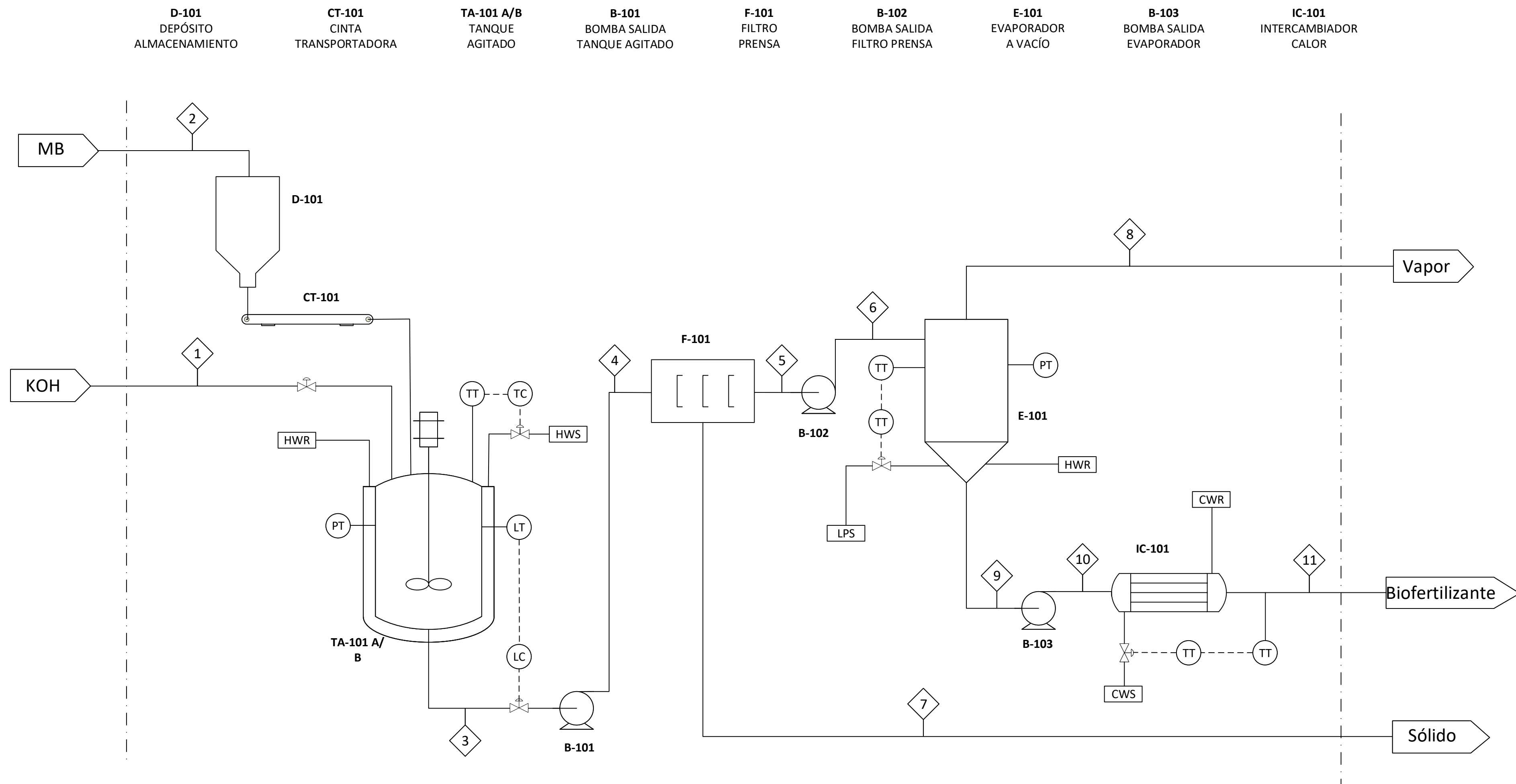
LC

CONTROLADOR NIVEL

PT

TRANSMISOR PRESIÓN

<b>PLANTA DE EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES DE MATERIAL BIOESTABILIZADO</b>	
PLANO	DIAGRAMA DE BLOQUES
NOMBRE	BD-101
AUTOR	CRISTINA BENITO MARTÍN
FECHA	29/06/2018
TAMAÑO	A3



Corriente	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
De	Alim. KOH	CT-101	TA-101 A/B	B-101	F-101	B-102	F-101	E-101	E-101	B-103	IC-101
Hacia	TA-101 A/B	TA-101 A/B	B-101	F-101	B-102	E-101	Sólido	Vapor	B-103	IC-101	Biofertiliz.
P (atm)	1	1	1	2	1	2	0,3	0,3	0,3	1	1
T (°C)	25	25	60	60	60	60	69,4	69,4	69,4	69,4	25
<b>Flujo (kg/h)</b>											
N	0,0	5,0	5,0	5,0	3,1	3,1	1,9	0,0	3,1	3,1	3,1
P	0,0	1,2	1,2	1,2	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0
C orgánico	0,0	57,7	57,7	57,7	40,6	40,6	17,1	0,0	40,6	40,6	40,6
K	15,2	0,0	15,2	15,2	15,2	15,2	0,0	0,0	15,2	15,2	15,2
Agua	759,4	73,3	832,7	832,7	539,4	539,4	293,3	449,2	90,2	90,2	90,2
Otros	6,6	175,3	181,9	181,9	6,6	6,6	175,3	0,0	6,6	6,6	6,6
TOTAL	781,3	312,5	1093,8	1093,8	604,9	604,9	488,8	449,2	155,7	155,7	155,7
<b>Comp. (% peso)</b>											
N	0,0	1,6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,4	0,0	2,0	2,0	2,0
P	0,0	0,4	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
C orgánico	0,0	18,5	5,3	5,3	6,7	6,7	3,5	0,0	26,1	26,1	26,1
K	2,0	0,0	1,4	1,4	2,5	2,5	0,0	0,0	9,8	9,8	9,8
Agua	97,2	23,5	76,1	76,1	89,2	89,2	60,0	100,0	57,9	57,9	57,9
Otros	0,9	56,1	16,6	16,6	1,1	1,1	35,9	0,0	4,3	4,3	4,3
TOTAL	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

PLANTA DE EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES DE MATERIAL BIOESTABILIZADO	
PLANO	DIAGRAMA DE BLOQUES
NOMBRE	BD-101
AUTOR	CRISTINA BENITO MARTÍN
FECHA	29/06/2018
TAMAÑO	A3

## **ANEXO II: CÁLCULOS**



A continuación se muestran los datos y resultados numéricos que se han utilizado para las ecuaciones desarrolladas en el *CAPÍTULO 5: Dimensionado de la instalación*.

### BALANCE DE MATERIA

<b>Alimentación material bioestabilizado</b>		
Tiempo operación	8000	h/año
Compost	2500	t/año
	312,5	kg/h

<b>Alimentación disolvente</b>		
KOH (0,5M)	781,25	kg/h
KOH	21,88	kg/h
Pm KOH	56,00	g/mol
Pm K	39,00	g/mol
Agua	759,38	kg/h
K	69,64	%
K	15,23	kg/h

<b>Caracterización compost</b>		
N	21,01	g/kg
P	5,01	g/kg
C orgánico	241,18	g/kg
Humedad	23,45	%

<b>Resultados extracción</b>		
N recuperado	0,62	%
C org recuperado	0,70	%

Corriente	1	2	3	4	5	6	7
<b>Flujo (kg/h)</b>							
<b>N</b>	5,02	0,00	5,02	3,11	1,91	0,00	3,11
<b>P</b>	1,20	0,00	1,20	0,00	1,20	0,00	0,00
<b>C orgánico</b>	57,69	0,00	57,69	40,58	17,11	0,00	40,58
<b>K</b>	0,00	15,23	15,23	15,23	0,00	0,00	15,23
<b>Agua</b>	73,28	759,38	832,66	539,37	293,29	449,20	90,17
<b>Otros</b>	175,30	6,64	181,94	6,64	175,30	0,00	6,64
<b>TOTAL</b>	312,50	781,25	1093,75	604,94	488,81	449,20	155,74
<b>Composición (% peso)</b>							
<b>N</b>	1,61	0,00	0,46	0,51	0,39	0,00	2,00
<b>P</b>	0,38	0,00	0,11	0,00	0,25	0,00	0,00
<b>C orgánico</b>	18,46	0,00	5,27	6,71	3,50	0,00	26,06
<b>K</b>	0,00	1,95	1,39	2,52	0,00	0,00	9,78
<b>Agua</b>	23,45	97,20	76,13	89,16	60,00	100,00	57,90
<b>Otros</b>	56,10	0,85	16,63	1,10	35,86	0,00	4,26
<b>TOTAL</b>	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00



## DIMENSIONES DEL TANQUE DE EXTRACCIÓN

Alimentación	547	kg/h
Densidad	838	kg/m <sup>3</sup>
Viscosidad	2,93	Pa s
t operación	24	horas
Caudal	1,31	m <sup>3</sup> /h
Volumen	16	m <sup>3</sup>

N	100,00	rpm
	1,67	rps
Re	301,27	
Np	4,00	(grafica)
P	4928,17	W
	4,93	kW

L/D	1,50	
D	2,4	m
L	3,6	m
H	4,3	m
Da	0,80	m

## BALANCE DE ENERGÍA EN EL TANQUE DE EXTRACCIÓN

Extraccion		
F	547	kg/h
Cp mezcla	3343,2	J/kg K
Tf	25	°C
Tm	60	°C
Q extraccion	63990937,5	J/h
	17775,3	J/s = W
	<b>14,3</b>	<b>kW</b>

Servicios auxiliares		
Agua caliente P=1 atm T=85°C		
Cp agua	4,19	kJ/kg K
Ti a	85,00	
Tf a	65,00	
m agua	0,17	kg/s
	<b>616,15</b>	<b>kg/h</b>

## BALANCE DE ENERGÍA EN EL EVAPORADOR

Evaporacion		
L	264,93	kg/h
E	658,96	kg/h
Cp agua	4,19	J/kg K
T l	60,00	°C
T e	69,40	°C
P	0,30	atm
H vap	2625,10	kJ/kg
Q evaporacion	1729841,72	kJ/h
	<b>480,51</b>	<b>kW</b>

Servicios auxiliares		
Vapor baja presion P=4atm T=200°C		
Ti v	200	°C
T cond	144	°C
Tf a	100	°C
Cp agua	4,19	kJ/kg K
Cp vapor	2,20	kJ/kg K
H cond	606,70	kJ/kg
m vapor	0,53	kg/s
	<b>1892,52</b>	<b>kg/h</b>

## FLUJOS DE CAJA DEL BALANCE ECONÓMICO

Descripción (Miles€)	Año					
	0	1	2	3	4	5
A1. Capital Inmovilizado	19,7	98,3	147,5			
A2. Capital Circulante			12,3			
A. FI - Fondos Invertidos	-19,7	-98,3	-159,8	0,0	0,0	0,0
B1. Ingresos por Ventas			3737,8	3737,8	3737,8	3737,8
B2. Costes			-3633,6	-3633,6	-3633,6	-3633,6
B. Margen Bruto			104,1	104,1	104,1	104,1
C1. Amortización			-24,6	-24,6	-24,6	-24,6
C. BAI - Beneficio antes de Impuestos			79,6	79,6	79,6	79,6
D1. Impuestos	0,0	0,0	-23,9	-23,9	-23,9	-23,9
D. BDI - Beneficio después de Impuestos	0,0	0,0	103,4	103,4	103,4	103,4
E. FGO - Fondos Generados por las operaciones	-19,7	-98,3	-56,3	103,4	103,4	103,4
F. FGO-R - Movimiento de Fondos Cash Flow Acumulado	-19,7	-118,0	-174,3	-70,9	32,6	136,0

Descripción (Miles€)	Año				
	6	7	8	9	10
A1. Capital Inmovilizado					
A2. Capital Circulante					
A. FI - Fondos Invertidos	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
B1. Ingresos por Ventas	3737,8	3737,8	3737,8	3737,8	3737,8
B2. Costes	-3633,6	-3633,6	-3633,6	-3633,6	-3633,6
B. Margen Bruto	104,1	104,1	104,1	104,1	104,1
C1. Amortización	-24,6	-24,6	-24,6	-24,6	-24,6
C. BAI - Beneficio antes de Impuestos	79,6	79,6	79,6	79,6	79,6
D1. Impuestos	-23,9	-23,9	-23,9	-23,9	-23,9
D. BDI - Beneficio después de Impuestos	103,4	103,4	103,4	103,4	103,4
E. FGO - Fondos Generados por las operaciones	103,4	103,4	103,4	103,4	103,4
F. FGO-R - Movimiento de Fondos Cash Flow Acumulado	239,4	342,9	446,3	549,7	653,2

